



Grupo Intergubernamental de Expertos  
sobre el Cambio Climático



# Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero

Volumen 5

## Desechos

Editado por Simon Eggleston, Leandro Buendia,  
Kyoko Miwa, Todd Ngara y Kiyoto Tanabe



Programa de inventarios nacionales de gases de efecto invernadero del IPCC

**IGES**

Informe confeccionado por el Equipo de tareas sobre los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero (TFI) del IPCC y aceptado por el Grupo de expertos, pero no aprobado en detalle

Si bien se considera que la información contenida en el presente informe del IPCC es correcta a la fecha de impresión, ni los autores ni los editores asumen responsabilidad alguna en caso de existir errores u omisiones. Asimismo, ni los autores ni los editores se responsabilizan por la inexistencia de algunas direcciones URL mencionadas en el presente informe, ni garantizan que el contenido de dichos sitios Web sea o se mantenga exacto o correcto.

Publicado por el Instituto para las Estrategias Ambientales Globales (IGES), Hayama, Japón, en nombre del IPCC

© The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2006.

La cita de las directrices como referencia debe ser la siguiente:

IPCC 2006, 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds).  
Published: IGES, Japón.

Programa de inventarios nacionales de gases de efecto invernadero del IPCC  
Dependencia de Apoyo Técnico

% Institute for Global Environmental Strategies  
2108 -11, Kamiyamaguchi  
Hayama, Kanagawa  
JAPÓN, 240-0115

Fax: (81 46) 855 3808  
<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp>

*Traducido del inglés por International Translation Agency Ltd (ITA Ltd) - Malta*

*Impreso en Francia*

ISBN 92-9169-320-0

# **VOLUMEN 5:**

---

## **DESECHOS**

### **Autores principales coordinadores**

Riitta Pipatti (Finlandia) y Sonia Maria Manso Vieira (Brasil)

### **Editores de la revisión**

Dina Kruger (Estados Unidos) y Kirit Parikh (India)



# Índice

## **Volumen 5: Desechos**

- Capítulo 1 Introducción
- Capítulo 2 Datos de generación, composición y gestión de desechos
- Capítulo 3 Eliminación de desechos sólidos
- Capítulo 4 Tratamiento biológico de los desechos sólidos
- Capítulo 5 Incineración e incineración abierta de desechos
- Capítulo 6 Tratamiento y eliminación de aguas residuales
- Anexo 1 Hojas de trabajo

# **CAPÍTULO 1**

---

## **INTRODUCCIÓN**

## **Autores**

Riitta Pipatti (Finlandia) y Sonia Maria Manso Vieira (Brasil)

## Índice

1.1	Introducción.....	4
-----	-------------------	---

## Figura

Figura 1.1	Estructura del Sector Desechos .....	4
------------	--------------------------------------	---



# 1 INTRODUCCIÓN

## 1.1 INTRODUCCIÓN

El volumen sobre Desechos proporciona orientación metodológica para estimar las emisiones de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>) y óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) procedentes de las siguientes categorías:

- Eliminación de desechos sólidos (Capítulo 3),
- Tratamiento biológico de los desechos sólidos (Capítulo 4),
- Incineración e incineración abierta de desechos (Capítulo 5),
- Tratamiento y eliminación de aguas residuales (Capítulo 6).

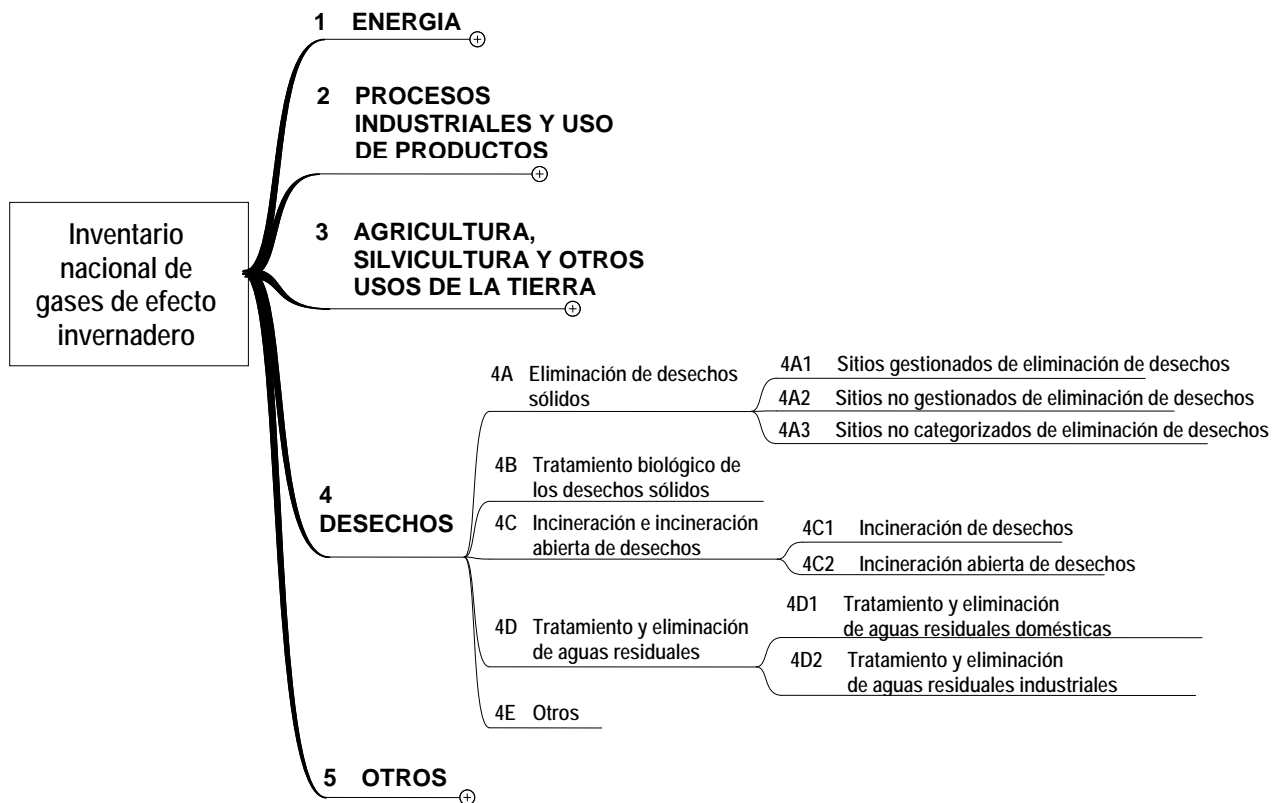
El Capítulo 3, Eliminación de desechos sólidos, proporciona también una metodología para estimar los cambios del carbono almacenado en los sitios de eliminación de desechos sólidos (SEDS), lo cual se declara a título de elemento informativo en el Sector Desechos (véase también el Volumen 4, AFOLU, Capítulo 12, Productos de madera recolectada).

El Capítulo 2, Datos de generación, composición y gestión de desechos, brinda una orientación general sobre la recopilación de datos para la gestión de los desechos sólidos, incluida la eliminación, el tratamiento biológico, la incineración y la incineración abierta de los desechos.

Las categorías y las actividades del Sector Desechos y sus definiciones pueden consultarse en el Cuadro 8.2 del Capítulo 8, Volumen 1, Orientación general y generación de informes. Es una *buena práctica* aplicar estas categorías a las declaraciones, de la manera más completa posible.

La Figura 1.1 muestra la estructura de las categorías dentro del Sector Desechos y los códigos correspondientes a las categorías del IPCC.

**Figura 1.1 Estructura del Sector Desechos**



Típicamente, las emisiones de CH<sub>4</sub> procedentes de los SEDS son la mayor fuente de emisiones de gases de efecto invernadero del Sector Desechos. Las emisiones de CH<sub>4</sub> procedentes del tratamiento y la eliminación de aguas residuales pueden ser importantes también.

La incineración y la incineración abierta de desechos que contienen carbono fósil, p. ej., los plásticos, son las más importantes fuentes de emisiones de CO<sub>2</sub> del Sector Desechos. Todas las emisiones de gases de efecto invernadero procedentes de la conversión de desechos en energía, donde el material de desecho se usa directamente como combustible o se convierte en combustible, deben estimarse y declararse dentro del Sector Energía. La orientación dada en el Capítulo 5 de este Volumen es válida generalmente para la incineración de desechos con o sin recuperación de energía. Los SEDS, el tratamiento de aguas residuales y la incineración de desechos no fósiles producen también CO<sub>2</sub>, pero éste es de origen biogénico y, por lo tanto, no se incluye como elemento a declarar en este sector.<sup>1</sup> En el Sector Energía, las emisiones de CO<sub>2</sub> que provienen de la combustión de los materiales biogénicos, incluido el CO<sub>2</sub> procedente de las aplicaciones de conversión de desechos en energía, se declaran a título de elemento informativo. El óxido nitroso se produce en la mayoría de los tratamientos abordados en el volumen Desechos. La importancia de las emisiones de N<sub>2</sub>O varía mucho según el tipo de tratamiento y las condiciones existentes durante el tratamiento.

Los desechos y el tratamiento y la eliminación de aguas residuales pueden producir también emisiones de compuestos orgánicos volátiles diferentes del metano (COVDM), óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>) y monóxido de carbono (CO), así como amoníaco (NH<sub>3</sub>). Sin embargo, las metodologías específicas para estimar las emisiones de estos gases no se incluyen en este Volumen, y se orienta a los lectores a consultar las directrices desarrolladas en el Convenio sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Larga Distancia (*EMEP/CORINAIR Guidebook*, EEA, 2005) y el documento de la EPA, *Compilation of Air Pollutant Emissions Factors* (U.S.EPA, 1995). Las emisiones de NO<sub>x</sub> y NH<sub>3</sub> procedentes del Sector Desechos pueden provocar emisiones indirectas de N<sub>2</sub>O. Los NO<sub>x</sub> se producen principalmente durante la incineración de desechos, mientras que el NH<sub>3</sub>, durante la preparación de abono orgánico. Es probable que las emisiones indirectas de N<sub>2</sub>O procedentes del Sector Desechos sean globalmente insignificantes. Sin embargo, si se dispone de estimaciones de las emisiones de NO<sub>x</sub> y NH<sub>3</sub>, es una *buena práctica* estimar las emisiones indirectas de N<sub>2</sub>O para realizar declaraciones exhaustivas (véase el Capítulo 7 del Volumen 1).

El alcance de este Volumen Desechos es similar al de las *Directrices del IPCC para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero, versión revisada en 1996* (IPCC, 1997) y al de la *Orientación del IPCC para las buenas prácticas y la gestión de la incertidumbre en los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero (GPG2000, IPCC, 2000)*. Como complemento a la orientación y para cubrir todas las prácticas principales de gestión de desechos, se han añadido las siguientes nuevas sub-categorías:

- Tratamiento biológico de los desechos sólidos: el Capítulo 4, Tratamiento biológico de los desechos sólidos, incluye una orientación para la estimación de las emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O procedentes del tratamiento biológico (preparación del abono orgánico, digestión anaeróbica en instalaciones de biogases).
- Incineración abierta de desechos: el Capítulo 5, Incineración e incineración abierta de desechos, complementa la orientación anterior sobre incineración de desechos con una orientación para estimar las emisiones procedentes de la incineración abierta de desechos, así como las emisiones de CH<sub>4</sub> procedentes de la incineración.
- Pozos sépticos y letrinas: el Capítulo 6, Tratamiento y eliminación de aguas residuales, incluye métodos para estimar las emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O procedentes de pozos sépticos y letrinas, así como de la eliminación de las aguas residuales por canalización hacia las vías fluviales.

## Referencias

EEA (2005). *EMEP/CORINAIR. Emission Inventory Guidebook – 2005*. European Environment Agency. URL: <http://reports.eea.eu.int/EMEP/CORINAIR4/en>

IPCC (1997). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories*. Houghton, J.T., Meira Filho, L.G., Lim, B., Tréanton, K., Mamaty, I., Bonduki, Y., Griggs, D.J. and Callander, B.A. (Eds). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA, Paris, France.

<sup>1</sup> Las emisiones de CO<sub>2</sub> de origen biogénico, bien están cubiertas por las metodologías y declaradas como cambios de las existencias de carbono en el Sector AFOLU, o no necesitan contabilizarse pues en el inventario no se declara la captación de CO<sub>2</sub> por la vegetación (p. ej., los cultivos anuales).

- IPCC (2000). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. Penman, J., Kruger, D., Galbally, I., Hiraishi, T., Nyenzi, B., Enmanuel, S., Buendia, L., Hoppaus, R., Martinsen, T., Meijer, J., Miwa, K. and Tanabe, K. (Eds). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.
- U.S.EPA (1995). U.S. EPA's Compilation of Air Pollutant Emissions Factors, AP-42, Edition 5. <http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/>. United States Environmental Protection Agency.

## **CAPÍTULO 2**

---

# **DATOS DE GENERACIÓN, COMPOSICIÓN Y GESTIÓN DE DESECHOS**

## **Autores**

Riitta Pipatti (Finlandia), Chhemendra Sharma (India), Masato Yamada (Japón)

Joao Wagner Silva Alves (Brasil), Qingxian Gao (China), G.H. Sabin Guendehou (República de Benín), Matthias Koch (Alemania), Carlos López Cabrera (Cuba), Katarina Mareckova (República Eslovaca), Hans Oonk (Países Bajos), Elizabeth Scheehle (Estados Unidos), Alison Smith (Reino Unido), Per Svardal (Noruega), y Sonia Maria Manso Vieira (Brasil)

## Índice

2	Datos de generación, composición y gestión de desechos	
2.1	Introducción.....	2.4
2.2	DATOS de generación y gestión de desechos .....	2.4
2.2.1	Desechos sólidos municipales (DSM).....	2.5
2.2.2	Lodos de aguas residuales.....	2.8
2.2.3	Desechos industriales .....	2.8
2.2.4	Otros desechos .....	2.11
2.3	Composición de los desechos .....	2.12
2.3.1	Desechos sólidos municipales (DSM).....	2.12
2.3.2	Lodos de aguas residuales.....	2.16
2.3.3	Desechos industriales .....	2.16
2.3.4	Otros desechos .....	2.17
Anexo 2A.1	Datos de Generación y Gestión de Desechos - Promedios por país y por región .....	2.18
Referencias	.....	2.22

## Cuadros

Cuadro 2.1	Datos sobre generación y tratamiento de los DSM - valores regionales por defecto.....	2.5
Cuadro 2.2	Generación de desechos industriales en algunos países seleccionados.....	2.10
Cuadro 2.3	Datos sobre composición de los DSM - valores regionales por defecto .....	2.13
Cuadro 2.4	Valores por defecto para contenidos de materia seca, DOC, total de carbono y fracción de carbono fósil en varios componentes de DSM.....	2.15
Cuadro 2.5	Valores por defecto para contenidos de DOC y carbono fósil en desechos industriales .....	2.17
Cuadro 2.6	Contenidos por defecto de DOC y carbono fósil en otros desechos .....	2.17
Cuadro 2A.1	Datos de generación y gestión de DSM - Promedios por país y por región.....	2.18

## Recuadros

Recuadro 2.1	Ejemplo de recopilación de los datos de la actividad para la estimación de las emisiones provenientes del Tratamiento de los desechos sólidos basada en el Análisis de las corrientes de desechos por tipo.....	2.7
--------------	---	-----

## 2 DATOS DE GENERACIÓN, COMPOSICIÓN Y GESTIÓN DE DESECHOS

### 2.1 INTRODUCCIÓN

El punto de partida para la estimación de las emisiones de gases de efecto invernadero provenientes de la eliminación de desechos sólidos, el tratamiento biológico, la incineración e incineración abierta de desechos sólidos es la recopilación de datos de la actividad relativos a la generación, la composición y la gestión de los desechos. En este capítulo, se brinda una orientación general para la recopilación de los datos sobre la eliminación de desechos sólidos, los tratamientos biológicos, la incineración y la incineración abierta de desechos, para garantizar la coherencia entre todas estas categorías de desechos. Para una orientación más detallada sobre la selección de los datos de la actividad, los factores de emisión y otros parámetros necesarios para la estimación de las emisiones, véase el Capítulo 3, Eliminación de desechos sólidos; Capítulo 4, Tratamiento biológico de desechos sólidos; y Capítulo 5, Incineración e incineración abierta de desechos.

La generación de desechos sólidos es la base común para obtener los datos de la actividad destinados a estimar las emisiones derivadas de la eliminación de desechos, el tratamiento biológico, la incineración e incineración abierta de desechos. Los índices de generación de los desechos sólidos y su composición varían de un país a otro, según la situación económica, la estructura industrial, las reglamentaciones de eliminación de desechos y el estilo de vida. La disponibilidad y la calidad de los datos sobre la generación de desechos así como los tratamientos subsiguientes, también varían de forma considerable de país a país. Durante la última década, las estadísticas de generación y tratamiento de desechos han mejorado significativamente en muchos países, pese a que en la actualidad sólo en un número limitado de países se dispone de datos exhaustivos que cubran todas las categorías de desechos y técnicas de tratamiento. Para realizar la estimación de las emisiones de metano (CH<sub>4</sub>) de esta categoría mediante el uso del método de descomposición de primer orden (véase el Capítulo 3 Eliminación de desechos sólidos, Sección 3.2.2), se requieren datos históricos de eliminación de desechos en los SEDS. Muy pocos países disponen de datos sobre el historial de eliminación de desechos que se remonten varias décadas al pasado.

Los desechos sólidos se generan en hogares, oficinas, tiendas, mercados, restaurantes, instituciones públicas, instalaciones industriales, plantas de tratamiento de aguas y alcantarillado, obras en construcción y demolición y actividades agrícolas (las emisiones a partir de la gestión del estiércol, así como de la quema *in situ* de residuos agrícolas se analizan en el Volumen Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra (AFOLU)). Al realizar el inventario de los gases de efecto invernadero, es una *buena práctica* tomar en cuenta todos los tipos de desechos sólidos para la estimación de las emisiones asociadas.

Las prácticas de gestión de desechos sólidos incluyen: recolección, reciclado, eliminación de desechos sólidos en tierras, tratamientos biológicos y otros, así como la incineración y la incineración abierta de los desechos. Aunque el reciclado (recuperación de materiales)<sup>1</sup> afecta las cantidades de desechos que entran en otros sistemas de gestión y tratamiento, su impacto sobre las emisiones debido al reciclado (p. ej., los cambios en las emisiones durante los procesos de producción y el transporte) está cubierto en otros sectores y no se aborda aquí de manera detallada.

### 2.2 DATOS DE GENERACIÓN Y GESTIÓN DE DESECHOS

Para la recopilación de datos sobre la generación de desechos y las prácticas de gestión de los desechos sólidos municipales (DSM), lodos, desechos industriales y otros, se brinda una orientación por separado. A continuación se presentan las definiciones por defecto para estas categorías. Estas definiciones por defecto se emplean en la subsiguiente orientación metodológica. Las definiciones son transparentes para permitir modificaciones específicas según el país, ya que la categorización de desechos varía mucho de un país a otro y puede

---

<sup>1</sup> El reciclado se define a menudo para abarcar también las actividades de conversión de desechos en energía y el tratamiento biológico. Por razones prácticas, aquí se utiliza una definición más restringida: el reciclado se define como la recuperación de recursos materiales (típicamente papel, vidrio, metales y plásticos y a veces los desechos de madera y alimentos) desde la corriente de desechos.

comprender diferentes componentes de los desechos.<sup>2</sup> Si los datos disponibles que se usan en el inventario cubren sólo ciertos tipos de desechos o fuentes (p. ej., los desechos municipales), esta disponibilidad limitada debe documentarse claramente en el informe de inventario, y se deben hacer esfuerzos para complementar los datos y cubrir todos los tipos de desechos.

En la Sección 2.3 Composición de los desechos, se presentan las composiciones por defecto para estas categorías por defecto de los desechos. Las composiciones por defecto se usan como base para los cálculos de los métodos de Nivel 1.

## 2.2.1 Desechos sólidos municipales (DSM)

Por lo general, los desechos municipales se definen como los desechos recolectados por municipalidades u otras autoridades locales. Sin embargo, esta definición varía según el país. Típicamente, los DSM incluyen:

- Desechos domésticos;
- Desechos de jardines y parques; y
- Desechos comerciales/institucionales

Los datos sobre la composición por defecto por regiones para los DSM se presentan en la Sección 2.3.1.

### Datos por defecto

El Cuadro 2.1 proporciona datos por defecto específicos para cada región, para la generación de DSM *per cápita* y las prácticas de gestión. Estos datos se estimaron sobre la base de datos específicos del país provenientes de una cantidad limitada de países de las respectivas regiones (véase el Anexo 2 A.1). Estos datos se basan en el peso de los desechos húmedos<sup>3</sup> y se puede suponer que son aplicables para el año 2000. Los datos sobre generación de desechos *per cápita* para años anteriores o posteriores pueden calcularse siguiendo la orientación sobre cómo estimar las emisiones históricas provenientes de los SEDS del Capítulo 3, Sección 3.2.2, y los métodos de extrapolación e interpolación que utilizan los factores impulsores, presentados en el Capítulo 6, Coherencia de la serie temporal, en el Volumen 1, Orientación General y Generación de Informes.

Región	Índice de generación de DSM <sup>1, 2, 3</sup> (toneladas/Cáp./año)	Fracción de los DSM eliminados en los SEDS	Fracción de los DSM incinerados	Fracción de los DSM transformados en abono orgánico	Fracción de otras gestiones de los DSM, no especificadas <sup>4</sup>
<b>Asia</b>					
Asia Oriental	0,37	0,55	0,26	0,01	0,18
Centro-sur de Asia	0,21	0,74	-	0,05	0,21
Sudeste asiático	0,27	0,59	0,09	0,05	0,27
<b>África<sup>5</sup></b>	0,29	0,69	-	-	0,31
<b>Europa</b>					
Europa Oriental	0,38	0,90	0,04	0,01	0,02
Europa del Norte	0,64	0,47	0,24	0,08	0,20
Europa del Sur	0,52	0,85	0,05	0,05	0,05
Europa Occidental	0,56	0,47	0,22	0,15	0,15
<b>América</b>					
Caribe	0,49	0,83	0,02	-	0,15

<sup>2</sup> Algunos países no emplean estas categorías amplias de desechos sino una clasificación más detallada, p. ej., el Reglamento del Parlamento y Consejo Europeo sobre estadísticas de desechos (EC no 2150/2002) que no incluye los desechos sólidos municipales como categoría.

<sup>3</sup> Los desechos húmedos no son tratados antes de la medición, mientras que el peso en seco se estima después de secar los desechos a una determinada temperatura, ventilación y duración, antes de efectuar las mediciones. En la conversiones realizadas en este Volumen (véase, p. ej., el Cuadro 2.4) la hipótesis es que en la materia seca no queda humedad alguna.



CUADRO 2.1 (CONTINUACIÓN)					
DATOS SOBRE GENERACIÓN Y TRATAMIENTO DE LOS DSM - VALORES REGIONALES POR DEFECTO					
Región	Índice de generación de DSM <sup>1, 2, 3</sup> (toneladas/Cáp./año)	Fracción de los DSM eliminados en los SEDS	Fracción de los DSM incinerados	Fracción de los DSM transformados en abono orgánico	Fracción de otras gestiones de los DSM, no especificadas <sup>4</sup>
América Central	0,21	0,50	-	-	0,50
América del Sur	0,26	0,54	0,01	0,003	0,46
América del Norte	0,65	0,58	0,06	0,06	0,29
Oceanía <sup>6</sup>	0,69	0,85	-	-	0,15

<sup>1</sup> Datos basados en el peso de los desechos húmedos.

<sup>2</sup> Para obtener el valor total de generación de desechos en el país, se deberá multiplicar los valores *per capita* por la población cuyos desechos se recolectan. En muchos países, en particular los países en desarrollo, incluye únicamente la población urbana.

<sup>3</sup> Los valores son los datos por defecto para el año 2000, pese a que para algunos países no se conocía el año de referencia, o no se disponía de datos para el año 2000. Los años de referencia para estos datos, cuando los hay, se presentan en el Anexo 2A.1.

<sup>4</sup> Otros tratamientos, no especificados incluye datos de reciclaje para algunos países.

<sup>5</sup> Se presenta un promedio regional para toda África, ya que no se dispone de datos regionales detallados.

<sup>6</sup> Los datos para Oceanía se basan únicamente en datos de Australia y Nueva Zelanda.

### Datos específicos del país

Es una *buena práctica* que cada país utilice datos específicos del país sobre la generación, composición y prácticas de gestión de los DSM, como base para la estimación de sus emisiones.

Se pueden obtener datos específicos del país para la generación, composición y prácticas de gestión de los DSM a partir de estadísticas y sondeos sobre desechos (por municipios u otros gobiernos pertinentes, compañías de gestión de desechos, organizaciones asociativas de gestión de desechos y otros) y mediante proyectos de investigación (Banco Mundial, OCDE, BID, JICA, U.S. EPA, IIASA, AEMA, etc.).

A los países grandes, con marcadas diferencias en la generación y tratamiento de desechos de una región a otra, se les recomienda utilizar datos de esas regiones, en la medida de lo posible. En el ver Capítulo 2, Métodos para la recopilación de datos, del Volumen 1, se proporciona más orientación sobre la recopilación de datos en general y sondeos sobre desechos.

### Datos provenientes de los análisis de la corriente de desechos

Las técnicas de tratamiento de DSM se aplican generalmente en una secuencia o en paralelo. Un enfoque más exacto de la recopilación, pero intensivo en el uso de los datos, consiste en seguir las corrientes de desechos de un tratamiento a otro, tomando en cuenta los cambios de composición y otros parámetros que afectan a las emisiones. Los análisis de las corrientes de desechos deben combinarse con datos de alta calidad específicos del país sobre la generación y la gestión de los desechos. Muchas veces, este enfoque se complementa con técnicas de modelización. Al aplicarlo, es una *buena práctica* verificar los datos utilizando datos recopilados por separado sobre la generación, gestión y eliminación de los DSM, en particular en los casos en que éstos se basan en gran medida en modelizaciones. Este método resulta más exacto que los enfoques presentados más arriba, sólo si los países disponen de datos detallados y de buena calidad sobre cada etapa y si se ha verificado la información.

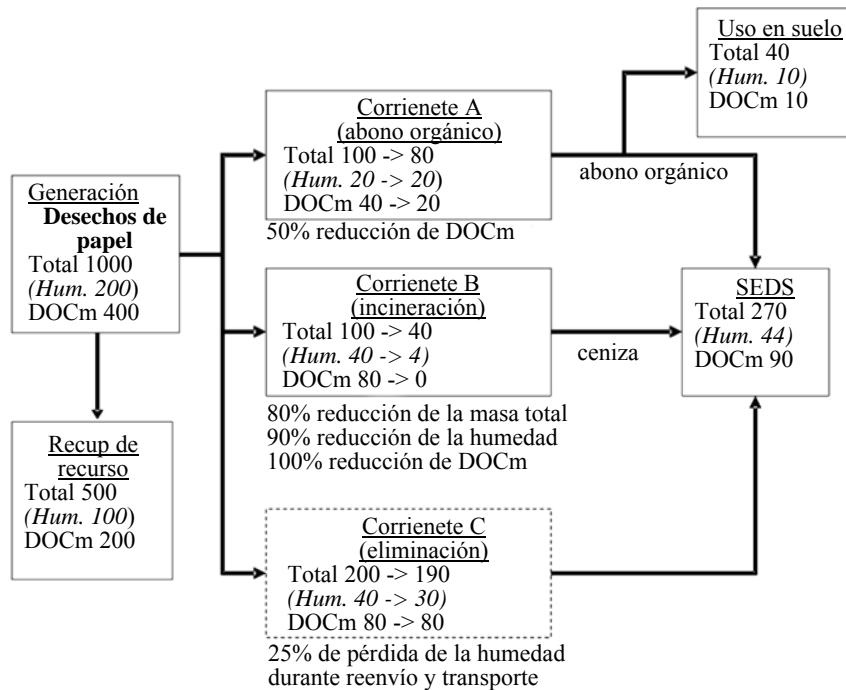
Un ejemplo de aplicación del enfoque para estimar la cantidad de desechos de papel eliminada en los SEDS se presenta en el Recuadro 2.1, Ejemplo de recopilación de los datos de la actividad para la estimación de las emisiones provenientes del tratamiento de los desechos sólidos, basada en el análisis de las corrientes de desechos por tipo. La utilización de este enfoque que se basa en el seguimiento de todos los flujos de desechos en el país proporciona datos de la actividad para todo tratamiento y eliminación de desechos sólidos (incluyendo la incineración y la incineración abierta de desechos). Los datos requeridos para este enfoque pueden estimarse a través de sondeos en la industria, los hogares y las compañías o instalaciones de gestión de desechos, complementados con datos estadísticos sobre generación, tratamiento y eliminación de DSM.

RECUADRO 2.1

**EJEMPLO DE RECOPIACIÓN DE LOS DATOS DE LA ACTIVIDAD  
PARA LA ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES PROVENIENTES DEL TRATAMIENTO DE LOS DESECHOS SÓLIDOS  
BASADA EN EL ANÁLISIS DE LAS CORRIENTES DE DESECHOS POR TIPO**

Los flujos de desechos empiezan en el punto de generación, pasan por la recolección y el transporte, la separación para recuperación de recursos, el tratamiento por reducción de volumen, la destoxificación, estabilización, el reciclado y/o la recuperación de energía, y terminan en los SEDS. Los flujos de desechos son específicos de cada país. Tradicionalmente y en muchos países, la mayoría de los desechos sólidos se eliminan en los SEDS. La incipiente, pero creciente comprensión, acerca de la necesidad de conservar recursos y proteger el medio ambiente en los países desarrollados, ha incrementado el reciclado y tratamiento de los desechos sólidos antes de su eliminación. En los países en desarrollo, la recuperación de materiales de valor durante la recolección, el transporte y en los SEDS es una práctica corriente.

El carbono orgánico degradable (DOC, del inglés en *Degradable Organic Carbon*) es uno de los principales parámetros que afectan las emisiones de CH<sub>4</sub> a partir de la eliminación de desechos sólidos. Se estima el DOC sobre la base de la composición de los desechos y varía según las diferentes fracciones de los desechos. Se pueden lograr estimaciones exactas de la cantidad de desechos y de DOC en los desechos (DOCm) eliminada en los SEDS, mediante un muestreo de los desechos a la entrada de los SEDS y midiendo el DOCm que contienen, o especificando la corriente de desechos para cada tipo de desecho y/o fuente. Los procesos intermedios en la corriente de desechos pueden alterar significativamente las propiedades físicas y químicas de los desechos, incluyendo su humedad y DOCm. El DOCm contenido en los desechos de los SEDS difiere considerablemente del contenido al tiempo de la generación, según el tipo de tratamiento dispensado antes de la eliminación. Para los países que no disponen de datos fiables basados en mediciones del DOCm eliminado en los SEDS, el análisis de la variación de masa de la humedad y el DOCm en tratamientos anteriores para cada tipo de desecho puede proporcionar un método para evitar sobreestimar o estimar insuficientemente las emisiones de CH<sub>4</sub> en los SEDS.



Nota 1: «Hum.» Significa humedad y DOCm es la masa de carbono orgánico degradable.

Nota 2: Los valores de cada recuadro indican el peso de la masa total (Total), humedad (Hum.) y DOCm en unidades de masa (toneladas, kilogramos u otro).

**RECUADRO 2.1 (CONTINUACIÓN)**

La figura anterior muestra un ejemplo de diagrama de flujo de desechos de papel para el análisis de la variación de DOCm en los desechos durante el tratamiento previo a la eliminación. Una fracción de los desechos de papel podría recuperarse como tal, y ser sustraída del flujo de gestión de desechos. El DOCm contenido en los desechos de papel se reduce a través de procesos intermedios, tales como la preparación de abono orgánico e incineración antes de la eliminación en los SEDS. La masa del total de los desechos, el DOCm y la humedad al término de cada proceso pueden obtenerse multiplicando la masa de estos componentes al inicio del proceso por el índice de reducción del proceso. En este diagrama se estudian las variaciones de masa únicamente para los desechos de papel, aunque las etapas de tratamiento normalmente incluirían también otros tipos de desechos. La incineración elimina la mayor parte de la humedad, pero las cenizas deben mojarse nuevamente para evitar pérdidas debidas al viento durante el transporte y la descarga en los SEDS. Las emisiones de gases de efecto de invernadero de otras categorías que las de los SEDS (a saber, recuperación de recursos, preparación de abono orgánico, incineración y uso en tierra) deben estimarse siguiendo las orientaciones presentadas en los capítulos respectivos. Las estimaciones presentadas en este diagrama corresponden a dictámenes de expertos y sólo se incluyen a título de ejemplo.

Para aplicar este enfoque con miras a obtener resultados precisos, se requieren estadísticas nacionales de generación de desechos municipales y de flujos de tratamiento, parámetros específicos del país para la composición de desechos y la cantidad de humedad, así como estimaciones de DOCm para cada tipo de desecho. En muchos países, puede resultar difícil obtener todos estos datos y parámetros. Si se pueden obtener valores específicos del país para los índices de reducción de humedad y DOCm en cada etapa de tratamiento intermedio antes de la eliminación en SEDS, la estimación del DOCm almacenado en los SEDS resultará más precisa que la que se obtiene sobre la base de valores medidos al tiempo de la generación.

## 2.2.2 Lodos de aguas residuales

En este Volumen, los lodos provenientes de las plantas de tratamiento de aguas servidas de origen doméstico e industrial se tratan como categoría de desechos aparte. En algunos países, los lodos resultantes del tratamiento de aguas servidas de origen doméstico se incluyen en los DSM, y los lodos resultantes del tratamiento de aguas servidas de origen industrial se incluyen en los desechos industriales. Igualmente, algunos países suelen considerar a todos los lodos como desechos industriales. La utilización de categorías específicas del país debe documentarse claramente en los informes.

Las emisiones debidas al tratamiento de lodos en las plantas de tratamiento de aguas residuales se analizan en el Capítulo 6, Tratamiento y eliminación de aguas residuales. Los Capítulos 3, 4 y 5 consideran la eliminación, la preparación de abono orgánico (así como la digestión anaeróbica de lodos junto a otros desechos orgánicos sólidos) y la incineración de lodos, respectivamente. Los lodos que se aplican a los terrenos agrícolas se tratan en el Volumen 4, Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra, Capítulo 11, Sección 11.2, Emisiones directas de N<sub>2</sub>O de los suelos gestionados. Se deben evitar los cálculos dobles de las emisiones entre las diferentes categorías. La cantidad de materia orgánica sustraída del tratamiento de aguas residuales (véase la Ecuación 6.1 del Capítulo 6) en forma de lodos destinados a su eliminación en los SEDS, preparación de abono orgánico, incineración o uso en agricultura, debe ser coherente con los valores presentados para cada una de esas categorías.

En este capítulo, no se entregan datos por defecto para la generación, eliminación en SEDS, preparación de abono orgánico o incineración de lodos.<sup>4</sup> Si no se dispone de datos específicos del país, la declaración de emisiones se ceñirá a la metodología indicada en el Capítulo 6. Los datos por defecto para el contenido de carbono orgánico degradable en los lodos se entregan en este capítulo, en la Sección 2.3, Composición de los desechos.

## 2.2.3 Desechos industriales

En algunos países, se generan cantidades significativas de desechos orgánicos sólidos industriales.<sup>5</sup> La generación y composición de desechos industriales varía según el tipo de industria y los procesos y/o las tecnologías en uso en cada país. Los países suelen aplicar diferentes categorizaciones a los desechos industriales. Por ejemplo, los desechos de la construcción y demolición pueden incluirse en los desechos industriales, en los DSM, o definirse como categoría aparte. La categorización por defecto aplicada aquí supone que los desechos de construcción y demolición son desechos industriales. En muchos países, los desechos industriales sólidos se

<sup>4</sup> Para algunos países europeos, los datos sobre la eliminación de los desechos de aguas servidas son recopilados por Eurostat (2005)

<sup>5</sup> Los valores por defecto presentados en el Cuadro 2.1 no incluyen los desechos sólidos industriales.

manejan como una corriente específica y las cantidades de desechos no forman parte de las estadísticas de desechos generales. La OCDE (p. ej., véase OECD, 2002) recopila datos estadísticos sobre generación y tratamiento de desechos industriales. Estas estadísticas se publican periódicamente. En la mayoría de los países en desarrollo, los desechos industriales se incluyen en el flujo de desechos sólidos municipales y, por lo tanto, resulta difícil obtener datos específicos para los desechos industriales.

Se pueden obtener datos de eliminación de desechos sólidos de origen industrial a partir de sondeos o de estadísticas nacionales. Para los efectos de estimar las emisiones generadas por los desechos, se deberá considerar únicamente aquellos desechos industriales que se supone que contienen DOC y carbono fósil. Los desechos de construcción y demolición son mayoritariamente inertes (cemento, escombros, etc.), pero pueden contener algo de DOC (véase la Sección 2.3.3) en la madera y algo de carbono fósil en los plásticos. Cuando se dispone de los datos, se debe tomar en cuenta al reciclado y la reducción por diferentes tecnologías aplicadas a los desechos industriales antes de su eliminación por incineración o por eliminación en los SEDS.

### **Datos por defecto**

En el Cuadro 2.2, se presentan datos sobre la generación de desechos industriales en algunos países (totales de generación de desechos industriales y valores para desechos de industrias manufactureras y de la construcción). La cantidad total incluye también desechos de otros tipos que los de industrias manufactureras y de construcción. Los datos se basan en el peso de los desechos húmedos. Si bien se generan significativas cantidades de desechos industriales, los índices de reciclado/reutilización suelen ser elevados, y la fracción de material orgánico degradable de los desechos industriales eliminada en sitios de eliminación de desechos sólidos a menudo resulta ser inferior a la de los DSM. La incineración de los desechos industriales puede alcanzar proporciones significativas, pero esto varía de un país a otro. La preparación de abono orgánico u otros tratamientos biológicos se restringen a los desechos de las industrias que producen alimentos y otros desechos putrescibles. Se alienta a los países para los que no se pueden obtener datos nacionales sobre la generación de los desechos industriales, y cuyos datos no aparecen en el Cuadro 2.2, a usar datos de países o grupos de países con circunstancias similares. El Capítulo 2, Métodos para la recopilación de datos, del Volumen 1, brinda una orientación general sobre la recopilación de datos.

Los datos presentados en el Cuadro 2.2 no incluyen datos sobre las prácticas de gestión de los desechos industriales. Cuando no se dispone de otras fuentes de datos específicos del país sobre gestión de desechos industriales, se puede suponer que esa gestión se rige por los mismos patrones que la gestión de los DSM (véase el Cuadro 2.1). Para lograr datos más exactos, se alienta a los compiladores del inventario a tomar contacto con las fuentes de información pertinentes de sus países, tales como los organismos gubernamentales y las autoridades locales responsables de la gestión de los desechos industriales, así como las organizaciones industriales.

**CUADRO 2.2**  
**GENERACIÓN DE DESECHOS INDUSTRIALES EN ALGUNOS PAÍSES SELECCIONADOS**  
 (1 000 toneladas por año)

<b>Región / País</b>	<b>Total</b>	<b>Industrias manufactureras</b>	<b>Construcción</b>
<b>Asia</b>			
China	1 004 280		
Japón		120 050	76 240
Singapur	1 423,5		
República de Corea		39 810	28 750
Israel	1 000		
<b>Europa</b>			
Austria		14 284	27 500
Bélgica		14 144	9 046
Bulgaria		3 145	7
Croacia		1 600	142
República Checa		9 618	5 083
Dinamarca		2 950	3 220
República de Estonia	1 261,5		
Finlandia		15 281	1 420
Francia		98 000	
Alemania		47 960	231 000
Grecia		6 680	1 800
Hungría		2 605	707
Islandia		10	
Irlanda		5 361	3 651
Italia		35 392	27 291
República de Letonia	1 103	422	7
República de Malta		25	206
Países Bajos		17 595	23 800
Noruega		415	4
Polonia		58 975	143
Portugal		8 356	85
Rumania		797	
República Eslovaca		6 715	223
República Eslovena		1 493	
España		20 308	
Suecia		18 690	
Suiza		1 470	6 390
Turquía		1 166	
Reino Unido		50 000	72 000
<b>Oceanía</b>			
Australia		37 040	10
Nueva Zelanda		1 750	NR

Los datos se basan en el peso de desechos húmedos.

Los valores son los datos por defecto para el año 2000, pese a que para algunos países no se conocía el año de referencia, o no se disponía de datos para el año 2000.

Referencias:

*Environmental Statistics Yearbook of China* (2003)

Eurostat (2005)

*Latvian Environment Agency* (2004)

OECD (2002)

*National environmental agency, Singapore* (2001)

*Estonian Environment Information Centre* (2003)

*Statistics Finland* (2005)

*Milleubalans* (2005)

### **Datos sobre la generación de desechos industriales, específicos del país**

Algunos países disponen de datos estadísticos sobre la generación y la gestión de los desechos industriales. Es una *buena práctica* utilizar los datos específicos del país sobre la generación de desechos industriales, la composición de los desechos (véase la Sección 3.2.2) así como las prácticas de gestión, como bases para la estimación de las emisiones. En la medida de lo posible, se deben recopilar los datos por tipo de industrias. Si los datos disponibles cubren sólo una parte de la industria o de los tipos de desechos industriales, esta disponibilidad limitada debe documentarse claramente en el informe del inventario, así como los esfuerzos realizados para complementar estos datos para cubrir todos los desechos industriales.

### **Datos para los análisis de la corriente de desechos**

Para el caso de los desechos industriales, se pueden utilizar también los enfoques analizados en la Sección 2.2.1, que consisten en el seguimiento de las corrientes de desechos, de un tratamiento a otro, tomando en cuenta los cambios de composición y otros parámetros que afectan las emisiones. Pueden obtenerse los datos por medio de sondeos o recopilándolos planta por planta.

## **2.2.4 Otros desechos**

**Desechos hospitalarios:** estos desechos incluyen materiales como jeringas de plástico, tejidos de origen animal, vendas, telas, etc. Algunos países prefieren incluir estos desechos en los DSM. Como regla general, los desechos hospitalarios se incineran. Sin embargo, algunos pueden eliminarse en los SEDS. No se incluyen aquí datos por defecto específicos del país ni regionales sobre la generación y gestión de los desechos hospitalarios. En la mayoría de los países, la cantidad de emisiones de gases de efecto invernadero debida a los desechos hospitalarios parece ser insignificante. En la Sección 2.3.4, Cuadro 2.6, se presentan datos por defecto para el contenido de DOC y carbono fósil en los desechos hospitalarios.

**Desechos peligrosos:** entre los desechos peligrosos se incluyen los desechos de aceite, solventes, cenizas, brasas, y otros desechos de características peligrosas, tales como la inflamabilidad, explosividad, causticidad, y toxicidad. En general, los desechos peligrosos se recolectan, se procesan y se eliminan en forma separada de las corrientes de DSM no peligrosos y de desechos industriales. Algunos desechos peligrosos son incinerados y pueden contribuir a las emisiones de CO<sub>2</sub> fósil debidas a la incineración (véase el Capítulo 5) (Eurostat, 2005)<sup>6</sup>. La neutralización y solidificación con cemento también se consideran procesos adecuados para el tratamiento de los desechos peligrosos. Dichos procesos, aplicados conjuntamente a los lodos orgánicos u otros desechos semi-líquidos de naturaleza peligrosa, pueden reducir (o retardar) las emisiones de gases de efecto invernadero por su aislamiento en los SEDS. En muchos países, está prohibido eliminar desechos peligrosos en los SEDS sin tratamiento previo. Es probable que las emisiones procedentes de la eliminación de desechos sólidos peligrosos sean limitadas. No se incluyen aquí datos por defecto específicos del país ni regionales sobre la generación y gestión de los desechos peligrosos. En la Sección 2.3.4, Cuadro 2.6, se presentan datos por defecto para el contenido de DOC y carbono fósil en los desechos peligrosos.

**Desechos agrícolas:** la gestión del estiércol y la incineración de residuos de la agricultura se abordan en el Volumen AFOLU. Sin embargo, los desechos agrícolas que serán procesados y/o eliminados junto con otros desechos sólidos pueden incluirse en los DSM o en los desechos industriales. Por ejemplo, ese tipo de desechos puede incluir estiércol, residuos agrícolas, carcasas de animales muertos, cubiertas plásticas para viveros y mantillo (pajote).

---

<sup>6</sup> Eurostat (2005) recopila datos basados en las estadísticas nacionales de los países europeos sobre la generación y el tratamiento de los desechos peligrosos.

## 2.3 COMPOSICIÓN DE LOS DESECHOS

### 2.3.1 Desechos sólidos municipales (DSM)

La composición de los desechos es uno de los principales factores que influyen sobre las emisiones provenientes del tratamiento de los desechos sólidos, pues los diferentes tipos de desechos contienen diferentes cantidades de carbono degradable orgánico (DOC) y de carbono fósil. La composición de los desechos, así como las clasificaciones utilizadas para recopilar los datos de la composición de los desechos en los DSM, varían ampliamente en regiones y países diferentes.

En este Volumen, se presentan valores por defecto sobre la composición de desechos en los DSM, para los siguientes tipos de desechos:

- (1) desechos de alimentos
- (2) desechos de jardines y parques; y
- (3) papel y cartón
- (4) madera
- (5) textiles
- (6) pañales (desechables)
- (7) caucho y cuero
- (8) plásticos
- (9) metal
- (10) vidrio (y porcelana y cerámica)
- (11) otros (p. ej., ceniza, suciedad, polvo, tierra, desechos electrónicos)

Los tipos de desechos de (1) a (6) contienen la mayor parte del DOC en los DSM. La ceniza, el polvo, el caucho y el cuero contienen también ciertas cantidades de carbono no-fósil, pero este es poco degradable. Algunos textiles, plásticos (incluidos los plásticos de los pañales desechables), caucho y desechos de componentes electrónicos, contienen la mayor parte del carbono fósil en los DSM. El papel (con revestimientos) y el cuero (sintético) también pueden contener pequeñas cantidades de carbono fósil.

El Cuadro 2.3 presenta datos por defecto específicos del país y regionales sobre la composición de los desechos en los DSM. Estos datos se basan en el peso de desechos húmedos. El Cuadro 2.3 no presenta datos por defecto para desechos de jardines y parques, ni para pañales. En el método de Nivel 1 por defecto, estas fracciones de desechos pueden suponerse nulas, es decir, se puede suponer que están incluidas en los otros tipos de desechos.

<b>CUADRO 2.3</b>									
<b>DATOS SOBRE COMPOSICIÓN DE LOS DSM - VALORES REGIONALES POR DEFECTO</b>									
<b>Región</b>	<b>Desechos de alimentos</b>	<b>Papel/cartón</b>	<b>Madera</b>	<b>Textiles</b>	<b>Caucho/cuero</b>	<b>Plásticos</b>	<b>Metal</b>	<b>Vidrio</b>	<b>Otro</b>
<b>Asia</b>									
Asia Oriental	26,2	18,8	3,5	3,5	1,0	14,3	2,7	3,1	7,4
Centro-sur de Asia	40,3	11,3	7,9	2,5	0,8	6,4	3,8	3,5	21,9
Sudeste asiático	43,5	12,9	9,9	2,7	0,9	7,2	3,3	4,0	16,3
Asia Occidental y Oriente Medio	41,1	18,0	9,8	2,9	0,6	6,3	1,3	2,2	5,4
<b>África</b>									
África del Este	53,9	7,7	7,0	1,7	1,1	5,5	1,8	2,3	11,6
África Central	43,4	16,8	6,5	2,5		4,5	3,5	2,0	1,5
África del Norte	51,1	16,5	2	2,5		4,5	3,5	2	1,5
África del Sur	23	25	15						
África Occidental	40,4	9,8	4,4	1,0		3,0	1,0		
<b>Europa</b>									
Europa Oriental	30,1	21,8	7,5	4,7	1,4	6,2	3,6	10,0	14,6
Europa del Norte	23,8	30,6	10,0	2,0		13,0	7,0	8,0	
Europa del Sur	36,9	17,0	10,6						
Europa Occidental	24,2	27,5	11,0						
<b>Oceanía</b>									
Australia y Nueva Zelanda	36,0	30,0	24,0						
Resto de Oceanía	67,5	6,0	2,5						
<b>América</b>									
Norteamérica	33,9	23,2	6,2	3,9	1,4	8,5	4,6	6,5	9,8
América Central	43,8	13,7	13,5	2,6	1,8	6,7	2,6	3,7	12,3
Sudamérica	44,9	17,1	4,7	2,6	0,7	10,8	2,9	3,3	13,0
Caribe	46,9	17,0	2,4	5,1	1,9	9,9	5,0	5,7	3,5



**CUADRO 2.3 (CONTINUACIÓN)**  
**DATOS SOBRE COMPOSICIÓN DE LOS DSM EN PORCENTAJES - VALORES REGIONALES POR DEFECTO**

Nota 1: Los datos se basan en el peso de desechos húmedos de los DSM, sin incluir los desechos industriales en curso de generación alrededor del año 2000

Nota 2: Los valores específicos de la región se calculan a partir de datos de composición nacionales, pero parcialmente incompletos; por lo tanto, los porcentajes presentados pueden no sumar 100%. Algunas regiones pueden no disponer de datos para ciertos tipos de desechos.

Fuentes:

Doom y Barlaz (1995)

Hoorweg (1999)

Vishwanathan y Trakler (2003a and b)

Shimura *et al.* (2001)

[www.defra.gov.uk/environment/statistics/wastats/mwb0203/wbch04.htm](http://www.defra.gov.uk/environment/statistics/wastats/mwb0203/wbch04.htm)

[www.climatechange.govt.nz/resources/reports/nir-apr04](http://www.climatechange.govt.nz/resources/reports/nir-apr04)

CONADE/SEDUE (1992); INE/SMARN (2000)

U.S. EPA (2002)

BID/OPS/OMS (1997)

Monreal (1998)

JICA (1991)

OPS/OMS (1997)

Ministerio de Desarrollo Social y Medio Ambiente/Secretaría de Desarrollo Sustentable y Política Ambiental (1999)

López, C. (2006). Comunicación personal.

Ministry of Science and Technology, Brasil (2002)

U.S. EPA (1997)

MAG/SSERNMA/DOA-PNUD/UNITAR (1999)

López *et al.* (2002)

El Cuadro 2.4 proporciona los valores por defecto para el contenido de DOC y carbono fósil en los diferentes tipos de desechos. El Cuadro 2.4 presenta también datos por defecto para los desechos de jardines y parques y para los pañales. Estos tipos de desechos no fueron incluidos en el Cuadro 2.3 por falta de datos. En el Cuadro 2.4, todas las fracciones se expresan en porcentajes.

<b>CUADRO 2.4</b> <b>VALORES POR DEFECTO PARA CONTENIDOS DE MATERIA SECA, DOC, TOTAL DE CARBONO Y FRACCIÓN DE CARBONO FÓSIL EN VARIOS COMPONENTES DE DSM</b>									
Componente de DSM	Contenido de materia seca en % del peso húmedo <sup>1</sup>	Contenido de DOC en % de desechos húmedos		Contenido de DOC en % de desechos secos		Contenido total en % del peso en seco		Fracción de carbono fósil en % del total de carbono	
		Por defecto	Rango	Por defecto	Rango <sup>2</sup>	Por defecto	Rango	Por defecto	Rango
Papel/cartón	90	40	36 - 45	44	40 - 50	46	42 - 50	1	0 - 5
Textiles <sup>3</sup>	80	24	20 - 40	30	25 - 50	50	25 - 50	20	0 - 50
Desechos de alimentos	40	15	8 - 20	38	20 - 50	38	20 - 50	-	-
Madera	85 <sup>4</sup>	43	39 - 46	50	46 - 54	50	46 - 54	-	-
Desechos de jardines y parques	40	20	18 - 22	49	45 - 55	49	45 - 55	0	0
Pañales	40	24	18 - 32	60	44 - 80	70	54 - 90	10	10
Caucho y cuero	84	(39) <sup>5</sup>	(39) <sup>5</sup>	(47) <sup>5</sup>	(47) <sup>5</sup>	67	67	20	20
Plásticos	100	-	-	-	-	75	67 - 85	100	95 - 100
Metal <sup>6</sup>	100	-	-	-	-	ND	ND	ND	ND
Vidrio <sup>6</sup>	100	-	-	-	-	ND	ND	ND	ND
Otros, desechos inertes	90	-	-	-	-	3	0 - 5	100	50 - 100

ND = datos no disponibles

<sup>1</sup> El contenido de humedad presentado aquí se refiere a estos tipos específicos de desechos antes de que entren a la recolección y el tratamiento. Por ejemplo, en muestras sacadas de los desechos recolectados o de los SEDS, el contenido de humedad de cada tipo de desecho varía según la humedad de los desechos coexistentes y el tiempo durante la gestión.

<sup>2</sup> El rango de valores corresponde a los valores mínimos y máximos declarados por Dehoust *et al.*, 2002; Gangdonggu, 1997; Guendehou, 2004; JESC, 2001; Jager y Blok, 1993; Würdinger *et al.*, 1997; y Zeschmar-Lahl, 2002.

<sup>3</sup> Por defecto, se supone que el 40 por ciento de los desechos son de origen sintético. Dictamen de experto de los autores.

<sup>4</sup> Este valor corresponde a productos de madera en final de vida. El contenido típico de materia seca en la madera al tiempo de la recolección (para desechos de jardín y parque) es de 40 por ciento. Dictamen de experto de los autores.

<sup>5</sup> Los cauchos de origen natural probablemente no se degradarán en condiciones anaeróbicas en los SEDS (Tsuchii *et al.*, 1985; Rose y Steinbüchel, 2005).

<sup>6</sup> El metal y el vidrio contienen un poco de carbono fósil. La combustión de cantidades significativas de metal o de vidrio no es común.

Los valores de DOC para los diferentes tipos de desechos, los cuales se derivan de los análisis de las muestras obtenidas al tiempo de la recolección en los SEDS o en las plantas de incineración, pueden incluir impurezas, p. ej., residuos de alimentos y desechos de plástico y de vidrio. El contenido de carbono en papel, textiles, pañales, caucho y plástico, puede variar también según los países y en diferentes periodos. Por lo tanto, los análisis pueden conducir a estimaciones de DOC diferentes de las presentadas en el Cuadro 2.4. Es una *buena práctica* utilizar valores de DOC coherentes con la manera en la que se hayan derivado los datos sobre la composición de los desechos.

Los datos de composición más fiables pueden obtenerse mediante el monitoreo de rutina a la entrada de los SEDS o de las plantas de incineración y otras instalaciones de tratamiento. Si no se dispone de estos datos, los valores de composición obtenidos en la generación y/o transporte, plantas de tratamiento y reciclado, pueden servir de base para estimar el DOC eliminado, mediante el método de análisis de las corrientes de desechos (véase el Recuadro 2.1).

Se pueden realizar muestreos de los desechos en las pozas de las instalaciones de tratamiento de los desechos, en las áreas de carga de las estaciones de transporte y en los SEDS. Los datos de composición de desechos eliminados pueden obtenerse por muestreo de campo en los SEDS. La cantidad de desechos (típicamente

superior a 1 m<sup>3</sup> para una muestra representativa) debe separarse manualmente para cada tipo y pesarse por tipo, de manera que se obtenga la composición por peso húmedo. Una fracción de cada tipo debe reducirse y muestrearse por cuarteo, y utilizarse para los análisis químicos que incluyan la humedad y el DOC.

La composición de los DSM varía de una ciudad a otra del mismo país. También varía según el día de la semana, la estación y el año en una misma ciudad. Los datos de composición nacionales representativos (o promedio) deben obtenerse en varias ciudades, por muestreo en los mismos días de la semana y en cada estación del año. El muestreo en los SEDS en días de lluvia hace variar significativamente el contenido de humedad (o sea: la composición por peso húmedo), lo que debe ser objeto de particular cuidado al tiempo de su interpretación en términos de valores anuales.

Los análisis para la determinación de la composición de desechos a nivel nacional, deben basarse en métodos de muestreo adecuados (véase el Volumen 1, Capítulo 2, Métodos para la recopilación de datos), y repetirse periódicamente para tomar en cuenta los cambios en la generación y la gestión. Se debe documentar los métodos y frecuencias de muestreo, así como sus implicaciones sobre las series temporales.

Los valores por defecto de DOC presentados en el Cuadro 2.4 se utilizan para la estimación de emisiones de CH<sub>4</sub> en los SEDS y del carbono eliminado en ellos (véase el Capítulo 3). El valor por defecto para el contenido total de carbono y las fracciones de carbono fósil para estimar las emisiones de CO<sub>2</sub> fósil por incineración e incineración abierta, se presentan también en el Cuadro 2.4.

### 2.3.2 Lodos de aguas residuales

El contenido de DOC en los lodos varía según el método de tratamiento de las aguas servidas que produce el lodo y también es diferente en el caso de los lodos domésticos e industriales.

Para los lodos domésticos, el valor DOC por defecto (como porcentaje de los desechos húmedos, suponiendo un contenido por defecto de materia seca del 10 por ciento) es de un 5 por ciento (con un rango del 4 al 5 por ciento, lo que significa que el contenido de DOC viene a ser el de un 40 a 50 por ciento de la materia seca).

Cuando no se dispone de datos específicos del país y/o de la industria, un valor aproximado por defecto de 9 por ciento de DOC (suponiendo que el contenido de materia seca sea de 35 por ciento) puede aplicarse al caso de los lodos industriales. El valor de DOC por defecto se aplica a la totalidad de los lodos industriales de un país. Los alcantarillados, las industrias de alimentos, industrias textiles e industrias químicas generan lodos orgánicos. También se puede encontrar DOC en los lodos de las obras hidráulicas y del dragado. El contenido de DOC en los lodos puede variar mucho según el tipo de industria. Como ejemplos de contenido de carbono en algunos lodos orgánicos (porcentaje de materia seca), en el Japón se observa: un 27 por ciento para la industria de la pulpa y del papel, un 30 por ciento para la industria de los alimentos, y un 52 por ciento para la industria química (Yamada *et al.*, 2003).

### 2.3.3 Desechos industriales

La composición media de los desechos industriales es muy diferente de la composición media de los DSM, y varía por tipo de industria, pese a que muchos de los tipos de desechos podrían incluirse tanto en los desechos industriales como en los DSM. El DOC y el carbono fósil de los desechos industriales se encuentran generalmente en los mismos tipos de desechos de los DSM. El DOC se encuentra en el papel y el cartón, los textiles, los alimentos y la madera. El cuero sintético, el caucho y los plásticos son las principales fuentes de carbono fósil. Los aceites de desecho y los solventes son también importantes fuentes de carbono fósil de los desechos industriales líquidos. Papel, cartón y plásticos se generan en varios tipos de industrias, principalmente como resultado del trabajo en oficinas y por desechos de embalajes. La madera se encuentra en desechos de pulpa y papel, de industrias manufactureras de madera y de actividades de construcción y demolición. Las industrias de alimentos, bebidas y tabaco, son las principales fuentes de desechos de alimentos. Los detalles de los productos y/o la actividad de cada industria varían de un país a otro. Para poder estimar el DOC y el carbono fósil de los desechos industriales, se puede recurrir a sondeos sobre generación y composición de los desechos en industrias representativas, así como a la estimación de la generación por unidad de ciertas composiciones por factores económicos, como producción, área de piso, y cantidad de empleados. Los desechos no peligrosos (tales como los residuos de oficina y de los servicios de restauración (catering)) de las actividades industriales se suelen incluir a veces en los DSM. Debe evitarse el cómputo doble de las emisiones.

El Cuadro 2.5 proporciona valores por defecto para los contenidos de DOC y carbono fósil de los desechos industriales por tipo de industria y por cantidades de desechos producidos. Los valores por defecto corresponden sólo a los desechos de procesos generados en las instalaciones (p. ej., se supone que los desechos de oficina forman parte de los DSM). Se recomienda que cada país recopile y utilice datos nacionales si los hay, pues los

valores por defecto son poco fiables. La orientación brindada aquí y en el Capítulo 2 del Volumen 1 se puede utilizar para desarrollar sistemas de recopilación de datos para los desechos industriales. Los contenidos de DOC y de carbono fósil pueden determinarse aplicando los mismos métodos de muestreo utilizados para el caso de los DSM.

<b>CUADRO 2.5</b>				
<b>VALORES POR DEFECTO PARA CONTENIDOS DE DOC Y CARBONO FÓSIL EN DESECHOS INDUSTRIALES</b>				
<b>(EN PORCENTAJES DE DESECHOS HÚMEDOS PRODUCIDOS)<sup>1</sup></b>				
<b>Tipo de industria</b>	<b>DOC</b>	<b>Carbono fósil</b>	<b>Carbono total</b>	<b>Contenido de agua<sup>2</sup></b>
Alimentos, bebidas y tabaco (otros que lodo)	15	-	15	60
Textiles	24	16	40	20
Madera y productos de madera	43	-	43	15
Pulpa y papel (otros que lodo)	40	1	41	10
Productos del petróleo, disolventes, plásticos	-	80	80	0
Caucho	(39) <sup>3</sup>	17	56	16
Construcción y demolición	4	20	24	0
Otros <sup>4</sup>	1	3	4	10

Fuente: Dictamen de expertos, Pipatti *et al.* 1996; Yamada *et al.* 2003.

<sup>1</sup> Los valores por defecto solo se refieren a la generación de desechos por los procesos realizados en ciertas industrias; se supone que los desechos de oficina y otros similares forman parte de los DSM.

<sup>2</sup> Nótese que los contenidos de agua de los desechos industriales varían enormemente, inclusive dentro de una misma industria.

<sup>3</sup> Es muy probable que los cauchos de origen natural no se degraden en condiciones anaeróbicas en los SEDS.

<sup>4</sup> Estos valores podrán utilizarse también como valores por defecto para el total de desechos de industrias manufactureras, cuando no se disponga de datos para la producción de desechos por tipo de industria. Los desechos de la minería y de canteras deben excluirse de los cálculos, ya que los valores pueden ser elevados y los contenidos de DOC y carbono fósil serán probablemente insignificantes.

### 2.3.4 Otros desechos

El Cuadro 2.6 proporciona los valores por defecto para el contenido de DOC y carbono fósil de los desechos peligrosos y los hospitalarios. Los valores deben aplicarse sólo para las cantidades totales de desechos peligrosos y hospitalarios generados en el país. La mayor parte de los desechos peligrosos se genera como lodos o materias de naturaleza semi-líquida, así como en forma de cenizas ligeras, cenizas densas y escoria, que son secos por naturaleza.

<b>CUADRO 2.6</b>				
<b>CONTENIDOS POR DEFECTO DE DOC Y CARBONO FÓSIL EN OTROS DESECHOS</b>				
<b>(PORCENTAJE DE DESECHOS HÚMEDOS GENERADOS)</b>				
<b>Tipo de desechos</b>	<b>DOC</b>	<b>Carbono fósil</b>	<b>Carbono total</b>	<b>Contenido de agua</b>
Desechos peligrosos	ND	5 - 50 <sup>1</sup>	ND	10 - 90 <sup>1</sup>
Desechos hospitalarios	15	25	40	35

ND = datos no disponibles.

Fuentes: Dictamen de expertos, IPCC 2000

<sup>1</sup> El valor más elevado del carbono fósil se aplica a los desechos con menor contenido de agua. Cuando no se dispone de datos sobre el contenido de agua, se debe usar el valor de la media del rango.

## Anexo 2A.1 Datos de generación y gestión de desechos - Promedios por país y por región

El Cuadro 2A.1 de este Anexo presenta datos sobre la generación y gestión de los DSM para algunos países cuyos datos están disponibles. Los valores regionales por defecto para la generación y el tratamiento de desechos que se presentaron en el Cuadro 2.1 del Capítulo 2 se derivaron sobre la base de la información contenida en este cuadro. Los datos se pueden utilizar como datos por defecto para el año 2000.

Para fines de comparación, en este cuadro se presentan también los datos sobre generación y eliminación de desechos en los SEDS publicados en las *Directrices del IPCC para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero, versión revisada en 1996* (Directrices de 1996, IPCC, 1997).

CUADRO 2A.1 DATOS DE GENERACIÓN Y GESTIÓN DE DSM - PROMEDIOS POR PAÍS Y POR REGIÓN								
Región / País	Índice de generación de DSM <sup>1,2</sup>  valores <sup>4</sup> IPCC -1996 (toneladas/Cáp./ año)	Índice de generación de DSM <sup>1,2,3</sup>  Año 2000 (toneladas/Cáp./ año)	Fracción de DSM eliminada en SEDS  valores <sup>4</sup> IPCC-1996	Fracción de DSM eliminada en SEDS	Fracción de DSM incinerada	Fracción de DSM convertida en abono orgánico	Fracción de otros DSM gestionados, no especificados <sup>5</sup>	Fuente
<b>Asia</b>								
<b>Asia Oriental</b>	<b>0,41</b>	<b>0,37</b>	<b>0,38</b>	<b>0,55</b>	<b>0,26</b>	<b>0,01</b>	<b>0,18</b>	
China		0,27		0,97	0,02	0,01		1
Japón	0,41	0,47	0,38	0,25	0,72	0,02	0,01	2, 31
República de Corea		0,38		0,42	0,04		0,54	3
<b>Centro y sur de Asia</b>	<b>0,12</b>	<b>0,21</b>	<b>0,60</b>	<b>0,74</b>	-	<b>0,05</b>	<b>0,21</b>	
Bangla Desh		0,18		0,95			0,05	4
India	0,12	0,17	0,60	0,70		0,20	0,10	4
Nepal		0,18		0,40			0,60	4
Sri Lanka		0,32		0,90			0,10	4
<b>Sudeste asiático</b>		<b>0,27</b>		<b>0,59</b>	<b>0,09</b>	<b>0,05</b>	<b>0,27</b>	
Indonesia		0,28		0,80	0,05	0,10	0,05	4
RDP de Laos		0,25		0,40			0,60	4
Malasia		0,30		0,70	0,05	0,10	0,15	4
Myanmar		0,16		0,60			0,40	4
Filipinas		0,19		0,62		0,10	0,28	4, 5
Singapur		0,40		0,20	0,58		0,22	6
Tailandia		0,40		0,80	0,05	0,10	0,05	4
Vietnam		0,20		0,60			0,40	4
<b>África</b>								
<b>África<sup>6</sup></b>		<b>0,29</b>		<b>0,69</b>			<b>0,31</b>	
Egipto				0,70			0,30	4
Sudán		0,29		0,82			0,18	7
Sudáfrica			1,00	0,90			0,10	4
Nigeria				0,40			0,60	4
<b>Europa</b>								
<b>Europa Oriental</b>		<b>0,38</b>		<b>0,9</b>	<b>0,04</b>	<b>0,01</b>	<b>0,02</b>	
Bulgaria		0,52		1,00	0,00	0,00	0,00	8
Croacia				1,00	0,00	0,00	0,00	8
República Checa		0,33		0,75	0,14	0,04	0,06	8
República de Estonia		0,44		0,98	0,00	0,00	0,02	8
Hungría		0,45		0,92	0,08	0,00	0,00	8
República de Letonia		0,27		0,92	0,04	0,02	0,02	8

CUADRO 2A.1 (CONTINUACIÓN)								
DATOS DE GENERACIÓN Y GESTIÓN DE DSM - PROMEDIOS POR PAÍS Y POR REGIÓN								
Región / País	Índice de generación de DSM <sup>1,2</sup>  valores <sup>4</sup> IPCC -1996 (toneladas/Cáp./ año )	Índice de generación de DSM <sup>1,2,3</sup>  Año 2000 (toneladas/Cáp./ año)	Fracción de DSM eliminada en SEDS  valores <sup>4</sup> IPCC-1996	Fracción de DSM eliminada en SEDS	Fracción de DSM incinerada	Fracción de DSM convertida en abono orgánico	Fracción de otros DSM gestionados, no especificados <sup>5</sup>	Fuente
Lituania		0,31		1,00	0,00	0,00	0,00	8
Polonia		0,32		0,98	0,00	0,02	0,00	8
Rumania		0,36		1,00	0,00	0,00	0,00	8
Federación Rusa	0,32	0,34	0,94	0,71	0,19	0,00	0,10	9
República Eslovaca		0,32		1,00	0,00	0,00	0,00	8
República Eslovena		0,51		0,90	0,00	0,08	0,02	8
<b>Europa del Norte</b>		<b>0,64</b>		<b>0,47</b>	<b>0,24</b>	<b>0,08</b>	<b>0,20</b>	
Dinamarca	0,46	0,67	0,2	0,10	0,53	0,16	0,22	8
Finlandia	0,62	0,50	0,77	0,61	0,1	0,07	0,22	8
Islandia		1,00		0,86	0,06	0,01	0,06	8
Noruega	0,51	0,62	0,75	0,55	0,15	0,09	0,22	8
Suecia	0,37	0,43	0,44	0,23	0,39	0,10	0,29	8
<b>Europa del Sur</b>		<b>0,52</b>		<b>0,85</b>	<b>0,05</b>	<b>0,05</b>	<b>0,05</b>	
Chipre		0,68		1,00	0,00	0,00	0,00	8
Grecia	0,31	0,41	0,93	0,91	0,00	0,01	0,08	8
Italia	0,34	0,50	0,88	0,70	0,07	0,14	0,09	8
República de Malta		0,48		1,00	0,00	0,00	0,00	8
Portugal	0,33	0,47	0,86	0,69	0,19	0,05	0,07	8
España	0,36	0,60	0,85	0,68	0,07	0,16	0,09	8
Turquía		0,50		0,99	0,00	0,01	0,00	8
<b>Europa Occidental</b>	<b>0,45</b>	<b>0,56</b>	<b>0,57</b>	<b>0,47</b>	<b>0,22</b>	<b>0,15</b>	<b>0,15</b>	
Austria	0,34	0,58	0,4	0,30	0,10	0,37	0,23	8
Bélgica	0,40	0,47	0,43	0,17	0,32	0,23	0,28	8
Francia	0,47	0,53	0,46	0,43	0,33	0,12	0,13	8
Alemania	0,36	0,61	0,66	0,30	0,24	0,17	0,29	8
Irlanda	0,31	0,60	1,0	0,89	0,00	0,01	0,11	8
Luxemburgo	0,49	0,66	0,35	0,27	0,55	0,18	0,00	8
Países Bajos	0,58	0,62	0,67	0,11	0,36	0,28	0,25	8
Suiza	0,40	0,40	0,23	1,00	0,00	0,00	0,00	8
Reino Unido	0,69	0,57	0,90	0,82	0,07	0,03	0,08	8
<b>América Central, del Sur y Estados Caribeños</b>								
<b>Caribe</b>		<b>0,49</b>		<b>0,83</b>	<b>0,02</b>		<b>0,15</b>	
Bahamas		0,95		0,7			0,3	10
Cuba		0,21		0,90			0,1	11
República Dominicana		0,25		0,90	0,06		0,04	12
Santa Lucía		0,55		0,83			0,17	13
<b>América Central</b>		<b>0,21</b>		<b>0,50</b>			<b>0,50</b>	
Costa Rica		0,17						14, 15
Guatemala		0,22		0,40			0,60	16, 17, 18
Honduras		0,15		0,40			0,60	4
Nicaragua		0,28		0,70			0,30	4

CUADRO 2A.1 (CONTINUACIÓN)								
DATOS DE GENERACIÓN Y GESTIÓN DE DSM - PROMEDIOS POR PAÍS Y POR REGIÓN								
Región / País	Índice de generación de DSM <sup>1,2</sup>  valores <sup>4</sup> IPCC -1996 (toneladas/Cáp./ año )	Índice de generación de DSM <sup>1,2,3</sup>  Año 2000 (toneladas/Cáp./ año)	Fracción de DSM eliminada en SEDS  valores <sup>4</sup> IPCC-1996	Fracción de DSM eliminada en SEDS	Fracción de DSM incinerada	Fracción de DSM convertida en abono orgánico	Fracción de otros DSM gestionados, no especificados <sup>5</sup>	Fuente
<b>América del Sur</b>								
<b>América del Sur</b>		<b>0,26</b>		<b>0,54</b>	<b>0,01</b>	<b>0,003</b>	<b>0,46</b>	
Argentina		0,28		0,59			0,41	4
Bolivia		0,16		0,70			0,30	19
Brasil		0,18		0,80	0,05	0,03	0,12	20, 21
Chile				0,40			0,60	4
Colombia		0,26		0,31			0,69	22
Ecuador		0,22		0,40			0,60	23
Paraguay		0,44		0,40			0,60	24
Perú		0,20		0,53			0,47	4, 25
Uruguay		0,26		0,72			0,28	26, 27
Venezuela		0,33		0,50			0,50	28
<b>América del Norte</b>								
<b>América del Norte</b>	<b>0,70</b>	<b>0,65</b>	<b>0,69</b>	<b>0,58</b>	<b>0,06</b>	<b>0,06</b>	<b>0,29</b>	
Canadá	0,66	0,49	0,75	0,71	0,04	0,19	0,06	29, 30, 31
México		0,31		0,49			0,51	32, 33
Estados Unidos	0,73	1,14	0,62	0,55	0,14		0,31	34
<b>Oceanía</b>								
<b>Oceanía</b>	<b>0,47</b>	<b>0,69</b>	<b>1,00</b>	<b>0,85</b>			<b>0,15</b>	
Australia	0,46	0,69	1,00	1,00				4, 31
Nueva Zelanda	0,49		1,00	0,70			0,30	4
<p><sup>1</sup> Datos basados en el peso de los desechos húmedos.</p> <p><sup>2</sup> Para obtener el valor total de generación de desechos en el país, se debe multiplicar los valores <i>per capita</i> por la población cuyos desechos se recolectan. En muchos países, en particular los países en desarrollo, incluye únicamente la población urbana.</p> <p><sup>3</sup> Los valores son los datos por defecto para el año 2000, pese a que para algunos países no se conocía el año de referencia, o no se disponía de datos para el año 2000. El año para el cual se recolectan los datos, cuando los hay, se presentan más abajo con referencia a las fuentes.</p> <p><sup>4</sup> En esta columna, se incluyen los datos presentados en las <i>Directrices del IPCC de 1996</i>.</p> <p><sup>5</sup> Otros tratamientos, no especificados incluye datos de reciclaje para algunos países.</p> <p><sup>6</sup> Se presenta un promedio regional para todo el continente africano, ya que no se dispone de datos regionales detallados.</p>								
<b>Fuente</b>	<b>Año</b>							
1		Urban Construction Statistics Yearbook of China – Year 2000 (2001). Ministry of Chinese Construction. Chinese Construction Industry Publication Company.						
2		OECD Environment Directorate, OECD Environmental Data 2002, Waste.						
3		Ministry of Environment, Japan (1992-2003): Waste of Japan, <a href="http://www.env.go.jp/recycle/waste/ippan.html">http://www.env.go.jp/recycle/waste/ippan.html</a> .						
4		1) '97 National Status of Solid Waste Generation and Treatment , the Ministry of Environment, Korea, 1998. 2) '96 National Status of Solid Waste Generation and Treatment , the Ministry of Environment, Korea, 1997. 3) Korea Environmental Yearbook, the Ministry of Environment, Korea, 1990.						
5		Doom and Barlaz, 1995, Estimate of global methane emissions from landfills and open dumps, EPA-600/R-95-019, Office of Research & Development, Washington DC, USA.						
6	2001	Shimura et al. (2001).						
7		National Environmental Agency, Singapore ( <a href="http://www.nea.gov.sg">www.nea.gov.sg</a> ) and <a href="http://www.acrr.org/resourcecities/waste_resources/europe_waste.htm">www.acrr.org/resourcecities/waste_resources/europe_waste.htm</a> .						
8	2000	Ministry of Environment and Physical Development, Higher Council for Environment and Natural Resources, Sudan (2003), Sudan's First National Communications under the United Nations Framework Convention on Climate Change.						
9		Eurostat (2005). Waste Generated and Treated in Europe. Data 1995-2003. European Commission - Eurostat, Luxemburg. 131p.						
		Problems of waste management in Russia: Not-for-Profit Partnership "Waste Management – Strategic Ecological Initiative" <a href="http://www.sagepub.com/journalsProdEditBoards.nav?prodId=Journal201691">http://www.sagepub.com/journalsProdEditBoards.nav?prodId=Journal201691</a> .						

**CUADRO 2A.1 (CONTINUACIÓN)**  
**DATOS DE GENERACIÓN Y GESTIÓN DE DSM - PROMEDIOS POR PAÍS Y POR REGIÓN**

Fuente	Año	
10		<i>The Bahamas Environment, Science and Technology Commission</i> (2001). <i>Commonwealth of the Bahamas. First National Communication on Climate Change</i> . Nassau, New Providence, April 2001, 121pp.
11	1990	OPS/OMS (1997). Análisis Sectorial de Residuos Sólidos en Cuba. Serie Análisis 1. Sectoriales No. 13, Organización Panamericana de la Salud, 206 pp., 2. López, C., et al. (2002). República de Cuba. Inventario Nacional de Emisiones y Absorciones de Gases de Invernadero (colectivo de autores). Reporte para el Año 1996/Actualización para los Años 1990 y 1994. CD-ROM Vol. 01. Instituto de Meteorología-AMA-CITMA. La Habana, 320 pp. ISBN: 959-02-0352-3.
12		Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2004). República Dominicana. Primera Comunicación Nacional a la Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático. UNEP/GEF, Santo Domingo, Marzo de 2004, 163 pp.
13	1990	<i>Ministry of Planning, Development, Environment and Housing</i> (2001). Saint Lucias's Initial National Communication on Climate Change, UNEP/GEF, 306 pp.
14		Lammers, P. E. M., J. F. Feenstra, A. A. Olstroom (1998). Country/Region-Specific Emission Factors in National Greenhouse Gas Inventories. UNEP/Institute for Environmental Studies Vrije Universiteit, 112 pp.
15		Ministerio de Recursos Naturales, Energía y Minas (1995). Inventario Nacional de Fuentes y Sumideros de Gases con Efecto Invernadero en Costa Rica. MRNEM, Instituto Meteorológico Nacional, San José, Septiembre 1995.
16		Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales (2001). República de Guatemala. Primera Comunicación Nacional sobre Cambio Climático..
17		JICA (Agencia Japonesa de Cooperación Internacional) (1991). Estudio sobre el Manejo de los Desechos Sólidos en el Area Metropolitana de la Ciudad de Guatemala. Volumen 1.
18		Guatemala de la Asunción, diciembre 2001, 127 p., OPS/OMS (1995). Análisis Sectorial de Residuos Sólidos en Guatemala, Diciembre 1995, 183 pp.
19	1990	Fondo Nacional de Desarrollo (FNDR). Cantidad de RSM dispuestos en RSA-años 1996 y 1997, La Paz, Bolivia., 2. Ministerio de Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente/Secretaría Nacional de Recursos Naturales y Medio Ambiente (1997). Inventariación de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero. Bolivia – 1990. MDSMA/SNRNMA/SMA/PNCC/U.S. CSP, La Paz, 1997.
20		<i>Ministry of Science and Technology, Brazil</i> (2002). <i>First Brazilian Inventory of Anthropogenic Greenhouse Gas Emissions. Background Reports. Methane Emissions from Waste Treatment and Disposal</i> . CETESB. 1990 and 1994, Brasília, DF, 85 pp.
21		CETESB (1992). <i>Companhia de Tecnologia de Saneamiento Ambiental. Programa de gerenciamento de residuos sólidos domiciliares e de services de saúde</i> . PROLIXO, CETESB; Sao Paulo, 29 pp., IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estadística. <a href="http://www.ibge.gov.br/home/estadistica/populacao/atlassaneamiento/pdf/mappag59.pdf">http://www.ibge.gov.br/home/estadistica/populacao/atlassaneamiento/pdf/mappag59.pdf</a> in November 2004.
22	1990	Ministerio de Medio Ambiente/IDEAM (1999). República de Colombia. Inventario Nacional de Fuentes y Sumideros de Gases de Efecto Invernadero. 1990. Módulo Residuos, Santa Fe de Bogotá, DC, Marzo de 1999, 14 pp.
23		BID/OPS/OMS (1997). Diagnóstico de la Situación del Manejo de los Residuos Sólidos Municipales en América Latina y el Caribe., Doorn and Barlaz, 1995, Estimate of global methane emissions from landfills and open dumps, EPA-600/R-95-019, Office of Research & Development, Washington DC, USA.
24	1990	MAG/SSERNMA/DOA – PNUD/UNITAR (1999). Paraguay: Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero por Fuentes y Sumideros. Año 1990. Proyecto PAR GLO/95/G31. Asunción, Noviembre 1999, 90 pp.
25	1990 1994 1998	Estudios CEPIS-OPS y/o Estudio Sectorial de Residuos Sólidos del Perú. Ditesa/OPS., Lammers, P. E. M., J. F. Feenstra, A. A. Olstroom (1998). Country/Region-Specific Emission Factors in National Greenhouse Gas Inventories. UNEP/Institute for Environmental Studies Vrije Universiteit, 112 pp.
26		Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente/Dirección Nacional de Medio Ambiente/Unidad de Cambio Climático (1998). Uruguay. Inventario Nacional de Emisiones Netas de Gases de Efecto Invernadero 1994/Estudio Comparativo de Emisiones Netas de Gases de Efecto Invernadero para 1990 y 1994. Montevideo, Noviembre de 1998, 363pp.
27		OPS/OMS (1996). Análisis Sectorial de Residuos Sólidos, Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente/Dirección Nacional de Medio Ambiente/Unidad de Cambio Climático (2004). Uruguay. Segunda Comunicación a la CMNUCC. 330p. lidos en Uruguay. Plan Regional de Inversiones en Medio Ambiente y Salud, Marzo 1996.
28	2000	Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables. Ministerio de Energía y Minas (1996). Venezuela. Inventario de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero. Año 1990. GEF/UNEP/U.S CSP.
29	1992	<i>Organization for Economic Cooperation and Development</i> (OECD) <a href="http://www.oecd.org/dataoecd/11/15/24111692.PDF">http://www.oecd.org/dataoecd/11/15/24111692.PDF</a>



**CUADRO 2A.1 (CONTINUACIÓN)**  
**DATOS DE GENERACIÓN Y GESTIÓN DE DSM - PROMEDIOS POR PAÍS Y POR REGIÓN**

Fuente	Año	
30		<i>The Fraser Institute, Environmental Indicators</i> , 4 <sup>th</sup> Edition (2000). <a href="http://oldfraser.lexi.net/publications/critical_issues/2000/env_indic/section_05.html">http://oldfraser.lexi.net/publications/critical_issues/2000/env_indic/section_05.html</a> .
31		<i>UNFCCC Secretariat, Working paper No.3 (g)</i> (2000). <i>Expert report, prepared for the UNFCCC secretariat</i> , 20 February 2000.
32	1992	<a href="http://www.oecd.org/dataoecd/11/15/24111692.PDF">http://www.oecd.org/dataoecd/11/15/24111692.PDF</a> .
33		INE/SMARN (2000). <i>Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Invernadero 1994-1998</i> , Ciudad de Mexico, Octubre 2000, 461 p.
34		<i>Waste generation from: BioCycle</i> (January 2004). " <i>14th Annual BioCycle Nationwide Survey: The State of Garbage in America</i> ", <i>Waste disposition from: BioCycle</i> (December 2001). " <i>13th Annual BioCycle Nationwide Survey: The State of Garbage in America</i> "; <i>Personal Communication: Elizabeth Scheele</i> , U.S. EPA.

## Referencias

- BID/OPS/OMS (1997). *Diagnóstico de la Situación del Manejo de los Residuos Sólidos Municipales en América Latina y el Caribe*.
- CONADE/SEDUE (1992). *Informe de la Situación General en Materia de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente 1989-1990*. (Actualizado por la Dirección General de Servicios Urbanos, DDF, 1992. Dehoust, G., Gebhardt, P., Gärtner, S. (2002). *Der Beitrag der thermischen Abfallbehandlung zu Klimaschutz, Luftreinhaltung und Ressourcenschonung* [The contribution of thermal waste treatment to climate change mitigation, air quality and resource management]. For: Interessengemeinschaft der Betreiber Thermischer Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland (ITAD). Öko-Institut, Darmstadt 2002 [In German].
- Dehoust, G., *et al.* (2002). Dehoust, G., Gebhardt, P., Gärtner, S., *Der Beitrag der thermischen Abfallbehandlung zu Klimaschutz, Luftreinhaltung und Ressourcenschonung* [The contribution of thermal waste treatment to climate change mitigation, air quality and resource management]. For: Interessengemeinschaft der Betreiber Thermischer Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland (ITAD). Öko-Institut, Darmstadt 2002 [In German].
- Doorn, M. and Barlaz, M. (1995). *Estimate of global methane emissions from landfills and open dumps*, EPA-600/R-95-019, Office of Research & Development, Washington DC, USA.
- Environmental Statistics Yearbook of China (2003).  
URL: <http://www.cnemc.cn/stat/indexs.asp?id=15> (in Chinese)
- Estonian Environment Information Centre. (2003). URL: <http://www.keskkonnainfo.ee/english/waste>
- Eurostat (2005). *Waste Generated and Treated in Europe. Data 1995-2003*, European Commission -Eurostat, Luxemburg. 131 p.
- Gangdonggu Go"mi (1997). *Study on the situation of wastes discharge in Gangdonggu*. (Institute of Metropolitan), Seoul (University of Seoul) 1997.2
- Guendehou, G.H.S. (2004). *Open-Burning of Waste. Discussion Paper. Fifth Authors/Experts Meeting : Waste, 2-4 November 2004, Ottawa, Canada, in the Preparation of the 2006 IPCC National Greenhouse Gas Inventories Guidelines*.
- Hoorweg, D. T. L. (1999). *What A Waste: Solid Waste Management in Asia*, The International Bank for Reconstruction and Development, The World Bank, p 42.
- INE/SMARN. (2000). *Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Invernadero 1994-1998*. Ciudad de Mexico, Octubre 2000. 461 p.
- IPCC (1997). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories*. Houghton, J.T., Meira Filho, L.G., Lim, B., Tréanton, K., Mamaty, I., Bonduki, Y., Griggs, D.J. and Callander B.A. (Eds), Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA, Paris, France.
- Jager, D. de and Blok, K. (1993). *Koolstofbalans van het avfalsysteem in Nederland* [Carbon balance of the waste management system in the Netherlands]. For: Rijksinstituut vor Volksgezondheid en Mileuhygiene RIVM. Ecofys, Utrecht [In Dutch].

- JESC (2001). *Fact Book: Waste Management & Recycling in JAPAN*, Japan Environmental Sanitation Center, Kanagawa.
- JICA (1991). Estudio sobre el Manejo de los Desechos Sólidos en el Area Metropolitana de la Ciudad de Guatemala. Volumen 1. Agencia Japonesa de Cooperación Internacional.
- Latvian Environment Agency (2004). Economy-wide Natural Resources Flow Assessment (in Latvian: Resursu patēriņa novērtējums), pages 84-85, The Ministry of the Environment of the Republic of Latvia, Riga. ISBN (in English) 9984-9557-6-1 (URL: <http://www.lvgma.gov.lv/produkti/rpn2004/MFA.pdf>)
- López, C., *et al.* (2002). República de Cuba. Inventario Nacional de Emisiones y Absorciones de Gases de Invernadero (colectivo de autores). Reporte para el Año 1996/Actualización para los Años 1990 y 1994. CD-ROM Vol. 01. Instituto de Meteorología-AMA-CITMA. La Habana, 320 pp. ISBN: 959-02-0352-3.
- López, C. (2006). Personal Communication.
- MAG/SSERNMA/DOA – PNUD/UNITAR (1999). *Paraguay: Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero por Fuentes y Sumideros. Año 1990*. Proyecto PAR GLO/95/G31. Asunción, Noviembre 1999, 90 pp
- Milleubalans (2005). *Milleu en Natuur Planbureau*. ISBN 90-6969-120-6.
- Ministerio de Desarrollo Social y Medio Ambiente/Secretaría de Desarrollo Sustentable y Política Ambiental (1999). *Inventario de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero de la República Argentina. Año 1997*. Manejo de Residuos. Buenos Aires, Octubre 1999, p 146.
- Ministry of Environment, Japan (1992-2003). Waste of Japan, URL: <http://www.env.go.jp/recycle/waste/ippan.html>
- Ministry of Environment, Korea (1998). '97 National Status of Solid Waste Generation and Treatment', Korea. URL: <http://www.me.go.kr/> (in Korea)
- Ministry of Environment, Korea (1997). '96 National Status of Solid Waste Generation and Treatment', Korea. URL: <http://www.me.go.kr/> (in Korea)
- Ministry of Environment, Korea (1990). Korea Environmental Yearbook, Korea. URL: <http://www.me.go.kr/> (in Korea)
- Ministry of Science and Technology, Brazil (2002). First Brazilian Inventory of Anthropogenic Greenhouse Gas Emissions. Background Reports. Methane Emissions from Waste Treatment and Disposal. CETESB. 1990 and 1994, Brasília, DF, 85 pp. Monreal, J. C. (1998). Gestión de Residuos Sólidos en América Latina y el Caribe. OEA. Programa Interamericano de Cooperación en Tecnologías Ambientales en Sectores Claves de la Industria. URL: [http://www.idrc/industry/brazil\\_s9html](http://www.idrc/industry/brazil_s9html).
- National Environmental Agency, Singapore (2001). URL: [www.nea.gov.sg](http://www.nea.gov.sg), and [www.acrr.org/resourcecities/waste\\_resources/europe\\_waste.htm](http://www.acrr.org/resourcecities/waste_resources/europe_waste.htm)
- OECD (2002). OECD Environmental Data. *Waste. Compendium 2002*. Environmental Performance and Information Division, Environment Directorate, Organization for Economic Cooperation and Development (OECD), Working Group on Environmental Information and Outlooks. 27 p. URL: <http://www.oecd.org>
- OPS/OMS (1997). Análisis Sectorial de Residuos Sólidos en Cuba. Serie Análisis 1. Sectoriales No. 13, Organización Panamericana de la Salud, 206 pp., 2.
- Pipatti, R., Hänninen, K., Vesterinen, R., Wihersaari, M. and Savolainen, I. (1996). Impact of waste management alternative on greenhouse gas emissions, Espoo, VTT Julkaisuja - Publikationer. 85 p. (In Finnish)
- Rose, K. and Steinbüchel, A. (2005). 'Biodegradation of natural rubber and related compounds: recent insights into a hardly understood catabolic capability of microorganisms', *Applied and Environmental Microbiology*, June 2005, 2803-2812.
- Shimura, S., Yokota, I. and Nitta, Y. (2001). Research for MSW Flow Analysis in Developing Nations. J. Mater cycles waste manag., 3, p. 48-59
- Statistics Finland (2005). Environmental Statistics. Environment and Natural Resources. 2005:2, Helsinki, 208 p.
- Tsuchii, A., Suzuki, T. and Takeda, K. (1985). 'Microbial degradation of natural rubber vulcanizates', *Applied and Environmental Microbiology*, Oct. 1985, p. 965-970.
- UNFCCC Secretariat (2000). Working paper No.3 (g), Expert report, prepared for the UNFCCC secretariat, 20 February 2000.

- U.S.EPA (1997). Evaluation of Emissions from the Open Burning of Household Waste in Barrels, Volume1, Technical Report, United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA), Control Technology Center.
- U.S.EPA (2002). *Solid Waste Management and Greenhouse Gases*, 2<sup>nd</sup> Ed, United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA), EPA530-R-02-006.
- Vishwanathan,C. and Trakler, J. (2003a). ‘Municipal solid waste management in Asia’, *ARPPET Report*, Asian Institute of Technology.
- Vishwanathan,C. and Trakler, J. (2003b). Municipal solid waste management in Asia: A comparative analysis. In Proc. of the workshop on Sustainable landfill management, 3-5 Dec. 2003, Anna University, p 5 & 40.
- Würdinger, E., *et al.* (1997) Studie über die energetische Nutzung der Biomasseanteile in Abfällen [Study on the energy recovery of the biomass fraction in waste]. For: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen. Bayerisches Institut für Abfallforschung (BifA), Würdinger, E., Wagner, J., Tränkler, J., Rommel, W. Augsburg 1997 (In German).
- Yamada, M., Ishigaki, T., Tachio, K. and Inue, Y. (2003). Carbon flow and landfill methane emissions in Japanese waste stream. Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy.
- Zeschmar-Lahl, B. (2002). Die Klimarelevanz der Abfallwirtschaft im Freistaat Sachsen [The relevance of climate change for waste management in the federal state of Saxonia]. For: Sächsisches Ministerium für Umwelt und Landwirtschaft. BZL, Oyten 2002 (In German).

# **CAPÍTULO 3**

---

## **ELIMINACIÓN DE DESECHOS SÓLIDOS**

## **Autores**

Riitta Pipatti (Finlandia), Per Svardal (Noruega)

Joao Wagner Silva Alves (Brasil), Qingxian Gao (China), Carlos López Cabrera (Cuba), Katarina Mareckova (República Eslovaca), Hans Oonk (Países Bajos), Elizabeth Scheehle (Estados Unidos), Chhemendra Sharma (India), Alison Smith (Reino Unido) y Masato Yamada (Japón)

## **Autores colaboradores**

Jeffrey B. Coburn (Estados Unidos), Kim Pingoud (Finlandia), Gunnar Thorsen (Noruega) y Fabian Wagner (Alemania)

## Índice

3	Eliminación de desechos sólidos	
3.1	Introducción .....	3.6
3.2	Cuestiones metodológicas.....	3.6
3.2.1	Elección del método .....	3.6
3.2.2	Elección de los datos de la actividad.....	3.13
3.2.3	Elección de los factores y parámetros de emisión .....	3.14
3.3	Uso de las mediciones en la estimación de las emisiones de CH <sub>4</sub> procedentes de los SEDS.....	3.21
3.4	Carbono almacenado en los SEDS.....	3.25
3.5	Exhaustividad.....	3.25
3.6	Desarrollo de una serie temporal coherente .....	3.26
3.7	Evaluación de incertidumbre.....	3.27
3.7.1	Incertidumbre atribuible al método .....	3.27
3.7.2	Incertidumbre atribuible a los datos .....	3.28
3.8	GC/CC, generación de informes y documentación .....	3.30
	Referencias .....	3.32
Anexo 3A.1	Modelo de descomposición de primer orden .....	3.32
	Referencias .....	3.44

## Ecuaciones

Ecuación 3.1	Emisiones de CH <sub>4</sub> provenientes de los SEDS .....	3.8
Ecuación 3.2	COD disuelto a partir de los datos sobre eliminación de desechos .....	3.9
Ecuación 3.3	Transformación de DDOCm en L <sub>0</sub> .....	3.10
Ecuación 3.4	DDOCm acumulado en los SEDS al término del año T .....	3.10
Ecuación 3.5	DDOCm acumulado en los SEDS al término del año T .....	3.10
Ecuación 3.6	CH <sub>4</sub> generado a partir de los DDOCm en descomposición.....	3.11
Ecuación 3.7	Estimación del DOC con los valores de contenido de carbono por defecto.....	3.14
Ecuación 3A1.1	Ecuación diferencial para la descomposición de primer orden .....	3.35
Ecuación 3A1.2	Ecuación de la descomposición de primer orden .....	3.35
Ecuación 3A1.3	DDOCm restante después de 1 año de descomposición .....	3.36
Ecuación 3A1.4	DDOCm descompuesto después de 1 año de descomposición .....	3.36
Ecuación 3A1.5	DDOCm descompuesto durante el año T.....	3.36
Ecuación 3A1.7	Ecuación FOD para una descomposición que comienza después de 3 meses.....	3.36
Ecuación 3A1.8	DDOCm descompuesto en el año de deposición (3 meses de retardo).....	3.37
Ecuación 3A1.9	DDOCm descompuesto en el año (t) (3 meses de retardo) .....	3.37
Ecuación 3A1.10	Masa del carbono orgánico degradable acumulado al final del año T .....	3.38
Ecuación 3A1.11	Masa del carbono orgánico degradable descompuesto durante el año T.....	3.38
Ecuación 3A1.12	DDOCm restante al término del año de la eliminación.....	3.38
Ecuación 3A1.13	DDOCm descompuesto durante el año de la eliminación.....	3.39
Ecuación 3A1.14	DDOCm acumulado al término del año T.....	3.39
Ecuación 3A1.15	DDOCm descompuesto durante el año T.....	3.39
Ecuación 3A1.16	Cálculo del DOCm disuelto con los datos sobre eliminación de desechos .....	3.40
Ecuación 3A1.17	CH <sub>4</sub> generado a partir del DDOCm descompuesto .....	3.40
Ecuación 3A1.18	CH <sub>4</sub> emitido desde los SEDS .....	3.40
Ecuación 3A1.19	Cálculo del DOCm almacenado a largo plazo a partir de los datos de la eliminación de desechos .....	3.41
Ecuación 3A1.20	Ecuación de la tasa (o velocidad) de reacción de primer orden .....	3.41
Ecuación 3A1.21	Ecuación de las <i>Directrices del IPCC de 1996</i> para el DOC que reacciona en el año T ....	3.42
Ecuación 3A1.22	Ecuación FOD del IPCC 2000GPG para el DDOCm que reacciona en el año T .....	3.42
Ecuación 3A1.23	FOD con tasa de eliminación D(t).....	3.43
Ecuación 3A1.24	Carbono orgánico degradable acumulado durante un año.....	3.44

Ecuación 3A1.25 CH<sub>4</sub> generado durante un año ..... 3.44

## Figuras

Figura 3.1      Árbol de decisión para las emisiones de CH<sub>4</sub> provenientes de los sitios de eliminación de los desechos sólidos..... 3.8

Figure 3A1.1    Error introducido al no integrar por completo la curva de la tasa de reacción ..... 3.42

Figure 3A1.2    Efecto del error en la ecuación de *GPG2000* ..... 3.43

## Cuadros

Cuadro 3.1      Clasificación de los SEDS y factores de corrección de metano (MCF) ..... 3.16

Cuadro 3.2      Factor de oxidación (OX) para los SEDS ..... 3.17

Cuadro 3.3      Valores del índice de generación de metano (*k*) por defecto, recomendados para el Nivel 1 ..... 3.18

Cuadro 3.4      Valores de vida media (*t*<sub>1/2</sub>) por defecto, recomendados para el Nivel 1 ..... 3.19

Cuadro 3.5      Estimaciones de incertidumbres asociadas con los datos de la actividad y los parámetros por defecto del método FOD para las emisiones de CH<sub>4</sub> procedentes de los SEDS ..... 3.29

Cuadro 3A1.1    Nuevo método de cálculo FOD..... 3.38

## Recuadros

Recuadro 3.1    Mediciones directas en los sistemas de captación de gases para estimar los parámetros del modelo FOD ..... 3.21

Recuadro 3.2    Medición directa de la emisiones de metano procedentes de la superficie de los SEDS .... 3.23



## 3 ELIMINACIÓN DE DESECHOS SÓLIDOS

### 3.1 INTRODUCCIÓN

El tratamiento y la eliminación de los desechos sólidos municipales, industriales y otros producen cantidades significativas de metano ( $\text{CH}_4$ ). Además del  $\text{CH}_4$ , los sitios de eliminación de desechos sólidos (SEDS) producen también dióxido de carbono biogénico ( $\text{CO}_2$ ) y compuestos orgánicos volátiles diferentes del metano (COVDM), así como cantidades más pequeñas de óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), óxidos de nitrógeno ( $\text{NO}_x$ ) y monóxido de carbono ( $\text{CO}$ ). El  $\text{CH}_4$  producido en los SEDS contribuye con aproximadamente un 3 a un 4 por ciento de las emisiones de gases de efecto invernadero antropogénicas mundiales anuales (IPCC, 2001). En muchos países industrializados, la gestión de los desechos ha cambiado mucho en la última década. Se han introducido políticas de minimización, reciclado y/o reutilización de los desechos para reducir la cantidad de desechos generados y se implementan de manera creciente prácticas de gestión alternativas para la eliminación de los desechos sólidos en la tierra y reducir los impactos ambientales de esta gestión. También, hoy es más común la recuperación de gas de vertedero como una medida de reducción de las emisiones de  $\text{CH}_4$  generadas por los SEDS.

La descomposición de la materia orgánica derivada de las fuentes de biomasa (p. ej., cultivos, madera) es la fuente principal de liberación de  $\text{CO}_2$  a partir de desechos. Estas emisiones de  $\text{CO}_2$  no están incluidas en los totales nacionales porque el carbono es de origen biogénico y las emisiones netas se contabilizan en el Sector AFOLU. Las metodologías para los COVDM,  $\text{NO}_x$  y  $\text{CO}$  están cubiertas en las directrices bajo otras convenciones tales como el Convenio sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Larga Distancia de la UNECE (CLRTAP, del inglés *Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution*). En el Capítulo 1 de este volumen se proveen vínculos para consultar estas metodologías e informaciones complementarias en el Capítulo 7 del Volumen 1. No se proporciona ninguna metodología para las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  procedentes de los SEDS pues éstas no son significativas.

En las *Directrices del IPCC para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero, versión revisada en 1996 (1996 Guidelines, IPCC, 1997)* y en la *Orientación del IPCC para las buenas prácticas y la gestión de la incertidumbre en los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero (GPG2000, IPCC, 2000)* se describen dos métodos para estimar las emisiones de  $\text{CH}_4$  provenientes de los SEDS: el método del equilibrio de masas (Nivel 1) y el método de descomposición de primer orden (FOD, del inglés, *First Order Decay*) (Nivel 2). En este Volumen se desaconseja fuertemente el uso del método de equilibrio de masas pues produce resultados que no son comparables con los del método FOD, que permite obtener estimaciones más exactas de las emisiones anuales. En lugar del método de equilibrio de masas, este capítulo proporciona una versión de Nivel 1 para el método FOD, que incluye un modelo simple de hoja de cálculo con una orientación paso a paso y datos por defecto mejorados. Con esta orientación, todos los países deben estar en condiciones de implementar el método FOD.

### 3.2 CUESTIONES METODOLÓGICAS

#### 3.2.1 Elección del método

La metodología del IPCC para estimar las emisiones de  $\text{CH}_4$  provenientes de los SEDS se basa en el método de descomposición de primer orden (FOD). En este método se formula la hipótesis de que el componente orgánico degradable (carbono orgánico degradable, COD) de los desechos se descompone lentamente a lo largo de unas pocas décadas, durante las cuales se forman el  $\text{CH}_4$  y el  $\text{CO}_2$ . Si las condiciones permanecen constantes, el índice de producción del  $\text{CH}_4$  depende únicamente de la cantidad de carbono restante en los desechos. De aquí resulta que las emisiones de  $\text{CH}_4$  generadas por los desechos depositados en un vertedero son las más altas durante los primeros pocos años siguientes a la eliminación y que, luego, éstas decaen a medida que el carbono degradable de los desechos es consumido por las bacterias responsables de la descomposición.

La transformación de la materia degradable de los SEDS en  $\text{CH}_4$  y  $\text{CO}_2$  se produce a través de una cadena de reacciones y de reacciones paralelas. Un modelo completo tiende a ser muy complejo y varía con las condiciones prevalecientes en los SEDS. Sin embargo, los datos de las observaciones de laboratorio y de campo sobre la generación de  $\text{CH}_4$  sugieren que el proceso global de descomposición puede aproximarse por una cinética de primer orden (p. ej., Hoeks, 1983), y esto ha sido ampliamente aceptado. El IPCC ha adoptado, por lo tanto, el relativamente simple modelo FOD como base para la estimación de las emisiones de  $\text{CH}_4$  generadas por los SEDS.

Las vidas medias para los diferentes tipos de desechos varían en un intervalo que va de unos pocos años a varias décadas o más. Para alcanzar una exactitud aceptable en los resultados, el método FOD exige recopilar o estimar datos sobre las eliminaciones históricas de desechos durante un periodo de 3 a 5 vidas medias. Por lo tanto, es una *buena práctica* usar datos sobre eliminaciones de desechos realizadas al menos durante 50 años, pues este lapso proporciona un resultado aceptablemente exacto para la mayoría de las prácticas y condiciones de la eliminación. Si se escoge un periodo más corto, el compilador del inventario debe demostrar que no habrá subestimaciones significativas de las emisiones. Estas *Directrices* brindan orientación sobre cómo estimar los datos de las eliminaciones históricas de desechos (Sección 3.2.2, Elección de los datos de la actividad), los valores por defecto para todos los parámetros del modelo FOD (Sección 3.2.3, Elección de los factores de emisión y de los parámetros) y un modelo simple de hoja de cálculo para ayudar a los países a implementar el método FOD.

Se describen tres niveles para estimar las emisiones de CH<sub>4</sub> generadas por los SEDS:

**Nivel 1:** las estimaciones de los métodos de Nivel 1 se basan en el método FOD del IPCC que usa principalmente datos por defecto de la actividad y parámetros por defecto.

**Nivel 2:** los métodos de Nivel 2 utilizan el método FOD del IPCC y algunos parámetros por defecto, pero requieren datos de la actividad específicos del país de buena calidad sobre la eliminación actual e histórica de desechos en los SEDS. Los datos históricos sobre la eliminación de desechos para 10 años o más deben basarse en estadísticas específicas del país, estudios u otras fuentes similares. Se necesitan los datos sobre las cantidades eliminadas en los SEDS.

**Nivel 3:** los métodos de Nivel 3 se basan en el uso de datos de la actividad específicos del país, de buena calidad (véase Nivel 2) y en el uso del método FOD, ya sea con (1) parámetros principales desarrollados al nivel nacional, o (2) parámetros específicos del país derivados de mediciones. El compilador del inventario puede utilizar métodos específicos del país que sean de igual o superior calidad que el método de Nivel 3 basado en el método FOD definido más arriba. Los parámetros principales incluyen la vida media y, ya sea el potencial de generación de metano ( $L_0$ ), o bien el contenido COD en los desechos y la fracción de COD que se descompone ( $COD_f$ ). Estos parámetros pueden basarse en mediciones, como se describe en el Recuadro 3.1.

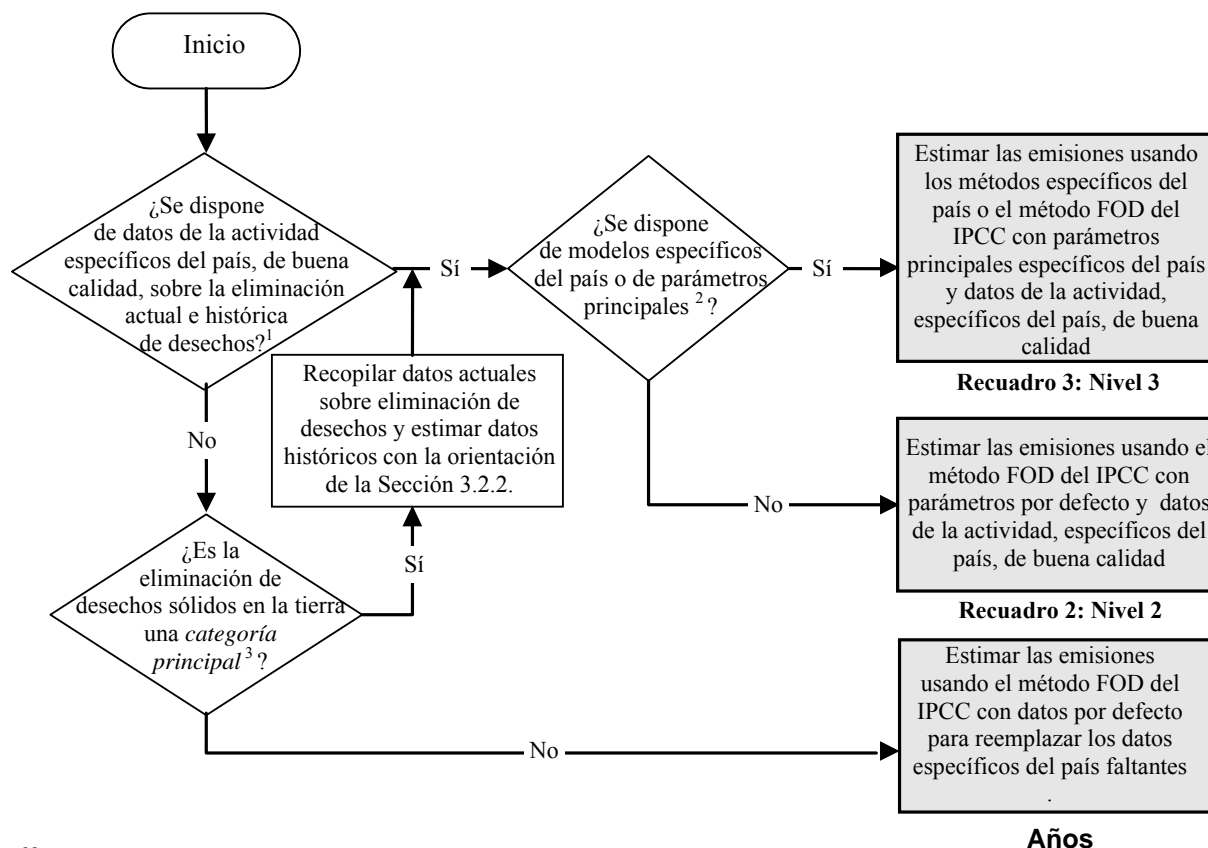
En la Figura 3.1 se presenta un árbol de decisión para escoger el método más apropiado. Para todos los países es una *buena práctica* usar el método FOD o un método validado específico del país con el fin de dar cuenta de la dependencia temporal de las emisiones.

El método FOD se describe brevemente en la Sección 3.2.1.1 y con más detalles en el Anexo 3A.1. El IPCC ha desarrollado un modelo de hoja de cálculo para asistir a los países a implementar el FOD: *IPCC Spreadsheet for Estimating Methane Emissions from Solid Waste Disposal Sites (IPCC Waste Model)*<sup>1</sup>. El modelo del IPCC *IPCC Waste Model* se describe con más detalle más abajo y puede ser modificado y utilizado para todos los niveles.

---

<sup>1</sup> Véanse las hojas de cálculo adjuntas en formato Excel <IPCC\_Waste\_Model.xls>.

**Figura 3.1**      **Árbol de decisión para las emisiones de CH<sub>4</sub> provenientes de los sitios de eliminación de los desechos sólidos**



Nota :

1. Los datos de la actividad específicos del país, de buena calidad, significan los datos específicos del país sobre desechos eliminados en SEDS durante 10 años o más
2. Los parámetros principales significan: COD/L<sub>0</sub>, COD<sub>F</sub> y la vida media
3. Para un análisis de las categorías principales y uso de los árboles de decisión, véase el Volumen 1, Capítulo 4, «Opción metodológica e identificación de categorías principales» (nótese la Sección 4.1.2 sobre recursos limitados)

### 3.2.1.1 DESCOMPOSICIÓN DE PRIMER ORDEN (FOD)

#### EMISIONES DE METANO

Las emisiones de CH<sub>4</sub> procedentes de la eliminación de desechos sólidos durante un solo año pueden estimarse con la Ecuación 3.1. El CH<sub>4</sub> se genera como resultado de la descomposición de materias orgánicas bajo condiciones anaeróbicas. Una parte del CH<sub>4</sub> generado se oxida en la cubierta de los SEDS o puede recuperarse para obtener energía o la quema en antorcha. La cantidad de CH<sub>4</sub> realmente emitido a partir de los SEDS será, por lo tanto, inferior a la cantidad generada.

**ECUACIÓN 3.1**  
**EMISIONES DE CH<sub>4</sub> PROVENIENTES DE LOS SEDS**

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

Donde:

Emisiones de CH<sub>4</sub> = CH<sub>4</sub> emitido durante el año T, Gg  
 T = año del inventario

- x = categoría o tipo de desecho y/o material
- R<sub>T</sub> = CH<sub>4</sub> recuperado durante el año T, Gg
- OX<sub>T</sub> = factor de oxidación durante el año T, (fracción)

El CH<sub>4</sub> recuperado debe restarse de la cantidad de CH<sub>4</sub> generada. Sólo la fracción de CH<sub>4</sub> que no se recupera está sujeta a la oxidación en la capa de la cubierta de los SEDS.

## GENERACIÓN DE METANO

El potencial de generación de CH<sub>4</sub> de los desechos que se eliminan en un año determinado decrece gradualmente a través de las décadas siguientes. En este proceso, la liberación de CH<sub>4</sub> a partir de esta cantidad específica de desechos decrece gradualmente. El modelo FOD se funda en un factor exponencial que describe la fracción de material degradable que se descompone cada año en CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub>.

Una entrada principal del modelo es la cantidad de materia orgánica degradable (DOC<sub>m</sub>) contenida en los desechos eliminados en los SEDS. Esto se estima sobre la base de información sobre la eliminación de diferentes categorías de desechos (desechos sólidos municipales (DSM), lodos, desechos industriales y otros desechos) y los diferentes tipos de desecho y/o materiales (alimentos, papel, madera, textiles, etc.) incluidos en estas categorías, o bien como COD promedio en el grueso de los desechos eliminados. Se necesita también información sobre los tipos de SEDS que existen en el país y los parámetros descritos en la Sección 3.2.3. Para el Nivel 1, pueden utilizarse los datos de la actividad regional por defecto y los parámetros por defecto del IPCC y éstos están incluidos en el modelo de hoja de cálculo. Los Niveles 2 y 3 requieren datos de la actividad específicos del país y/o parámetros específicos del país.

Las ecuaciones para estimar la generación de CH<sub>4</sub> se presentan más abajo. Dado que las matemáticas son las mismas para estimar las emisiones de CH<sub>4</sub> a partir de todas las categorías y/o tipos de desechos y/o materiales, en las ecuaciones siguientes no se usan índices que se refieran a las diferentes categorías y/o tipos de desechos y/o materiales.

El CH<sub>4</sub> potencial que se genera a través de los años puede estimarse sobre la base de las cantidades y la composición de los desechos eliminados en los SEDS y de las prácticas de gestión en los sitios de eliminación. La base para el cálculo es la cantidad de carbono orgánico degradable disuelto (DDOC, del inglés, *Decomposable Degradable Organic Carbon*) (DDOC<sub>m</sub>) como se define en la Ecuación 3.2. DDOC<sub>m</sub> es la parte del carbono orgánico que se degrada en condiciones anaeróbicas en los SEDS. Se emplea en las ecuaciones y hojas de cálculo como DDOC<sub>m</sub>. El índice *m* se refiere a la masa. DDOC<sub>m</sub> es igual al producto de la cantidad de desechos (*W*), de la fracción de carbono orgánico degradable contenido en los desechos (DOC), de la fracción de carbono orgánico degradable que se descompone bajo condiciones anaeróbicas (DOC<sub>f</sub>) y de la parte de los desechos que se descomponen bajo condiciones aeróbicas (antes de que las condiciones se vuelvan anaeróbicas) en los SEDS, lo cual se interpreta con el factor de corrección del metano (MCF)

**ECUACIÓN 3.2**  
**COD DISUELTO A PARTIR DE LOS DATOS SOBRE ELIMINACIÓN DE DESECHOS**  

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

Donde:

- DDOC<sub>m</sub> = masa del DDOC depositado, Gg
- W = masa de los desechos depositados, Gg
- DOC = carbono orgánico degradable durante el año de deposición, fracción, Gg de C/Gg de desechos
- DOC<sub>f</sub> = fracción del DDOC que puede descomponerse (fracción)
- MCF = Factor de corrección de CH<sub>4</sub> para la descomposición aeróbica durante el año de deposición (fracción)

Aunque el potencial de generación (L<sub>o</sub>)<sup>2</sup> de CH<sub>4</sub> no se utiliza explícitamente en estas *Directrices*, es igual al

<sup>2</sup> En las *Directrices de 2006*, se estima L<sub>o</sub> (Gg CH<sub>4</sub> generado) a partir de la cantidad de COD disuelto en los SEDS. La ecuación en *GPG2000* es diferente pues L<sub>o</sub> se estima como Gg de CH<sub>4</sub> por Gg de desechos eliminados y las emisiones se obtienen al multiplicarlo por la masa eliminada.

producto de DDOC<sub>m</sub>, la concentración de CH<sub>4</sub> en el gas (F) y el cociente del peso molecular del CH<sub>4</sub> y el C (16/12).

**ECUACIÓN 3.3**  
**TRANSFORMACIÓN DE DDOC<sub>m</sub> EN L<sub>o</sub>**

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

Donde:

- L<sub>o</sub> = potencial de generación de CH<sub>4</sub>, Gg de CH<sub>4</sub>  
 DDOC<sub>m</sub> = masa del DOC disuelto depositado, Gg  
 F = fracción de CH<sub>4</sub> en el gas de vertedero generado (fracción de volumen)  
 16/12 = cociente de pesos moleculares CH<sub>4</sub>/C (cociente)

Al utilizar el DDOC<sub>ma</sub> (DDOC<sub>m</sub> acumulado en los SEDS) de las hojas de cálculo, puede emplearse la ecuación precedente para calcular el potencial total de generación de CH<sub>4</sub> de los desechos que permanecen en los SEDS.

**ELEMENTOS DE LA DESCOMPOSICIÓN DE PRIMER ORDEN**

En una reacción de primer orden, la cantidad de producto es siempre proporcional a la cantidad de material reactivo. Esto significa que el año en el cual el material de desecho fue depositado en el SEDS no es pertinente para determinar la cantidad de CH<sub>4</sub> generado cada año. Lo único que cuenta es la masa total de material en descomposición que existe actualmente en el sitio.

Esto significa también que cuando se conoce la cantidad de material en descomposición en los SEDS al comienzo del año, en el método de estimación, cada año puede considerarse como el año 1 y los cálculos básicos de primer orden pueden efectuarse con estas dos ecuaciones simples, donde la reacción de descomposición comienza el 1° de enero de cada año posterior a la eliminación.

**ECUACIÓN 3.4**  
**DDOC<sub>m</sub> ACUMULADO EN LOS SEDS AL TÉRMINO DEL AÑO T**

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

**ECUACIÓN 3.5**  
**DDOC<sub>m</sub> ACUMULADO EN LOS SEDS AL TÉRMINO DEL AÑO T**

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

Donde:

- T = año del inventario  
 DDOC<sub>ma<sub>T</sub></sub> = DDOC<sub>m</sub> acumulado en los SEDS al final del año T, Gg  
 DDOC<sub>ma<sub>T-1</sub></sub> = DDOC<sub>m</sub> acumulado en los SEDS al final del año (T-1), Gg  
 DDOC<sub>md<sub>T</sub></sub> = DDOC<sub>m</sub> depositado en los SEDS durante el año T, Gg  
 DDOC<sub>m descomp<sub>T</sub></sub> = DDOC<sub>m</sub> descompuesto en los SEDS durante el año T, Gg  
 k = constante de reacción,  $k = \ln(2)/t_{1/2}$  (años<sup>-1</sup>)  
 t<sub>1/2</sub> = vida media (años)

El método puede ajustarse para fechas de comienzo de la reacción anteriores al 1° de enero del año posterior a la deposición. Las ecuaciones y las explicaciones se presentan en el Anexo 3A.1

### CH<sub>4</sub> generado a partir del DDOCm disuelto

Para determinar la cantidad CH<sub>4</sub> que se forma a partir del material que puede descomponerse, se multiplica la fracción de CH<sub>4</sub> contenida en el gas de vertedero generado por el cociente de pesos moleculares CH<sub>4</sub>/C.

**ECUACIÓN 3.6**  
**CH<sub>4</sub> GENERADO A PARTIR DE LOS DDOCm EN DESCOMPOSICIÓN**

$$CH_4 \text{ generado}_T = DDOCm \text{ descomp}_T \cdot F \cdot 16/12$$

Donde:

CH <sub>4</sub> generado <sub>T</sub>	=	cantidad CH <sub>4</sub> generado a partir del material en descomposición
DDOCm descomp <sub>T</sub>	=	CH <sub>4</sub> descompuesto durante el año T, Gg
F	=	fracción volumétrica de CH <sub>4</sub> en el gas de vertedero generado (fracción)
16/12	=	cociente de pesos moleculares CH <sub>4</sub> /C (cociente)

En el Anexo 3.A1 se entregan más detalles sobre los antecedentes del FOD y una explicación de las diferencias respecto de los enfoques de las versiones anteriores de las directrices (IPCC, 1997; IPCC, 2000).

### MODELO SIMPLE DE HOJA DE CÁLCULO PARA EL FOD

El modelo simple de hoja de cálculo para el FOD (*Modelo de desechos del IPCC*) se ha desarrollado sobre la base de las Ecuaciones 3.4 y 3.5 expuestas más arriba. La hoja de cálculo mantiene un total actualizado de la cantidad de DDOC descompuesto en el sitio de eliminación que da cuenta de la cantidad depositada cada año y de la cantidad restante de los años anteriores. Se usa para calcular la cantidad de DOC que se descompone en CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> cada año.

La hoja de cálculo permite también que los usuarios definan un tiempo de retardo entre la deposición de los desechos y el comienzo de la generación de CH<sub>4</sub>. Esto representa el tiempo necesario para que se genere una cantidad sustancial de CH<sub>4</sub> a partir de los desechos depositados (véase la Sección 3.2.3 y el Anexo 3A.1).

El modelo calcula luego la cantidad de CH<sub>4</sub> generada a partir del DDOCm y resta el CH<sub>4</sub> recuperado y el CH<sub>4</sub> oxidado en el material de la cubierta (para las ecuaciones, véase el Anexo 3A.1) y produce como resultado la cantidad de CH<sub>4</sub> emitido.

El *Modelo de desechos del IPCC* proporciona dos alternativas para estimar las emisiones a partir de los DSM, entre las cuales se puede escoger según la disponibilidad de los datos de la actividad. La primera opción es un modelo por fases múltiples basado en **datos sobre la descomposición de los desechos**. Las cantidades de cada tipo de material de desecho degradable (alimentos, desechos de jardines<sup>3</sup> o parques, papel y cartón, madera, textiles, etc.) en los DSM se registran de manera separada. La segunda opción es un modelo por fase única basado en los **desechos brutos** (DSM). Las emisiones provenientes de los desechos y lodos industriales se estiman de una manera similar que para los DSM brutos. Los países que escogen la utilización del modelo de hoja de cálculo pueden emplear, ya sea la opción de la composición de los desechos o la de los desechos brutos, según el nivel de los datos disponibles. Cuando la composición de los desechos es relativamente estable, ambas opciones dan resultados similares. Sin embargo, cuando se producen cambios rápidos en la composición de los desechos las opciones pueden producir resultados diferentes. Por ejemplo, los cambios en la gestión de los desechos, tales como las prohibiciones de eliminar desechos alimenticios o materiales orgánicos degradables, pueden provocar cambios rápidos en la composición de los desechos eliminados en los SEDS.

Ambas opciones pueden utilizarse para estimar el carbono de los productos de madera recolectada (PMR) que se almacena a largo plazo en los SEDS. Si no se dispone de datos nacionales sobre los desechos brutos, es una *buena práctica* utilizar la opción de la composición de los desechos en las hojas de cálculo y los datos por defecto proporcionados por el IPCC para la composición de desechos.

En el modelo de hoja de cálculo, se pueden especificar valores separados para el DOC y la vida media de descomposición para cada categoría de desechos y en la opción de la composición de desechos, también para cada tipo y/o material de desecho. Se puede suponer que la vida media de descomposición es la misma para

<sup>3</sup> en inglés «garden waste», que en Estados Unidos suele denominarse «yard waste».

todas las categorías de desechos y/o tipos de desechos. En el primer enfoque se supone que la descomposición de los diferentes tipos y/o materiales de desecho de un SEDS es totalmente independiente de la de los demás y en el segundo enfoque se supone que la descomposición de todos los tipos de desechos es totalmente dependiente de la de los demás. Al momento de escribir estas *Directrices* no existe ninguna prueba de que un enfoque sea mejor que el otro (véase la Sección 3.2.3, Vida media).

La hoja de cálculo computa, en una hoja de trabajo separada, la cantidad de CH<sub>4</sub> generado a partir de cada uno de los componentes de los desechos. El factor de corrección de metano (MCF – véase la Sección 3.2.3) se introduce como promedio ponderado para todos los sitios de eliminación del país. El factor MCF puede variar con el tiempo para dar cuenta de los cambios en las prácticas de gestión de los desechos (como las mejoras en la gestión de los SEDS o el empleo de sitios más profundos). Por último, las cantidades de CH<sub>4</sub> generadas a partir de cada categoría y tipo y/o material de desecho se suman y las cantidades de CH<sub>4</sub> recuperado y oxidado en el material de la cubierta se restan (cuando sea aplicable), para obtener una estimación del total de las emisiones de CH<sub>4</sub>. Para la opción de los desechos brutos, el DOC puede ser un promedio ponderado para los DSM.

El modelo de hoja de cálculo es de máxima utilidad para los métodos de Nivel 1, pero puede adaptarse para emplearlo con todos los niveles. Para el Nivel 1, la hoja de cálculo puede estimar los datos de la actividad a partir de los datos sobre población y sobre eliminación *per cápita* (para los DSM) y del PIB (para los desechos industriales); véase la Sección 3.2.2 para una orientación más completa. Cuando se emplean los enfoques de Nivel 2 y 3, los países pueden extender el modelo de hoja de cálculo para satisfacer sus propias exigencias o crear sus propios modelos. El modelo de hoja de cálculo puede extenderse, si fuere necesario, a más hojas para calcular las emisiones de CH<sub>4</sub>. Para los desechos brutos, se puede hacer variar los MCF, OX y DOC a través del tiempo. Lo mismo se puede hacer con otros parámetros como el DOC<sub>r</sub>. Los cambios de las vidas medias exigen el uso de nuevas hojas de cálculo para el CH<sub>4</sub>. Los países que posean buenos datos sobre los desechos industriales pueden añadir nuevas hojas de cálculo para el CH<sub>4</sub> y calcular las emisiones de CH<sub>4</sub> de manera separada para los diferentes tipos de desechos industriales. Cuando se modifica el modelo de hoja de cálculo o se emplean modelos específicos de los países, las hipótesis y parámetros principales deben documentarse de manera transparente. En la hoja de trabajo Instrucciones se pueden consultar los detalles sobre cómo utilizar el modelo de hoja de cálculo.

El modelo puede copiarse del CDROM de la *Directrices de 2006* o descargarse del sitio Web del IPCC–NGGIP < <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/> >.

### **Modelización de las diferentes regiones geográficas o climáticas**

Es posible estimar la generación de CH<sub>4</sub> en las diferentes regiones geográficas del país. Por ejemplo, si el país presenta una región cálida y húmeda y una región cálida y seca, las tasas de descomposición serán diferentes en cada región.

### **Manejo de las diferentes categorías de desechos**

Algunos usuarios pueden considerar que sus estadísticas nacionales sobre desechos no se corresponden con las categorías utilizadas en este modelo (alimentos, desechos de jardines y parques, papel y cartón, textiles y otros, así como los desechos industriales). Donde éste sea el caso, el modelo de hoja de cálculo necesitará correcciones para corresponderse con la categorización utilizada por el país o los tipos de desechos específicos del país necesitarán una reclasificación en términos de las categorías del IPCC. Por ejemplo, ropas, cortinas y alfombras se incluyen en los textiles, los desechos de cocina son similares a los desechos alimenticios, y la paja y el bambú son similares a la madera. Las estadísticas nacionales pueden contener una categoría llamada barrido de calles. El usuario debe estimar la composición de estos desechos. Por ejemplo, puede haber desechos con 50 por ciento de material inerte, 10 por ciento de alimentos, 30 por ciento de papel y 10 por ciento de desechos de jardines y parques. La categoría barrido de calles puede dividirse entonces en estas categorías del IPCC y añadirse a los desechos que ya están en estas categorías. De manera similar, el mobiliario puede dividirse en desechos de madera, plásticos o metales y la electrónica en desechos de metales, plásticos y vidrios. Esto puede realizarse en una hoja de trabajo separada preparada por el compilador del inventario.

### **Ajuste de la composición de los desechos en el instante de la generación respecto de la composición en los SEDS**

El usuario debe determinar si las estadísticas nacionales sobre la composición de los desechos se refieren a la composición de los desechos generados o a la de los desechos recibidos en los SEDS. Las estadísticas sobre la composición por defecto de los desechos que se presentan aquí corresponden a la composición de los desechos generados, no a la de los desechos enviados a los SEDS. Por lo tanto, si fuere necesario, la composición debe ajustarse para tomar en cuenta el impacto de las actividades de reciclado y de preparación de abono orgánico en la composición de los desechos enviados a los SEDS. La mejor manera de hacerlo es en una hoja de cálculo

aparte, preparada por el compilador, para estimar las cantidades de cada material de desecho generado y restar luego las estimaciones de las cantidades de cada material de desecho reciclado, incinerado o preparado para abono orgánico y establecer la nueva composición de los desechos residuales enviados a los SEDS.

### **Incineración abierta de desechos en los SEDS**

La incineración abierta en los SEDS es común en muchos países en desarrollo. La cantidad de desechos (y de DDOCm) disponible para la descomposición en los SEDS debe ajustarse para las cantidades incineradas. En el Capítulo 5 se proporcionan métodos sobre cómo estimar la cantidad de desechos incinerados. La estimación de las emisiones procedentes de los SEDS debe ser coherente con las estimaciones para la incineración abierta de desechos en los sitios de eliminación.

## **3.2.2 Elección de los datos de la actividad**

Los datos de la actividad incluyen la generación de desechos para desechos brutos o por componente de desechos y la fracción de los desechos eliminados en los SEDS. La generación de desechos es el producto del índice de generación de desechos *per cápita* (toneladas/cápita/año) para cada componente por la población (cápita). En el Capítulo 2 se brinda orientación para la recopilación de datos sobre la generación de desechos y la composición de los desechos, así como sobre las prácticas de gestión de los desechos. Los valores regionales por defecto para los DSM pueden consultarse en el Cuadro 2.1 para los índices de generación y la fracción eliminada en los SEDS y el Cuadro 2.3 para la composición de los desechos. Para los desechos industriales, los datos por defecto pueden consultarse en el Cuadro 2.2. Para lograr estimaciones exactas de las emisiones en los inventarios nacionales, por lo general, es necesario incluir los datos sobre la eliminación de desechos sólidos (cantidad, composición) para 3 a 5 vidas medias (véase la Sección 3.2.3) de los desechos depositados en los SEDS y las especificaciones de las diferentes vidas medias para los diferentes componentes de la corriente de desechos o para los desechos brutos por tipo de SEDS (IPCC, 2000). Al compilar los datos históricos deben tomarse en cuenta también los cambios en las prácticas de gestión de los desechos (p. ej., cubierta del sitio, mejoras al drenaje por lixiviación, compactado y prohibición de la eliminación de desechos peligrosos junto con los DSM).

Los métodos FOD requieren datos sobre la eliminación de desechos sólidos (cantidades y composición) que se recopilan por defecto para 50 años. Los países que no tienen datos estadísticos históricos o datos equivalentes sobre la eliminación de desechos sólidos que se remonten hasta 50 años atrás o más, necesitarán estimarlos utilizando sustitutos (extrapolación con factores de población, económicos u otros factores impulsores). La elección del método depende de la disponibilidad de los datos en el país.

Para los países que utilizan datos por defecto sobre la eliminación de DSM en tierras, o para los países cuyos datos propios no cubren los últimos 50 años, se puede estimar que los datos históricos faltantes son proporcionales a la población urbana<sup>4</sup> (o a la población total, cuando no se dispone de datos históricos sobre población urbana o en aquellos casos en los que la recolección de desechos cubre a la población entera). Para los países que disponen de datos nacionales sobre la generación de DSM, las prácticas de gestión y la composición que cubren un periodo de años (FOD Nivel 2), se los alienta a efectuar el análisis de los factores impulsores en la eliminación de desechos sólidos. Los datos históricos pueden ser proporcionales a los indicadores económicos o a las combinaciones de población e indicadores económicos. La extrapolación de las tendencias puede dar también buenos resultados. Las políticas de gestión de desechos destinados a reducir la generación de desechos y promover alternativas a la eliminación de desechos sólidos deben tomarse en cuenta en los análisis. Se recomiendan los datos sobre producción industrial (cantidad o valor de la producción, de preferencia por tipo de industria, según la disponibilidad de los datos) como sustitutos para la estimación de la eliminación de los desechos industriales (Nivel 2). Si no se dispone de datos sobre la producción, se puede estimar que las eliminaciones históricas de desechos industriales son proporcionales al PIB u a otros indicadores económicos. En el método de Nivel 1 se utiliza el PIB como factor impulsor.

Los datos históricos sobre la población urbana (o población total), el PIB (u otros indicadores económicos) y las estadísticas de la producción industrial pueden obtenerse a través de las estadísticas nacionales). Las bases de datos internacionales pueden ayudar cuando no se dispone de datos nacionales, por ejemplo:

- Los datos de población (a partir de 1950, con intervalos de 5 años) pueden encontrarse en las Estadísticas de la ONU (véase <http://esa.un.org.unpp/>).
- Los datos del PIB (a partir de 1970, datos anuales a precios actuales en moneda nacional) pueden encontrarse en las Estadísticas de la ONU (véase <http://unstats.un.org/unsd/snaama/selectionbasicFast.asp>).

<sup>4</sup> La elección entre población urbana y población total debe orientarse según el nivel de cobertura de la recolección de desechos. Cuando no se dispone de datos sobre la cobertura de la recolección de desechos, se recomienda utilizar a la población urbana como factor impulsor.



Para los años sobre los cuales no se dispone de datos, se puede utilizar la interpolación y la extrapolación.

En la bibliografía se han propuesto métodos alternativos que pueden utilizarse si se puede mostrar que producen mejores estimaciones que los métodos por defecto mencionados más arriba.

La elección del método y del sustituto, así como el razonamiento que justifica la opción deben documentarse de manera transparente en el informe del inventario. El uso de métodos sustitutos, de la interpolación y la extrapolación como medios para derivar los datos faltantes se describe con mayor detalle en el Capítulo 6, Coherencia de la serie temporal, del Volumen 1.

### 3.2.3 Elección de los factores y parámetros de emisión

#### **CARBONO ORGÁNICO DEGRADABLE (DOC, del inglés, *DEGRADABLE ORGANIC CARBON*)**

El carbono orgánico degradable (DOC) es el carbono orgánico de los desechos que puede acceder a la descomposición bioquímica y debe expresarse en Gg de C por Gg de desechos. El DOC en los desechos brutos se estima sobre la base de la composición de los desechos y puede calcularse a partir del promedio ponderado del contenido de carbono degradable de los diversos componentes (tipos y/o materiales de desecho) de la corriente de desechos. La ecuación siguiente permite estimar el DOC con los valores de contenido de carbono por defecto:

**ECUACIÓN 3.7**  
**ESTIMACIÓN DEL DOC CON LOS VALORES DE CONTENIDO DE CARBONO POR DEFECTO**

$$DOC = \sum_i (DOC_i \cdot W_i)$$

Donde:

- DOC = fracción de carbono orgánico degradable en los desechos brutos, Gg de C/Gg de desechos
- DOC<sub>*i*</sub> = fracción de carbono orgánico degradable en los desechos de tipo *i*  
p. ej., el valor por defecto para el papel es de 0,4 (sobre la base del peso húmedo)
- W<sub>*i*</sub> = fracción de tipo de desecho *i* por categoría de desecho  
p. ej., el valor por defecto para el papel en los DSM de Asia Oriental es de 0,188 (sobre la base del peso húmedo)

Los valores DOC por defecto de estas fracciones para los DSM pueden consultarse en el Cuadro 2.4 y para los desechos industriales por industria, en el Cuadro 2.5 del Capítulo 2 de este Volumen. Se puede utilizar un enfoque similar para estimar el contenido de DOC en el total de los desechos eliminados en el país. En el modelo de hoja de cálculo, la estimación del DOC en los DSM se necesita sólo para la *opción de desechos brutos* y corresponde al DOC promedio para los DSM eliminados en los SEDS, incluidos los materiales inertes.

La parte inerte de los desechos (vidrio, plásticos, metales y otros desechos no degradables, véanse los materiales por defecto en el Cuadro 2.3 del Capítulo 2) es importante cuando se estima la cantidad total de DOC en los DSM. Por lo mismo, se aconseja no emplear los datos de composición de desechos por defecto del IPCC junto con los datos sobre eliminación de DSM específicos del país, sin verificar que la parte inerte se asemeje a la parte inerte considerada en los datos por defecto del IPCC.

Si se dispone de los datos, se alienta a utilizar los valores específicos del país. Estos valores pueden obtenerse a través de la realización de estudios sobre la generación de desechos, tomando muestras en los SEDS combinadas con análisis del contenido de carbono degradable dentro del país. Si se emplean los valores nacionales, deben declararse los datos de los sondeos y los resultados de los muestreos (véase también la Sección 3.2.2, para datos de la actividad, y la Sección 3.8 para la generación de informes).

#### **FRACCIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO DEGRADABLE QUE SE DESCOMPONE (DOC<sub>*r*</sub>)**

La fracción del carbono orgánico degradable que se descompone (DOC<sub>*r*</sub>) es una estimación de la fracción de carbono que se degrada en última instancia y que se libera desde un SEDS y refleja el hecho de que una parte del carbono orgánico degradable no se degrada, o se degrada muy lentamente, bajo condiciones anaeróbicas en el

SEDS. El valor por defecto recomendado para  $DOC_f$  es de 0,5 (bajo la hipótesis de que el ambiente del SEDS es anaeróbico y que los valores del DOC incluyen la lignina, véase el Cuadro 2.4 del Capítulo 2 para los valores de DOC por defecto) (Oonk y Boom, 1995; Bogner y Matthews, 2003). El valor de  $DOC_f$  depende de muchos factores, como la temperatura, la humedad, el pH, la composición de los desechos, etc. Los valores nacionales de  $DOC_f$  o los valores de países similares pueden utilizarse, pero deben basarse en investigaciones bien documentadas.

La cantidad de DOC lixiviado desde los SEDS no se considera en la estimación de  $DOC_f$ . En general, las cantidades de DOC que se pierden por lixiviación son inferiores al 1 por ciento y pueden omitirse en los cálculos<sup>5</sup>.

Las metodologías de niveles superiores (Nivel 2 ó 3) pueden emplear valores diferentes de  $DOC_f$  para tipos específicos de desechos. Existe cierta bibliografía que proporciona información acerca de la degradabilidad anaeróbica ( $DOC_f$ ) para tipos de materiales (Barlaz, 2004; Micales & Skog, 1997; US EPA, 2002; Gardner *et al.*, 2002). Las degradabilidades declaradas, especialmente para la madera, varían en un amplio intervalo todavía bastante incierto. También pueden variar según las especies de árboles. El uso de valores diferentes de  $DOC_f$  para los tipos específicos de desecho implica suponer que la degradación de los diferentes tipos de desechos es independiente de los otros. Como se analiza más adelante en Vida media, al momento de redactar estas *Directrices*, el conocimiento científico aún no ofrece certezas sobre este tema.

Por ello, el uso de valores específicos de los tipos de desecho para  $DOC_f$  puede introducir incertidumbre adicional a las estimaciones cuando los datos sobre la composición de los desechos se basan en valores por defecto, en modelizaciones o en estimaciones basadas en dictámenes de expertos. Por lo tanto, es una *buena práctica* usar valores de  $DOC_f$  específicos de los tipos de desecho sólo cuando los datos sobre la composición de los desechos se basan en muestreos representativos y en análisis.

### **FACTOR DE CORRECCIÓN PARA EL METANO (MCF, DEL INGLÉS, METHANE CORRECTION FACTOR) <sup>6</sup>**

Las prácticas de eliminación de desechos varían respecto del control, la disposición de los desechos y la gestión del sitio. El factor de corrección de  $CH_4$  (MCF) da cuenta del hecho de que, a partir de una cantidad dada de desechos, los SEDS no gestionados producen menos  $CH_4$  que los SEDS anaeróbicos gestionados. En los SEDS no gestionados, una fracción mayor de desechos se descompone aeróbicamente en la capa superior. En los SEDS no gestionados con eliminación profunda y/o con un alto nivel freático, la fracción de desechos que se degrada aeróbicamente debe ser más pequeña que en un SEDS de poca profundidad. Los SEDS semi-aeróbicos gestionados lo son de manera pasiva por introducción de aire en la capa de desechos para crear un entorno semi-aeróbico dentro del SEDS. En relación con la gestión de los desechos sólidos, el MCF es específico a esa área y debe interpretarse como el factor de corrección para la gestión de desechos que refleja el aspecto de la gestión abarcado.

Se asigna un MCF a cada una de las cuatro categorías, como se muestra en el Cuadro 3.1. Se proporciona un valor por defecto para los países donde no se conoce la cantidad de desechos eliminados en cada SEDS. La clasificación de sus sitios desechos por un país en gestionados o no gestionados puede variar al cabo de algunos años en la medida en la que se implementan políticas nacionales de gestión de desechos.

La fracción de desechos sólidos eliminados en los sitios de eliminación de desechos sólidos ( $SW_F$ ) y MCF reflejan la manera en la que los desechos se gestionan y el efecto de la estructura del sitio y de las prácticas de gestión en la generación de  $CH_4$ . La metodología requiere que los países aporten datos o estimaciones sobre las cantidades de desechos que se eliminan hacia cada una de las cuatro categorías de sitios de eliminación de desechos sólidos (Cuadro 3.1) Sólo si los países no pueden categorizar sus SEDS dentro de las cuatro categorías de SEDS gestionados y no gestionados, pueden emplear el MCF para los «SEDS no categorizados».

<sup>5</sup> En los países con altos índices de precipitación, la cantidad de DOC que se pierde por lixiviación puede ser superior. En Japón, donde las precipitaciones son altas, se ha observado que los SEDS con altos índices de penetración lixivian cantidades significativas de DOC (a veces más del 10 por ciento del carbono de los SEDS) (Matsufuji *et al.*, 1996).

<sup>6</sup> En este contexto, el término factor de corrección para el metano (MCF) no debe confundirse con el factor de conversión de metano (MCF) utilizado en el Sector Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra en relación con las emisiones provenientes de la gestión del estiércol de ganado.

**CUADRO 3.1**  
**CLASIFICACIÓN DE LOS SEDS Y FACTORES DE CORRECCIÓN DE METANO (MCF)**

<b>Tipo de sitio</b>	<b>Valores por defecto del Factor de corrección de metano (MCF, del inglés, <i>Methane Correction Factor</i>)</b>
Gestionado – anaeróbico <sup>1</sup>	1,0
Gestionado – semi-aeróbico <sup>2</sup>	0,5
No gestionado <sup>3</sup> – profundo (>5 m desechos) y/o capa freática elevada.	0,8
No gestionado <sup>4</sup> – poco profundo (<5m de desechos)	0,4
SEDS no categorizado <sup>5</sup>	0,6

<sup>1</sup> **Sitios anaeróbicos no gestionados de eliminación de desechos sólidos:** Deben implementar la colocación controlada de los desechos (o sea: los desechos son dirigidos a áreas específicas de deposición donde se ejerce un cierto control sobre la recuperación informal de residuos reciclables y la quema de basuras) e incluir por lo menos uno de los siguientes elementos: (i) material protector de la cubierta; (ii) compactación mecánica o (iii) nivelación de los desechos.

<sup>2</sup> **Sitios semi-aeróbicos gestionados de eliminación de desechos sólidos:** deben garantizar la ubicación controlada de los desechos e incluir todas las estructuras siguientes para introducir aire en las capas de desechos: (i) material de la cubierta permeable; (ii) sistema de drenaje para la lixiviación; (iii) estanques de regulación y (iv) sistema de ventilación de gases.

<sup>3</sup> **Sitios no gestionados de eliminación de desechos sólidos - profundos y/o con capa freática elevada:** Todos los SEDS que no cumplen con los criterios de los SEDS gestionados y que tienen profundidades mayores o iguales a 5 metros y/o una capa freática elevada cercana al nivel del suelo. La última situación corresponde al llenado con desechos de un terreno con aguas fluviales, como un estanque, río o humedal.

<sup>4</sup> **Sitios no gestionados poco profundos de eliminación de desechos sólidos:** todos los SEDS que no cumplen con los criterios de los SEDS gestionados y que tienen profundidades de menos de 5 metros.

<sup>5</sup> **Sitios no categorizados de eliminación de desechos sólidos:** Sólo si los países no pueden categorizar sus SEDS dentro de las cuatro anteriores categorías de SEDS gestionados y no gestionados pueden emplear el MCF para esta categoría

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

## FRACCIÓN DE CH<sub>4</sub> EN EL GAS DE VERTEDERO GENERADO (F)

En los SEDS, la mayor parte de los desechos generan un gas con aproximadamente 50 por ciento de CH<sub>4</sub>. Sólo los materiales que incluyen cantidades sustanciales de grasa o aceite pueden generar gas con mucho más del 50 por ciento de CH<sub>4</sub>. Por lo tanto se alienta a emplear el valor por defecto del IPCC para la fracción de CH<sub>4</sub> en el gas de vertedero generado (0,5).

La fracción de CH<sub>4</sub> en el gas de vertedero generado no debe confundirse con el CH<sub>4</sub> medido en el gas emitido desde los SEDS. En éstos, el CO<sub>2</sub> se absorbe en el agua infiltrada por percolación y la condición neutra de los SEDS transforma una gran parte del CO<sub>2</sub> absorbido en bicarbonato. Por lo tanto, es una buena práctica ajustar la absorción del CO<sub>2</sub> en el agua percolada, si la fracción de CH<sub>4</sub> en el gas de vertedero se basa en mediciones de las concentraciones de CH<sub>4</sub> medidas en el gas de vertedero emitido desde los SEDS (Bergman, 1995; Kämpfer y Weissenfels, 2001; IPCC, 1997).

## FACTOR DE OXIDACIÓN (OX)

El factor de oxidación (OX) refleja la cantidad de CH<sub>4</sub> de los SEDS que se oxida en el suelo u otro material que cubre los desechos.

La oxidación del CH<sub>4</sub> se produce por la acción de microorganismos metanotrópicos en los suelos de la cubierta y puede variar desde lo insignificante hasta el 100 por ciento del CH<sub>4</sub> producido internamente. El espesor, las propiedades físicas y el contenido de humedad de los suelos de la cubierta afectan directamente la oxidación del CH<sub>4</sub> (Bogner y Matthews, 2003).

Algunos estudios muestran que los SEDS salubres y bien gestionados tienden a tener índices de oxidación más elevados que los vertederos no gestionados. El factor de oxidación en los sitios cubiertos con capas gruesas de materiales bien aireados puede diferir de manera significativa de los sitios sin cubierta o donde grandes cantidades de CH<sub>4</sub> pueden escaparse a través de fracturas y/o fisuras en la cubierta de protección.

Las mediciones de las concentraciones de CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> en las emisiones y en los flujos, realizadas en el campo y en el laboratorio, que determinan la oxidación del CH<sub>4</sub> en capas uniformes y homogéneas del suelo, no deben emplearse directamente para determinar el factor de oxidación, pues, en realidad, sólo una fracción del CH<sub>4</sub> generado se difunde a través de una capa homogénea como esa. Otra fracción se escapa a través de las fracturas y/o fisuras o por difusión lateral sin llegar a oxidarse. Por lo tanto, a menos que la extensión espacial de las mediciones sea suficientemente amplia y que las fracturas y/o fisuras se incluyan explícitamente, los resultados de los estudios de campo y de laboratorio pueden conducir a una sobreestimación de la oxidación en los suelos de la cubierta de los SEDS.

El valor por defecto para el factor de oxidación es cero. Véase el Cuadro 3.2. El uso del valor de oxidación de 0,1 se justifica en los SEDS cubiertos y bien gestionados para estimar tanto la difusión a través de la cubierta como las fugas a través de las fracturas y/o fisuras. El uso de un valor de oxidación mayor que 0,1 debe ser claramente documentado, referenciado y sostenido con datos pertinentes para las circunstancias nacionales. Es importante recordar que todo CH<sub>4</sub> que se recupera debe restarse de la cantidad generada antes de aplicar un factor de oxidación.

<b>CUADRO 3.2</b> <b>FACTOR DE OXIDACIÓN (OX) PARA LOS SEDS</b>	
<b>Tipo de sitio</b>	<b>Factor de oxidación (OX)</b> <b>Valores por defecto</b>
SEDS gestionados <sup>1</sup> , no gestionados y no categorizados	0
Gestionado cubierto con material oxidante del CH <sub>4</sub> <sup>2</sup>	0,1
<sup>1</sup> Gestionado, pero no cubierto con material aireado	
<sup>2</sup> Ejemplos: suelo, abono orgánico ( <i>compost</i> )	

## VIDA MEDIA

El valor de la vida media,  $t_{1/2}$ , es el tiempo necesario para que el DOCm de los desechos de descomponga hasta la mitad de su masa inicial. En el modelo FOD y en las ecuaciones de este volumen, se usa la constante de reacción  $k$ . La relación entre  $k$  y  $t_{1/2}$  es la siguiente:  $k = \ln(2)/t_{1/2}$ . La vida media está afectada por una amplia variedad de factores relacionados con la composición de los desechos, las condiciones climáticas del lugar donde se sitúa el SEDS, las características del SEDS, las prácticas de eliminación de desechos y otros (Pelt *et al.*, 1998; Environment Canada, 2003).

El valor de la vida media que se aplica a cada SEDS en particular está determinado por un gran número de factores asociados con la composición de los desechos y las condiciones del sitio. Estudios recientes han proporcionado más datos sobre las vidas medias (experimentales o a través de modelos), pero los resultados obtenidos se basan en las características de los países desarrollados bajo condiciones de climas templados. Se dispone de pocos resultados que reflejen las características de los países en desarrollo y de las condiciones tropicales. Las mediciones realizadas en SEDS de Argentina, Nueva Zelanda, los Estados Unidos, el Reino Unido y los Países Bajos indican valores para  $t_{1/2}$  en el rango de 3 a 35 años aproximadamente (Oonk y Boom, 1995; USEPA, 2005; Scharff *et al.*, 2003; Canada, 2004; y Argentina, 2004).

Las tasas más rápidas ( $k = 0,2$  o una vida media cercana a los 3 años) están asociados a condiciones de gran humedad y de materiales altamente degradables tales como los desechos alimenticios. Las tasas más lentas ( $k = 0,02$  o una vida media de cercana a los 35 años) están asociados a condiciones de sequedad y de materiales lentamente degradables tales como la madera o el papel. Una vida media mucho más larga de 70 años o más puede justificarse para SEDS secos y poco profundos en un clima templado o para desechos de madera en un clima seco y templado. Una vida media de menos de 3 años puede ser apropiada para SEDS gestionados en un clima húmedo y templado o para desechos de degradación rápida en un clima húmedo tropical. Se alienta al compilador del inventario a determinar los valores de vidas medias específicos del país. Los conocimientos actuales y los datos limitados dificultan el desarrollo de una metodología por defecto para estimar las vidas medias a partir de datos de terreno en los SEDS.

Existen dos enfoques alternativos para seleccionar la vida media (o valor de  $k$ ) para los cálculos: (a) calcular un promedio ponderado de  $t_{1/2}$  para los DSM (Jensen y Pipatti, 2002) o (b) dividir la corriente de desechos en categorías de desechos según la velocidad de degradación (Brown *et al.*, 1999). El primer enfoque supone que la degradación de cada tipo diferente de desecho depende totalmente de la de los demás. De este modo, la descomposición de la madera se ve aumentada debido a la presencia de desechos alimenticios y la descomposición de éstos es frenada debido a la madera. El segundo enfoque supone que la degradación de cada tipo diferente de desecho es independiente de la de los demás. La madera se degrada como madera, independientemente de si se halla en un SEDS casi inerte o en uno que contiene grandes cantidades de desechos que se degradan más rápidamente. En la realidad, la verdad se halla en algún punto intermedio de estos extremos. Sin embargo, hay muy poca investigación realizada para identificar al mejor de estos dos enfoques (Oonk y Boom, 1995; Scharff *et al.*, 2003) y lo que se ha investigado no es concluyente. Dos opciones del modelo de hoja de cálculo del IPCC se aplican a cualquiera de los dos enfoques mencionados para seleccionar la vida media como sigue:

**Opción de los desechos brutos:** requiere la alternativa (a) que es apropiada para los países sin datos o con datos limitados sobre la composición de los desechos, pero con una buena información sobre los desechos brutos eliminados en los SEDS. Los valores por defecto se estiman en función de la zona climática.

**Opción de la composición de los desechos:** requiere la alternativa (b) y se aplica a los países que poseen datos sobre esta composición. Para alcanzar resultados aceptablemente exactos se requiere la especificación de la vida media ( $t_{1/2}$ ) de cada componente de la corriente de desechos (IPCC, 2000).

Para ambas opciones, los valores por defecto de la vida media se estiman como función de la zona climática. Las hipótesis y consideraciones principales efectuadas son las siguientes:

- La composición de los desechos (particularmente el componente orgánico) es uno de los factores principales que influyen tanto en la cantidad como en la oportunidad de la producción de CH<sub>4</sub>.
- El contenido de humedad de los SEDS es un elemento esencial para la descomposición anaeróbica y la generación de CH<sub>4</sub>. Un método simplificado supone que el contenido de humedad de un SEDS es proporcional a la precipitación media

anual (MAP, del inglés, *Mean Annual Precipitation*) y de la evapotranspiración potencial (PET, del inglés *Potential Evapotranspiration*).

- La medida en la cual la temperatura del aire ambiente influye sobre la temperatura de los SEDS y sobre los índices de generación de gas depende principalmente del nivel de gestión y de la profundidad de los SEDS.
- Los desechos en vertederos abiertos se descomponen por lo general de manera aeróbica, producen poco CH<sub>4</sub> y las emisiones disminuyen en menos tiempo que para las condiciones anaeróbicas. Los SEDS gestionados (y también los gestionados profundos) crean condiciones anaeróbicas.

Los países pueden desarrollar los valores de vidas medias (o valores *k*) más apropiados a sus circunstancias y características. Es una *buena práctica* que los países que desarrollan sus propios valores de vidas medias documenten los procedimientos experimentales utilizados para derivarlos.

En los Cuadros 3.3 y 3.4 siguientes se proporcionan valores *k* por defecto y sus correspondientes vidas medias.

<b>CUADRO 3.3</b>									
<b>VALORES DEL ÍNDICE DE GENERACIÓN DE METANO (<i>k</i>) POR DEFECTO, RECOMENDADOS PARA EL NIVEL 1</b>									
(Derivados de los valores <i>k</i> obtenidos por mediciones experimentales, calculado con modelos o utilizados en los inventarios de gases de efecto invernadero y otros estudios)									
<b>Tipo de desechos</b>		<b>Zona climática*</b>							
		<b>Boreal y templada (MAT ≤ 20°C)</b>				<b>Tropical<sup>1</sup> (MAT &gt; 20°C)</b>			
		<b>Seco (MAP/PET &lt; 1)</b>		<b>Húmedo (MAP/PET &gt; 1)</b>		<b>Seco (MAP &lt; 1000 mm)</b>		<b>Húmedo y seco (MAP ≥ 1000 mm)</b>	
		<b>Por defecto</b>	<b>Rango<sup>2</sup></b>	<b>Por defecto</b>	<b>Rango<sup>2</sup></b>	<b>Por defecto</b>	<b>Rango<sup>2</sup></b>	<b>Por defecto</b>	<b>Rango<sup>2</sup></b>
<b>Desechos de degradación lenta</b>	<b>Desechos de papel/textiles</b>	0,04	0,03 <sup>3,5</sup> – 0,05 <sup>3,4</sup>	0,06	0,05 – 0,07 <sup>3,5</sup>	0,045	0,04 – 0,06	0,07	0,06 – 0,085
	<b>Desechos de madera/paja</b>	0,02	0,01 <sup>3,4</sup> – 0,03 <sup>6,7</sup>	0,03	0,02 – 0,04	0,025	0,02 – 0,04	0,035	0,03 – 0,05
<b>Desechos de degradación moderada</b>	<b>Otros putrescibles orgánicos (no alimenticios)/ desechos de jardín y parques</b>	0,05	0,04 – 0,06	0,1	0,06 – 0,1 <sup>8</sup>	0,065	0,05 – 0,08	0,17	0,15 – 0,2
<b>Desechos de degradación rápida</b>	<b>Desechos alimenticios/ lodo de aguas servidas</b>	0,06	0,05 – 0,08	0,185 <sup>4</sup>	0,1 <sup>3,4</sup> – 0,2 <sup>9</sup>	0,085	0,07 – 0,1	0,4	0,17 – 0,7 <sup>10</sup>
<b>Desechos brutos</b>		0,05	0,04 – 0,06	0,09	0,08 <sup>8</sup> – 0,1	0,065	0,05 – 0,08	0,17	0,15 <sup>11</sup> – 0,2

<sup>1</sup> La información disponible sobre la determinación de *k* y de la vida media en condiciones tropicales es bastante limitada. Los valores incluidos en el cuadro, para estas condiciones, son indicativos y la mayoría han sido derivados a partir de las hipótesis descritas en el texto y de los valores obtenidos para las condiciones templadas.

<sup>2</sup> El rango se refiere a los datos mínimos y máximos declarados en la bibliografía o estimados por los autores de este capítulo. Básicamente, se incluye para describir la incertidumbre asociada al valor por defecto.

<sup>3</sup> Oonk y Boom (1995).

<sup>4</sup> IPCC (2000).

<sup>5</sup> Brown *et al.* (1999). En el modelo de verificación GasSim (Attenborough *et al.*, 2002) se utilizó un valor cercano (16 años) para la degradabilidad lenta.

<sup>6</sup> Environment Canada (2003).

<sup>7</sup> En este rango se han declarado valores de vidas medias más largas (hasta 231 años) que no fueron incluidos en el cuadro pues fueron derivados de valores *k* extremadamente bajos utilizados en sitios con una temperatura media diurna < 0°C (Levelton, 1991).

<sup>8</sup> Estimado a partir de RIVM (2004).

<sup>9</sup> Valor utilizado para la degradabilidad rápida en el modelo de verificación GasSim (Attenborough *et al.*, 2002).

<sup>10</sup> Estimado a partir de Jensen y Pipatti (2003).

<sup>11</sup> Considerando t1/2 = 4 - 7 años como valores característicos para la mayoría de los países en desarrollo en climas tropicales. Condiciones de humedad elevada y de desechos altamente degradables.

\*Adaptado de: Capítulo 3 de *GPG-LULUCF* (IPCC, 2003).

MAT – temperatura media anual; MAP – precipitación media anual; PET – evapotranspiración potencial.

MAP/PET es el cociente de MAP y de PET. Para estimar las emisiones debe seleccionarse el promedio de los MAT, MAP y PET durante la serie temporal, según lo indicado por la estación meteorológica representativa más cercana.

**CUADRO 3.4**  
**VALORES DE VIDA MEDIA ( $t_{1/2}$ ) POR DEFECTO, RECOMENDADOS PARA EL NIVEL 1**

(Derivados de los valores  $k$  obtenidos por mediciones experimentales, calculado con modelos o utilizados en los inventarios de gases de efecto invernadero y otros estudios)

Tipo de desechos		Zona climática*							
		Boreal y templada (MAT ≤ 20°C)				Tropical <sup>1</sup> (MAT > 20°C)			
		Seco (MAP/PET < 1)		Húmedo (MAP/PET > 1)		Seco (MAP < 1000 mm)		Húmedo y seco (MAP ≥ 1000 mm)	
		Por defecto	Rango <sup>2</sup>	Por defecto	Rango <sup>2</sup>	Por defecto	Rango <sup>2</sup>	Por defecto	Rango <sup>2</sup>
Desechos de degradación lenta	Desechos de papel/textiles	17	14 <sup>3,5</sup> – 23 <sup>3,4</sup>	12	10 – 14 <sup>3,5</sup>	15	12 – 17	10	8 – 12
	Desechos de madera/paja	35	23 <sup>3,4</sup> – 69 <sup>6,7</sup>	23	17 – 35	28	17 – 35	20	14 – 23
Desechos de degradación moderada	Otros putrescibles orgánicos (no alimenticios)/ desechos de jardín y parques	14	12 – 17	7	6 – 9 <sup>8</sup>	11	9 – 14	4	3 – 5
Desechos de degradación rápida	Desechos alimenticios/ lodo de aguas servidas	12	9 – 14	4 <sup>4</sup>	3 <sup>3,4</sup> – 6 <sup>9</sup>	8	6 – 10	2	1 <sup>10</sup> – 4
Desechos brutos		14	12 – 17	7	6 – 9 <sup>8</sup>	11	9 – 14	4	3 – 5 <sup>11</sup>

<sup>1</sup> La información disponible sobre la determinación de  $k$  y de la vida media en condiciones tropicales es bastante limitada. Los valores incluidos en el cuadro, para estas condiciones, son indicativos y la mayoría han sido derivados a partir de las hipótesis descritas en el texto y de los valores obtenidos para las condiciones templadas.

<sup>2</sup> El rango se refiere a los datos mínimos y máximos declarados en la bibliografía o estimados por los autores de este capítulo. Básicamente, se incluye para describir la incertidumbre asociada al valor por defecto.

<sup>3</sup> Oonk y Boom (1995).

<sup>4</sup> IPCC (2000).

<sup>5</sup> Brown *et al.* (1999). En el modelo de verificación GasSim (Attenborough *et al.*, 2002) se utilizó un valor cercano (16 años) para la degradabilidad lenta.

<sup>6</sup> Environment Canada (2003).

<sup>7</sup> En este rango se han declarado valores de vidas medias más largas (hasta 231 años) que no fueron incluidos en el cuadro pues fueron derivados de valores  $k$  extremadamente bajos utilizados en sitios con una temperatura media diaria < 0°C (Levelton, 1991).

<sup>8</sup> Estimado a partir de RIVM (2004).

<sup>9</sup> Valor utilizado para la degradabilidad rápida en el modelo de verificación GasSim (Attenborough *et al.*, 2002).

<sup>10</sup> Estimado a partir de Jensen y Pipatti (2003).

<sup>11</sup> Considerando  $t_{1/2} = 4 - 7$  años como valores característicos para la mayoría de los países en desarrollo en climas tropicales. Condiciones de humedad elevada y de desechos altamente degradables.

\*Adaptado de: Capítulo 3 de *GPG-LULUCF* (IPCC, 2003).

MAT – temperatura media anual; MAP – precipitación media anual; PET – evapotranspiración potencial.

MAP/PET es el cociente de MAP y de PET. Para estimar las emisiones debe seleccionarse el promedio de los MAT, MAP y PET durante la serie temporal, según lo indicado por la estación meteorológica representativa más cercana.

## RECUPERACIÓN DE METANO (R)

El CH<sub>4</sub> generado en los SEDS puede recuperarse y quemarse en antorcha o en un dispositivo energético. La cantidad de CH<sub>4</sub> que se recupera se expresa en la Ecuación 3.1 como R. Si el gas recuperado se utiliza para generar energía, las emisiones resultantes de gas de efecto invernadero deben declararse bajo el Sector Energía. Sin embargo, las emisiones provenientes de la quema en antorcha son insignificantes, pues las emisiones de CO<sub>2</sub> son de origen biogénico y las emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O son muy pequeñas, de modo que, en el sector de los desechos, la *buena práctica* no exige su estimación. No obstante, si se desea hacerlo, estas emisiones deben declararse en el Sector Desechos. En el Volumen 2, Energía, Capítulo 4.2, se presenta un análisis de las

emisiones procedentes de la quema en antorcha y otra información más detallada. Las emisiones provenientes de la quema en antorcha no son tratadas en el Nivel 1.

El valor por defecto para la recuperación de CH<sub>4</sub> es cero. La recuperación de CH<sub>4</sub> debe declararse sólo cuando se disponga de referencias que documenten la cantidad de CH<sub>4</sub> recuperado. Las declaraciones basadas en mediciones de todo gas recuperado para energía y quema en antorcha, o las declaraciones sobre recuperación de gas basadas en el monitoreo de la cantidad de electricidad producida a partir del gas (considerando la disponibilidad de los factores de carga, el valor de calefacción y la correspondiente tasa calórica, así como otros factores que influyen sobre la cantidad de gas utilizado para producir la cantidad de electricidad monitoreada) son coherentes con la *buena práctica*.

La estimación, con métodos más indirectos, de la cantidad de CH<sub>4</sub> recuperado debe realizarse con gran cuidado, aportando hipótesis fundamentadas. Los métodos indirectos pueden basarse en la cantidad de SEDS del país que practican la captura del CH<sub>4</sub> o en la capacidad total de utilización de los equipos o la capacidad de las antorchas vendidas.

Cuando la recuperación de CH<sub>4</sub> se estima sobre la base de la cantidad de SEDS que practican la recuperación de gas de vertedero, una estimación de recuperación por defecto sería del 20 por ciento. Este valor se sugiere debido a las numerosas incertidumbres asociadas al uso de esta metodología. Se han realizado algunas mediciones de las eficiencias de los proyectos de recuperación de gas y las eficiencias declaradas se sitúan entre 10 y 85 por ciento. Oonk y Boom (1995) midieron eficiencias de SEDS cerrados, sin revestimiento, entre un 10 y un 80 por ciento, con un promedio sobre 11 SEDS del 37 por ciento. Más recientemente, Scharff *et al.* (2003) midieron eficiencias en cuatro SEDS del orden del 9 por ciento, 50 por ciento, 55 por ciento y 33 por ciento. Spokas *et al.* (2006) y Diot *et al.* (2001) midieron recientemente eficiencias superiores al 90 por ciento. En general, las eficiencias elevadas de recuperación pueden estar relacionadas con los SEDS cerrados, con flujos de gases reducidos, recuperación bien diseñada y operada, y cubiertas más gruesas y menos permeables. Las eficiencias bajas pueden estar relacionadas con SEDS en gran parte todavía en fase de explotación y con, p. ej., cubiertas arenosas.

Los valores específicos de los países pueden utilizarse pero se necesita efectuar investigaciones significativas para comprender el impacto que los siguientes parámetros tienen sobre la recuperación: tipo de cubierta, porcentaje de SEDS cubierto por proyecto de recuperación, presencia de un revestimiento, carácter abierto o cerrado y otros factores.

Cuando la cantidad de CH<sub>4</sub> recuperado se estima sobre la base de la capacidad total de utilización de los equipos o de las antorchas vendidas, se debe hacer un esfuerzo para identificar qué parte de estos equipos está aún en servicio. Una estimación prudente de la cantidad de CH<sub>4</sub> generado puede basarse en un inventario de las capacidades mínimas de los equipos y antorchas en funcionamiento. Otro enfoque conservador es el de estimar la recuperación total como un 35 por ciento de las capacidades instaladas. Basándose en Dutch y en estudios realizados en Estados Unidos (Oonk, 1993; Scheehle, 2006), las cantidades recuperadas varían entre 35 y 70 por ciento de los índices de capacidad. Las razones que explican este intervalo incluyen: (i) disminución de las horas de funcionamiento de 95 a 80 por ciento, debido a problemas técnicos o de mantenimiento; (ii) sobreestimación de la producción de gas con resultado de equipos sobredimensionados; (iii) quemas de respaldo en antorcha que permanecen inactivas. Al estimar la capacidad, los índices más altos toman ya en cuenta estas consideraciones. Si un país utiliza este método para la quema en antorcha, se debe tener cuidado de garantizar que la quema no sea una quema en antorcha de respaldo para un proyecto de conversión gas-energía. Donde sea posible, las quemas en antorcha deben coincidir con los SEDS, para garantizar que no se produzcan cálculos dobles.

En todos los casos, las cantidades recuperadas deben declararse como CH<sub>4</sub> y no como gas de vertedero, pues éste contiene sólo una fracción de CH<sub>4</sub>. Los fundamentos de las declaraciones deben documentarse claramente. Cuando las declaraciones se basan en la cantidad de SEDS con recuperación de gas de vertedero o en la capacidad total de utilización de los equipos, es esencial que todas las hipótesis utilizadas para estimar la recuperación sean descritas claramente y que se justifiquen con datos y referencias específicos del país.

## TIEMPO DE RETARDO

En la mayoría de los sitios de eliminación de desechos sólidos, éstos se depositan de manera continuada a lo largo del año, generalmente en forma cotidiana. Sin embargo, hay pruebas de que la producción de CH<sub>4</sub> no comienza inmediatamente después de la deposición de los desechos.

Primero, la descomposición es aeróbica, lo cual puede durar algunas semanas hasta que se haya gastado todo el oxígeno disponible. Luego sigue la etapa de acidificación con producción de hidrógeno. Se señala a menudo que la etapa de acidificación dura varios meses. Después hay un periodo de transición, desde condiciones ácidas a condiciones neutras, al comenzar la producción de CH<sub>4</sub>.

El periodo comprendido entre la deposición de los desechos y la producción plena de CH<sub>4</sub> es químicamente complejo e implica reacciones microbianas sucesivas. Las estimaciones del tiempo de retardo son inciertas y pueden variar según la composición de los desechos y las condiciones climáticas. En la bibliografía se han proporcionado estimaciones de hasta un año (Gregory *et al.*, 2003; Bergman, 1995; Kämpfer y Weissenfels, 2001; Barlaz, 2004). El IPCC proporciona un valor por defecto de seis meses para el tiempo de retardo (IPCC, 1997). Equivale a un tiempo de comienzo de la reacción al 1° de enero del año posterior a la deposición, cuando el tiempo promedio de residencia de los desechos en los SEDS ha sido de seis meses. Sin embargo, la incertidumbre de esta hipótesis es de, por lo menos, 2 meses.

El Modelo de desechos del IPCC permite que el usuario cambie el retardo por defecto de seis meses por un valor diferente. Es una *buena práctica* escoger un tiempo de retardo entre cero y seis meses. Los valores ubicados fuera de este intervalo deben respaldarse con pruebas.

### 3.3 USO DE LAS MEDICIONES EN LA ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES DE CH<sub>4</sub> PROCEDENTES DE LOS SEDS

El modelo FOD y otros métodos para estimar la generación de CH<sub>4</sub> en los SEDS se construyen sobre la base de conocimientos científicos y de hipótesis sobre el metabolismo microbiano bajo las condiciones anaeróbicas de los SEDS. Como para todos los modelos, la validación que incluye alguna forma de medición directa, para comparar las predicciones del modelo con las mediciones reales, aumenta la confianza del usuario en el modelo y puede utilizarse para mejorar las predicciones del modelo. Estas mediciones pueden utilizarse también para validar un modelo, comparando sus predicciones con los índices de generación de CH<sub>4</sub> desarrollados a partir de mediciones y para documentar la selección de valores específicos del país para los parámetros empleados en el modelo al preparar los inventarios nacionales.

Las mediciones pueden corresponder a cantidades medidas de gas recuperado en el sistema de captación de gases (junto con una estimación de la eficiencia de recuperación), a cantidades medidas de emisiones difusas de CH<sub>4</sub> hacia el aire y a combinaciones de ambas mediciones.

Varios estudios han utilizado datos de mediciones realizadas en los sistemas de captación de gases para desarrollar estimaciones de los parámetros necesarios para el modelo FOD (tales como la constante de la tasa de descomposición y el potencial de generación de CH<sub>4</sub>) para SEDS específicos, para clases de SEDS ubicados en regiones específicas y para aplicarlos a los SEDS sobre una base nacional (Oonk y Boom, 1995; Huitric *et al.*, 1997; SWANA, 1998; SCS Engineers, 2003; U.S. EPA, 1998; U.S. EPA, 2005). La técnica utiliza procedimientos estadísticos para desarrollar los valores que ajustan mejor los parámetros del modelo, tales como una regresión no lineal que evalúa los parámetros del modelo de una manera iterativa para encontrar la mejor estimación de los parámetros del modelo, basado en la suma más pequeña de los errores cuadráticos. El análisis estadístico puede identificar, con suficientes detalles específicos del sitio y una base de datos adecuada y amplia sobre los SEDS, los efectos de la variación en la composición de los desechos, la ubicación geográfica, la pluviosidad y otros factores sobre los valores apropiados de los parámetros del modelo. Por ejemplo, varios estudios han revelado que la constante de la tasa de descomposición aumenta con las precipitaciones (U.S. EPA, 2005).

El uso de mediciones directas de las cantidades de gas extraídas para estimar los parámetros del modelo FOD es una opción de *buena práctica* en el desarrollo de los valores específicos del país. Esta técnica fue utilizada para desarrollar algunos de los valores por defecto para las vidas medias presentados en el Cuadro 3.4. Es aplicable en aquellos países que poseen datos exactos de mediciones realizadas en los sistemas de captación de gases de los vertederos, para un conjunto representativo de SEDS, con cantidades, composición y distribución de antigüedad de los desechos depositados bien conocidos. Si los datos de la captación de CH<sub>4</sub> específicos del sitio se usan para estimar los parámetros del modelo FOD para el inventario nacional, es una *buena práctica* garantizar que los SEDS empleados en el análisis sean representativos de todos los SEDS del país, en término de los factores que más afectan los valores de los parámetros y las emisiones de CH<sub>4</sub>. En el Recuadro 3.1 se proporcionan detalles adicionales sobre esta técnica.

**RECUADRO 3.1**  
**MEDICIONES DIRECTAS EN LOS SISTEMAS DE CAPTACIÓN DE GASES PARA ESTIMAR LOS PARÁMETROS DEL MODELO FOD**

El elemento fundamental para el desarrollo de una estimación de los parámetros del modelo FOD es una base de datos sobre vertederos representativa, que reúna las siguientes características:



- (i) Contiene tipos de desechos representativos de los vertederos a escala nacional,
- (ii) Incluye un rango de tamaños, antigüedad de los desechos y regiones geográficas (en particular, si debe evaluarse el efecto de las precipitaciones),
- (iii) Posee mediciones específicas del sitio sobre el índice de captación del gas de vertedero (LFG, del inglés *Landfill Gas*) y el porcentaje de CH<sub>4</sub> que incluye las variaciones estacionales a lo largo del tiempo (que cubra un periodo de por lo menos un año y de preferencia más largo),
- (iv) Posee mediciones específicas del sitio sobre las tasas anuales de aceptación de desechos o del total de desechos in situ y el año de apertura del vertedero (es decir, los desechos en el lugar o la tasa anual de aceptación promedio para el área del vertedero que está bajo la influencia del sistema de captación de gases),
- (v) Incluye estimaciones específicas del sitio sobre el porcentaje de recuperación (basado en el diseño, en las características de funcionamiento o en otras informaciones), y
- (vi) Incluye el promedio de la precipitación anual (si este efecto ha de ser evaluado).

La exactitud de las mediciones directas de la tasa de flujo del LFG, del porcentaje de CH<sub>4</sub> y de los índices anuales de eliminación de desechos pueden ser mejores que  $\pm 10$  por ciento. La fuente más significativa de errores en el uso de las mediciones directas de los índices de captación de CH<sub>4</sub> para estimar los índices de generación de CH<sub>4</sub> es la determinación de la eficiencia de captación de LFG. Sin embargo, este error se puede reducir y controlar si los datos sobre el índice de captación se utilizan sólo para vertederos conocidos o para los cuales se puede mostrar que poseen sistemas de captación y materiales de cubierta eficientes y bien mantenidos.

Para utilizar una eficiencia de captación es necesario investigar y justificar un valor que pueda emplearse con confianza. Deben considerarse varios factores, tales como el tipo de cubierta final, el monitoreo regular de la superficie que muestre bajos niveles o nada de CH<sub>4</sub> detectable y un programa de acciones correctivas para el caso de detección de CH<sub>4</sub> (p. ej., realizando mantenimiento para mejorar la integridad de la cubierta o aumentar el vacío en los pozos de captación). La estimación de la eficiencia de captación puede basarse en consideraciones específicas del sitio y ajustarse a los extremos superiores o inferiores del intervalo, luego de considerar estos factores. El error global y el efecto en los resultados finales tiende a ser inferior cuando se lo promedia sobre una gran base de datos de vertederos, pues los errores tienden a cancelarse al utilizar una estimación no sesgada en la mitad del intervalo.

Aunque pueden usarse mediciones de superficie para detectar CH<sub>4</sub> como ya se ha señalado, la utilización de dichas mediciones de superficie en el vertedero para estimar directamente la eficiencia de captación se recomienda sólo cuando las limitaciones de los métodos se toman totalmente en cuenta, tal como se discute más detalladamente en la sección siguiente, que describe las dificultades e inexactitudes de tales mediciones. Los efectos a tomar en cuenta al medir las eficiencias de captación son: (i) oxidación del CH<sub>4</sub>, lo que reduce los cocientes de la cantidad de CH<sub>4</sub> emitido, y (ii) la disolución del CO<sub>2</sub> en la fase acuosa de los desechos o en la capa superior, al comparar el cociente de las emisiones de CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> y de la recuperación de CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub>.

Una vez establecida una base de datos representativa, hechas las mediciones y estimadas las eficiencias de captación, los datos de las mediciones pueden analizarse para determinar los parámetros específicos del país o de la región. Si un país posee buenos datos sobre la composición de los desechos por vertedero, puede usarse esta información junto con las mediciones y la modelización para deducir parámetros tales como el DDOC. Para un país con datos de composición de los desechos menos fiables, es posible que deban estimarse los parámetros a un nivel más amplio, considerando  $L_0$  y  $k$  en vez de los parámetros más específicos del tipo de desechos. No se recomienda que un país estime las emisiones nacionales directamente a partir las mediciones. El enfoque preferido para incorporar los datos de mediciones procedentes de los sistemas de captación es el de usar las mediciones para deducir los parámetros de nivel nacional, sobre las características de los vertederos analizados.

Las mediciones directas de las emisiones de CH<sub>4</sub> en la superficie de los SEDS (en vez de medir la captación o generación de CH<sub>4</sub>) para un SEDS específico pueden tener, en principio, un valor similar para validar los parámetros del modelo FOD y desarrollar las estimaciones del inventario nacional. Pero, en la práctica, existen limitaciones por varias razones:

- (i) El monitoreo y la medición de las emisiones de CH<sub>4</sub> en la superficie de los SEDS es una tarea exigente, y no se dispone de métodos aceptados de manera generalizada ni estandarizados para monitoreo de rutina o a largo plazo, pues las emisiones provienen de una gran área y varían a lo largo del año.
- (ii) Se dispone de muy pocos datos representativos de mediciones directas de emisiones de CH<sub>4</sub> para los SEDS individuales, mucho menos para producir buenas estimaciones para los inventarios nacionales de emisiones. Por ello, se considera por el momento que una buena práctica consiste en usar las estimaciones de los sitios individuales basadas en el monitoreo y las mediciones sólo si la representatividad del monitoreo puede justificarse. Si se usan los datos de emisiones específicos de los sitios para estimar las emisiones nacionales, es una buena práctica agrupar todos los SEDS del país según sus características y basar la estimación nacional en el comportamiento emisivo representativo de cada grupo.

Las técnicas atmosféricas de medición de las emisiones, sus dificultades y otras consideraciones se analizan con más detalle en el Recuadro 3.2.

**RECUADRO 3.2**  
**MEDICIÓN DIRECTA DE LA EMISIONES DE METANO PROCEDENTES DE LA SUPERFICIE DE LOS SEDS**

Las emisiones de gas de vertedero de superficie (LFG) son muy variables tanto espacial como temporalmente. Las emisiones varían de manera cotidiana, como resultado de los cambios en la presión atmosférica y debido a las lluvias que afectan la permeabilidad de la capa superior. Más aún, existe una variación estacional de las emisiones como resultado de una oxidación reducida durante el invierno. Además, las emisiones varían entre las secciones de los SEDS debido a diferencias en las cantidades, la edad y la composición de los desechos. Como consecuencia de la elevada permeabilidad horizontal, comparada con la permeabilidad vertical, las pendientes de un SEDS producen más emisiones que la superficie superior. A una escala más local, las emisiones son muy variables a causa de las regiones de permeabilidad reducida en la capa sub-superficial y de las fracturas de la superficie. Como consecuencia, las emisiones procedentes de lugares ubicados a algunos metros de separación pueden variar por encima de un factor de 1000.

En este contexto, las mediciones de las emisiones de CH<sub>4</sub> difuso deberían dar una indicación del promedio anual de las emisiones procedentes de todo el SEDS. De este modo, las fluctuaciones temporales y estacionales de la emisión de gas (Maurice y Lagerkvist, 1997; Park y Shin, 2001) deben considerarse parte de la evaluación de los datos específicos del sitio. El periodo de recopilación de datos debe ser suficiente para cubrir la variación temporal del sitio. Por igual, la variación estacional puede tomarse fácilmente en consideración.

Cuando se realicen mediciones de emisiones difusas, hay que tener presente que el flujo se mide después de la oxidación, la cual puede constituir una parte significativa del porcentaje de CH<sub>4</sub> generado que no se recupera.

Se han propuesto varias técnicas para medir directamente en la superficie y/o bajo y sobre el nivel del suelo. Las técnicas más importantes son:

- (i) mediciones en cámaras estáticas o de flujo forzado,
- (ii) métodos de equilibrio de masas,
- (iii) mediciones micro-meteorológicas,
- (iv) mediciones de pluma

El *método de la cámara de flujo* se ha usado ampliamente para medir el flujo de CH<sub>4</sub> en la superficie de los SEDS (p. ej., Park y Shin, 2001; Mosher *et al.*, 1999; UK Environment Agency, 2004). Un inconveniente de este método es la necesidad de una gran cantidad de puntos de medición para obtener estimaciones fiables de las emisiones totales, lo cual hace que el método sea de trabajo muy intensivo y, por lo tanto, costoso. Existen varias vías para mejorar la exactitud o reducir la cantidad de mediciones requeridas, p. ej., expandir las estimaciones a partir de una sección más pequeña a la totalidad del SEDS por intermedio de métodos geoestadísticos (Börjesson *et al.*, 2000; Spokas *et al.*, 2003) o identificar las zonas principales de emisión observando las fracturas o grietas, la vegetación afectada, las interfaces entre las zonas revestidas, las condiciones de los bordes y las pendientes, etc. (UK Environment Agency, 2004), o usar medidores portátiles de gas, de olfacción o de la temperatura de superficie como un primer indicador (Yamada *et al.*, 2005).

En el *método de equilibrio de masas* las emisiones se obtienen midiendo el flujo a través de un plano vertical imaginario en el SEDS e interpretando la velocidad del viento y las concentraciones de CH<sub>4</sub> a diferentes alturas sobre la superficie del SEDS. Este plano puede ser tanto unidimensional (Oonk y Boom, 1995; Scharff *et al.*, 2003) como bidimensional. La ventaja que ofrece es que se automatiza fácilmente y puede medir las emisiones a partir de una superficie vasta (en muchos casos el SEDS entero) por periodos más largos (de semanas a meses). Otra ventaja es que se pueden obtener las emisiones tanto del CH<sub>4</sub> como del CO<sub>2</sub>, lo cual aporta información sobre la oxidación del CH<sub>4</sub> y las eficiencias de captación. Las desventajas de este método es su alcance limitado (250 m) que dificulta las mediciones en los SEDS más grandes.

En el *método micro-meteorológico*, las emisiones se miden como un flujo a través de un plano horizontal imaginario y se recalculan como flujos verticales. Las concentraciones de CH<sub>4</sub> sobre el SEDS se usan en conjunto con información sobre el transporte y la mezcla de aire a la escala de unos pocos m<sup>3</sup> (por lo tanto, micro-meteorológico, Fowler y Duyzer, 1989). Laurila *et al.* (2005) proponen el método micro-meteorológico de covarianza Eddy como método adecuado para la estimación de la emisión de gas de vertedero, con las ventajas de una fácil automatización que permite realizar mediciones por periodos más prolongados y el monitoreo simultáneo de las emisiones de CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub>. El inconveniente de este método parece ser su cobertura limitada (alrededor de 25 m), lo cual implica que no mide emisiones representativas de la totalidad del SEDS.

**RECUADRO 3.2 (CONTINUACIÓN)**

Las *mediciones de pluma* han sido diseñadas para medir las emisiones provenientes de la totalidad de un SEDS mediante la medición de la diferencia de flujos de CH<sub>4</sub> a través de la sección transversal de un tamiz a sotavento y barlovento del SEDS. Las emisiones pueden evaluarse comparando el aumento de las concentraciones de CH<sub>4</sub> con las concentraciones de trazadores (p. ej., a partir de una cantidad conocida de N<sub>2</sub>O ó SF<sub>6</sub> liberada en el SEDS) o utilizando un modelo de dispersión. Se usan variaciones de este método en varios lugares del mundo, según Czepiel *et al.* (1996), Savanne *et al.* (1997), Galle *et al.*, (1999) y Hensen y Scharff (2001). La ventaja del método es su exactitud y la posibilidad de medir las emisiones procedentes de la totalidad de un SEDS, lo cual es muy útil para resolver el problema de la variación espacial. Sin embargo, este método es muy costoso y generalmente se aplica sólo durante unos pocos días determinados. Por lo tanto, parece que los resultados no son representativos del promedio de las emisiones anuales desde el sitio (Scharff *et al.*, 2003). Por esta razón, Scharff *et al.* (2003) desarrollaron una versión estacionaria de la medición de pluma móvil (SPM, del inglés, *mobile plume measurement*) para efectuar mediciones alrededor de los SEDS durante tiempos más largos.

En la actualidad (2006), no hay un consenso científico sobre cuál debe ser la metodología preferida para obtener el promedio de las emisiones anuales a partir de un SEDS entero. Savanne *et al.* (1995) y Scharff *et al.* (2003) están realizando comparaciones entre los métodos y la conclusión aproximada es que ningún método puede resolver por sí solo la variabilidad espacial y temporal y ser económico a la vez. Según Scharff *et al.* (2003) el método de equilibrio de masas y el método de pluma estático son los más prometedores para desarrollos más avanzados y para la validación. Sin embargo, hasta el momento de redactar estas *Directrices* hay poco debate científico respecto de esta conclusión.

### 3.4 CARBONO ALMACENADO EN LOS SEDS

Una parte del carbono permanece almacenada por largos periodos en los SEDS. La madera y el papel se descomponen muy lentamente y se acumulan en los SEDS (almacenamiento a largo plazo). Fracciones de carbono de otros tipos de desechos se descomponen en periodos variados de tiempo (véase Vida media en la Sección 3.2.3)

La cantidad de carbono almacenado en los SEDS puede estimarse utilizando el modelo FOD (véase el Anexo 3A.1). El almacenamiento a largo plazo del carbono del papel, cartón, la madera y los desechos de jardines y parques presenta un interés particular, así como los cambios en las existencias de carbono en los desechos originados en los productos de madera recolectada que se declaran en el volumen AFOLU (véase el Capítulo 12, Productos de madera recolectada). El modelo FOD de este volumen proporciona estas estimaciones en calidad de producto derivado. En la opción *composición de los desechos* se calcula el carbono almacenado a largo plazo a partir de desechos de madera, papel y cartón y desechos de jardines y parques en los SEDS, pues éste es simplemente la parte del DOC que no se pierde a través de la descomposición (las ecuaciones para calcular la cantidad se presentan en el Anexo 3A.1). Cuando se emplea la opción de *desechos brutos* es necesario estimar la porción adecuada de DOC cuyo origen son los productos de madera recolectada dentro del DOC total de los desechos, antes de determinar las cantidades de carbono almacenado a largo plazo. Cuando no se dispone de estimaciones específicas del país, pueden usarse las fracciones por defecto del IPCC para el papel y cartón, la madera y los desechos de jardines y parques.

El almacenamiento de carbono a largo plazo en los SEDS se declara como elemento informativo en el Sector Desechos. El valor declarado para los desechos derivados de los productos de madera recolectada (desechos de papel y cartón, madera y desechos de jardines y parques) es igual a la variable  $1B, \Delta C_{HWP\ SWDS\ DC}$ , es decir, el cambio en las existencias de carbono de los PMR debidos al consumo doméstico eliminado en los SEDS del país declarante utilizado en el Capítulo 12, Productos de madera recolectada, del Volumen AFOLU). Este parámetro, así como las emisiones anuales de CH<sub>4</sub> procedentes de la eliminación de PMR en el país, pueden estimarse con el modelo FOD (véase la hoja PMR en la hoja de cálculo).

### 3.5 EXHAUSTIVIDAD

Las versiones anteriores de la *Directrices del IPCC* se concentraron en las emisiones procedentes de los sitios DSM de eliminación, aunque se alentó a los compiladores del inventario a considerar las emisiones procedentes

de otros tipos de desechos. Sin embargo, actualmente se reconoce que a menudo existe un aporte significativo a las emisiones a partir de otros tipos de desechos. Por lo tanto, las *Directrices de 2006* proporcionan datos por defecto y metodologías para estimar la generación y el contenido de DOC de los tipos de desechos siguientes :

- Desechos sólidos municipales (DSM) – la definición y composición por defecto se proporciona en el Capítulo 2,
- Lodos de aguas servidas (procedentes del tratamiento de aguas servidas tanto municipales como industriales),
- Desechos sólidos industriales (incluidos los desechos de las industrias de la madera y el papel y los desechos de la construcción y la demolición, los cuales pueden ser en gran parte materiales inertes, pero pueden incluir la madera como fuente de DDOCm),
- Residuos de las plantas de tratamiento mecánico y biológico (véase el Capítulo 4, Tratamiento biológico de los desechos sólidos).

Los países deben aportar sus propias estimaciones de las fracciones de estos tipos de desechos que se eliminan en los SEDS, se incineran o reciclan.

Tipos de desechos abordados en otros lugares de las *Directrices de 2006*:

- Emisiones procedentes de la gestión del estiércol (incluido en el Sector AFOLU)

Tipos de gestión de desechos que se deben incluir:

- SEDS gestionados,
- SEDS no gestionados (vertederos abiertos, incluidas las pilas aéreas, los hoyos en el suelo y las deposiciones en sitios naturales como los barrancos o las quebradas).

Tipos de gestión de desechos abordados en otros lugares de las *Directrices de 2006*:

- emisiones procedentes de la incineración (Capítulo 5 de este Volumen),
- emisiones procedentes de la incineración abierta en los SEDS (Capítulo 5 de este Volumen),
- emisiones procedentes del tratamiento biológico de los desechos sólidos incluidas las instalaciones centralizadas de preparación de abono orgánico y la preparación de abono orgánico doméstico (Capítulo 4 de este Volumen).

Los SEDS cerrados siguen emitiendo CH<sub>4</sub>. Esto se considera automáticamente en el método FOD pues se usan los datos históricos sobre las eliminaciones de desechos.

Todos los tipos de gestión enumerados más arriba deben incluirse en este sector si se practican de manera significativa.

### 3.6 DESARROLLO DE UNA SERIE TEMPORAL COHERENTE

En las *Directrices de 2006* se han introducido dos cambios mayores respecto de las *Directrices de 1996*. Tales cambios son:

- Reemplazo del antiguo método por defecto (equilibrio de masas) por el método de descomposición de primer orden (FOD),
- Inclusión de los desechos industriales y otras categorías no DSM para todos los países.

Estos dos cambios exigen que los países recalculen sus resultados para años anteriores, de modo que las series temporales sean coherentes. La nueva hoja de cálculo proporcionada por el método FOD del IPCC calcula automáticamente las emisiones para los años anteriores. Sin embargo, es importante garantizar que las entradas de datos en el modelo conformen una serie temporal coherente. El modelo FOD requiere datos históricos hasta 1950, de modo que ésta es una tarea significativa.

En la Sección 3.2.2 se brinda orientación para que los países puedan estimar las eliminaciones de desechos DSM e industriales del pasado, basándose en la población urbana, el PIB y otros factores impulsores.

Dado que las estadísticas sobre eliminación de desechos suelen mejorar con el tiempo, los países pueden descubrir que los datos específicos del país están disponibles para los años recientes pero no para toda la serie temporal. Es una *buena práctica* utilizar los datos específicos del país donde sea posible. Si en una serie

temporal se mezclan datos por defecto con datos específicos del país, es importante verificar la coherencia. También puede ser necesario utilizar una extrapolación retrospectiva o técnicas de empalme para poner los dos conjuntos de datos en concordancia. La orientación general sobre estas técnicas se brinda en el Capítulo 6 del Volumen 1 (Coherencia de la serie temporal).

## 3.7 EVALUACIÓN DE INCERTIDUMBRE

En la estimación de las emisiones de CH<sub>4</sub> procedentes de los SEDS hay dos áreas de incertidumbre: (i) la incertidumbre atribuible al método; y (ii) la incertidumbre atribuible a los datos (datos de la actividad y parámetros).

### 3.7.1 Incertidumbre atribuible al método

El modelo FOD consta de un término pre-exponencial que describe la cantidad de CH<sub>4</sub> generado a lo largo de la vida útil de los SEDS y de un término exponencial que describe cómo se genera el CH<sub>4</sub> en el tiempo. Por lo tanto, las incertidumbres en el uso del modelo FOD pueden dividirse en las incertidumbres en la cantidad total de CH<sub>4</sub> que se forma a lo largo de la vida útil de los SEDS y las incertidumbres en la distribución de esta cantidad a través de los años.

Las incertidumbres en la cantidad total de CH<sub>4</sub> formado durante la vida útil del SEDS tienen su origen en las incertidumbres en la cantidad y la composición de los desechos eliminados en el SEDS (W y DOC), la descomposición (DOC<sub>f</sub>) y el factor de corrección para el CH<sub>4</sub> (MCF). Estas incertidumbres se abordan a continuación.

Las incertidumbres en la distribución de la generación de CH<sub>4</sub> a través de los años dependen, en gran medida, de la situación específica. Cuando las cantidades de desechos eliminadas y las prácticas de gestión de desechos se desarrollan sólo lentamente a través de los años, la incertidumbre debida al modelo será baja. Por ejemplo, cuando la descomposición es más lenta que lo esperado, una estimación insuficiente de la formación de CH<sub>4</sub> en 2005 a partir de desechos eliminados en 1990 será contrarrestada por una sobreestimación de las cantidades formadas a partir de desechos eliminados en 2000, por ejemplo. Sin embargo, cuando las cantidades anuales de desechos o la composición de los desechos cambian significativamente, los errores del modelo son importantes.

La mejor manera de evaluar el error debido al modelo en un caso específico puede obtenerse del modelo mediante un análisis de sensibilidad, variando los valores  $k$  dentro de los intervalos de error supuestos (véase el Cuadro 3.5 para los valores de incertidumbre por defecto) o con un análisis de Monte Carlo que utilice el modelo y haga variar todas las variables pertinentes.

El uso del método de equilibrio de masas, que fue el método por defecto (Nivel 1) en las versiones anteriores de la orientación del IPCC, tiende a conducir a una sobreestimación de las emisiones en los casos en los que la tendencia es la de un aumento en la eliminación de desechos en los SEDS en el tiempo. Se suponía que todo el CH<sub>4</sub> sería liberado en el mismo año en el que se depositaban los desechos. El uso del método FOD elimina este error y reduce la incertidumbre asociada con este método. Sin embargo, es importante recordar que el método FOD es un modelo simple para un sistema muy complejo y mal comprendido. Las incertidumbres surgen de las fuentes siguientes:

- La descomposición de los compuestos carbonados en CH<sub>4</sub> implica una serie de reacciones químicas complejas que puede no seguir siempre una reacción de descomposición de primer orden. Puede haber reacciones de orden superior involucradas y las velocidades de reacción pueden variar con las condiciones en los SEDS específicos. Las reacciones pueden estar limitadas por el acceso restringido al agua y a variaciones locales de la población bacteriana.
- Los SEDS son heterogéneos. Las condiciones tales como la temperatura, humedad, composición de los desechos y el compactado varían considerablemente aún dentro de un sitio único, y aún más entre los diferentes sitios de un país. La selección de valores «promedio» para los parámetros que sean típicos para todo un país es difícil.
- El uso del método FOD introduce incertidumbres adicionales asociadas con las tasas de descomposición (vidas medias) y con las cantidades históricas de desechos eliminados. Ninguno de estos factores es bien comprendido ni investigado exhaustivamente.

Sin embargo, es probable que la fuente principal de incertidumbre se deba a la selección de los valores para los parámetros del modelo, y no a la metodología del modelo en sí.

## 3.7.2 Incertidumbre atribuible a los datos

Esta fuente de incertidumbre es simplemente la incertidumbre atribuible a cada una de las entradas de los parámetros. La incertidumbre atribuible a los datos puede clasificarse en datos de la actividad y en parámetros.

### 3.7.2.1 INCERTIDUMBRES ASOCIADAS CON LOS DATOS DE LA ACTIVIDAD

La calidad de las estimaciones de las emisiones de CH<sub>4</sub> tiene relación directa con la calidad y la disponibilidad de los datos sobre generación, composición y gestión de los desechos utilizados para derivar estas estimaciones. Los datos de la actividad en el sector de los desechos incluyen el total de los desechos sólidos municipales, el total de los desechos industriales, la composición de los desechos y la fracción de desechos sólidos enviados a los sitios de eliminación de desechos sólidos.

La incertidumbre en los datos sobre eliminación de desechos depende de cómo se obtienen los datos. La incertidumbre puede reducirse cuando las cantidades de desechos en los SEDS se determinan pesándolos. Si las estimaciones se basan en la capacidad de los vehículos de entrega de desechos o en la estimación visual, la incertidumbre será mayor. Las estimaciones basadas en datos de la actividad por defecto tendrán las incertidumbres más elevadas.

Si se hurga en los desechos de los SEDS para recuperar desperdicios de manera informal, esta actividad debe tomarse en cuenta junto a los datos de eliminación de desechos pues, de lo contrario, aumenta la incertidumbre en dichos datos. La recuperación informal de residuos reciclables aumenta también las incertidumbres en la composición de los desechos eliminados en los SEDS y, en consecuencia, también el DOC total de los desechos. Las estimaciones de la incertidumbre para los parámetros del modelo por defecto se presentan en el Cuadro 3.5. Las estimaciones están basadas en dictámenes de expertos.

La generación de desechos puede estimarse a partir de la población (o la población urbana) y de los índices de generación de desechos per cápita. Se puede introducir incertidumbre si la población considerada no corresponde a la población cuyos desechos son recolectados. Típicamente, en muchos países sólo se recolectan los desechos de las poblaciones urbanas. La población urbana puede fluctuar diaria o estacionalmente por migración de la fuerza de trabajo.

### 3.7.2.2 INCERTIDUMBRES ASOCIADAS CON LOS PARÁMETROS

#### **Factor de corrección para el metano (MCF)**

En el MCF hay dos fuentes de incertidumbre.

- La incertidumbre en el valor del MCF para cada tipo de sitio (gestionado-anaeróbico, gestionado-semi-aeróbico, no gestionado profundo y/o de alta capa freática, no gestionado poco profundo): Estos valores de MCF se basan en un estudio experimental y en dictamen de expertos, y no en datos medidos.
- La incertidumbre en la clasificación de los sitios en diferentes tipos de sitio: Por ejemplo, la distinción entre sitios profundos y poco profundos (5 m de profundidad de los desechos) se basa en la opinión de los expertos. Inevitablemente, pocos países —o ninguno— puede clasificar sus sitios de eliminación de desechos no gestionados en profundos y poco profundos basándose en datos medidos. También puede resultar difícil determinar los sitios que cumplen con los criterios del IPCC para los sitios gestionados.

#### **Carbono orgánico degradable (DOC)**

En los valores del DOC hay dos fuentes de incertidumbre.

- La incertidumbre en la determinación de DOC para los diferentes tipos de desechos y/o materiales (papel, alimentos, etc.): Hay pocos estudios sobre el DOC y los diferentes tipos de papel, alimentos, madera y textiles pueden tener valores de DOC muy diferentes. El contenido de agua en los desechos también tiene una influencia. No se conoce demasiado el DOC para los desechos industriales.
- La incertidumbre en la composición de los desechos afecta las estimaciones del DOC total en los SEDS: La composición de los desechos varía aún dentro de los países (por ejemplo, entre las poblaciones urbana y rural, entre los hogares con diferentes ingresos y entre estaciones) al igual que de un país al otro.

**Fracción del carbono orgánico degradable que se descompone (DOC<sub>F</sub>)**

La incertidumbre en DOC<sub>F</sub> es muy alta. Ha habido pocos estudios y es difícil reproducir las condiciones reales de un SEDS en los estudios experimentales.

**Fracción de CH<sub>4</sub> en el gas de vertedero (F)**

A la fracción de gas de vertedero generado, F, se le asigna generalmente el valor de 0,5, pero puede variar entre 0,5 y 0,55 en dependencia de varios factores (véase la Sección 3.2.3). La incertidumbre de esta cifra es relativamente baja, en la medida en la que F depende mucho de la estequiometría de la reacción química que produce el CH<sub>4</sub>. La concentración de CH<sub>4</sub> en el gas de vertedero recuperado puede ser inferior al valor real a causa de la dilución potencial por el aire, de modo que los valores de F estimados de esta manera no necesariamente serán representativos.

**Recuperación de metano (R)**

La recuperación de CH<sub>4</sub> corresponde a la cantidad de CH<sub>4</sub> generado en los SEDS que se recupera y se quema en antorcha o en un dispositivo de recuperación de energía. La incertidumbre depende del método utilizado para estimar la recuperación de CH<sub>4</sub>. Si se utiliza la medición es probable que la incertidumbre sea relativamente pequeña comparada con otras incertidumbres. Si se usan otros métodos, por ejemplo a través de la estimación de la eficiencia de los equipos de recuperación de CH<sub>4</sub>, la incertidumbre será mayor. (Véase la Sección 3.2.3.)

**Factor de oxidación (OX)**

El factor de oxidación es muy incierto porque es difícil de medir, varía considerablemente con el espesor y la naturaleza del material de la cubierta, las condiciones atmosféricas y el clima, el flujo de metano y las fugas de metano a través de las fracturas y/o fisuras del material de la cubierta. Los estudios de campo y de laboratorio que determinan la oxidación del CH<sub>4</sub> sólo a través de capas de suelo uniformes y homogéneas pueden conducir a sobreestimaciones de la oxidación en los suelos de la cubierta de los vertederos.

**Vida media**

Existe una alta incertidumbre en la estimación de la vida media porque es difícil medir las tasas de descomposición bajo condiciones equivalentes a las predominantes en los SEDS reales. También, dado que la vida media varía considerablemente con la composición de los desechos, el tipo de clima y de sitio, resulta difícil seleccionar valores representativos de todo un país.

Las estimaciones de la incertidumbre para MSW<sub>T</sub> (total de DSM generados) y MSW<sub>F</sub> (fracción de MSW<sub>T</sub> eliminada en los SEDS) y para los parámetros del modelo por defecto se presentan en el Cuadro 3.5. Las estimaciones están basadas en dictámenes de expertos.

<b>CUADRO 3.5</b>	
<b>ESTIMACIONES DE INCERTIDUMBRES ASOCIADAS CON LOS DATOS DE LA ACTIVIDAD Y LOS PARÁMETROS POR DEFECTO DEL MÉTODO FOD PARA LAS EMISIONES DE CH<sub>4</sub> PROCEDENTES DE LOS SEDS</b>	
<b>Datos de la actividad y factores de emisión</b>	<b>Intervalo de incertidumbre</b>
Total de los Desechos sólidos municipales (MSW <sub>T</sub> )	<p><b>Específicos del país:</b>                      30% es un valor típico para los países que recopilan datos sobre generación de desechos de manera regular.                      ±10% para los países con datos de alta calidad (p. ej., pesaje en todos los SEDS y otras instalaciones de tratamiento).                      Para los países con datos de poca calidad: mayor que un factor de dos.</p>
Fracción del MSW <sub>T</sub> enviado a los SEDS (MSW <sub>F</sub> )	<p>±10% para los países con datos de alta calidad (p. ej., pesaje en todos los SEDS).                      ±30% para los países que recopilan datos sobre eliminación en los SEDS.                      Para los países con datos de poca calidad: mayor que un factor de dos.</p>
Incertidumbre total de la composición de los desechos	<p>±10% para los países con datos de alta calidad (p. ej., muestreo regular en los SEDS representativos).                      ±30% para los países con datos específicos del país basados en estudios que incluyen muestreos periódicos.                      Para los países con datos de poca calidad: mayor que un factor de dos.</p>



<b>CUADRO 3.5 (CONTINUACIÓN)</b>	
<b>Datos de la actividad y factores de emisión</b>	<b>Intervalo de incertidumbre</b>
Carbono orgánico degradable (DOC) <sup>7</sup>	<b>Para los valores por defecto del IPCC:</b> ±20% <b>Para los valores específicos del país:</b> Basado en muestreos representativos y en análisis: ±10%
Fracción del carbono orgánico degradable que se descompone (DOC <sub>f</sub> )	<b>Para el valor por defecto del IPCC (0,5):</b> ± 20% <b>Para el valor específico del país:</b> ± 10% para los países que se basan en datos experimentales sobre periodos de tiempo más largos.
Factor de corrección para el metano (MCF) = 1,0 = 0,8 = 0,5 = 0,4 = 0,6	<b>Para los valores por defecto del IPCC:</b> -10%, +0% ±20% ±20% ±30% -50%, +60%
Fracción de CH <sub>4</sub> en el gas de vertedero generado (F) = 0,5	<b>Para el valor por defecto del IPCC:</b> ±5%
Recuperación de metano (R)	El intervalo de incertidumbre depende de cómo se estiman las cantidades de CH <sub>4</sub> recuperado y quemado en antorcha o utilizado: ± 10% si la medición se efectúa in situ. ± 50% si la medición no se efectúa.
Factor de oxidación (OX)	Incluir el OX en el análisis de incertidumbre si se usa un valor diferente de cero para OX. En este caso, la justificación de un valor no nulo debe incluir consideraciones sobre la incertidumbre.
Vida media ( t <sub>1/2</sub> )	En el Cuadro 3.4 se presentan intervalos para los valores por defecto del IPCC. Los valores específicos del país deben incluir consideraciones sobre las incertidumbres.
Fuente: Dictamen de expertos realizado por los autores principales de este Capítulo.	

### 3.8 GC/CC, generación de informes y documentación

Es una *buena práctica* documentar y archivar toda la información necesaria para producir las estimaciones del inventario nacional de emisiones, como se describe en el Capítulo 6, Garantía de calidad y control de calidad y verificación, del Volumen 1, Orientación general y generación de informes. A continuación se presentan algunos ejemplos de documentación y declaración específicas, pertinentes para esta categoría de fuente.

- Los países que utilicen el modelo FOD del IPCC deben incluir el modelo en la declaración. Los países que utilicen otros métodos o modelos deben proporcionar datos similares (descripción del método, hipótesis y parámetros principales).
- Si se usan datos específicos del país en cualquier lugar de una serie temporal, éstos deben documentarse.
- También se debe documentar, con información de respaldo, la distribución de desechos hacia los sitios gestionados y no gestionados para el propósito de estimar el MCF.
- Si se declara la recuperación de CH<sub>4</sub>, es deseable incluir un inventario de las instalaciones de recuperación conocidas. La quema en antorcha y la recuperación de energía deben documentarse por separado.
- Los cambios en los parámetros de un año para el otro deben explicarse y referenciarse claramente.

No resulta práctico incluir toda la documentación en el informe sobre el inventario nacional. Sin embargo, el inventario debe incluir resúmenes de los métodos utilizados y referencias a las fuentes de datos, de modo que las estimaciones de emisiones declaradas resulten transparentes y que las etapas de su cálculo puedan ser reproducidas.

Es una *buena práctica* efectuar verificaciones de control de calidad como se indica en el Capítulo 6 del Volumen 1, Garantía de calidad y control de calidad y verificación.

Los compiladores deben cotejar los valores específicos del país para los DSM generados, los desechos industriales generados y la composición de los desechos con los valores por defecto del IPCC, para determinar si

<sup>7</sup> El intervalo de incertidumbre presentado se aplica al contenido de DOC en los desechos brutos. Los intervalos para el DOC de los diferentes componentes de los desechos en los DSM presentados en el Cuadro 2.4 pueden utilizarse para estimar las incertidumbres para estos componentes.

los parámetros nacionales utilizados pueden considerarse razonables en relación con los valores por defecto del IPCC.

Cuando, para compilar los valores nacionales de los datos de la actividad de los desechos sólidos, se utilicen datos de sondeos y muestreos, los procedimientos de GC deben incluir:

- (i) La revisión de los métodos de recopilación de datos de los sondeos y la verificación de los datos para garantizar que fueron recopilados y agregados correctamente. Los compiladores deben cotejar los datos con los de los años anteriores para garantizar que los datos sean razonables.
- (ii) La evaluación de las fuentes de datos secundarias y la referenciación de las actividades de GC/CC asociadas con la preparación de los datos secundarios. Esto es particularmente importante para los datos sobre desechos sólidos, pues la mayor parte de los datos se preparan originalmente para otros propósitos que los de los inventarios de gases de efecto invernadero.

Los compiladores del inventario deben dar a los expertos la oportunidad de revisar los parámetros de entrada.

Los compiladores deben comparar los índices de emisión nacionales con los índices de países similares que presenten atributos demográficos y económicos comparables. Deben estudiar las discrepancias significativas para determinar si representan errores de cálculo o corresponden a diferencias reales.

## Referencias

- Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional Del Centro De La Provincia De Buenos Aires (2004). Olavarria Landfill Gas Recovery Project, Buenos Aires, Argentina. August 2004. [http://www.dnv.is/certification/climatechange/Upload/PDD\\_Olavarria\\_2004-05-21.pdf#search=%22olavarria%20landfill%20gas%20recovery%20project%22](http://www.dnv.is/certification/climatechange/Upload/PDD_Olavarria_2004-05-21.pdf#search=%22olavarria%20landfill%20gas%20recovery%20project%22)
- Attenborough, G. M., Hall, D. H., Gregory, R. G. and McGoochan, L. (2002). GasSim: Landfill Gas Risk Assessment Model. In: Conference Proceedings SITA Environmental Trust- Sponsored by SITA Environmental Trust and Organics Limited. ISBN 0-9539301.
- Barlaz, M. (2004). Critical Review of Forest Products Decomposition in Municipal Solid Waste Landfills. *NCASI Technical Bulletin*, no 872, March 2004.
- Bergman, H. (1995). Metanoxidation i täcksikt på avfallsupplag. (Methane oxidation in waste deposition covers). Licentiate thesis 1995:14L, Tekniska Högskolan i Luleå, ISSN 0280-8242. (In Swedish)
- Bogner, J. and Matthews, E. (2003). 'Global methane emissions from landfills: New methodology and annual estimates 1980 – 1996', *Global Biogeochemical Cycles*, Vol. 17, No. 2.
- Brown, K. A., Smith, A., Burnley, S. J., Campbell, D.J.V., King, K. and Milton, M.J.T. (1999). Methane Emissions from UK Landfills, AEA Technology, AEAT-5217, Culham.
- Börjesson, G., Danielsson, A. and Svensson, B.H. (2000). 'Methane fluxes from a Swedish landfill determined by geostatistical treatment of static chamber measurements', *Environ Sci Technol* 34: 4044-4050.
- Czepiel, P.M., Mosher, B., Harriss, R., Shorter, J.H., McManus, J.B., Kolb, C.E., Allwine, E. and Lamb, B. (1996). 'Landfill methane emissions measured by enclosure and atmospheric tracer methods', *J Geophys Res D101*: 16711-16719.
- Diot M., Bogner, J., Chanton, J., Guerbois, M., Hébé, I., Moreau le Golvan, Y., Spokas, K. and Tregourès, A. (2001). LFG mass balance: a key to optimize LFG recovery, in Proceedings of the Eighth International Waste Management and Landfill Symposium Sardinia 2001, S. Margherita di Pula (Cagliari, Italia), October 1-5, 2001.
- Environment Canada (2003). Canada's Greenhouse Gas Inventory 1990-2001. 8. Waste. Greenhouse Gas Division August 2003. The Green line Environment Canada's Worldwide Web Site.
- Environment Canada (2004). Landfill Gas Capture and Combustion Quantification Protocol. Available at: [www.ec.gc.ca/pdb/ghg/lfg\\_protocol\\_e.cfm](http://www.ec.gc.ca/pdb/ghg/lfg_protocol_e.cfm).
- Fowler, D. and Duyzer, J.H. (1989). Micrometeorological techniques for the measurement of trace gas exchange, *Exchange between terrestrial ecosystems and the atmosphere*, Andreae, M.O., Schimel, D.S. Eds., John Wiley & Sons, pp. 189-207.
- Galle B., Samuelsson, J., Börjesson, G. and Svensson, H. (1999). Measurement of methane emissions from landfills using FTIR spectroscopy. Sardinia 1999, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium. Vol. IV, 47-54.
- Gardner, W.D., Ximenes, F., Cowie, A., Marchant, J.F., Mann, S. and Dods, K. (2002). Decomposition of wood products in the Lucas Heights landfill facility. Presented at the Third Australian Conference on 'Life Cycle Assessment – "Life Cycle Decision-making for Sustainability"'. Queensland, Australia, 17 – 19 July, 2002. State Forests of New South Wales, Sydney, Australia. URL:<http://www.greenhouse.crc.org.au/crc/ecarbon/enews/gardner.pdf>
- Gregory, R.G., Gillet, A.G. and Bradley, D. (2003). 'Methane emissions from landfill sites in the UK', *LQM Report* 443/1, January 2003.
- Hensen, A. and Scharff, H. (2001). Methane emission estimates from landfills obtained with dynamic plume measurements, *Water, Air and Soil Pollution, Focus*, 1(5-6): 455-464.
- Hoeks, J. (1983). Significance of biogas reduction in waste tips, *Waste management and research*, 1, pp. 323-325
- Huitric, R. and Soni, R. (1997). Making the most of LFG projection models, Proceedings from SWANA's 20th annual LFG symposium, Monterey California, USA
- IPCC (1997). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories*. Houghton, J.T., Meira Filho, L.G., Lim, B., Tréanton, K., Mamaty, I., Bonduki, Y., Griggs, D.J. and Callander, B.A. (Eds), Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA, Paris, France.

- IPCC (2000). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Enmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K. and Tanabe K. (Eds), Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.
- IPCC (2001). Summary for Policymakers and Technical Summary of *Climate Change 2001: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Bert Metz *et al.* eds. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom
- IPCC (2003). *Good Practice Guidance for Land Use, land-Use Change and Forestry*. Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Kruger, D., Pipatti, R., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. and Wagner, F. (Eds), Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/IGES, Hayama, Japan.
- Jensen, J. E. and Pipatti, R. (2002). 'CH<sub>4</sub> Emissions from Solid Waste Disposal', *Background Papers. IPCC Expert Meetings on Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*, Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)-National Greenhouse Gas Inventories Programme (NGGIP), IGES, Hayama, Japan, pp 419-465.
- Kämpfer, P. and Weissenfels, W. (2001). *Biologische Behandlung organischer Abfälle*, Springer, Berlin.
- Laurila, T., Tuovinen, J.P., Lohila, A., Hatakka, J., Aurela, M., Thum, T., Pihlatie, M., Rinne, J. and Vesala, T. (2005). 'Measuring methane emissions from a landfill using a cost-effective micrometeorological method', *Geoph. Res. Let.*, Vol. 32, L19808,
- Levelton, B.H. (1991). *Inventory of Methane Emissions from Landfills in Canada*. Levelton & Associates. Prepared for Environment Canada, June 1991.
- Matsufuji, Y., Kobayashi, H., Tanaka, A., Ando, S., Kawabata, T. and Hanashima, M. (1996). 'Generation of greenhouse gas effect gases by different landfill types and methane gas control', *Proceedings of 7th ISWA International Congress and Exhibition, 1996:10, No. 1, p. 253-254.*
- Maurice, C. and Lagerkvist, A. (1997). 'Seasonal variation of landfill gas emissions', *Sardinia 1997 Sixth International Waste Management and Landfill Symposium, Vol IV*, pp. 87-93.
- Micales, J.A. and Skog, K.E. (1997). 'The decomposition of forest products in landfills', *International Biodeterioration and Biodegradation* 39(2-3): pp. 145-158
- Mosher, B., Czepiel, P., Harriss, R., Shorter, J.H., Kolb, C.E., McManus, J.B., Allwine, E. and Lamb, B. (1999). 'Methane emission at nine landfill sites in the northeastern United States', *Environ Sci Technol* 33: 2088-2094.
- Oonk, H. (1993). *Overzicht van stortgasprojecten in Nederland (Overview of Dutch Landfill gas projects)*, March 1993. TNO, Apeldoorn, The Netherlands.
- Oonk, H. and Boom, T. (1995). 'Landfill gas formation, recovery and emissions', *TNO-report R95-203*, TNO. Apeldoorn, The Netherlands.
- Park J.W. and Shin H.C. (2001). 'Surface methane emission of landfill gas from solid waste landfill', *Atmospheric Environment* 35, 3445-3451
- Pelt, R., Bass, R.L., Heaton, R. E., White, Ch., Blackard, A., Burklin, C. and Reisdorph, A. (1998). *User's Manual Landfill Gas Emissions Model Version 2.0*. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. February 1998, 94 pp.
- RIVM. (2004). Netherlands's National GHG Inventory Report. 8. Waste. *RIVM Report 773201008*, 8 pp.
- Savanne, D., Arnaud, A., Beneito, A., Berne, P., Burkhalter, R., Cellier, P., Gonze, M.A., Laville, P., Levy, F., Milward, R., Pokryszka, Z., Sabroux, J.C., Tauziède, C. and Tregoures, A. (1997). 'Comparison of different methods for measuring landfill methane emissions', *Sardinia 1997 Sixth International Waste Management and Landfill Symposium, Vol IV*, pp. 81-86.
- Scheehle, E. (2006). Personal Communication.
- SCS Wetherill Environmental (2003). *New Zealand's Greenhouse Gas Inventory 1990-2002. Chapter 8: Waste*. New Zealand Climate Change Office.
- Scharff, H., Martha, A., van Rijn, D.M.M., Hensen, A., v.d. Bulk, W.C.M., Flechard, C., Oonk H., Vroon, R., de Visscher, A. and Boeckx, P. (2003). *A comparison of measurement methods to determine landfill methane emissions*, report by Afvalzorg Deponie B.V., Haarlem, the Netherlands.
- Spokas, K., Graff, C., Morcet, M. and Aran, C. (2003). Implications of the spatial variability of landfill emission rates on geospatial analyses. *Waste Management*. 23: 599-607.

- Spokas, K., Bogner, J., Chanton, J., Morcet, M., Aran, C., Graff, C., Moreau-le-Golvan, Y. and Hebe, I. (2006). 'Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems?' *Waste Management*, 26: 516-525.
- SWANA (1998). Comparison of Models for Predicting Landfill Methane Recovery, Publication No. GR-LG0075, March, Solid Waste Association of North America (SWANA).
- UK Environment Agency (2004). *Guidance on monitoring landfill gas surface emissions*.  
URL: [http://www.environment-agency.gov.uk/subjects/waste/?lang=\\_e](http://www.environment-agency.gov.uk/subjects/waste/?lang=_e)
- U.S. EPA (2005). Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990-2004. Annex 3.14. Methodology for Estimating CH<sub>4</sub> Emissions from Landfills. April 2005, U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA).
- U.S. EPA (2002). *Solid Waste Management and Greenhouse Gases*, 2<sup>nd</sup> Ed, EPA530-R-02-006, U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA).
- U.S. EPA (1998). Compilation of Air Pollutant Emission Factors AP-42, Fifth Edition, Volume1: Stationary Point and Area Sources. Chapter 2: Solid waste Disposal. Section 2.4.4.1. U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA), November1998.
- U.S. EPA (1995). Compilation of Air Pollutant Emissions Factors, AP-42, Edition 5. U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA).URL: <http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/>
- Yamada, M., Ishigaki, T., Endo, K., Inoue, Y., Nagamori, M., Ono Y. and Ono Y. (2005). Distribution of temperature and methane flux on landfill surface. *Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy

## Anexo 3A.1 Modelo de descomposición de primer orden

### 3A1.1 INTRODUCCIÓN

El modelo de descomposición de primer orden (FOD) introducido en el Capítulo 3 es el método por defecto para calcular las emisiones de metano (CH<sub>4</sub>) procedentes de los sitios de eliminación de desechos sólidos (SEDS). Este Anexo brinda información complementaria acerca de este modelo:

- base matemática para el modelo FOD (véase la Sección 3A1.2),
- temas principales del modelo, tales como la estimación de la masa del carbono orgánico degradable disponible para la descomposición anaeróbica en los SEDS (DDOC<sub>m</sub>) (Sección 3A1.2) y el tiempo de retardo entre la deposición de los desechos en los SEDS y el comienzo de la descomposición (Sección 3A1.3).
- introducción del modelo de hoja de cálculo desarrollado para utilizar el uso del método FOD (3A1.4),
- cómo estimar el almacenamiento del carbono a largo plazo en los SEDS (Sección 3A1.5),
- enfoques diferentes del modelo FOD, incluida una explicación de las diferencias entre el método actual y los métodos anteriores del IPCC (Sección 3A1.6).

### 3A1.2 MODELO DE LA DESCOMPOSICIÓN DE PRIMER ORDEN (FOD) – TEORÍA BÁSICA

El fundamento de una reacción de descomposición de primer orden es que la tasa o velocidad de reacción es proporcional a la cantidad de sustancia reactante restante (Barrow y Gordon, 1996), en este caso, la masa del carbono orgánico degradable disuelto (susceptible de descomposición) bajo condiciones anaeróbicas (DDOC<sub>m</sub>). El DDOC<sub>m</sub> que reacciona durante un periodo de tiempo  $dt$  se describe con la ecuación diferencial 3A.1.1:

<p><b>ECUACIÓN 3A1.1</b>  <b>ECUACIÓN DIFERENCIAL PARA LA DESCOMPOSICIÓN DE PRIMER ORDEN</b></p> $d(\text{DDOC}_m) = -k \cdot \text{DDOC}_m \cdot dt$
---

Donde:

- DDOC<sub>m</sub> = masa del carbono orgánico degradable (DOC) en el sitio de eliminación en el instante  $t$   
 k = tasa constante de descomposición, en años<sup>-1</sup>

La solución de esta ecuación es la ecuación básica FOD.

<p><b>ECUACIÓN 3A1.2</b>  <b>ECUACIÓN DE LA DESCOMPOSICIÓN DE PRIMER ORDEN</b></p> $\text{DDOC}_m = \text{DDOC}_{m_0} \cdot e^{-kt}$
--

Donde:

- DDOC<sub>m</sub> = masa del carbono orgánico degradable que se descompone en condiciones anaeróbicas en el sitio de eliminación en el instante  $t$   
 DDOC<sub>m<sub>0</sub></sub> = masa de DDOC en el sitio de eliminación en el instante 0, cuando comienza la reacción  
 k = tasa constante de descomposición, en años<sup>-1</sup>  
 t = tiempo, en años.

Si se sustituye  $t=1$  en la Ecuación 3A1.2 se muestra que al término del año 1 (el año siguiente a la eliminación), la cantidad de DDOC<sub>m</sub> restante en el sitio de eliminación es:

**ECUACIÓN 3A1.3**  
**DDOCm RESTANTE DESPUÉS DE 1 AÑO DE DESCOMPOSICIÓN**

$$\text{Cuando } t = 1, \text{ } DDOCm = DDOCm_0 \cdot e^{-k}$$

El DDOCm descompuesto en CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> al término del año 1 (DDOCm decomp) será entonces:

**ECUACIÓN 3A1.4**  
**DDOCm DESCOMPUESTO DESPUÉS DE 1 AÑO DE DESCOMPOSICIÓN**

$$\text{Cuando } t = 1, \text{ } DDOCm_{decomp} = DDOCm_0 \cdot (1 - e^{-k})$$

La ecuación en el caso general, para el DDOCm descompuesto en el periodo T<sup>8</sup> entre el instante (t-1) y t, será:

**ECUACIÓN 3A1.5**  
**DDOCm DESCOMPUESTO DURANTE EL AÑO T**

$$DDOCm_{decomp_T} = DDOCm_0 \cdot \left[ e^{-k(t-1)} - e^{-kt} \right]$$

Las Ecuaciones 3A1.4 y 3A1.5 se basan en el equilibrio de masas a lo largo del año.

En la Sección 3.2.3, se analiza el parámetro del tiempo de vida media de la descomposición. La vida media es el tiempo que lleva para reducir la cantidad de la reacción al 50 por ciento. La relación entre la vida media y la tasa constante  $k$  de la reacción se establece sustituyendo DDOCm en la Ecuación 3A1.2 por  $1/2 DDOCm_0$ , y  $t$  por  $t_{1/2}$ :

**ECUACIÓN 3A1.6**  
**RELACIÓN ENTRE LA VIDA MEDIA Y LA CONSTANTE DE LA TASA DE REACCIÓN**

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

### 3A1.3 MODIFICACIÓN DEL TIEMPO DE RETARDO EN LA ECUACIÓN FOD

En la mayoría de los SEDS, los desechos se depositan continuamente a lo largo del año, en general de manera cotidiana. Sin embargo, hay pruebas de que la producción de CH<sub>4</sub> no comienza inmediatamente después de la deposición de los desechos (véase la Sección 3.23 del Capítulo 3).

En las Ecuaciones 3A1.3 y 3A1.4 se supone que la reacción de descomposición comienza el 1° de enero **posterior** a la deposición, es decir, con un retardo promedio de seis meses antes de que la reacción comience.

Las ecuaciones pueden transformarse fácilmente para modelizar un comienzo más temprano de la reacción de descomposición, es decir, para comenzar la reacción de descomposición durante el año de la deposición. Esto se realiza desplazando la curva  $e^{-kt}$  hacia atrás en el eje del tiempo. Por ejemplo, para modelizar el comienzo de la reacción el 1° de octubre del año de la deposición (o sea, un retardo promedio de tres meses antes del comienzo de la reacción de descomposición, en vez de seis meses), la Ecuación 3A1.2 se transforma en la siguiente:

**ECUACIÓN 3A1.7**  
**ECUACIÓN FOD PARA UNA DESCOMPOSICIÓN QUE COMIENZA DESPUÉS DE 3 MESES**

$$DDOCm = DDOCm_0 \cdot e^{-k(t+0.25)}$$

Habrán entonces dos soluciones, una para el año de la deposición y una para los demás años:

<sup>8</sup> T denota el año para el cual se efectúa la estimación en relación con el año de la deposición.

**ECUACIÓN 3A1.8**  
**DDOCm DESCOMPUESTO EN EL AÑO DE DEPOSICIÓN (3 MESES DE RETARDO)**

$$DDOCm_{descomp_Y} = DDOCm_0 \cdot (1 - e^{-0,25k})$$

**ECUACIÓN 3A1.9**  
**DDOCm DESCOMPUESTO EN EL AÑO (T) (3 MESES DE RETARDO)**

$$DDOCm_{descomp_T} = DDOCm_0 \cdot \left[ e^{-k(T-0,75)} - e^{-k(T+0,25)} \right]$$

Donde:

$DDOCm_{descomp_Y}$  = DDOCm descompuesto durante el año de deposición

$DDOCm_{descomp_T}$  = DDOCm descompuesto en el año  $T$  (desde el punto  $t-1$  al punto  $t$  en el eje del tiempo)

$T$  = año del punto  $t-1$  al punto  $t$  en el eje del tiempo, donde el año 1 es el año siguiente a la deposición.

$Y$  = año de la deposición.

Lo mismo puede aplicarse para deducir las ecuaciones para el comienzo de la reacción dentro del año posterior a la deposición.

### 3A1.3.1 Perfil de eliminación

En el método que se presenta aquí se supone que la producción de  $CH_4$  a partir de todos los desechos eliminados durante el primer año (año  $Y$ ) comienza el 1° de enero del año siguiente a la eliminación. El año 1 se define como el año siguiente a la eliminación.

Se introduce algo de inexactitud por el hecho de que, en realidad, los desechos eliminados a principios de año comenzarán a producir más  $CH_4$  temprano y los desechos eliminados al final del año comenzarán a producir más tarde. Para evaluar este error, se ha utilizado una comparación de los resultados calculados con el método FOD simple presentado aquí con los del método exacto día por día que se presenta en la Sección 3A1.6.3. Con una vida media de 10 años, al evaluar las emisiones de  $CH_4$  con el método exacto se obtiene un perfil de descomposición con una diferencia de un día de descomposición respecto de la versión simplificada del método. Con una vida media de 3 años, el método más simple presenta una diferencia de 3,5 días respecto del método exacto. Aún con una vida media de 1 año, la diferencia entre el método exacto y el simplificado es sólo de 10 días. El error introducido por la hipótesis en este método simple es muy pequeño comparado con otras incertidumbres en los parámetros, en particular, dado que la incertidumbre en el tiempo de retardo es de por lo menos dos meses.

### 3A1.4 MODELO DE HOJA DE CÁLCULO FOD

Para estimar las emisiones de  $CH_4$  para todos los sitios de eliminación de desechos sólidos de un país, un método consiste en modelizar las emisiones procedentes de los desechos eliminados cada año como columna aparte de la hoja de cálculo. En el *Modelo de desechos del IPCC*, la formación de  $CH_4$  se calcula por separado para cada año de eliminación y la cantidad total de  $CH_4$  generado se determina por una suma final. En el cuadro, más abajo, se muestra un ejemplo típico para seis años de eliminación de 100 unidades de DDOCm cada año, con una tasa constante de descomposición de 0,1 (vida media de 6,9 años), y con el comienzo de la generación de  $CH_4$  en el año siguiente a la eliminación. Las cifras del cuadro corresponden al DDOCm descompuesto a partir de esos desechos cada año y de ellas se pueden calcular las emisiones de  $CH_4$ .

Al considerarlo sobre un periodo de 50 años, lo cual es necesario para el método FOD, esto conduce a una matriz de cálculo bastante grande. La hoja de cálculo utiliza un enfoque más compacto y elegante para realizar los cálculos. Esto se hace sumando los DDOCm eliminados dentro del sitio durante un año a los DDOCm restantes de los años precedentes. La emisión de  $CH_4$  para el año siguiente se calcula entonces a partir del «total en curso» del DDOCm que permanece en el sitio. De esta manera, el cálculo completo para un año puede efectuarse en solamente tres columnas, en vez de dedicar una columna completa a cada año (véase el Cuadro 3A1.1).

La base de este enfoque reside en la reacción de primer orden. En una reacción de primer orden, la cantidad de producto (aquí, el DDOCm descompuesto) siempre es proporcional a la cantidad de material reactante (aquí, el



DDOCm). Esto significa que el tiempo de la eliminación del DDOCm no es pertinente respecto de la cantidad de CH<sub>4</sub> generado cada año— lo único que cuenta es el total de DDOCm restante en el sitio.

Esto significa también que cuando se conoce la cantidad de DDOCm en los SEDS al comienzo del año, en el método de estimación cada año puede considerarse como si fuera el año 1 y todos los cálculos pueden efectuarse con esta dos simple ecuaciones.

**ECUACIÓN 3A1.10**  
**MASA DEL CARBONO ORGÁNICO DEGRADABLE ACUMULADO AL FINAL DEL AÑO T**

$$DDOCma_T = DDOCmd_T + (DDOCma_{T-1} \cdot e^{-k})$$

**ECUACIÓN 3A1.11**  
**MASA DEL CARBONO ORGÁNICO DEGRADABLE DESCOMPUESTO DURANTE EL AÑO T**

$$DDOCm\ descomp_T = DDOCma_{T-1} \cdot (1 - e^{-k})$$

Donde:

la reacción de descomposición comienza el 1° de enero del año siguiente a la eliminación.

DDOCma<sub>T</sub> = DDOCm acumulado en los SEDS al final del año T

DDOCmd<sub>T</sub> = masa del DDOC eliminado en los SEDS durante el año T

DDOCma<sub>T-1</sub> = DDOCm acumulado en los SEDS al final del año (T-1)

DDOCm descomp<sub>T</sub> = CH<sub>4</sub> descompuesto durante el año T

**CUADRO 3A1.1**  
**NUEVO MÉTODO DE CÁLCULO FOD**

año	DDOCm eliminado	DDOCm acumulado	descompuesto
0	100	100	0
1	100	190,5	9,5
2	100	272,4	18,1
3	100	346,4	25,9
4	100	413,5	33,0
5	100	474,1	39,3
6	100	529,0	45,1

**3A1.4.1 Introducción de un tiempo de retardo diferente en el modelo de hoja de cálculo**

El cuadro y las ecuaciones presentadas más arriba suponen que la descomposición anaeróbica del DDOCm en CH<sub>4</sub> comienza el 1° de enero del año siguiente a la eliminación (un tiempo de retardo promedio de 6 meses antes de que comience la reacción de descomposición).

Si se impone que la descomposición anaeróbica comience más temprano, es decir, dentro del año de la eliminación, se necesitan cálculos separados para el año de la eliminación. Puesto que las matemáticas de cada categoría de desechos o tipo/fracción de desechos es la misma, sólo los parámetros son diferentes, en las ecuaciones 3A1.12-17 y 3A1.19 se omiten los índices para las diferentes categorías de desechos y tipo/fracción de desechos.

**ECUACIÓN 3A1.12**  
**DDOCm RESTANTE AL TÉRMINO DEL AÑO DE LA ELIMINACIÓN**

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

(Columna F de las hojas de cálculo del CH<sub>4</sub> en el modelo de hoja de cálculo)

**ECUACIÓN 3A1.13**  
**DDOCm DESCOMPUESTO DURANTE EL AÑO DE LA ELIMINACIÓN**

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

(Columna G de las hojas de cálculo del CH<sub>4</sub> en el modelo de hoja de cálculo)

Donde:

- DDOCm rem<sub>T</sub> = DDOCm eliminado durante el año T que permanece todavía al término del año T (Gg)
- DDOCm d<sub>T</sub> = DDOCm eliminado durante el año T (Gg)
- DDOCm dec<sub>T</sub> = DDOCm eliminado durante el año T que se ha descompuesto al término del año T (Gg)
- T = año T (año del inventario)
- M = mes en que se impone el comienzo de la reacción, igual al tiempo de retardo promedio + 7 (mes)
- k = tasa de la constante de reacción (año<sup>-1</sup>)

Las Ecuaciones 3A1.10 y 3A1.11 se transforman entonces en:

**ECUACIÓN 3A1.14**  
**DDOCm ACUMULADO AL TÉRMINO DEL AÑO T**

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

(Columna H de las hojas de cálculo del CH<sub>4</sub> en el modelo de hoja de cálculo)

**ECUACIÓN 3A1.15**  
**DDOCm DESCOMPUESTO DURANTE EL AÑO T**

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

(Columna I de las hojas de cálculo del CH<sub>4</sub> en el modelo de hoja de cálculo)

Donde:

- DDOCm a<sub>T</sub> = DDOCm acumulado en los SEDS al final del año T, Gg
- DDOCm a<sub>T-1</sub> = DDOCm acumulado en los SEDS al final del año (T-1)
- DDOCm descomp<sub>T</sub> = DDOCm descompuesto durante el año T, Gg

Las hojas de cálculo se basan en las Ecuaciones 3A1.12 a 3A1.15. Si el comienzo de la reacción se impone para el 1° de enero del año posterior de la eliminación, esto equivale a un tiempo de retardo promedio de 6 meses (mes 13). Las Ecuaciones 3A1.14 y 3A1.15 serán entonces idénticas a la Ecuaciones 3A1.10 y 3A1.11.

**3A1.4.2 Cálculo de DDOCm a partir de la cantidad de desechos eliminados**

Los datos sobre eliminación de desechos se registran en la hoja de cálculo. Estos datos pueden estar dados en términos de tipo de desechos (opción de la composición de los desechos) o como desechos brutos. En el caso de la opción de la composición de desechos, se dividen por tipo y/o material (papel y cartón, alimentos, desechos de jardines y parques, madera, textiles y otros desechos). En el caso de la opción de desechos brutos, los desechos se dividen sólo por categoría principal de desechos (DSM y desechos industriales). No todo el DOCm que entra en el sitio se descompone en condiciones anaeróbicas en los SEDS. El parámetro DOC<sub>f</sub> es la fracción de DOCm que se degrada realmente en el SEDS (véase la Sección 3.2.3 del Capítulo 3). El DOCm disuelto (o susceptible de descomposición) (DDOCm) que entra en el SEDS se calcula de la manera siguiente:

**ECUACIÓN 3A1.16**  
**CÁLCULO DEL DDOCm DISUELTO CON LOS DATOS SOBRE ELIMINACIÓN DE DESECHOS**

$$DDOCmd_T = W_T \cdot DOC \cdot DOC_f \cdot MCF$$

(Columna D de las hojas de cálculo del CH<sub>4</sub> en el modelo de hoja de cálculo)

Donde:

- DDOCmd<sub>T</sub> = DDOCm eliminado durante el año *T*, Gg
- W<sub>T</sub> = masa de los desechos eliminados durante el año *T*, Gg
- DOC = Carbono orgánico degradable durante el año del depósito (fracción), Gg de C/Gg de desechos
- DOC<sub>f</sub> = fracción del DOC que puede descomponerse en condiciones anaeróbicas en el SEDS (fracción)
- MCF = Factor de corrección del CH<sub>4</sub> para el año de la eliminación (fracción) (véase la Sección 3.2.3)

### 3A1.4.3 Cálculo de la generación de CH<sub>4</sub> a partir del DDOCm descompuesto

La cantidad de CH<sub>4</sub> generado a partir del DDOCm que se descompone se calcula como sigue:

**ECUACIÓN 3A1.17**  
**CH<sub>4</sub> GENERADO A PARTIR DEL DDOCm DESCOMPUESTO**

$$CH_4 \text{ generado}_T = DDOCm \text{ descomp}_T \cdot F \cdot 16/12$$

(Columna J de las hojas de cálculo del CH<sub>4</sub> en el modelo de hoja de cálculo)

Donde:

- CH<sub>4</sub> generado<sub>T</sub> = cantidad de CH<sub>4</sub> generado a partir del DDOCm que se descompone
- DDOCm descomp<sub>T</sub> = DDOCm descompuesto durante el año *T*, Gg
- F = fracción volumétrica de CH<sub>4</sub> en el gas de vertedero generado
- 16/12 = cociente de peso molecular CH<sub>4</sub>/C (cociente).

El CH<sub>4</sub> generado por cada categoría de desechos eliminada se suma para obtener el total del CH<sub>4</sub> generado durante el año. Por último, las emisiones de CH<sub>4</sub> se calculan restando primero el gas CH<sub>4</sub> recuperado desde el sitio de eliminación y luego el CH<sub>4</sub> oxidado en dióxido de carbono en la capa de la cubierta.

**ECUACIÓN 3A1.18**  
**CH<sub>4</sub> EMITIDO DESDE LOS SEDS**

$$CH_4 \text{ emitido}_T = \left( \sum_x CH_4 \text{ generado}_{x,T} - R_T \right) \cdot (1 - OX_T)$$

(Columna del resultado final de los cálculos en la hoja *Results*)

Donde:

- CH<sub>4</sub> emitido<sub>T</sub> = CH<sub>4</sub> emitido durante el año *T*, Gg
- x = categoría o tipo de desecho y/o material
- R<sub>T</sub> = CH<sub>4</sub> recuperado durante el año *T*, Gg
- OX<sub>T</sub> = factor de oxidación durante el año *T*, (fracción)

### 3A1.5 CARBONO ALMACENADO EN LOS SEDS

Sólo una parte del DDOCm en los desechos eliminados en los SEDS se descompone, tanto en CH<sub>4</sub> como en CO<sub>2</sub>. Un valor de MCF inferior a 1 significa que una parte del DDOCm se descompone de manera aeróbica en CO<sub>2</sub>, pero no en CH<sub>4</sub>. El DDOCm disponible para la descomposición anaeróbica tampoco se descompone por completo.

La parte de este DOCm que se descompone (DDOCmd) está expresada en la Ecuación 3A1.16. La parte del DOCm que no se descompone se almacena a largo plazo en los SEDS, lo cual se expresa por:

<p><b>ECUACIÓN 3A1.19</b>  <b>CÁLCULO DEL DOCm ALMACENADO A LARGO PLAZO</b>  <b>A PARTIR DE LOS DATOS DE LA ELIMINACIÓN DE DESECHOS</b></p> $DOCm \text{ almacenado a largo plazo}_T = W_T \cdot DOC \cdot (1 - DOC_f) \cdot MCF$
---

Al usar el valor por defecto para  $DOC_f = 0,5$ , 50 por ciento del DOCm eliminado permanece en el sitio a largo plazo. La Ecuación 3A1.19 describe el aumento anual de las existencias de carbono almacenado a largo plazo en los SEDS. Esta ecuación puede emplearse para estimar el carbono almacenado a largo plazo en los productos de madera recolectada (PMR) eliminados en los SEDS (véase el Capítulo 12 del volumen AFOLU). Para la opción de la composición de los desechos, la cantidad de DOCm que permanece almacenada a largo plazo en los desechos de PMR eliminados en los SEDS se calcula directamente en la hoja *Activity* a partir de la información sobre los materiales. Si se usa la opción de desechos brutos, la fracción de desechos que provienen de los PMR debe estimarse primero. Si estos datos no se conocen, se pueden usar las fracciones por defecto específicas del país para desechos de papel y cartón, desechos de jardines y parques y desechos de madera (véase la Sección 2.3). Los cálculos se efectúan en el modelo de hoja de cálculo en la hoja llamada «*Stored C*» (carbono almacenado) y «*HWP*» (del inglés en *Harvested Wood Products*).

### 3A1.6 DIFERENTES ENFOQUES FOD

Para estimar las emisiones de  $CH_4$  provenientes de los SEDS se han utilizado diferentes enfoques FOD. Las diferencias entre el enfoque utilizado en estas *Directrices*, los enfoques anteriores del IPCC y los denominados métodos FOD exactos se analizan más abajo. El enfoque empleado en este Volumen ha sido escogido principalmente por las razones siguientes:

- el método describe la reacción FOD de una manera matemática más exacta que los enfoques anteriores del IPCC,
- es fácil de comprender,
- es fácil de usar en un modelo de hoja de cálculo,
- proporciona, en calidad de producto derivado, una estimación de los cambios en el carbono almacenado en los SEDS (cambios anuales en las existencias de carbono, tanto para el almacenamiento a largo plazo como para el de corto plazo, en la medida en la que el equilibrio de masas de las conversiones de carbono en  $CH_4$  y  $CO_2$  en los SEDS son mantenidos por el enfoque).

#### 3A1.6.1 *Directrices de 1996* – El enfoque de la tasa de reacción

En las *Directrices del IPCC, versión revisada en 1996* (IPCC, 1997) la estimación de las emisiones de  $CH_4$  provenientes de los SEDS se basaba en la ecuación de la tasa (o velocidad) de reacción. Ésta es una manera corriente de considerar la transformación de masas en una reacción química. Se obtiene diferenciando la Ecuación 3A1.2 respecto del tiempo:

<p><b>ECUACIÓN 3A1.20</b>  <b>ECUACIÓN DE LA TASA (O VELOCIDAD) DE REACCIÓN DE PRIMER ORDEN</b></p> $DDOCm \text{ tasa de reacción} = -d(DDOCm)/dt = k \cdot DDOCm_0 \cdot e^{-kt}$
---

La ecuación de la tasa (o velocidad) de reacción muestra la evolución de la velocidad de reacción en todo instante y esta tasa de reacción se desplaza a lo largo de una curva. Por ello, debe integrarse para encontrar la cantidad de DDOCm que ha reaccionado durante un periodo de tiempo.

Se desea encontrar el DDOCm descompuesto en  $CH_4$  y  $CO_2$  por año calendario. El año de comienzo es el año número 1, que va desde el punto 0 hasta el punto 1 sobre el eje temporal. El año número 1 está asociado al punto 1 sobre el eje temporal. Por lo tanto, la integración debe realizarse desde  $t-1$  hasta  $t$ , lo cual conduce a una ecuación idéntica a la Ecuación 3A1.5.

Sin embargo, la ecuación presentada en las *Directrices de 1996* (Ecuación 4, Capítulo 6) es:

**ECUACIÓN 3A1.21**

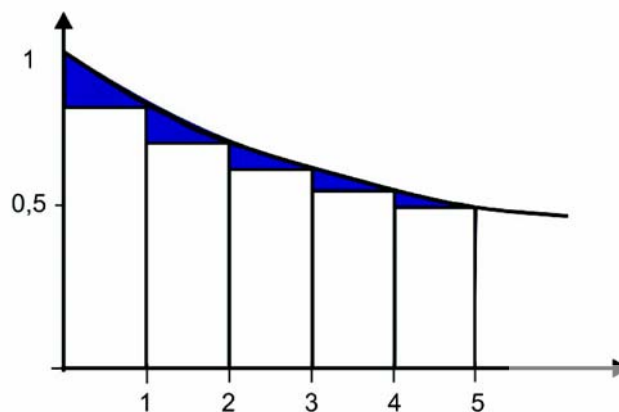
**ECUACIÓN DE LAS DIRECTRICES DEL IPCC DE 1996 PARA EL DOC QUE REACCIONA EN EL AÑO T**

$$DDOCm_{descomp_T} = k \cdot DDOCm_0 \cdot e^{-kt}$$

De hecho, ésta es la ecuación de la tasa de reacción. En efecto, significa que la producción anual de CH<sub>4</sub> se calcula a partir de la tasa de reacción al final del año. Constituye una aproximación que implica sumar una serie de rectángulos bajo la curva de la tasa de reacción, en vez de integrar exactamente el área total bajo la curva. Esta aproximación introduce un error; los pequeños triángulos que se muestran en la parte superior de las columnas de la Figura 3A1.1 se ignoran y no se logra el equilibrio de masas a lo largo del año. El método basado en la ecuación de las *Directrices de 1996* que usa una vida media de 10 años dará resultados inferiores en un 3,5 por ciento al de los cálculos del balance completo con equilibrio de masas utilizado en estas *Directrices* (véanse las Ecuaciones 3A.1.4-5).

Sin embargo, allí donde el método de las *Directrices de 1996* se utilice con las vidas medias desarrolladas específicamente para este método, los cálculos serán correctos.

**Figure 3A1.1 Error introducido al no integrar por completo la curva de la tasa de reacción**



### 3A1.6.2 Orientación del IPCC sobre las buenas prácticas de 2000

En la *Orientación del IPCC para las buenas prácticas y la gestión de la incertidumbre en los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero (GPG2000, IPCC, 2000)*, en la Ecuación 5.1, se introduce un factor de normalización A en la ecuación de la tasa de reacción. Cuando este «factor de normalización» se multiplica en la Ecuación 5.1, el resultado es una integral resuelta:

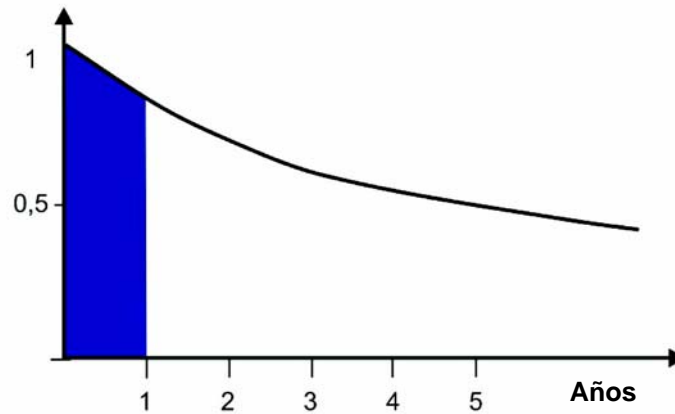
**ECUACIÓN 3A1.22**

**ECUACIÓN FOD DEL IPCC 2000GPG PARA EL DDOCm QUE REACCIONA EN EL AÑO T**

$$DDOCm_{descomp_T} = DDOCm_0 \cdot \left[ e^{-kt} - e^{-k(t+1)} \right]$$

Es equivalente a la ecuación correcta (Ecuación 3A1.5) pues corresponde a la integral de la curva de descomposición. Sin embargo, para el año 1 se integra desde el punto 1 hasta el punto 2 sobre el eje temporal y, por lo tanto, el CH<sub>4</sub> formado durante el primer año de la reacción no se contabiliza (véase la Figura 3A1.2). Esto significa que con una vida media de 10 años la ecuación de *GPG2000* calcula resultados 7 por ciento inferiores a los calculados con el enfoque que toma en cuenta un balance completo con equilibrio de masas.

**Figure 3A1.2 Efecto del error en la ecuación de GPG2000**



La intención de la introducción del factor de normalización ha sido obviamente llenar los pequeños triángulos de la parte superior de las columnas de la Figura 3A1.1. Esto falla porque el factor de normalización utilizado equivale a una integración que va desde el punto  $t$  a  $(t+1)$  en el eje del tiempo. Como la integración que utiliza un número de año como base debe realizarse desde  $t-1$  hasta  $t$ , el factor de normalización que llena toda el área bajo la curva de la tasa de reacción sería  $A = ((1/e^{-k}) - 1)/k$ .

**3A1.6.3 Modelo de descomposición de primer orden matemáticamente exacto**

Se puede mostrar que el modelo de descomposición de primer orden (FOD), tal como está descrito más arriba, es matemáticamente equivalente a un modelo para el cual se supone que la cantidad total de DOC se elimina en un punto singular del tiempo en cada año, es decir, en una sola fecha. Si no hay retardo al comienzo del proceso de descomposición, esta fecha se sitúa a la mitad del año, o sea, el 1° de julio; con un retardo de 6 meses, el comienzo de la reacción supuesta con la cantidad total del material es el 31 de diciembre/1° de enero. Esta hipótesis, aunque contraria a la intuición, conduce a errores numéricos que son pequeños comparados con las incertidumbres en la comprensión de los procesos químicos, los datos de la actividad, los factores de emisión y otros parámetros del cálculo de las emisiones.

Para la exhaustividad, se presenta aquí una formulación alternativa del método FOD. Se puede representar el retardo en el comienzo del proceso de descomposición y se pueden dar formulaciones recursivas simples.

La Ecuación 3A1.23 representa la formulación del FOD con una tasa de eliminación  $D(t)$ . El primer término de la expresión entre corchetes representa el flujo de entrada hacia el depósito de carbono en el SEDS (eliminación), el segundo término representa el flujo de salida desde el sitio (carbono en forma de  $CH_4$ ); la suma de ambos términos representa el cambio global en las existencias de carbono en el SEDS.

**ECUACIÓN 3A1.23**  
**FOD CON TASA DE ELIMINACIÓN  $D(t)$**   

$$dDOC_m(t) = [ D(t) - k \cdot DDOC_m(t) ] dt$$

Donde:

- $dDDOC_m(t)$  = cambio en el  $DDOC_m$  en el instante  $t$
- $D(t)$  = tasa de eliminación de  $DDOC_m$  en el instante  $t$
- $DDOC_m(t)$  =  $DDOC_m$  disponible para la descomposición en el instante  $t$

Si hay un retardo de  $\Delta$  años al comienzo del proceso de descomposición después que el  $DDOC_m$  ha sido eliminado, será necesario distinguir la parte de las existencias que están disponibles para la descomposición, a la cual se aplica la Ecuación 3A1.23, de la parte inerte de las existencias. Para una tasa de eliminación  $D(t)$  que permanece constante durante cada año de eliminación (e igual a la cantidad de  $DDOC$  eliminado durante ese año, dividido por un año) se puede mostrar que las existencias de carbono al final del año  $i$  pueden expresarse en términos de las existencias de carbono al final del año  $i-1$  y de las cantidades eliminadas durante el año  $i$  y el año  $i-1$  (Pingoud and Wagner, 2006):

**ECUACIÓN 3A1.24****CARBONO ORGÁNICO DEGRADABLE ACUMULADO DURANTE UN AÑO**

$$DDOCma(i+1) = a \cdot DDOCma(i) + b \cdot DDOCmd(i-1) + c \cdot DDOCmd(i)$$

Donde:

$DDOCma(i)$  = existencias de DDOCm en los SEDS al comienzo del año  $i$ , Gg de C

$DDOCmd(i)$  = DDOCm eliminado durante el año  $i$ , Gg de C

$a$  =  $e^{-k}$  (constante)

$b$  =  $1/k \cdot (e^{-k(1-\Delta)} - e^{-k}) - \Delta \cdot e^{-k}$  (constante)

$c$  =  $1/k \cdot (1 - e^{-k(1-\Delta)}) + \Delta$  (constante)

$\Delta$  = constante de retardo, en años (entre 0 y 1 años)

Para una descomposición que comienza inmediatamente ( $\Delta=0$ ), la constante  $b$  es igual a cero, de modo que la Ecuación 3A1.24 se reduce a una ecuación que relaciona el depósito de carbono en un año dado  $i$  con el depósito de carbono del año anterior  $i-1$  y con la cantidad de DOC que se deposita durante el año  $i$ .

Se puede mostrar incluso que esta forma puede usarse para calcular recursivamente el  $CH_4$  correspondiente producido durante un año dado:

**ECUACIÓN 3A1.25** **$CH_4$  GENERADO DURANTE UN AÑO**

$$CH_4 \text{ gen}(i) = q \cdot [a' \cdot DDOCma(i) - b' \cdot DDOCmd(i-1) + c' \cdot DDOCmd(i)]$$

Donde:

$CH_4 \text{ gen}(i)$  =  $CH_4$  generado durante el año  $i$ , Gg de C

$DDOCma(i)$  = existencias de DDOCm en los SEDS al comienzo del año  $i$ , Gg de C

$DDOCmd(i)$  = DDOCm eliminado durante el año  $i$ , Gg de C

$q$  =  $MCF \cdot F \cdot 16/12$

$a'$  =  $1 - e^{-k} = 1 - a$  (constante)

$b'$  =  $1/k \cdot (e^{-k(1-\Delta)} - e^{-k}) - \Delta \cdot e^{-k} = b$  (constante)

$c'$  =  $1 - \Delta - 1/k \cdot (1 - e^{-k(1-\Delta)}) = 1 - c$  (constante)

**Referencias**

Pingoud, K. and Wagner, F. (2006). Methane emissions from landfills and decay of harvested wood products: the first order decay revisited. IIASA Interim Report IR-06-004.

Barrow, Gordon M. (1996). *Physical Chemistry*, Mc Graw Hill, New York, 6th ed.

IPCC (2000). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. Penman, J., Kruger D., Galbally, I., Hiraishi, T., Nyenzi, B., Enmanuel, S., Buendia, L., Hoppaus, R., Martinsen, T., Meijer, J., Miwa, K. and Tanabe, K. (Eds). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.

IPCC (1997). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories*. Houghton, J.T., Meira Filho, L.G., Lim, B., Tréanton, K., Mamaty, I., Bonduki, Y., Griggs, D.J. and Callander, B.A. (Eds). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA, Paris, France.

# **CAPÍTULO 4**

---

## **TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE LOS DESECHOS SÓLIDOS**



## **Autores**

Riitta Pipatti (Finlandia)

Joao Wagner Silva Alves (Brasil), Qingxian Gao (China), Carlos López Cabrera (Cuba), Katarina Mareckova (República Eslovaca), Hans Oonk (Países Bajos), Elizabeth Scheehle (Estados Unidos), Chhemendra Sharma (India), Alison Smith (Reino Unido), Per Svardal (Noruega), y Masato Yamada (Japón)

## Índice

4	Tratamiento biológico de los desechos sólidos	
4.1	Cuestiones metodológicas.....	4
4.1.1	Elección del método.....	5
4.1.2	Elección de los datos de la actividad.....	6
4.1.3	Elección de los factores de emisión .....	6
4.2	Exhaustividad .....	7
4.3	Desarrollo de una serie temporal coherente.....	7
4.4	Evaluación de incertidumbre .....	8
4.5	GC/CC .....	8
4.6	Generación de informes y documentación.....	8
	Referencias .....	9

## Ecuaciones

Ecuación 4.1	Emisiones de CH <sub>4</sub> provenientes del tratamiento biológico .....	5
Ecuación 4.2	Emisiones de N <sub>2</sub> O provenientes del tratamiento biológico .....	6

## Cuadros

Cuadro 4.1	Factores de emisión por defecto para las emisiones de CH <sub>4</sub> and N <sub>2</sub> O procedentes del tratamiento biológico de los desechos.....	7
------------	---	---

## 4 TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE LOS DESECHOS SÓLIDOS

### 4.1 CUESTIONES METODOLÓGICAS

La fabricación de abono orgánico (*compost*) y la digestión anaeróbica de los desechos orgánicos, como los desechos de alimentos, de jardines y parques y de lodos de aguas residuales, es corriente tanto en los países desarrollados como en los en desarrollo. Entre las ventajas del tratamiento biológico se incluye: el volumen reducido de los materiales de desecho, la estabilización de los desechos, la destrucción de los agentes patógenos en el material de desecho y la producción de biogás para utilización energética. Los productos finales del tratamiento biológico pueden reciclarse, según su calidad, como fertilizantes y abono de suelos, o bien, eliminarse en lo SEDS.

El tratamiento anaeróbico suele vincularse con la recuperación de metano ( $\text{CH}_4$ ) y la combustión energética y, por lo tanto, las emisiones de gases de efecto invernadero provenientes del proceso deben declararse en el Sector Energía. El tratamiento anaeróbico de los lodos en las instalaciones de tratamiento de aguas residuales se aborda en el Capítulo 6, Tratamiento y eliminación de aguas residuales, y las emisiones deben declararse bajo las categorías de Aguas residuales. Sin embargo, cuando el lodo del tratamiento de aguas residuales se transfiere a una instalación anaeróbica que digiere lodos conjuntamente con desechos sólidos municipales u otros desechos, toda emisión relacionada de  $\text{CH}_4$  y de óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) debe declararse bajo esta categoría, Tratamiento biológico de los desechos sólidos. Cuando estos gases se usen para producir energía, entonces las emisiones asociadas deben declararse en el Sector Energía.

La fabricación de abono orgánico (*compost*) es un proceso aeróbico y una fracción grande del carbono orgánico degradable (DOC) de los materiales de desecho se convierte en dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ). El  $\text{CH}_4$  se forma en las secciones anaeróbicas del abono orgánico (*compost*), pero una gran proporción se oxida en las secciones aeróbicas del abono. El  $\text{CH}_4$  estimado que se libera hacia la atmósfera varía entre menos del 1 por ciento y unos pocos por cientos del contenido de carbono inicial del material (Beck-Friis, 2001; Detzel *et al.*, 2003; Arnold, 2005).

La fabricación de abono orgánico puede producir también emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$ . El intervalo de las emisiones estimadas varía desde menos del 0,5 por ciento hasta un 5 por ciento del contenido inicial de nitrógeno del material (Petersen *et al.*, 1998; Hellebrand 1998; Vesterinen, 1996; Beck-Friis, 2001; Detzel *et al.*, 2003). Los abonos orgánicos de baja calidad tienden a producir más  $\text{CH}_4$  y  $\text{N}_2\text{O}$  (p. ej., Vesterinen, 1996).

La **digestión anaeróbica de los desechos orgánicos** acelera la descomposición natural del material orgánico en ausencia de oxígeno si la temperatura, el contenido de humedad y el pH se mantienen cercanos a los valores óptimos. El  $\text{CH}_4$  generado puede usarse para producir calor y/o electricidad, por lo cual la declaración de las emisiones del proceso se realiza generalmente en el Sector Energía. Las emisiones de  $\text{CO}_2$  son de origen biogénico y deben declararse sólo como elemento informativo en el Sector Energía. Las emisiones de  $\text{CH}_4$  causadas por fugas no intencionales desde estas instalaciones, durante las perturbaciones del proceso u otros incidentes imprevistos, suelen situarse entre 0 y 10 por ciento de la cantidad de  $\text{CH}_4$  generado. Ante la ausencia de información adicional, se puede utilizar un valor por defecto de 5 por ciento para las emisiones de  $\text{CH}_4$ . Cuando los estándares técnicos de las plantas de biogás garantizan que las emisiones no intencionales de  $\text{CH}_4$  se queman en la antorcha, es esperable que las emisiones de  $\text{CH}_4$  sean próximas a cero. Se supone que las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  procedentes del proceso son insignificantes, aunque los datos sobre estas emisiones son muy escasos.

El **tratamiento mecánico y biológico de los desechos (MB)** comienza a popularizarse en Europa. En el tratamiento MB, el material de desecho se somete a una serie de operaciones mecánicas y biológicas cuyo objetivo es reducir el volumen de los desechos, así como estabilizarlo para reducir las emisiones provenientes de la eliminación final. Las operaciones varían según la aplicación. Típicamente, las operaciones mecánicas separan el material de desechos en fracciones que serán sometidas a tratamientos adicionales (preparación de abono orgánico, digestión anaeróbica, combustión, reciclado). Éstas pueden incluir la separación, el desmenuzamiento y la trituración del material. Las operaciones biológicas incluyen la preparación de abono orgánico y la digestión anaeróbica. La preparación de abono orgánico puede realizarse en pilas o en instalaciones de preparación de abono orgánico que optimizan las condiciones del proceso al mismo tiempo que filtran el gas producido. Las posibilidades de reducir la cantidad de material orgánico que se eliminan en los vertederos son grandes, del 40 al 60 por ciento (Kaarinen, 2004). Debido a la reducida cantidad de material, de contenido orgánico y de actividad biológica, los desechos tratados por MB producen hasta un 95 por ciento menos de  $\text{CH}_4$  que los desechos no tratados cuando se eliminan en los SEDS. En la práctica, las reducciones han sido menores y dependen del tipo y la duración de los tratamientos MB en particular (véase, p. ej., Binner, 2002). Las emisiones de  $\text{CH}_4$  y  $\text{N}_2\text{O}$

producidas durante las diferentes fases del tratamiento MB dependen de las operaciones específicas y de la duración del tratamiento biológico.

En general, el tratamiento biológico de los desechos afecta la cantidad y la composición de los desechos que se depositan en los SEDS. Los análisis de la corriente de desechos (véase el ejemplo del Recuadro 3.1) son las metodologías recomendadas para estimar el impacto del tratamiento biológico en las emisiones procedentes de los SEDS.

La estimación de las emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O procedentes del tratamiento biológico de los desechos sólidos involucra los siguientes pasos:

- Paso 1:** recopilar datos sobre la cantidad y el tipo de desechos sólidos que se tratan biológicamente. Los datos sobre la preparación de abono orgánico y sobre el tratamiento anaeróbico deben recopilarse por separado, en lo posible. Los datos regionales por defecto sobre la preparación de abono orgánico se proporcionan en el Cuadro 2.1 del Capítulo 2, y los datos específicos del país pueden encontrarse, para algunos países, en el Anexo 2A.1 de este Volumen. Si no se dispone de datos, la digestión anaeróbica de los desechos sólidos puede suponerse nula. Los datos por defecto deben utilizarse sólo cuando no se disponga de datos específicos del país (véase también la Sección 4.1.2).
- Paso 2:** estimar las emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O procedentes del tratamiento biológico de los desechos sólidos utilizando las Ecuaciones 4.1 y 4.2. Usar los factores de emisión por defecto o específicos del país según la orientación brindada en las Secciones 4.1.1, 4.1.2 y 4.1.3.
- Paso 3:** restar la cantidad de gas recuperado de la cantidad de CH<sub>4</sub> generado, para estimar las emisiones netas anuales de CH<sub>4</sub>, cuando se recuperan las emisiones de CH<sub>4</sub> procedentes de la digestión anaeróbica.

Debe verificarse la coherencia entre las emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O procedentes de la preparación de abono orgánico y del tratamiento anaeróbico de los lodos y las emisiones procedentes del tratamiento de los lodos declaradas en la categoría Tratamiento y eliminación de aguas residuales. Por igual, si las emisiones procedentes de la digestión anaeróbica se declaran bajo Tratamiento biológico de los desechos sólidos, los compiladores del inventario deben verificar que estas emisiones no se incluyan en el Sector Energía.

La información pertinente relacionada con la recopilación de datos de la actividad, la elección del factor de emisión y el método utilizado para estimar las emisiones debe documentarse según la orientación provista en la Sección 4.6.

### 4.1.1 Elección del método

Las emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O procedentes del tratamiento biológico pueden estimarse utilizando el método por defecto proporcionado por las Ecuaciones 4.1 y 4.2 que se presentan a continuación:

**ECUACIÓN 4.1**  
**EMISIONES DE CH<sub>4</sub> PROVENIENTES DEL TRATAMIENTO BIOLÓGICO**

$$Emisiones\ de\ CH_4 = \sum_i (M_i \cdot EF_i) \cdot 10^{-3} - R$$

Donde:

- Emisiones de CH<sub>4</sub> = total de las emisiones de CH<sub>4</sub> durante el año del inventario, Gg de CH<sub>4</sub>
- M<sub>i</sub> = masa de los desechos orgánicos sometidos al tratamiento biológico *i*, Gg
- EF<sub>i</sub> = factor de emisión del tratamiento *i*, g de CH<sub>4</sub>/kg. de desechos tratados
- i* = preparación de abono orgánico o digestión anaeróbica
- R = cantidad total de CH<sub>4</sub> recuperado durante el año del inventario, Gg de CH<sub>4</sub>

Al declarar las emisiones de CH<sub>4</sub> provenientes de la digestión anaeróbica, la cantidad de gas recuperado debe restarse de la cantidad de CH<sub>4</sub> generado. El gas recuperado puede quemarse en antorcha o en un dispositivo energético. La cantidad de CH<sub>4</sub> que se recupera se expresa en la Ecuación 4.1 como R. Si el gas recuperado se utiliza para generar energía, las emisiones de gas de efecto invernadero que resultan de la combustión del gas deben declararse bajo el Sector Energía. Sin embargo, las emisiones provenientes de la quema del gas

recuperado no son significativas, pues las emisiones de CO<sub>2</sub> son de origen biogénico y las emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O son muy pequeñas, de modo que la *buena práctica* no exige su estimación. Aunque, si se desea estimar tales emisiones, las de la quema en antorcha deben declararse en el Sector Desechos. En el Volumen 2, Energía, Capítulo 4.2, se presenta un análisis de las emisiones procedentes de la quema en antorcha y otra información más detallada. Las emisiones provenientes de la quema en antorcha no son tratadas en el Nivel 1.

**ECUACIÓN 4.2**  
**EMISIONES DE N<sub>2</sub>O PROVENIENTES DEL TRATAMIENTO BIOLÓGICO**

$$\text{Emisiones de N}_2\text{O} = \sum_i (M_i \cdot EF_i) \cdot 10^{-3}$$

Donde:

Emisiones de N<sub>2</sub>O = total de las emisiones de N<sub>2</sub>O durante el año del inventario, Gg de N<sub>2</sub>O

M<sub>i</sub> = masa de los desechos orgánicos sometidos al tratamiento biológico *i*, Gg

EF<sub>i</sub> = factor de emisión del tratamiento *i*, g de N<sub>2</sub>O/kg. de desechos tratados

*i* = preparación de abono orgánico o digestión anaeróbica

A continuación se resumen los tres niveles para esta categoría.

**Nivel 1:** el Nivel 1 utiliza los factores de emisión por defecto del IPCC.

**Nivel 2:** para el Nivel 2 se utilizan los factores de emisión específicos del país basados en mediciones representativas.

**Nivel 3:** los métodos de Nivel 3 se basan en mediciones hechas en las instalaciones o específicas del sitio (continuas o periódicas).

## 4.1.2 Elección de los datos de la actividad

Los datos de la actividad relativos al tratamiento biológico pueden basarse en las estadísticas nacionales. Los datos sobre tratamiento biológico pueden recopilarse a través de las autoridades municipales o regionales que son responsables de la gestión de los desechos o a través de las compañías de gestión de desechos. En el Cuadro 2.1 del Capítulo 2, Datos de generación, composición y gestión de desechos, se proporcionan valores por defecto regionales sobre el tratamiento biológico. En el Anexo 2A.1 de este volumen se pueden consultar los valores por defecto específicos de algunos países. Estos datos se pueden utilizar como punto de partida. Es una *buena práctica* que los países utilicen los datos nacionales recopilados anualmente o de manera periódica, cuando estén disponibles.

## 4.1.3 Elección de los factores de emisión

### 4.1.3.1 NIVEL 1

Las emisiones provenientes de la preparación de abono orgánico y de la digestión anaeróbica en las instalaciones de biogás dependen de factores tales como el tipo de desecho tratado, la cantidad y el tipo del material de soporte utilizado (como las astillas de madera (chips) y la turba), la temperatura, el contenido de humedad y la aeración durante el proceso.

En el Cuadro 4.1 se proporcionan valores por defecto del Nivel 1 para las emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O procedentes del tratamiento biológico.

CUADRO 4.1 FACTORES DE EMISIÓN POR DEFECTO PARA LAS EMISIONES DE CH <sub>4</sub> AND N <sub>2</sub> O PROCEDENTES DEL TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE LOS DESECHOS					
Tipo de tratamiento biológico	Factores de emisión de CH <sub>4</sub> (g de CH <sub>4</sub> /kg. de desechos tratados)		Factores de emisión de N <sub>2</sub> O (g de N <sub>2</sub> O/kg. de desechos tratados)		Comentarios
	sobre la base de peso en seco	sobre la base de peso húmedo	sobre la base de peso en seco	sobre la base de peso húmedo	
<b>Preparación de abono orgánico (compost)</b>	10 (0,08 - 20)	4 (0,03 - 8)	0,6 (0,2 - 1,6)	0,3 (0,06 - 0,6)	Hipótesis sobre los desechos tratados: 25-50% DOC en la materia seca, 2% N en la materia seca, contenido de humedad 60%.
<b>Digestión anaeróbica en las instalaciones de biogás</b>	2 (0 - 20)	1 (0 - 8)	Se supone insignificante	Se supone insignificante	Los factores de emisión para los desechos secos se estiman a partir de los factores para desechos húmedos bajo la hipótesis de un 60% de humedad en los desechos húmedos.
Fuentes: Arnold, M. (2005) comunicación personal; Beck-Friis (2002); Detzel <i>et al.</i> (2003); Petersen <i>et al.</i> 1998; Hellebrand 1998; Hogg, D. (2002); Vesterinen (1996).					

Las emisiones provenientes del tratamiento MB pueden estimarse utilizando los valores por defecto del Cuadro 4.1 para el tratamiento biológico. Se puede suponer que las emisiones producidas durante las operaciones mecánicas son insignificantes.

#### 4.1.3.2 NIVEL 2 Y NIVEL 3

En el Nivel 2, los factores de emisión deben basarse en mediciones representativas que cubran las opciones pertinentes de tratamiento biológico aplicadas en el país. En el Nivel 3, los factores de emisión se basan en mediciones específicas del sitio o de la planta (continuas o periódicas).

### 4.2 EXHAUSTIVIDAD

Las declaraciones sobre las emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O provenientes del tratamiento biológico, cuando existen, complementan las declaraciones sobre las emisiones provenientes de los SEDS y de la incineración de desechos y contribuyen a la cobertura exhaustiva de todas las fuentes del Sector Desechos. Esto posee una importancia particular en los países en los que el tratamiento biológico es, o comienza a ser, significativo.

### 4.3 DESARROLLO DE UNA SERIE TEMPORAL COHERENTE

Dado que la orientación metodológica para estimar y declarar las emisiones provenientes del tratamiento biológico no se incluyó en las anteriores *Directrices del IPCC*, se recomienda que se estime toda la serie temporal utilizando la misma metodología. Puede ser que los datos de la actividad para los años anteriores no estén disponibles en todos los países. Por igual, puede suceder que los datos actuales sobre el tratamiento biológico no se recopilen de manera anual. Los métodos para obtener los datos faltantes se describen en el Volumen 1, Capítulo 5, Coherencia de la serie temporal.

Los factores de emisión por defecto se basan en una cantidad limitada de estudios. Se espera que la disponibilidad de los datos mejore en los próximos años. Es una *buena práctica* utilizar la información científica actualizada disponible para mejorar los factores de emisión. Entonces, las estimaciones para toda la serie temporal deben recalcularse en consecuencia.

## 4.4 EVALUACIÓN DE INCERTIDUMBRE

La incertidumbre en los datos de la actividad depende de cómo se recopilan los datos. Las estimaciones de incertidumbre para la generación de desechos y para la fracción de desechos que se trata biológicamente puede estimarse de la misma manera que los DSM eliminados en los SEDS (véase el Cuadro 3.5). Las incertidumbres dependen de la calidad de la recopilación de datos efectuada en el país.

Las incertidumbres en los factores de emisión por defecto pueden estimarse utilizando los intervalos propuestos en el Cuadro 4.1. Las incertidumbres en los factores de emisión específicos del país dependen del diseño del muestreo y de las técnicas de medición utilizadas para determinar los factores de emisión.

## 4.5 GC/CC

Los requerimientos de la GC/CC abordados en la Sección 3.8 del Capítulo 3, Eliminación de desechos sólidos, se aplican también al tratamiento biológico de los desechos.

## 4.6 GENERACIÓN DE INFORMES Y DOCUMENTACIÓN

Es una *buena práctica* documentar y archivar toda la información requerida para producir el inventario de emisiones nacionales de gases de efecto invernadero, como se plantea en la Sección 6.11 del Capítulo 6, GC/CC y verificación, del Volumen 1 de estas *Directrices*. En los párrafos siguientes se esbozan algunos ejemplos de documentación específica y de generación de informes pertinentes para esta categoría.

- Las fuentes de los datos de la actividad deben describirse y referenciarse. Debe proporcionarse la información sobre la frecuencia y la cobertura de la recopilación (p. ej., si se incluye o no la preparación de abono orgánico doméstico).
- Se debe proporcionar información sobre los tipos de desechos que se preparan como abono o reciben tratamiento anaeróbico, (p. ej., desechos alimenticios, desechos de parques y jardines), en función de su disponibilidad.
- Los factores de emisión específicos del país deben justificarse y referenciarse.
- En los casos en los que las declaraciones sobre el tratamiento biológico se dividan en varios sectores y/o categorías, hay que precisar las declaraciones bajo todos los sectores/categorías pertinentes para evitar el cómputo doble o las omisiones.

Las hojas de trabajo desarrolladas para la estimación de las emisiones de gases de efecto invernadero procedentes del tratamiento biológico se incluyen al final de este Volumen. Estas hojas de trabajo contienen información sobre los datos de la actividad y los factores de emisión utilizados para calcular las estimaciones.

## Referencias

- Arnold, M. (2005). Espoo: VTT Processes: Unpublished material from measurements from biowaste composts. (Personal communication).
- Beck-Friis, B.G. (2001). *Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane during composting of organic household waste*. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences. 331 p. (Doctoral Thesis).
- Binner, E. (2002). *The impact of Mechanical-Biological Pretreatment on the Landfill Behaviour of Solid Wastes*. Workshop Biowaste. Brussels, 8-10.04.2002. 16 p.
- Detzel, A., Vogt, R., Fehrenbach, H., Knappe, F. and Gromke, U. (2003). *Anpassung der deutschen Methodik zur rechnerischen Emissionsermittlung und internationale Richtlinien: Teilbericht Abfall/Abwasser*. IFEU Institut - Öko-Institut e.V. 77 p.
- Hellebrand, H.J. (1998). 'Emissions of nitrous oxide and other trace gases during composting of grass and green waste', *J. agric, Engng Res.*, 69:365-375.
- Hogg, D., Favoino, E., Nielsen, N., Thompson, J., Wood, K., Penschke, A., Economides, D. and Papageorgiou, S., (2002). *Economic analysis of options for managing biodegradable municipal waste*, Final Report to the European Commission, Eunomia Research & Consulting, Bristol, UK.
- Kaartinen, T. (2004). *Sustainable disposal of residual fractions of MSW to future landfills*. Espoo: Technical University of Helsinki. (Master of Science Thesis). In Finnish.
- Petersen, S.O., Lind, A.M. and Sommer, S.G. (1998). 'Nitrogen and organic matter losses during storage of cattle and pig manure', *J. Agric. Sci.*, 130: 69-79.
- Vesterinen, R. (1996): *Impact of waste management alternatives on greenhouse gas emissions: Greenhouse gas emissions from composting*. Jyväskylä: VTT Energy. Research report ENE38/T0018/96. (In Finnish). 30p.



## **CAPÍTULO 5**

---

# **INCINERACIÓN E INCINERACIÓN ABIERTA DE DESECHOS**

## **Autores**

G.H. Sabin Guendehou (República de Benín), Matthias Koch (Alemania)

Leif Hockstad (Estados Unidos), Riitta Pipatti (Finlandia), y Masato Yamada (Japón)

## Índice

5	Incineración e incineración abierta de desechos	
5.1	Introducción.....	5
5.2	Cuestiones metodológicas.....	6
5.2.1	Elección del método para estimar las emisiones de CO <sub>2</sub> .....	7
5.2.2	Elección del método para estimar las emisiones de CH <sub>4</sub> .....	12
5.2.3	Elección del método para estimar las emisiones de N <sub>2</sub> O .....	14
5.3	Elección de los datos de la actividad .....	16
5.3.1	Cantidad de desechos incinerados.....	17
5.3.2	Cantidad de desechos quemados por incineración abierta .....	17
5.3.3	Contenido de materia seca.....	19
5.4	Elección de los factores de emisión.....	19
5.4.1	Factores de emisión de CO <sub>2</sub> .....	19
5.4.2	Factores de emisión de CH <sub>4</sub> .....	22
5.4.3	Factores de emisión de N <sub>2</sub> O .....	22
5.5	Exhaustividad .....	24
5.6	Desarrollo de una serie temporal coherente.....	25
5.7	Evaluación de incertidumbre .....	25
5.7.1	Incertidumbres del factor de emisión .....	25
5.7.2	Incertidumbres en los datos de la actividad.....	26
5.8	GC/CC, generación de informes y documentación.....	26
5.8.1	Garantía de calidad / Control de calidad (GC/CC) del inventario.....	26
5.8.2	Generación de informes y documentación .....	27

## Ecuaciones

Ecuación 5.1	Estimación de las emisiones de CO <sub>2</sub> basada en la cantidad total de desechos quemados .....	7
Ecuación 5.2	Estimación de las emisiones de CO <sub>2</sub> basada en la composición de los DSM.....	8
Ecuación 5.3	Emisiones de CO <sub>2</sub> provenientes de la incineración de desechos fósiles líquidos.....	11
Ecuación 5.4	Estimación de las emisiones de CH <sub>4</sub> basada en la cantidad total de desechos quemados .....	13
Ecuación 5.5	Estimación de las emisiones de N <sub>2</sub> O basada en la entrada de desechos a los incineradores .....	15
Ecuación 5.6	Estimación de las emisiones de N <sub>2</sub> O basada en los factores de influencia.....	16
Ecuación 5.7	Cantidad total de desechos sólidos municipales quemados por incineración abierta.....	17
Ecuación 5.8	Contenido de materia seca en los DSM.....	19
Ecuación 5.9	Contenido de carbono total en los DSM.....	20

Ecuación 5.10 Fracción de carbono fósil (FCF) en los DSM..... 21

## Figuras

Figura 5.1    Árbol de decisión para las emisiones de CO<sub>2</sub> procedentes de la incineración e incineración  
abierta de desechos ..... 10

Figura 5.2    Árbol de decisión para las emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O procedentes de la incineración e  
incineración abierta de desechos..... 13

## Cuadros

Cuadro 5.1 Panorama de las fuentes de datos de los diferentes Niveles metodológicos..... 11

Cuadro 5.2 Datos por defecto para los factores de emisión de CO<sub>2</sub> para la incineración e incineración abierta  
de desechos ..... 20

Cuadro 5.3 Factores de emisión de CH<sub>4</sub> para la incineración de los DSM ..... 22

Cuadro 5.4 Factores de emisión de N<sub>2</sub>O para la incineración de los DSM ..... 23

Cuadro 5.5 Factores de emisión de N<sub>2</sub>O de los lodos de aguas residuales y los desechos industriales ..... 23

Cuadro 5.6 Factores de emisión de N<sub>2</sub>O por defecto para los diferentes tipos y prácticas de gestión de los  
desechos ..... 24

## Recuadros

Recuadro 5.1 ejemplo de estimación de DSM<sub>B</sub> ..... 18

# 5 INCINERACIÓN E INCINERACIÓN ABIERTA DE DESECHOS

## 5.1 INTRODUCCIÓN

La incineración se define como la combustión de los desechos sólidos y líquidos en instalaciones de incineración controladas. Los incineradores modernos de desperdicios poseen grandes chimeneas y cámaras de combustión especialmente diseñadas que producen altas temperaturas de combustión, tiempos largos de residencia y agitación eficiente de los desechos al tiempo que introducen aire para una combustión más completa. Los tipos de desechos incinerados incluyen los desechos sólidos municipales (DSM), desechos industriales, desechos peligrosos, desechos hospitalarios y lodos de aguas servidas<sup>1</sup>. La práctica de la incineración de los DSM es actualmente más común en los países desarrollados, mientras que la incineración de los desechos hospitalarios es común tanto en los países desarrollados como en los en desarrollo.

Las emisiones procedentes de la incineración sin recuperación de energía se declaran en el Sector Desechos, mientras que las emisiones debidas a la incineración con recuperación de energía se declaran en el Sector Energía, ambas con la distinción entre emisiones de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) fósil y biogénico. La metodología descrita en este capítulo se aplica en general a ambas incineraciones, con y sin recuperación de energía. La co-combustión de fracciones específicas de los desechos junto con otros combustibles no se aborda en este capítulo, pues la co-combustión está cubierta en el Volumen 2, Energía. Las emisiones procedentes de la quema de residuos agrícolas se consideran en el Sector AFOLU, Capítulo 5 del Volumen 4.

La incineración abierta de desechos puede definirse como la combustión de materiales combustibles no deseados, tales como papel, madera, plástico, textiles, caucho, desechos de aceites y otros residuos al aire libre o en vertederos abiertos, donde el humo y otras emisiones se liberan directamente al aire, sin pasar por una chimenea o columna. La incineración abierta también puede incluir dispositivos de incineración que no controlan el aire de combustión para mantener una temperatura adecuada y no garantizan el tiempo de residencia necesario para una combustión completa. Esta práctica de gestión de desechos se emplea en muchos países en desarrollo, mientras que en los países desarrollados la incineración abierta de desechos puede estar estrictamente reglamentada u ocurrir con más frecuencia en las zonas rurales que en las áreas urbanas.

La incineración y la incineración abierta de desechos son, como otros tipos de combustión, fuentes de emisiones de gases de efecto invernadero. Los gases pertinentes emitidos incluyen el CO<sub>2</sub>, el metano (CH<sub>4</sub>) y el óxido nitroso (N<sub>2</sub>O). Normalmente, las emisiones de CO<sub>2</sub> provenientes de la incineración de desechos son más significativas que las emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O.

En coherencia con las *Directrices de 1996* (IPCC, 1997), sólo las emisiones de CO<sub>2</sub> que resultan de la oxidación durante la incineración e incineración abierta del carbono contenido en los desechos de origen fósil (p. ej., plásticos, algunos textiles, caucho, solventes líquidos y aceites desechados) se consideran emisiones netas y deben incluirse en las estimaciones de las emisiones nacionales de CO<sub>2</sub>. Las emisiones de CO<sub>2</sub> debidas a la combustión de materiales de biomasa (p. ej., papel, alimentos y desechos de madera) contenidos en los desechos son emisiones biogénicas y no deben incluirse en las estimaciones de las emisiones totales nacionales. Sin embargo, si la incineración de desechos se usa con propósitos energéticos, se deben estimar ambas emisiones de CO<sub>2</sub>, tanto las fósiles como las biogénicas. En las emisiones nacionales, bajo el Sector Energía, sólo deben incluirse las emisiones de CO<sub>2</sub> fósil, mientras que el CO<sub>2</sub> biogénico debe declararse, también en el Sector Energía, como elemento informativo. Más aún, si la combustión, o cualquier otro factor, provoca una disminución a largo plazo del carbono total integrado en la biomasa viva (p. ej., los bosques), esta liberación neta de carbono debe hacerse evidente en los cálculos de las emisiones de CO<sub>2</sub> descritos en el Volumen Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra (AFOLU) de las *Directrices de 2006*.

Este capítulo brinda orientación sobre las opciones metodológicas para estimar y declarar las emisiones de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O provenientes de la incineración e incineración abierta de todos los tipos de desechos combustibles. Donde es posible, se proporcionan valores por defecto para los datos de la actividad, los factores de emisión y otros parámetros.

Los contaminantes tradicionales del aire debidos a la combustión —compuestos orgánicos volátiles diferentes del metano (COVDM), monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>), óxidos de azufre (SO<sub>x</sub>)— están cubiertos por los sistemas existentes de inventarios de emisiones. Por esto, el IPCC no proporciona aquí nuevas metodologías para estos gases, pero recomienda que los expertos nacionales o los compiladores del inventario utilicen los métodos

<sup>1</sup> La generación, composición y prácticas de gestión de los desechos, incluidas la incineración y la incineración abierta de los desechos, se abordan en detalle en el Capítulo 2 de este volumen.

existentes publicados bajo acuerdo internacionales. Algunos de los ejemplos principales de la bibliografía actual que proporciona métodos incluyen: la guía “*EMEP/CORINAIR Guidebook*” (EMEP 2004), el documento “*US EPA's Compilation of Air Pollutant Emissions Factors*” (Compilación de los factores de emisión de los contaminantes del aire de la EPA, Estados Unidos), AP-42, Fifth Edition (USEPA, 1995), y el informe “*EPA Emission Inventory Improvement Program Technical Report Series*” (Serie del Informe técnico del Programa de mejoramiento del inventario de emisiones del EPA), Vol. III Chapter 16: “*Open Burning*” (Incineración abierta) (USEPA, 2001).

La estimación de las emisiones de N<sub>2</sub>O indirecto, que son el resultado de la conversión de la deposición de nitrógeno en los suelos debida a las emisiones de NO<sub>x</sub> provenientes de la incineración e incineración abierta de desechos, se abordan en la Sección 5.4.3 de este capítulo. Los antecedentes generales y la información para la declaración de las emisiones del N<sub>2</sub>O indirecto se proporcionan en el Capítulo 7, Precursores y emisiones indirectas, del Volumen 1, Orientación general y generación de informes.

## 5.2 CUESTIONES METODOLÓGICAS

La elección del método depende de las circunstancias nacionales, entre las cuales se incluyen: el hecho de que la incineración e incineración abierta sean o no *categorías principales* del país y la medida en la que la información específica del país y de las plantas esté disponible o pueda ser recopilada.

Para la incineración de desechos, las estimaciones más exactas de las emisiones pueden desarrollarse determinando las emisiones según un criterio planta por planta y/o diferenciado para cada categoría de desechos (p. ej., DSM, lodos de aguas servidas, desechos industriales y otros desechos, incluidos los desechos hospitalarios y los desechos peligrosos). Los métodos para estimar las emisiones de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O provenientes de la incineración e incineración abierta de desechos varían en función de los diferentes factores que influyen en los niveles de emisión. La estimación de la cantidad de carbono fósil contenido en los desechos incinerados es el factor más importante para determinar las emisiones de CO<sub>2</sub>. Las otras emisiones, aparte del CO<sub>2</sub>, dependen más de la tecnología y de las condiciones predominantes durante el proceso de incineración.

En algunos países, la incineración intencional de desechos en los sitios de eliminación de desechos sólidos se emplea a veces como práctica de gestión. Las emisiones provocadas por esta práctica y las que provienen de los incendios no intencionales (incendios accidentales en los sitios de eliminación de desechos sólidos) deben estimarse y declararse en conformidad con la metodología y la orientación proporcionadas para la incineración abierta de desechos.

El enfoque general para calcular las emisiones de gases de efecto invernadero provenientes de la incineración e incineración abierta de desechos consiste en obtener la cantidad del peso en seco de los desechos incinerados o quemados por incineración abierta (preferentemente diferenciados por tipo de desecho) e investigar los factores de emisión de los gases de efecto invernadero relacionados (preferentemente a partir de información específica del país sobre el contenido de carbono y sobre la fracción de carbono fósil). Para las emisiones de CO<sub>2</sub> provenientes de la incineración e incineración abierta de desechos, el enfoque básico presentado aquí es un ejemplo de aplicación de un enfoque consecutivo:

- Identificar los tipos de desechos incinerados o quemados por incineración abierta: Los DSM, lodos de aguas servidas, desechos sólidos industriales y otros desechos (en particular los desechos peligrosos y los hospitalarios) incinerados/quemados por incineración abierta.
- Compilar los datos sobre las cantidades de desechos incinerados/quemados por incineración abierta, incluida la documentación sobre los métodos utilizados y las fuentes de los datos (p. ej., estadísticas de desechos, estudios, dictamen de expertos): los datos regionales por defecto se proporcionan en el Cuadro 2.1 del Capítulo 2, Datos de generación, composición y gestión de desechos, y los datos específicos del país, para un número limitado de países, en el Anexo 2A.1 de este Volumen. Los datos por defecto deben utilizarse sólo cuando no se disponga de datos específicos del país. Para la incineración abierta, la cantidad de desechos puede estimarse basándose en datos demográficos. Esto se aborda en la Sección 5.3.2.
- Usar los valores por defecto proporcionados sobre el contenido de materia seca, contenido de carbono total, fracción de carbono fósil y factor de oxidación (véase la Sección 5.4.1.3) para los diferentes tipos de desechos: Para los DSM, identificar preferentemente la composición de los desechos y calcular el respectivo contenido de materia seca, contenido de carbono total y la fracción de carbono fósil utilizando los datos por defecto proporcionados para cada componente de los DSM (plástico, papel, etc.) en la Sección 2.3, Composición de los desechos, de este Volumen.
- Calcular las emisiones de CO<sub>2</sub> provenientes de la incineración e incineración abierta de desechos sólidos.
- Proporcionar los datos de las hojas de cálculo incluidas en el anexo 1 de este Volumen.

Para otros tipos de desechos y otros gases de efecto invernadero, el enfoque suele no diferenciar, en términos de composición de los desechos, tanto como para el caso de los DSM. En las secciones siguientes se esboza una

orientación detallada para la elección del método, los datos de la actividad y los factores de emisión para los tipos principales de desechos, y para estimar las emisiones provenientes de la incineración de los desechos pertinentes y de las prácticas de incineración.

## 5.2.1 Elección del método para estimar las emisiones de CO<sub>2</sub>

El método común para estimar las emisiones de CO<sub>2</sub> provenientes de la incineración e incineración abierta de desechos se basa en una estimación del contenido de carbono fósil en los desechos quemados, multiplicado por el factor de oxidación, y en una conversión del producto (cantidad de carbono fósil oxidado) en CO<sub>2</sub>. Los datos de la actividad son las entradas de desechos en el incinerador o la cantidad de desechos que se quema al aire libre y los factores de emisión se basan en el contenido de carbono oxidado de los desechos que son de origen fósil. Entre los datos pertinentes se cuentan la cantidad y composición de los desechos, el contenido de materia seca, el contenido de carbono total, la fracción de carbono fósil y el factor de oxidación.

En las secciones siguientes se describen los niveles que deben aplicarse para la estimación de las emisiones de CO<sub>2</sub> provenientes de la incineración e incineración abierta de desechos. Los niveles difieren en cuanto a la medida en la que la cantidad total de desechos, los factores de emisión y los parámetros utilizados constituyen valores por defecto (Nivel 1), valores específicos del país (Nivel 2a y Nivel 2b) o valores específicos de la planta (Nivel 3).

### 5.2.1.1 NIVEL 1

El método de Nivel 1 es un método simple que se utiliza cuando las emisiones de CO<sub>2</sub> debidas a la incineración/quema-abierta no son una *categoría principal*. Se necesitan datos sobre la cantidad de desechos incinerados/quemados por incineración abierta<sup>2</sup>. Los datos por defecto sobre los parámetros característicos (como contenido de materia seca, contenido de carbono y fracción de carbono fósil) para los diferentes tipos de desechos (DSM, lodos de aguas servidas, desechos industriales y otros desechos como los peligrosos y los hospitalarios) se proporcionan en el Cuadro 5.2 de este capítulo y en los Cuadros 2.3 a 2.6 de la Sección 2.3, relativos a la composición de los desechos, del Capítulo 2 de este Volumen. El cálculo de las emisiones de CO<sub>2</sub> se basa en una estimación de la cantidad de desechos (peso húmedo) incinerados o quemados por incineración abierta tomando en cuenta el contenido de materia seca, el contenido de carbono total, la fracción de carbono fósil y el factor de oxidación. El método basado en la cantidad total de desechos quemados se plantea en la Ecuación 5.1 y el método basado en la composición de los DSM se expresa en la Ecuación 5.2. Es preferible aplicar la Ecuación 5.2 para los DSM, pero si no se dispone de los datos de los DSM requeridos, en su lugar, debe utilizarse la Ecuación 5.1.

**ECUACIÓN 5.1**  
**ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES DE CO<sub>2</sub> BASADA EN LA CANTIDAD TOTAL DE DESECHOS QUEMADOS**

$$Emisiones\ de\ CO_2 = \sum_i (SW_i \cdot dm_i \cdot CF_i \cdot FCF_i \cdot OF_i) \cdot 44/12$$

Donde:

Emisiones de CO <sub>2</sub>	=	emisiones de CO <sub>2</sub> durante el año del inventario, Gg/año
SW <sub>i</sub>	=	cantidad total de desechos sólidos de tipo i (peso húmedo) incinerados o quemados por incineración abierta, Gg/año
dm <sub>i</sub>	=	contenido de materia seca en los desechos (peso húmedo) incinerados o quemados por incineración abierta, (fracción)
CF <sub>i</sub>	=	fracción de carbono en la materia seca (contenido de carbono total), (fracción)
FCF <sub>i</sub>	=	fracción de carbono fósil en el carbono total, (fracción)
OF <sub>i</sub>	=	factor de oxidación, (fracción)
44/12	=	factor de conversión de C en CO <sub>2</sub>
i	=	tipo de desecho incinerado/quemado al aire libre especificado de la manera siguiente:

<sup>2</sup> La metodología se aborda en la Sección 5.3, Elección de los datos de la actividad, y en el Capítulo 2, Datos de generación, composición y gestión de desechos.

DSM: desecho sólido municipal (si no se estima con la Ecuación 5.2), ISW: desecho sólido industrial, SS: lodo de aguas servidas, HW: desecho peligroso, CW: desecho hospitalario, otros (que deben especificarse)

Si se dispone de los datos de la actividad de los desechos sobre la base de la materia seca -lo cual es preferible- la misma ecuación puede aplicarse sin especificar por separado el contenido de la materia seca y el peso húmedo. También, si un país posee datos sobre la fracción de carbono fósil en la materia seca, no necesita proporcionar  $CF_i$  ni  $FCF_i$  por separado sino combinarlos, en vez, en un solo componente.

Para los DSM, es una *buena práctica* calcular las emisiones de  $CO_2$  sobre la base de los tipos de desechos/ material (como papel, madera, plásticos) en los desechos incinerados o quemados por incineración abierta, como se muestra en la Ecuación 5.2.

**ECUACIÓN 5.2**  
**ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES DE  $CO_2$  BASADA EN LA COMPOSICIÓN DE LOS DSM**

$$\text{Emisiones de } CO_2 = DSM \cdot \sum_j (WF_j \cdot dm_j \cdot CF_j \cdot FCF_j \cdot OF_j) \cdot 44/12$$

Donde:

Emisiones de $CO_2$	=	emisiones de $CO_2$ durante el año del inventario, Gg/año
DSM	=	cantidad total de desechos sólidos municipales en peso húmedo incinerados o quemados por incineración abierta, Gg/año
$WF_j$	=	fracción de tipo/material de desechos del componente $j$ en los DSM (en peso húmedo incinerados o quemados por incineración abierta)
$dm_j$	=	contenido de materia seca en el componente $j$ de los DSM incinerados o quemados por incineración abierta, (fracción)
$CF_j$	=	fracción de carbono en la materia seca (es decir, contenido de carbono) del componente $j$ , (fracción)
$FCF_j$	=	fracción de carbono fósil en el carbono total del componente $j$
$OF_j$	=	factor de oxidación, (fracción)
44/12	=	factor de conversión de C en $CO_2$
	con:	$\sum_j WF_j = 1$
$j$	=	componente de los DSM incinerado/sometido a incineración abierta, como papel/cartón, textiles, desecho de alimentos, madera, desecho de jardines y parques, pañales desechables, caucho y cuero, plásticos, metal, vidrio, otros desechos inertes.

Si no se dispone de los datos por tipo/material de desechos, pueden usarse los valores por defecto para la composición de los desechos presentados en la Sección 2.3, Composición de los desechos.

Si las emisiones de  $CO_2$  provenientes de la incineración e incineración abierta de desechos es una *categoría principal*, es una *buena práctica* aplicar un nivel metodológico superior.

### 5.2.1.2 NIVEL 2

El método de Nivel 2 se basa en datos específicos del país relacionados con la generación, composición y las prácticas de gestión de los desechos. En este nivel, también se aplican las Ecuaciones 5.1 y 5.2, como se delineó para el método de Nivel 1. Es una *buena práctica* utilizar el método de Nivel 2 cuando las emisiones de  $CO_2$  provenientes de la incineración e incineración abierta de los desechos es una *categoría principal*, cuando se dispone de datos más detallados o éstos pueden acopiarse.

El Nivel 2a requiere el empleo de datos de la actividad específicos del país sobre la composición de los desechos y datos por defecto relativos a los otros parámetros de los DSM (Ecuación 5.2). Para otras categorías de desechos, se necesitan datos específicos del país sobre las cantidades (Ecuación 5.1). Una composición de los DSM específica del país, aún cuando se utilicen datos por defecto para los otros parámetros, reduce las incertidumbres en comparación con el uso de datos estadísticos agregados sobre los DSM.



Un método de Nivel 2a para la incineración abierta de desechos puede incorporar sondeos anuales sobre las cantidades y la composición de los desechos quemados en los hogares o por las autoridades y compañías responsables de la gestión de los desechos.

El Nivel 2b requiere, además de los datos específicos del país sobre la composición de los desechos, los datos específicos del país sobre la cantidad de desechos incinerados/quemados por incineración abierta por tipo de desecho (Ecuación 5.1), o bien, sobre composición de los DSM (Ecuación 5.2), contenido de materia seca, contenido de carbono, fracción de carbono fósil y factor de oxidación. Si se dispone de estos datos, una estimación realizada según el Nivel 2b tendrá una incertidumbre menor que la del Nivel 2a.

Un método de Nivel 2b para la incineración abierta de desechos puede incorporar sondeos anuales y detallados sobre las cantidades y la composición de los desechos quemados en los hogares o por las autoridades y compañías responsables de la gestión de los desechos mencionados en el Nivel 2a, junto a un programa combinado de mediciones de los factores relacionados con las prácticas de incineración abierta en el país.

Es una *buena práctica* implementar estos programas de mediciones en diferentes periodos del año para que se puedan tomar en consideración todas las estaciones, pues los factores de emisión dependen de las condiciones de la combustión. Por ejemplo, en algunos países donde hay una estación de lluvias y se practica la incineración abierta, se queman más desechos durante la estación seca a causa de las mejores condiciones de combustión. En estas circunstancias, los factores de emisión pueden variar según las estaciones.

En todo caso, todos los métodos, datos de la actividad y parámetros específicos del país que se hayan utilizado, deben describirse y justificarse de manera transparente. En el caso de la incineración abierta, la documentación debe incluir descripciones de todo procedimiento experimental, medición y análisis efectuado, así como información sobre los parámetros atmosféricos, tales como temperatura, viento y precipitaciones.

### 5.2.1.3 NIVEL 3

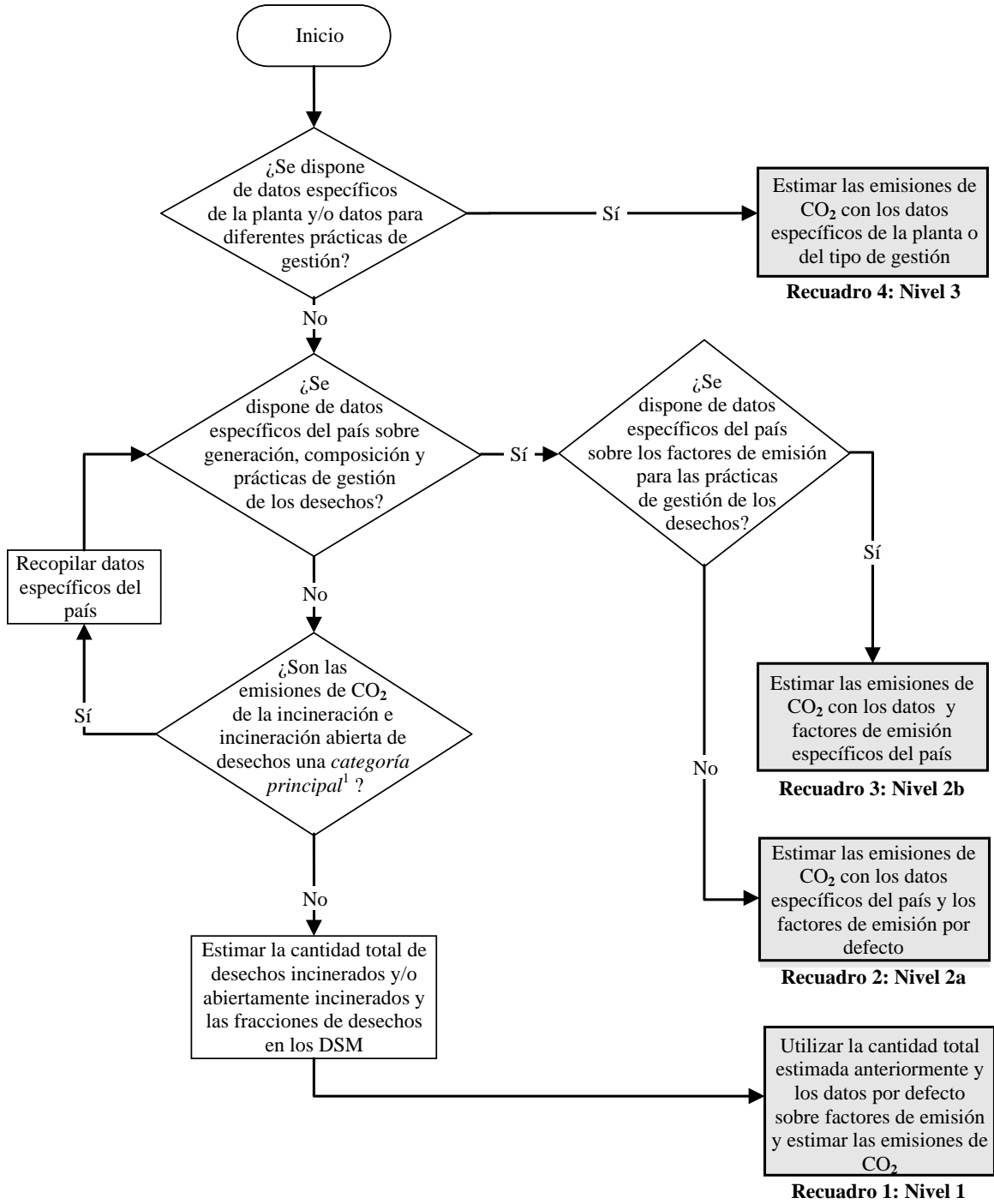
El método de Nivel 3 emplea datos específicos de la planta para estimar las emisiones de CO<sub>2</sub> procedentes de la incineración de desechos. En este nivel, es una *buena práctica* considerar los factores que afectan tanto el contenido de carbono fósil como el factor de oxidación. Los factores que afectan el factor de oxidación incluyen:

- tipo de instalación y/o tecnología: de lecho fijo, con cargador mecánico, de lecho fluidizado, en horno de altas temperaturas
- modo de operación: continuo, semi-continuo, por lotes,
- tamaño de la instalación,
- parámetros como el contenido de carbono en la ceniza.

El total de las emisiones de CO<sub>2</sub> fósil provenientes de la incineración de desechos se calcula como la suma de todas las emisiones de CO<sub>2</sub> fósil específicas de la planta. Es una *buena práctica* incluir en el inventario todos los tipos de desechos y la cantidad total incinerada, así como todos los tipos de incineradores. La estimación se realiza de manera similar a los métodos de Nivel 1 y Nivel 2 y al final, las emisiones de CO<sub>2</sub> provenientes de todas las plantas, instalaciones y otras subcategorías se suman para estimar el total de las emisiones procedentes de la incineración de desechos en el país.

El árbol de decisión de la Figura 5.1 brinda orientación para la elección del método. La opción retenida depende de las circunstancias nacionales y de la disponibilidad de los datos. Las prácticas de gestión mencionadas en el árbol de decisión se refieren a la incineración y la incineración abierta.

**Figura 5.1**      **Árbol de decisión para las emisiones de CO<sub>2</sub> procedentes de la incineración e incineración abierta de desechos**



Nota :

1. Para un análisis de las *categorías principales* y el uso de los árboles de decisión, Véase el Volumen 1 Capítulo 4. Opción metodológica e identificación de categorías principales (considérese la Sección 4.1.2 sobre recursos limitados).

El Cuadro 5.1, a continuación, brinda un panorama de los Niveles metodológicos a los que se deben aplicar los valores por defecto o los datos específicos del país para calcular las emisiones de CO<sub>2</sub>.

CUADRO 5.1 PANORAMA DE LAS FUENTES DE DATOS DE LOS DIFERENTES NIVELES METODOLÓGICOS						
Fuentes de datos	Cantidad total de desechos (W)	Fracción de desechos (WF): % de cada componente principalmente para DSM	Contenido de materia seca (dm)	Fracción de carbono (CF)	Fracción de carbono fósil (FCF)	Factor de oxidación (OF)
Niveles						
Nivel 3	específico de la gestión de la planta	específico de la gestión de la planta	específico de la gestión de la planta	específico de la gestión de la planta	específico de la gestión de la planta	específico de la gestión de la planta
Nivel 2b	específico del país	específico del país	específico del país	específico del país	por defecto/ específico del país	por defecto/ específico del país
Nivel 2a	específico del país	específico del país	por defecto	por defecto	por defecto	por defecto
Nivel 1	por defecto/ específico del país	por defecto	por defecto	por defecto	por defecto	por defecto

### 5.2.1.4 EMISIONES DE CO<sub>2</sub> PROVENIENTES DE LA INCINERACIÓN DE DESECHOS FÓSILES LÍQUIDOS

Los desechos fósiles líquidos se definen aquí como residuos industriales y municipales, basados en aceites minerales, gas natural u otros combustibles fósiles. Incluyen los desechos antes utilizados como solventes y lubricantes. No incluyen las aguas residuales, a menos que se incineren (p. ej., debido a un alto contenido de solventes). Los desechos líquidos biogénicos, p. ej., los aceites de desecho del procesamiento de los alimentos, no necesitan ser contabilizados, a menos que los aceites biogénicos y fósiles estén mezclados y que una porción significativa de su carbono sea de origen fósil.

Los desechos líquidos fósiles son considerados aquí como un tipo especial de desechos, para los cuales la combustión es una práctica común de gestión. En algunos países no se incineran junto con los desechos sólidos (p. ej., desechos peligrosos) sino que se tratan por separado. En muchos casos, los desechos líquidos fósiles no son tomados en cuenta en las estadísticas sobre desechos, pues en algunos países no se incluyen como parte de las principales corrientes de desechos analizadas en la Sección 5.2.1.1.

Los desechos líquidos fósiles no se toman en cuenta en las Secciones 5.2.1.1 a 5.2.1.3 porque las ecuaciones no son aplicables a este tipo de desechos. A menos que los desechos líquidos fósiles se incluyan dentro de otros tipos de desechos (p. ej., desechos industriales, peligrosos), es necesario calcular las emisiones por separado. En coherencia con la orientación sobre la generación de informes, cuando los desechos fósiles líquidos se usan con propósitos energéticos, las emisiones correspondientes se declaran en el Volumen Energía.

Las emisiones de CO<sub>2</sub> provenientes de la incineración de desechos fósiles líquidos pueden estimarse utilizando la Ecuación 5.3.

<p><b>ECUACIÓN 5.3</b></p> <p><b>EMISIONES DE CO<sub>2</sub> PROVENIENTES DE LA INCINERACIÓN DE DESECHOS FÓSILES LÍQUIDOS</b></p> $Emisiones\ de\ CO_2 = \sum_i (AL_i \cdot CL_i \cdot OF_i) \cdot 44/12$
---

Donde:

Emisiones de CO<sub>2</sub> = Emisiones de CO<sub>2</sub> provenientes de la incineración de desechos fósiles líquidos, Gg

AL<sub>i</sub> = cantidad de desechos fósiles líquidos de tipo *i* incinerados, Gg

$CL_i$	=	contenido de carbono de los desechos fósiles líquidos de tipo $i$ incinerados, (fracción)
$OF_i$	=	factor de oxidación para los desechos fósiles líquidos de tipo $i$ , (fracción)
44/12	=	factor de conversión de C en $CO_2$

Si la cantidad de desechos fósiles líquidos se expresa en términos de volumen, debe convertirse en unidades de masa utilizando la densidad. Si en el país no se dispone de información sobre la densidad de los desechos fósiles líquidos, se puede emplear la densidad por defecto proporcionada.

Los tres niveles para estimar las emisiones de  $CO_2$  provenientes de la incineración de desechos fósiles líquidos se describen como:

**Nivel 1:** en el Cuadro 5.2 se proporcionan los valores por defecto.

**Nivel 2:** en este nivel se requieren los datos específicos del país sobre la cantidad de desechos fósiles líquidos incinerados, los contenidos de carbono y los factores de oxidación específicos del país para cada tipo de desechos fósiles líquidos.

**Nivel 3:** deben emplearse los datos específicos de la planta, según su disponibilidad. Los datos necesarios son los mismos que para el Nivel 1 y el Nivel 2. En las estimaciones deben considerarse todas las plantas que incineran desechos fósiles líquidos, así como la cantidad total de desechos fósiles líquidos incinerados.

## 5.2.2 Elección del método para estimar las emisiones de $CH_4$

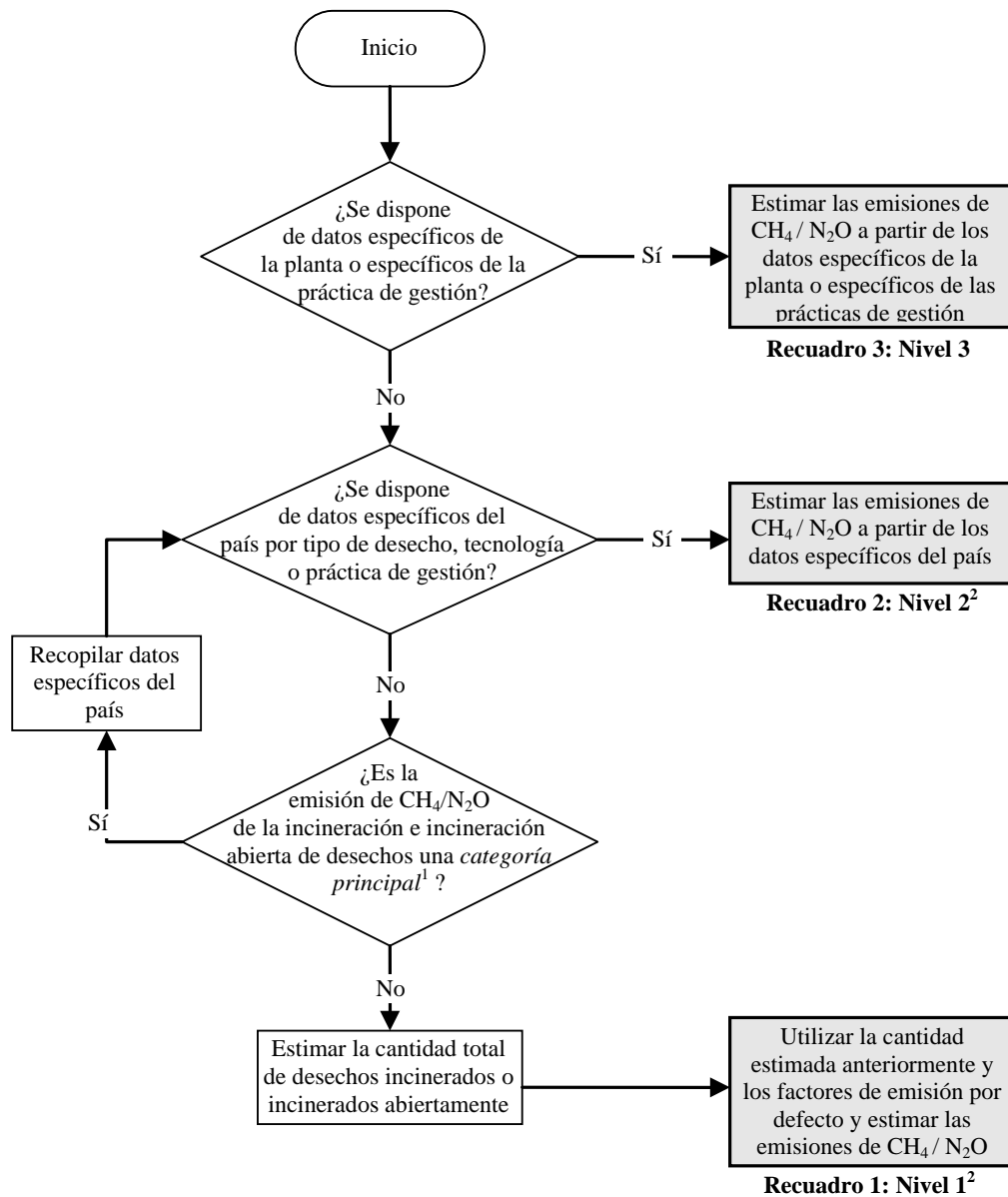
Las emisiones de  $CH_4$  provenientes de la incineración e incineración abierta de desechos son el resultado de una combustión incompleta. Los factores importantes que afectan las emisiones son la temperatura, el tiempo de residencia y proporción de aire (es decir, el volumen de aire en relación con la cantidad de desechos). Las emisiones de  $CH_4$  son particularmente pertinentes para la incineración abierta, donde una gran proporción del carbono contenido en los desechos no se oxida. Las condiciones pueden variar en gran medida, pues los desechos son muy heterogéneos y combustibles de baja calidad por su valor calórico.

En los incineradores grandes y en buen funcionamiento, las emisiones de  $CH_4$  suelen ser muy pequeñas. Es una *buena práctica* aplicar los factores de emisión del  $CH_4$  proporcionados en el Capítulo 2, Combustión estacionaria, del Volumen 2.

El metano puede generarse también en el depósito de desechos de los incineradores si los niveles de oxígeno son bajos y si, en consecuencia, en los depósitos ocurren procesos anaeróbicos. Esto ocurre solamente si los desechos son húmedos, se almacenan por largos periodos y no se agitan convenientemente. En los casos en los que los gases provenientes del área de almacenamiento son inyectados en el suministro de aire de la cámara de incineración, se los incinera y las emisiones se reducen a niveles insignificantes (BREF, 2005).

La Figura 5.2 muestra el árbol de decisión para las emisiones de  $CH_4$  y  $N_2O$  provenientes de la incineración e incineración abierta de desechos.

**Figura 5.2**      **Árbol de decisión para las emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O procedentes de la incineración e incineración abierta de desechos**



Nota :

1. Para un análisis de las *categorías principales* y el uso de los árboles de decisión, Véase el Volumen 1 Capítulo 4. Opción metodológica e identificación de categorías principales (considérese la Sección 4.1.2 sobre recursos limitados).
2. Los métodos de Nivel 1 y Nivel 2 respetan el mismo enfoque, pero difieren en cuanto a la aplicación de los datos específicos del país

### 5.2.2.1 NIVEL 1

El cálculo de las emisiones de CH<sub>4</sub> se basa en la cantidad de desechos incinerados o quemados por incineración abierta y en el factor de emisión relacionado, como se muestra en la Ecuación 5.4.

**ECUACIÓN 5.4**  
**ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES DE CH<sub>4</sub> BASADA EN LA CANTIDAD TOTAL DE DESECHOS QUEMADOS**

$$Emisiones\ de\ CH_4 = \sum_i (IW_i \cdot EF_i) \cdot 10^{-6}$$

Donde:

Emisiones de CH <sub>4</sub>	=	emisiones de CH <sub>4</sub> durante el año del inventario, Gg/año
IW <sub>i</sub>	=	cantidad de desechos sólidos de tipo <i>i</i> incinerados o quemados por incineración abierta, Gg/año
EF <sub>i</sub>	=	factor de emisión de CH <sub>4</sub> agregado, kg. de CH <sub>4</sub> /Gg de desechos
10 <sup>-6</sup>	=	factor de conversión de kilogramos en gigagramos
<i>i</i>	=	categoría o tipo de desecho incinerado/quemado al aire libre especificado de la manera siguiente: DSM: desechos sólidos municipales, ISW: desecho sólido industrial, HW: desecho peligroso, CW: Desechos hospitalarios: desechos cloacales, otros (que deben especificarse)

La cantidad y composición de los desechos deben ser coherentes con los datos de la actividad utilizados para estimar las emisiones de CO<sub>2</sub> procedentes de la incineración e incineración abierta.

Para la incineración e incineración abierta de desechos, los factores de emisión por defecto se proporcionan en la Sección 5.4.2, Factores de emisión del CH<sub>4</sub>.

Si las emisiones de CH<sub>4</sub> provenientes de la incineración o incineración abierta de desechos son *categorías principales*, es una *buena práctica* emplear un nivel metodológico superior.

### 5.2.2.2 NIVEL 2

El Nivel 2 es similar al Nivel 1, pero toma en cuenta los datos específicos del país. Como en el Nivel 1, en el Nivel 2 se aplica también la Ecuación 5.4. Los compiladores del inventario deben utilizar los datos específicos del país, incluidos los datos sobre la actividad y los factores de emisión por desecho, la tecnología o la práctica de gestión.

Los países con una alta proporción de incineración abierta o de incineradores por lotes y/o semi-continuos deben considerar profundizar las investigaciones sobre los factores de emisión de CH<sub>4</sub>.

### 5.2.2.3 NIVEL 3

Es una *buena práctica* utilizar el método de Nivel 3 si se dispone de los datos específicos de la planta. Deben considerarse todos los incineradores y sumar sus emisiones.

La Figura 5.2 proporciona un árbol de decisión general para estimar las emisiones de CH<sub>4</sub> provenientes de la incineración e incineración abierta de desechos. Los mejores resultados se obtienen si se dispone de los factores de emisión de CH<sub>4</sub> específicos del país o de la planta. La información sobre el CH<sub>4</sub> emitido por la incineración e incineración abierta de desechos que satisfagan el requerimiento del método de Nivel 3 es actualmente escasa.

Si el monitoreo detallado muestra que la concentración de un gas de efecto invernadero en la descarga de un proceso de combustión es igual o menor que la concentración del mismo gas en la entrada de aire ambiente al proceso de combustión, las emisiones pueden declararse como nulas. Para declarar estas emisiones como «emisiones negativas» se requiere un monitoreo continuo de alta calidad, tanto de la entrada de aire como de las emisiones atmosféricas.

## 5.2.3 Elección del método para estimar las emisiones de N<sub>2</sub>O

El óxido nitroso se emite en los procesos de combustión a temperaturas de combustión relativamente bajas, entre 500 y 950 °C. Otros factores importantes que influyen en las emisiones son el tipo de dispositivos de control de los contaminantes del aire, el tipo y el contenido de nitrógeno de los desechos y la fracción de aire en exceso (BREF, 2005; Korhonen *et al.*, 2001; Löffler *et al.*, 2002; Kilpinen, 2002; Tsupari *et al.*, 2005). Las emisiones de N<sub>2</sub>O provenientes de la combustión de desechos fósiles líquidos pueden considerarse insignificantes, a menos que los datos específicos del país indiquen lo contrario.

La Figura 5.2 proporciona un árbol de decisión general para estimar las emisiones de N<sub>2</sub>O provenientes de la incineración e incineración abierta de desechos. Se obtendrán resultados más exactos si las emisiones de N<sub>2</sub>O se determinan para cada planta, basándose en los datos de monitoreo específicos de cada planta y luego estas emisiones se suman.

### 5.2.3.1 NIVEL 1

Los cálculos de las emisiones de N<sub>2</sub>O se basan en la entrada de desechos a los incineradores o en la cantidad de desechos quemados por incineración abierta y en un factor de emisión por defecto. La relación se resume en la Ecuación 5.5, a continuación:

**ECUACIÓN 5.5**  
**ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES DE N<sub>2</sub>O BASADA EN LA ENTRADA DE DESECHOS A LOS INCINERADORES**

$$Emisiones\ de\ N_2O = \sum_i (IW_i \cdot EF_i) \cdot 10^{-6}$$

Donde:

- Emisiones de N<sub>2</sub>O = emisiones de N<sub>2</sub>O durante el año del inventario, Gg/año
- IW<sub>i</sub> = cantidad de desechos de tipo *i* incinerados o quemados por incineración abierta, Gg/año
- EF<sub>i</sub> = factor de emisión de N<sub>2</sub>O (kg. de N<sub>2</sub>O/Gg de desechos) para desechos de tipo *i*
- 10<sup>-6</sup> = factor de conversión de kilogramos en gigagramos
- i* = categoría o tipo de desecho incinerado/quemado al aire libre especificado de la manera siguiente:  
 DSM: desechos sólidos municipales, ISW: desecho sólido industrial, HW: desecho peligroso, CW: Desechos hospitalarios: lodos cloacales, otros (que deben especificarse)

La cantidad y composición de los desechos deben ser coherentes con los datos de la actividad utilizados para estimar las emisiones de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub>.

Los factores de emisión por defecto se proporcionan en la Sección 5.4.3. Sin embargo, los compiladores del inventario deben tener en mente que los factores de emisión por defecto para las emisiones de N<sub>2</sub>O provenientes de la incineración e incineración abierta de desechos poseen un nivel relativamente elevado de incertidumbre. El uso de datos específicos del país es preferible si éstos cumplen con los criterios de garantía y control de calidad delineados en la Sección 5.8 y en el Capítulo 6, Garantía y control de la calidad y verificación, del Volumen 1. Si las emisiones de N<sub>2</sub>O provenientes de la incineración e incineración abierta de desechos constituyen una *categoría principal*, es una *buena práctica* emplear un nivel metodológico superior.

### 5.2.3.2 NIVEL 2

El Nivel 2 utiliza el mismo método que para el Nivel 1, pero se emplean los datos específicos del país para obtener los factores de emisión. Allí donde sea practicable, los factores de emisión de N<sub>2</sub>O deben derivarse a partir de las mediciones de las emisiones. Cuando no se disponga de datos de mediciones, se pueden utilizar otros medios fiables para desarrollar los factores de emisión.

Los factores de emisión para el N<sub>2</sub>O difieren según el tipo de instalación y el tipo de desechos. Los factores de emisión para las plantas con lechos fluidizados son más elevados que los de las plantas con grandes hornos. Los factores de emisión para los DSM suelen ser menores que para los lodos de aguas residuales. Los rangos de variación de los factores de emisión de N<sub>2</sub>O reflejan las técnicas de reducción de emisiones, como la de la inyección de amoníaco o urea empleada en algunas tecnologías de reducción de los NO<sub>x</sub> que pueden aumentar las emisiones de N<sub>2</sub>O, la temperatura y el tiempo de residencia de los desechos en el incinerador.

El Nivel 2 es aplicable cuando se dispone de los factores de emisión específicos del país, pero no se dispone de información detallada, obtenida planta por planta o mejor diferenciada por prácticas de gestión.

### 5.2.3.3 NIVEL 3

Los métodos de Nivel 3 se basan en datos específicos de los sitios sobre las concentraciones del gas de combustión. La Ecuación 5.6 indica los factores pertinentes de influencia y permite estimar las emisiones de N<sub>2</sub>O.

**ECUACIÓN 5.6**  
**ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES DE N<sub>2</sub>O BASADA EN LOS FACTORES DE INFLUENCIA**

$$\text{Emisiones de N}_2\text{O} = \sum_i (IW_i \cdot EC_i \cdot FGV_i) \cdot 10^{-9}$$

Donde:

Emisiones de N<sub>2</sub>O = emisiones de N<sub>2</sub>O durante el año del inventario, Gg/año

$IW_i$  = cantidad de desechos de tipo  $i$  incinerados, Gg/año

$EC_i$  = concentración de la emisión de N<sub>2</sub>O en el gas de combustión proveniente de la incineración de desecho de tipo  $i$ , mg. de N<sub>2</sub>O/m<sup>3</sup>

$FGV_i$  = volumen del gas de combustión por cantidad de desecho de tipo  $i$  incinerado, m<sup>3</sup>/Mg.

$10^{-9}$  = conversión en gigagramos

$i$  = categoría o tipo de desecho incinerado/quemado al aire libre especificado de la manera siguiente:

DSM: desechos sólidos municipales, ISW: desecho sólido industrial, HW: desecho peligroso, CW: Desechos hospitalarios: lodos cloacales, otros (que deben especificarse)

El Nivel 3 delinea el enfoque más detallado y exacto, para el cual se dispone de los datos obtenidos planta por planta o para varias prácticas de gestión. Requiere los datos sobre el volumen de gas de combustión y la concentración de las emisiones de N<sub>2</sub>O en el gas de combustión. El monitoreo continuo de las emisiones es técnicamente factible, pero no necesariamente económico. Pueden efectuarse las mediciones periódicas con una frecuencia suficiente para dar cuenta de la variabilidad de la generación de N<sub>2</sub>O (es decir, debida al contenido de nitrógeno en los desechos) y los diferentes tipos de condiciones de funcionamiento de los incineradores (p. ej., temperatura de combustión, con o sin cierre cotidiano).

### 5.3 ELECCIÓN DE LOS DATOS DE LA ACTIVIDAD

La orientación general para la recopilación de los datos de la actividad sobre el tratamiento y la eliminación de los desechos sólidos, así como de los valores por defecto para la generación, composición y prácticas de gestión de los desechos se brinda en el Capítulo 2, Datos de generación, composición y gestión de los desechos. Los datos de la actividad necesarios en el contexto de la incineración e incineración abierta de los desechos incluyen la cantidad de desechos incinerados o quemados por incineración abierta, las fracciones de desechos relacionadas (composición) y el contenido de materia seca.

Dado que el tipo de desechos que se queman y que las prácticas de gestión aplicadas son pertinentes para las emisiones de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O, la sección que trata de la selección de los datos de la actividad se ha delineado según los factores comunes relacionados con los datos de la actividad y no por separado para cada uno de los gases emitidos. Además, la composición de los desechos es particularmente pertinente para las emisiones de CO<sub>2</sub>. Las emisiones de N<sub>2</sub>O se determinan principalmente por tecnología, temperatura de combustión y composición de los desechos. El carácter completo de la combustión (temperatura, oxígeno, tiempo de residencia) posee una pertinencia especial para las emisiones de CH<sub>4</sub>. El contenido de N y los datos de la actividad específicos de la tecnología están relacionados con los niveles superiores y es necesario que se establezcan los esquemas de recopilación de datos específicos de los países (sondeos en las plantas, proyectos de investigación, etc.). Si no se dispone de datos por práctica de gestión, la composición de los DSM generados en el país puede emplearse como información por defecto para los DSM incinerados o quemados por incineración abierta. Si se dispone de datos sobre la composición de los desechos incinerados o quemados por incineración abierta, se pueden obtener estimaciones más exactas de las emisiones (Nivel 2). Si se dispone de los datos pertinentes, es una *buena práctica* distinguir entre la composición de los desechos incinerados/quemados por incineración abierta y la composición de todos los desechos entregados al sistema de gestión de los desechos. Si un cierto tipo/material de desecho de los DSM (p. ej., desechos de papel) o de los desechos industriales se incinera por separado, los datos específicos del país relativos a las fracciones incineradas o quemadas al aire libre deben determinarse tomando esta situación en consideración.

Se debe prestar una atención particular a la representatividad de los datos específicos del país. Idealmente, los datos utilizados deben ser representativos de los desechos incinerados o quemados por incineración abierta. Si no se dispone de tales datos, los datos específicos del país, aún sin diferenciarlos por tipo de desechos o por tecnología de incineración, son más apropiados que los datos por defecto.



Los resultados de los muestreos, las mediciones y los estudios de clasificación de desechos aplicados a la recopilación de datos deben documentarse de manera transparente y deben aplicarse las prácticas de garantía y control de calidad delineadas en la Sección 5.8.

Es posible que en los países en desarrollo no se disponga de datos básicos sobre las cantidades de desechos ni sobre las prácticas de tratamiento. Es probable que en algunos países en desarrollo la incineración se practique sólo en pequeña escala. Por lo tanto, las emisiones provenientes de la incineración abierta de desechos deben considerarse en detalle (véase la Sección 5.3.2), mientras que las emisiones provenientes de la incineración deben cuantificarse también si se espera que sean pertinentes. Si se supone que las emisiones debidas a la incineración son insignificantes, el compilador del inventario debe explicar y documentar claramente las razones para una tal hipótesis.

### 5.3.1 Cantidad de desechos incinerados

La obtención de los datos sobre la cantidad de desechos incinerados es un requisito previo para preparar un inventario de emisiones para la incineración de desechos. Muchos países que practican la incineración deben disponer de datos específicos de las plantas sobre la cantidad de DSM y otros tipos de desechos incinerados. Los datos de la actividad para los desechos peligrosos y los hospitalarios pueden resultar difíciles de obtener pues los desechos incinerados en algunas de estas plantas (p. ej., los incineradores in situ en la industria química y farmacéutica) pueden no estar incluidos en las estadísticas sobre desechos. Para estos tipos de desecho, aún cuando no se disponga de datos específicos de las plantas, los datos globales para todos los desechos incinerados pueden estar disponibles a través de la administración de los desechos.

Cuando no se disponga de los datos específicos del país, pueden utilizarse los datos por defecto proporcionados en el Capítulo 2, Sección 2.2, sobre datos de generación y gestión de desechos (véanse particularmente los Cuadros 2.1, 2.3 y 2.4) y en el Anexo 2A.1: Datos de generación y gestión de desechos – promedios por país y por región, correspondientes a las respectivas regiones o países vecinos con similares condiciones. Es una *buena práctica* aplicar un sistema de fronteras categoriales precisas para distinguir las declaraciones de las emisiones en los sectores de la energía, de los desechos o de la industria. Por igual, la quema de residuos agrícolas debe declararse en el Sector AFOLU. Véase la Sección 5.8.2, Generación de informes y documentación.

### 5.3.2 Cantidad de desechos quemados por incineración abierta

La cantidad de desechos quemados por incineración abierta es el más importante de los datos de la actividad para estimar las emisiones provenientes de la incineración abierta de desechos. Es probable que en la mayoría de los países no se disponga de estadísticas al respecto. Si no se dispone de datos sobre las cantidades de desechos, se pueden utilizar métodos alternativos, como datos de sondeos periódicos, proyectos de investigación o dictámenes de expertos, para estimar la cantidad total de desechos quemados junto con las explicaciones apropiadas y la documentación. Se puede recurrir a la extrapolación y a la interpolación para obtener estimaciones para los años para los cuales no se dispone de datos. Los datos sobre población y económicos pueden emplearse como factores impulsores.

La Ecuación 5.7, a continuación, puede utilizarse para estimar la cantidad total de DSM que se queman por incineración abierta:

**ECUACIÓN 5.7**  
**CANTIDAD TOTAL DE DESECHOS SÓLIDOS MUNICIPALES QUEMADOS POR INCINERACIÓN ABIERTA**

$$DSM_B = P \cdot P_{frac} \cdot DSM_P \cdot B_{frac} \cdot 365 \cdot 10^{-6}$$

Donde:

- DSM<sub>B</sub> = cantidad total de desechos sólidos municipales quemados por incineración abierta, Gg/año
- P = población (cápita)
- P<sub>frac</sub> = fracción de la población que quema desechos, (fracción)
- DSM<sub>P</sub> = generación de desechos per cápita, kg. de desechos/cápita/día
- B<sub>frac</sub> = fracción de la cantidad de desechos que se quema respecto de la cantidad total de desechos tratados, (fracción)

- 365 = cantidad de días en el año  
 $10^{-6}$  = factor de conversión de kilogramos en gigagramos

### Fracción de la población que quema desechos ( $P_{frac}$ )

La incineración abierta incluye la quema regular y la quema esporádica. La quema regular significa que es la única práctica utilizada para destruir los desechos. La quema esporádica significa que esta práctica se utiliza además de otras y, por lo tanto, la incineración abierta no es la única práctica utilizada para destruir desechos. Por ejemplo, si los desechos no son recolectados o se queman por otras razones, como evitar costos.

Para los países que poseen sistemas de recolección de desechos en buen estado de funcionamiento, es una *buena práctica* investigar si algún carbono fósil se somete a incineración abierta. En un país desarrollado se puede suponer que  $P_{frac}$  corresponda a la población rural, como estimación aproximada. En una región donde la población urbana sobrepase el 80 por ciento de la población total, se puede suponer que no ocurre ninguna quema de desechos por incineración abierta.

En un país en desarrollo, sobre todo en las áreas urbanas,  $P_{frac}$  puede estimarse aproximadamente como la suma de la población cuyos desechos no son recolectados por estructuras de recolección, más la población cuyos desechos se recolectan y eliminan en vertederos abiertos y que luego se queman. En general, es preferible aplicar datos específicos del país y de la región sobre prácticas de manejo de desechos y sobre las corrientes de desechos.

### Fracción de la cantidad de desechos quemados por incineración abierta ( $B_{frac}$ )

$B_{frac}$  significa la fracción de los desechos para los cuales el contenido de carbono se convierte en  $CO_2$  y otros gases. Cuando se quema la totalidad de los desechos, se puede considerar que  $B_{frac}$  es igual a 1 (luego se aplica un factor de oxidación relacionado con la eficiencia de combustión, para estimar las emisiones mediante las Ecuaciones 5.1 o 5.2). Sin embargo, en algunos casos, sobre todo cuando una cantidad sustancial de desechos se quema en los vertederos abiertos, una parte relativamente grande de los desechos queda sin quemar (en los vertederos abiertos, suele quemarse la fracción no compactada). En este caso,  $B_{frac}$  debe estimarse recurriendo a los datos disponibles obtenidos por sondeos, investigaciones o dictamen de expertos para aplicarlos en la Ecuación 5.7 (aquí también se aplica luego un factor de oxidación para estimar las emisiones con las Ecuaciones 5.1 o 5.2)

Cuando se practica la incineración abierta, se alienta a los países a impulsar sondeos destinados a estimar  $P_{frac}$  y  $B_{frac}$  y luego  $DSM_B$ , mediante la Ecuación 5.7.

En el Recuadro 5.1 se brinda un ejemplo de estimación de  $DSM_B$ .

**RECUADRO 5.1**  
**EJEMPLO DE ESTIMACIÓN DE  $DSM_B$**

En un país con una población de  $P$  habitantes, 15 por ciento de la población quema desechos en el patio trasero (en barriles o en el suelo) y 20 por ciento envía los desechos a vertederos abiertos donde son quemados. De aquí,  $P_{frac} = 35$  por ciento. El 65 por ciento restante se elimina a través de otro sistema de tratamiento de los desechos. El cálculo para el ejemplo es el siguiente:

$DSM_P = 0.57$  kg. de desechos/cápita/día

$B_{frac} = 0,6$  (valor por defecto sugerido para la quema en vertederos abiertos, sobre la base de dictamen de expertos, considerando el hecho de que se sugiere 0,4 como valor por defecto para el MCF de los SEDS no gestionados poco profundos).

Para  $P = 1\,500\,000$  habitantes, la cantidad total de desechos quemados por incineración abierta es:

$DSM_B = 65,54$  Gg/año

En muchos países existen estadísticas nacionales sobre población y generación de desechos *per cápita* que pueden utilizarse. Los datos sobre población, generación de desechos *per cápita* y composición de los desechos utilizados deben ser coherentes con los que se declaran bajo las categorías de Tratamiento y eliminación de desechos sólidos y tratamiento biológico de los desechos sólidos. Los datos sobre la población suelen obtenerse a través de las estadísticas nacionales; las bases de datos internacionales como las de las Naciones Unidas proporcionan también estadísticas internacionales de población (UN, 2002) y pueden utilizarse cuando las estadísticas nacionales no estén disponibles (véase la Sección 3.2.2). La cantidad de desechos fósiles líquidos que se queman pueden serlo tanto por incineración como por incineración abierta (véase la Sección 5.2.1.4). La cantidad no necesita ser diferenciada por tipo de práctica de gestión, pues la metodología por defecto es aplicable a ambas prácticas (véase también el Capítulo 2).

### 5.3.3 Contenido de materia seca

Es necesario hacer una importante distinción entre el peso en seco y el peso húmedo de los desechos, pues el contenido de agua en los desechos puede ser sustancial. Por lo tanto, el contenido de materia seca de los desechos o la fracción de desechos es un parámetro importante que hay que determinar.

Si los factores de emisión relacionados se refieren al peso en seco, el peso de los desechos incinerados debe convertirse desde peso húmedo a peso en seco. El contenido de materia seca de los desechos puede variar en un rango que va desde menos del 50 por ciento en los países con más altos porcentajes de desechos de alimentos, hasta un 60 por ciento en los países con fracciones más altas de desechos basados en papel y carbono fósil. Los procedimientos detallados para determinar el contenido de materia seca se están desarrollando en el documento PrEN (2001).

El Cuadro 2.4 de la Sección 2.3, proporciona datos por defecto sobre el contenido de materia seca para diferentes tipos/materiales de desecho que pueden utilizarse para estimar el contenido de materia seca en los DSM. Esto puede hacerse utilizando la Ecuación 5.8.

**ECUACIÓN 5.8**  
**CONTENIDO DE MATERIA SECA EN LOS DSM**

$$dm = \sum_i (WF_i \cdot dm_i)$$

Donde:

dm = contenido total de materia seca en los DSM

WF<sub>i</sub> = fracción del componente *i* en los DSM

dm<sub>i</sub> = contenido de materia seca en el componente *i*

Es importante señalar que la Ecuación 5.8 es parte de la Ecuación 5.2.

## 5.4 ELECCIÓN DE LOS FACTORES DE EMISIÓN

En el contexto de la incineración e incineración abierta de desechos, los factores de emisión relacionan las cantidades de gases de efecto invernadero emitidas con el peso de los desechos incinerados o quemados por incineración abierta. En el caso del CO<sub>2</sub>, esto se aplica a los datos sobre las fracciones de carbono y carbono fósil contenidas en los desechos. Para el CH<sub>4</sub> y el N<sub>2</sub>O, depende principalmente de las prácticas de tratamiento y de la tecnología de combustión. En las secciones siguientes se brinda orientación para escoger los factores de emisión para estimar las emisiones de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O provenientes de la incineración e incineración abierta de desechos.

### 5.4.1 Factores de emisión de CO<sub>2</sub>

En general es más práctico estimar las emisiones de CO<sub>2</sub> provenientes de la incineración e incineración abierta de desechos mediante cálculos basados en el contenido de carbono de los desechos, en vez de medir la concentración de CO<sub>2</sub>.

En el Cuadro 5.2 se proporcionan valores por defecto para los parámetros relacionados con los factores de emisión. Cada uno de estos factores se analiza en detalle en las secciones siguientes<sup>3</sup>.

<sup>3</sup> Los parámetros contenido de carbono total, en porcentaje de peso en seco, y fracción de carbono fósil, en porcentaje de carbono total, pueden combinarse en el parámetro: contenido de carbono fósil, en porcentaje de peso en seco.

<b>CUADRO 5.2</b>						
<b>DATOS POR DEFECTO PARA LOS FACTORES DE EMISIÓN DE CO<sub>2</sub> PARA LA INCINERACIÓN E INCINERACIÓN ABIERTA DE DESECHOS</b>						
Parámetros	Práctica de gestión	DSM	Desechos industriales (%)	Desechos hospitalarios (%)	Lodos de aguas residuales (%) <sup>Nota 4</sup>	Desechos fósiles líquidos (%) <sup>Nota 5</sup>
Contenido de materia seca en % del peso húmedo		véase Nota 1	ND	ND	ND	ND
Contenido de carbono total en % del peso en seco		véase Nota 1	50	60	40 – 50	80
Fración de carbono fósil en % del contenido de carbono total		véase Nota 2	90	40	0	100
Factor de oxidación en % de la entrada de carbono	incineración	100	100	100	100	100
	incineración abierta véase Nota 3	58	NO	NO	NO	NO

ND No disponible, NO: No ocurre

Nota 1: Usar datos por defecto del Cuadro 2.4 de la Sección 2.3, Composición de los desechos, y Ecuación 5.8 (para materia seca), Ecuación 5.9 (Para contenido de carbono) y Ecuación 5.10 (para fracción de carbono fósil)

Nota 2: Los datos por defecto por tipo de industria se proporcionan en el Cuadro 2.5 de la Sección 2.3, Composición de los desechos. Para estimar las emisiones, utilizar las ecuaciones mencionadas en la Nota 1.

Nota 3: Cuando los desechos se someten a la incineración abierta, el peso de la basura se reduce aproximadamente en un 49 a un 67 por ciento (US-EPA, 1997, p.79). Se sugiere un valor por defecto de 58 por ciento.

Nota 4: Véase la Sección 2.3.2 Lodos de aguas residuales, del Capítulo 2.

Nota 5: El contenido de carbono total de los desechos fósiles líquidos se proporciona en porcentaje de peso húmedo y no en porcentaje de peso en seco (GIO, 2005).

Referencias: *GPG2000* (IPCC, 2000), autores principales de las *Directrices de 2006*, dictamen de expertos.

### 5.4.1.1 CONTENIDO DE CARBONO TOTAL

Mientras que una fracción del carbono de los desechos incinerados o quemados por incineración abierta proviene de materias primas de biomasa (p. ej., papel y desechos de alimentos), una parte de carbono total son los plásticos u otros productos hechos a partir de combustibles fósiles. En el Cuadro 5.2 de esta sección y en la Sección 2.3 del Capítulo 2 se proporcionan las fracciones de carbono por defecto para los tipos de desechos y las fracciones de desechos de los DSM, respectivamente. Más abajo se proporcionan más detalles acerca de la fracción de carbono fósil.

Los compiladores del inventario pueden emplear los datos sobre la composición de los DSM y los datos por defecto sobre el contenido de carbono total para los diferentes tipos/materiales de DSM proporcionados en la Sección 2.3, Capítulo 2, para estimar el contenido de carbono total de los DSM (véase la Ecuación 5.9).

#### ECUACIÓN 5.9 CONTENIDO DE CARBONO TOTAL EN LOS DSM

$$CF = \sum_i (WF_i \cdot CF_i)$$

Donde:

CF = contenido de carbono total de los DSM

WF<sub>i</sub> = fracción del componente *i* en los DSM

CF<sub>i</sub> = Contenido de carbono de los desechos de tipo/material *i* en los DSM

Esto se refleja también en la Ecuación 5.2.

### 5.4.1.2 FRACCIÓN DE CARBONO FÓSIL

Al estimar las emisiones provenientes de la incineración e incineración abierta de los desechos, el enfoque deseado es separar el carbono de los desechos en fracciones basadas en la biomasa y en los combustibles fósiles. Para los efectos de calcular las emisiones de CO<sub>2</sub> antropogénico proveniente de la incineración e incineración abierta de desechos, debe determinarse la cantidad de carbono fósil contenida en los desechos. La fracción de carbono fósil varía según las diferentes categorías y tipos de desechos. El carbono en los DSM y en los desechos hospitalarios es, a la vez, de origen biogénico y fósil. En los lodos de aguas residuales, el carbono fósil puede omitirse mientras que el carbono de los desechos peligrosos suele ser de origen fósil. Los datos por defecto para estas categorías y diferentes tipos/materiales de desechos incluidos en los DSM se proporcionan en el Cuadro 5.2 y en el Capítulo 2, Sección 2.3.

Cuando se disponga de datos específicos de la planta, para los cálculos de las emisiones de CO<sub>2</sub> debe recopilarse y utilizarse la composición exacta de los desechos que se incineran. Si tales datos no están fácilmente disponibles, se pueden usar los datos específicos del país. Los tipos de datos se presentarán probablemente bajo la forma de sondeos generales sobre las corrientes de desecho específicas del país. El sondeo debe contener no sólo la composición sino también el destino de las corrientes de desechos (vale decir, el porcentaje de un determinado tipo de desecho que se incinera/quema por incineración abierta).

Los diferentes productos de desecho basados en combustibles fósiles contienen diferentes porcentajes de carbono fósil. Para cada corriente de desechos debe efectuarse un análisis por tipo de desecho. En general, los plásticos representan el tipo de desecho que se incinera y que contiene la fracción más elevada de carbono fósil. Además, el contenido de carbono fósil de los productos tóxicos, fibras sintéticas y cauchos sintéticos es de particular relevancia. Una cierta cantidad de desechos de neumáticos se considera también fuente de carbono fósil, pues los neumáticos pueden estar compuestos por cauchos sintéticos o negro de humo.

Si no se dispone de información sobre las corrientes de desechos específica de la planta ni específica del país, en la Sección 2.3 del Capítulo 2 se proporcionan las fracciones de carbono fósil por defecto para las fracciones de desechos más pertinentes de los DSM, así como para tipos específicos de desechos industriales y otros desechos (incluidos los desechos peligrosos y los hospitalarios).

Es probable que las fracciones de carbono fósil y biogénico cambien considerablemente en el futuro debido a la legislación reciente sobre desechos aprobada en algunos países. Tales programas influyen sobre el flujo total de desechos incinerados, así como sobre el contenido de carbono fósil de los desechos incinerados/quemados por incineración abierta.

Bajo el Nivel 2a, es una *buena práctica* que los compiladores del inventario utilicen los datos específicos del país sobre la composición de los DSM y los valores por defecto proporcionados en el Capítulo 2, Sección 2.3, para estimar la fracción de carbono fósil (FCF) de los DSM mediante la Ecuación 5.10.

**ECUACIÓN 5.10**  
**FRACCIÓN DE CARBONO FÓSIL (FCF) EN LOS DSM**

$$FCF = \sum_i (WF_i \cdot FCF_i)$$

Donde:

- FCF = carbono fósil total en los DSM  
 WF<sub>i</sub> = fracción del tipo de desecho *i* en los DSM  
 FCF<sub>i</sub> = fracción carbono fósil en el tipo de desecho *i* de los DSM

### 5.4.1.3 FACTOR DE OXIDACIÓN

Cuando las corrientes de desecho se incineran o queman por incineración abierta, la mayor parte del carbono contenido en el producto combustible se oxida y produce CO<sub>2</sub>. Una fracción menor puede oxidarse de manera incompleta debido a las ineficiencias del proceso de combustión, lo cual deja una parte del carbono sin quemar u oxidado parcialmente en forma de hollín o de ceniza. Para los incineradores, se supone que las eficiencias de combustión son cercanas al 100 por ciento, mientras que la eficiencia de combustión de la quema abierta es sustancialmente inferior. Si se aplican factores de oxidación de la incineración de desechos inferiores al 100 por ciento, deben documentarse en detalle y proporcionarse las fuentes de los datos. El Cuadro 5.2 presenta los factores de oxidación por práctica de gestión y tipos de desecho.

Si las emisiones de CO<sub>2</sub> se determinan sobre una base específica de la tecnología o específica de la planta para el país, es una *buena práctica* utilizar las cantidades de ceniza (tanto las cenizas pesadas como las cenizas volantes), así como el contenido de carbono de la ceniza, como base para determinar el factor de oxidación.

## 5.4.2 Factores de emisión de CH<sub>4</sub>

Las emisiones de CH<sub>4</sub> provenientes de la incineración de desechos dependen mucho de la continuidad del proceso de incineración, de la tecnología de incineración y de las prácticas de gestión. Las observaciones más detalladas se han realizado en el Japón (GIO, 2004), donde se obtuvieron los siguientes factores de emisión de CH<sub>4</sub>, basados en la tecnología y en el modo operatorio.

La incineración continuada incluye los incineradores sin arranques ni cierres cotidianos. La incineración por lotes y la incineración semi-continua implican que el incinerador se enciende y se apaga por lo menos una vez por día. Estas diferencias de funcionamiento son el origen de las diferencias en los factores de emisión. Se ha observado a veces que las concentraciones de CH<sub>4</sub> en los gases de escape del horno son inferiores a las concentraciones de CH<sub>4</sub> en el gas de entrada del incinerador (GIO, 2005). Debido a las bajas concentraciones y a las altas incertidumbres, en este caso, la *buena práctica* es aplicar un factor de emisión nulo (véase la Sección 0).

Para la incineración continuada de los DSM y los desechos industriales, es una *buena práctica* aplicar los factores de emisión del CH<sub>4</sub> proporcionados en el Capítulo 2, Combustión estacionaria, del Volumen 2. Para otros incineradores (semi-continuos y por lotes de DSM), en el Cuadro 5.3 se muestran los factores de emisión de CH<sub>4</sub> declarados por el GIO, Japón. Los factores de emisión de CH<sub>4</sub> para otros incineradores de desechos industriales se diferencian por tipo de desecho, en vez de por tecnología (GIO, 2005). En el Japón, los factores de emisión de CH<sub>4</sub> para los aceites de desecho y los lodos son de 0,56 g de CH<sub>4</sub>/tonelada de peso húmedo y de 9,7 g de CH<sub>4</sub>/tonelada de peso húmedo respectivamente.

CUADRO 5.3 FACTORES DE EMISIÓN DE CH <sub>4</sub> PARA LA INCINERACIÓN DE LOS DSM		
Tipo de incineración y/o tecnología:		Factores de emisión de CH <sub>4</sub> (kg./Gg de desechos incinerados sobre una base de peso húmedo)
Incineración continuada	cargador mecánico	0,2
	lecho fluidizado <sup>Nota 1</sup>	~0
Incineración semi-continua	cargador mecánico	6
	lecho fluidizado	188
Incineración por lotes	cargador mecánico	60
	lecho fluidizado	237
Nota 1: En el estudio citado para este factor de emisión, la concentración de CH <sub>4</sub> medida en el aire de escape resultó inferior a la concentración en el aire ambiental. Fuente: <i>Greenhouse Gas Inventory Office of Japan</i> (Oficina del inventario de gases de efecto invernadero del Japón), GIO 2004.		

Para la incineración abierta de desechos se ha declarado un factor de emisión de CH<sub>4</sub> de 6500 g/tonelada de peso húmedo de DSM (EIIP, 2001). Este factor debe aplicarse como valor por defecto, a menos que otro factor de emisión de CH<sub>4</sub> parezca más apropiado.

En cambio, si se dispone de datos específicos del país, éstos deben aplicarse y deben documentarse en detalle el método utilizado para derivarlos, así como las fuentes de los datos.

## 5.4.3 Factores de emisión de N<sub>2</sub>O

Las emisiones de óxido nitroso provenientes de la incineración de desechos se determinan en función del tipo de tecnología y de las condiciones de combustión, de la tecnología aplicada para la reducción de los NO<sub>x</sub>, así como del contenido de la corriente de desechos. Como consecuencia, los factores de emisión pueden variar de un sitio a otro.

Muchos países han declarado emisiones de N<sub>2</sub>O provenientes de la incineración de desechos en sus informes de inventario nacionales. El Cuadro 5.4 muestra ejemplos de factores de emisión utilizados para la incineración de los DSM.

Las diferencias entre los factores de emisión se deben principalmente a las diversas tecnologías que existen en el contexto de la absorción de los NO<sub>x</sub>.

CUADRO 5.4 FACTORES DE EMISIÓN DE N <sub>2</sub> O PARA LA INCINERACIÓN DE LOS DSM				
País	Tipo de incineración y/o tecnología		Factor de emisión para DSM (g de N <sub>2</sub> O/tonelada de DSM incinerados)	Base del peso
Japón <sup>1</sup>	Incineración continuada	cargador mecánico	47	peso húmedo
		lecho fluidizado	67	peso húmedo
	Incineración semi-continua	cargador mecánico	41	peso húmedo
		lecho fluidizado	68	peso húmedo
	Incineración por lotes	cargador mecánico	56	peso húmedo
		lecho fluidizado	221	peso húmedo
Alemania <sup>2</sup>			8	peso húmedo
Países Bajos <sup>3</sup>			20	peso húmedo
Austria <sup>4</sup>			12	peso húmedo
<sup>1</sup> GIO, 2005. <sup>2</sup> Johnke 2003. <sup>3</sup> Spakman 2003. <sup>4</sup> Anderl <i>et al.</i> 2004.				

El Cuadro 5.5 muestra el ejemplo de los factores de emisión de N<sub>2</sub>O utilizados para estimar las emisiones provenientes de la incineración de lodos y desechos industriales.

CUADRO 5.5 FACTORES DE EMISIÓN DE N <sub>2</sub> O DE LOS LODOS DE AGUAS RESIDUALES Y LOS DESECHOS INDUSTRIALES				
País	Tipo de desechos	Tipo de incineración y/o tecnología	Factor de emisión para DSM (g de N <sub>2</sub> O/tonelada de desechos)	Base del peso
Japón <sup>1</sup>	Desechos de papel, desechos de madera		10	peso húmedo
	Óleos o aceites de desecho		9,8	peso húmedo
	Desechos plásticos		170	peso húmedo
	Lodos (excepto lodos cloacales)		450	peso húmedo
	Lodos cloacales deshidratados		900	peso húmedo
	Floculento de alto peso molecular	Incinerador de lecho fluidizado a temperatura normal	1 508	peso húmedo
	Floculento de alto peso molecular	Incinerador de lecho fluidizado a alta temperatura	645	peso húmedo
	Floculento de alto peso molecular	Horno de corazón múltiple	882	peso húmedo
	Otros lodos floculentos		882	peso húmedo
	Lodo de cal		294	peso húmedo
Alemania <sup>2</sup>	Lodos cloacales		990	peso en seco
	Desechos industriales		420	peso húmedo
<sup>1</sup> GIO 2005. <sup>2</sup> Johnke 2003.				

Es una *buena práctica* aplicar estos valores si no se dispone de información específica del país.

Para la incineración abierta de desechos sólo se dispone de información sobre las emisiones procedentes de la quema de residuos agrícolas. El enfoque para los residuos agrícolas se ha delineado en el Volumen 4, Sección 2.4 del Capítulo 2, Emisiones de no CO<sub>2</sub>, y en la Sección 11.2 (Emisiones de N<sub>2</sub>O de los suelos gestionados) del Capítulo 11. Si se supone un cociente N/C de 0,01 (Crutzen y Andrea, 1990), como factor de emisión de N<sub>2</sub>O para los residuos agrícolas, se obtiene un factor de emisión de hasta 0,15 g de N<sub>2</sub>O / kg. de materia seca. Dado que se espera que el contenido de nitrógeno de los desechos domésticos corresponda a los valores altos del contenido de nitrógeno de los desechos agrícolas, aquí se sugiere que se use este factor de emisión para los desechos agrícolas como valor por defecto para las emisiones de N<sub>2</sub>O provenientes de la quema abierta de desechos.

Sobre la base de la información disponible actualmente y de los factores de emisión proporcionados en los Cuadros 5.4 y 5.5, el Cuadro 5.6 proporciona factores de emisión de N<sub>2</sub>O por defecto para los diferentes tipos y prácticas de gestión de los desechos.

CUADRO 5.6 FACTORES DE EMISIÓN DE N <sub>2</sub> O POR DEFECTO PARA LOS DIFERENTES TIPOS Y PRÁCTICAS DE GESTIÓN DE LOS DESECHOS			
Tipo de desechos	Tecnología / Práctica de gestión	Factor de emisión (g de N <sub>2</sub> O/ tonelada de desechos)	Base del peso
DSM	incineradores continuos y semi-continuos	50	peso húmedo
DSM	incineradores por lotes	60	peso húmedo
DSM	incineración abierta	150	peso en seco
Desechos industriales	todo tipo de incineración	100	peso húmedo
lodos (excepto lodos cloacales)	todo tipo de incineración	450	peso húmedo
lodos cloacales	incineración	990	peso en seco
		900	peso húmedo

Fuente: Dictamen de expertos por los autores principales de este capítulo de las *Directrices de 2006*

Es una *buena práctica* aplicar estos valores si no se dispone de información específica del país.

Los NO<sub>x</sub> pueden transformarse en N<sub>2</sub>O en la atmósfera. Por lo tanto, las emisiones de NO<sub>x</sub> provenientes de la incineración e incineración abierta de desechos pueden ser fuentes pertinentes de emisiones de N<sub>2</sub>O indirecto. Cuando un país dispone de información sobre las emisiones de NO<sub>x</sub>, es una *buena práctica* estimar las emisiones indirectas de N<sub>2</sub>O utilizando la orientación brindada en el Capítulo 7, Precursores de ozono, SO<sub>2</sub> y emisiones indirectas, del Volumen 1.

## 5.5 EXHAUSTIVIDAD

La exhaustividad depende de las declaraciones de los tipos y las cantidades de desechos incinerados o quemados por incineración abierta. Si el método se implementa al nivel de las instalaciones y luego los resultados se suman para todas las instalaciones, es una *buena práctica* garantizar que todas las plantas de incineración estén cubiertas.

Los compiladores del inventario deben esforzarse por declarar todos los tipos de desechos que se generan en sus países, así como las prácticas de gestión asociadas. Cuando los diferentes tipos de desechos se incineran juntos, es una *buena práctica* estimar por separado las emisiones provenientes de cada tipo de desecho y declararlas según la orientación brindada en este capítulo.

Hay que señalar que existe la posibilidad de efectuar el cómputo doble de las emisiones de CO<sub>2</sub>, pues los desechos suelen incinerarse en instalaciones con capacidades de recuperación de energía. También, los desechos pueden utilizarse como combustibles sustitutos en las plantas industriales diferentes de las plantas de incineración (p. ej., en los hornos de altas temperaturas para fabricar cemento y ladrillos y los altos hornos). Para evitar el cómputo doble o las atribuciones equivocadas, debe seguirse la orientación brindada en este capítulo para estimar y declarar las emisiones provenientes de la incineración entre el Sector Desechos y el Sector Energía.

Para la incineración abierta de desechos, puede ser difícil determinar la cantidad total de desechos quemados, pues a menudo no se dispone de las estadísticas fiables. Los compiladores del inventario deben considerar los datos que caen



fuera de las estadísticas oficiales para evitar hacer estimaciones insuficientes de las emisiones. Esto debe considerarse si en las áreas rurales (pueblos y aldeas, etc.) los desechos domésticos se queman por incineración abierta.

La incineración abierta de los desechos sólidos en los sitios de eliminación influye en la reducción del carbono orgánico degradable (DOC). La reducción del DOC disponible para la descomposición y, por lo tanto, para la reducción de las emisiones futuras de CH<sub>4</sub>, puede estimarse aproximadamente, en el Nivel 1, como el producto de la cantidad de desechos quemados en los vertederos por el DOC promedio correspondiente. Al aplicar los niveles superiores (p. ej., el Nivel 2) los países deben esforzarse para mejorar las estimaciones de las emisiones que provienen de esta práctica, así como sus efectos sobre el DOC.

Para verificar si se ha logrado la exhaustividad, se puede confeccionar un diagrama que muestre las corrientes de desechos y graficar en él la distribución de las prácticas de gestión. Esto puede facilitar también el proceso de GC/CC.

## 5.6 DESARROLLO DE UNA SERIE TEMPORAL COHERENTE

Las emisiones de gases de efecto invernadero procedentes de la incineración e incineración abierta de los desechos puede calcularse utilizando el mismo método y conjuntos de datos para cada año de la serie temporal, al mismo nivel de desagregación. Allí donde se utilicen datos específicos del país, es una *buena práctica* emplear los mismos coeficientes y métodos para cálculos equivalentes en todos los puntos de la serie temporal. Allí donde no se disponga de datos coherentes para el mismo método de todos los años de la serie temporal, estos vacíos deben completarse según la orientación brindada en el Volumen 1, Capítulo 5, Coherencia de la serie temporal, Sección 5.3, Resolución de vacíos de datos.

Los datos de la actividad pueden estar disponibles sólo cada cierto número de años. Para lograr la coherencia de la serie temporal, deben usarse varios métodos como la interpolación, la extrapolación a partir de series temporales más largas o apoyándose en las tendencias. (Véase el Capítulo 5 del Volumen 1.)

## 5.7 EVALUACIÓN DE INCERTIDUMBRE

En la Sección 2.3 del Capítulo 2, Cuadro 2.4 se proporcionan los rangos típicos así como los valores únicos para los parámetros pertinentes del cálculo de las emisiones de CO<sub>2</sub> procedentes de la incineración e incineración abierta de desechos. En la Sección 5.4.2 y la Sección 5.4.3 se presentan ejemplos de factores de emisión de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O, respectivamente, para algunos países. Es una *buena práctica* que los compiladores del inventario calculen la incertidumbre como un intervalo de confianza del 95 por ciento para los parámetros definidos por el país. Por igual, se pueden utilizar las estimaciones de incertidumbre basadas en el dictamen de expertos o en estimaciones de la incertidumbre por defecto. Las informaciones más recientes pueden tener una incertidumbre inferior pues reflejan los cambios en las prácticas, los desarrollos técnicos o los cambios en las fracciones (biogénicas y fósiles) de los desechos incinerados. Esto debe constituir la base de la evaluación de incertidumbre del inventario.

En el Volumen 1, Capítulo 3, Incertidumbres, se proporcionan consejos relativos a la cuantificación de las incertidumbres en la práctica. Allí se incluye solicitar y utilizar el dictamen de expertos, lo cual, combinado con los datos empíricos, puede proporcionar estimaciones generales para la incertidumbre. Las estimaciones de las emisiones provenientes de la incineración abierta de desechos pueden ser altamente inciertas debido a la carencia de información, principalmente en los países en desarrollo.

El uso de datos específicos del país puede introducir más incertidumbre en las áreas siguientes:

- Si se usan sondeos sobre la composición de los desechos, la interpretación de las definiciones de desechos sólidos y los sondeos puede diferir, lo cual se debe a la diversidad de fuentes con fiabilidad y exactitud variables.
- Los factores de emisión para el N<sub>2</sub>O y el CH<sub>4</sub> de las instalaciones de combustión de desechos sólidos pueden extenderse sobre un orden de magnitud, lo que refleja una considerable variabilidad en los procesos entre un sitio y otro. La eficiencia del control/absorción puede ser también incierta, p. ej., debido a la instalación de controles para reducir los NO<sub>x</sub>.

### 5.7.1 Incertidumbres del factor de emisión

Hay un alto grado de incertidumbre relacionado con la separación de las fracciones de carbono biogénico y fósil de los desechos. Esta incertidumbre está relacionada principalmente con las incertidumbres en la composición de los desechos. La mayor incertidumbre asociada con la estimación de las emisiones de CO<sub>2</sub> está relacionada con la

estimación de la fracción de carbono fósil (véase la Sección 3.7 sobre la evaluación de la incertidumbre, en el Capítulo 3 de este Volumen).

Las incertidumbres asociadas con los factores de emisión de CO<sub>2</sub> para la incineración abierta dependen de las incertidumbres relacionadas con la fracción de materia seca en los desechos quemados, la fracción de carbono en la materia seca, la fracción de carbono fósil en el carbono total, la eficiencia de combustión y la fracción de carbono oxidado y emitido como CO<sub>2</sub>. Se propone un valor por defecto de  $\pm 40$  por ciento para los países que, en sus cálculos, se apoyan en datos por defecto sobre la composición.

La medición directa y el monitoreo de las emisiones de N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub> tiene menos incertidumbre. Para el monitoreo continuo y periódico de las emisiones, la incertidumbre depende de la exactitud de los instrumentos de medición y de los métodos utilizados. Es probable que ésta se sitúe en el orden de un  $\pm 10$  por ciento. Para las mediciones periódicas, la incertidumbre depende también de la estrategia y de la frecuencia de muestreo y las incertidumbres son mucho más elevadas. Si se emplean valores por defecto para los factores de emisión de N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub>, se estima que los rangos de incertidumbre son del orden  $\pm 100$  por ciento o más.

## 5.7.2 Incertidumbres en los datos de la actividad

En muchos países desarrollados, donde la cantidad de desechos incinerados se basa en las estadísticas de desechos o en datos específicos de las plantas, las incertidumbres asociadas con la cantidad de desechos incinerados se estiman alrededor del  $\pm 5$  por ciento, sobre la base del peso húmedo. La incertidumbre puede ser mayor para algunos tipos de desechos, como los hospitalarios.

La conversión de las cantidades de desechos de peso húmedo en peso en seco añade más incertidumbre. Esta incertidumbre varía de manera sustancial según la frecuencia y la exactitud de la determinación del peso en seco. Por lo tanto, la incertidumbre para el contenido de la materia seca puede oscilar entre un  $\pm 10$  y un  $\pm 50$  por ciento e incluso más.

Cuando las estadísticas sobre desechos son insuficientes, para estimar la cantidad de desechos quemados por incineración abierta, los parámetros a considerar son la población, la generación de desechos per cápita y la fracción de desechos que se incineran. Las incertidumbres pueden ser considerablemente altas para la cantidad de desechos generados per cápita y para la fracción de los desechos que se queman. Para los países que utilizan los valores por defecto para los datos sobre generación y gestión de desechos proporcionados en la Sección 2.2 del Capítulo 2, los valores de las incertidumbres asociadas a los datos de la actividad presentados en el Cuadro 3.5 del Capítulo 3 pueden utilizarse también para la incineración. Las estimaciones del contenido de carbono total y de la fracción de carbono fósil pueden calcularse usando los rangos del Cuadro 2.4 del Capítulo 2, Sección 2.3.

## 5.8 GC/CC, GENERACIÓN DE INFORMES Y DOCUMENTACIÓN

### 5.8.1 Garantía de calidad / Control de calidad (GC/CC) del inventario

Al estimar las emisiones procedentes de la incineración y la incineración abierta de desechos, deben efectuarse las verificaciones de garantía de calidad y de control de calidad que se delinear en el Capítulo 6 del Volumen 1. Más aún, la transparencia puede mejorarse con el aporte de una documentación clara y de explicaciones sobre el trabajo abordado en las áreas siguientes.

#### Revisión de los datos de la actividad

- Los compiladores del inventario deben revisar los métodos de recopilación de datos, verificar los datos y compararlos con datos de otras fuentes. Los datos deben verificarse también con los del año anterior para garantizar la coherencia en el tiempo. Esto incluye principalmente la cantidad de desechos incinerados/quemados por incineración abierta y el contenido de materia seca.
- Se debe desarrollar un diagrama de distribución de los desechos según las prácticas de gestión para garantizar que la cantidad total de desechos generados sea la misma que la suma de los desechos reciclados y tratados bajo diferentes prácticas de gestión.

**Revisión de los factores de emisión**

- Los compiladores del inventario deben comparar los valores específicos del país o de la planta para el contenido de carbono de los desechos, el carbono fósil como fracción del carbono total y la eficiencia de la combustión para el incinerador, con los valores por defecto proporcionados. Cuando haya una diferencia, deben verificar que se provea una explicación razonable.

**Revisión de las mediciones directas de las emisiones**

- Donde se disponga de datos de mediciones directas, los compiladores del inventario deben confirmar que para las mediciones se han utilizado métodos estándar reconocidos internacionalmente. Si las prácticas de medición no cumplen con este criterio, entonces debe evaluarse cuidadosamente la utilización de estos datos.
- Allí donde las emisiones se miden directamente, los compiladores deben comparar los factores de nivel de planta, entre plantas y también con los valores por defecto del IPCC. Deben revisar toda diferencia significativa entre los factores. Esto es particularmente cierto para los desechos peligrosos y los hospitalarios, pues estos desechos a menudo no se cuantifican al nivel de las plantas y pueden variar significativamente de una planta a otra.

**Coherencia de los datos de la actividad y de los factores de emisión.**

- Es necesario vincular de una manera coherente los datos de la actividad, los factores de emisión y los factores relacionados con la cantidad de desechos, p. ej., peso húmedo o peso en seco. De lo contrario, es necesario aplicar factores de conversión (p. ej., contenido de materia seca).
- Los datos y factores aplicados deben referirse preferentemente a las mismas fronteras del sistema o a otras similares. Por ejemplo, si un componente de una ecuación está relacionado con los desechos rurales, otro con los desechos de las grandes ciudades, éstos deben utilizarse de manera coherente.

## 5.8.2 Generación de informes y documentación

Es una *buena práctica* documentar y archivar toda la información requerida para producir el inventario nacional de emisiones de gases de efecto invernadero, como se plantea en la Sección 6.11, Capítulo 6 del Volumen 1. En los párrafos siguientes se delinean algunos ejemplos de documentación específica y de informes pertinentes para esta categoría.

Aunque la documentación es importante, no es práctico ni necesario incluir toda la documentación en un informe del inventario de los gases de efecto invernadero. Sin embargo, el inventario debe incluir resúmenes de los métodos utilizados y referencias a las fuentes de datos, de modo que las estimaciones de las emisiones declaradas resulten transparentes y que las etapas utilizadas para calcularlas puedan seguirse y verificarse.

Algunos países emplean categorizaciones diferentes para los desechos, tanto a nivel local como a nivel regional. En tales casos, el compilador del inventario debe prestar una atención particular a la coherencia con la categorización del IPCC y explicar cómo se han manipulado los datos para adecuarlos a las categorías del IPCC.

Los compiladores deben incluir también la información sobre cómo se obtuvieron el contenido de materia seca, el contenido de carbono, la fracción de carbono fósil y los factores de emisión de N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub> o toda otra información pertinente.

En algunos países, las plantas de incineración se utilizan para producir, a la vez, calor y electricidad. En tales casos, las emisiones provenientes de la incineración de desechos con propósitos energéticos debe declararse bajo el Sector Energía (CO<sub>2</sub> fósil, N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub> procedentes de la combustión estacionaria y CO<sub>2</sub> biogénico en calidad de elemento informativo). Para evitar el cómputo doble, las emisiones resultantes no deben declararse en el Sector Desechos.

En los casos en los que se utilice gas, petróleo u otros combustibles como combustibles de respaldo para comenzar el proceso de incineración o para mantener la temperatura requerida, el consumo de este combustible no debe declararse bajo la incineración de desechos, sino bajo el Sector Energía (véase el Capítulo 2, Combustión estacionaria, del Volumen 2, Energía). Normalmente, estos combustibles dan cuenta de menos del 3 por ciento de la entrada calórica total en la incineración de DSM, pero puede ser más importante para la incineración de los desechos peligrosos.

## Referencias

- Anderl, M., Halper, D., Kurzweil, A., Poupas, S., Wappel, D., Weiss, P. and Wieser M. (2004). Austria's National Inventory Report 2004: Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change.
- BREF (2005). European IPPC Bureau. Reference Document on the Best Available Technology for Waste Incineration. Seville, July 2005.
- Chandler, A.J., Eghmy, T.T., Hartlén, J., Jhelmar, O., Kosson, D.S., Sawell, S.E., van der Sloot, H.A. and Vehlow J. (1997). Municipal Solid Waste Incinerator Residues. The International Ash Working Group, Studies in *Environmental Science* 67, Elsevier Amsterdam.
- Crutzen, P.J. and Andreae, M.O. (1990). 'Biomass burning in the tropics: Impact on atmospheric chemistry and biogeochemical cycles', *Science* 250: 1669-1678.
- EMEP. (2004). EMEP/CORINAIR Guidebook, Update September 2004. [http://reports.eea.eu.int/EMEPCORINAIR4/en/group\\_09.pdf](http://reports.eea.eu.int/EMEPCORINAIR4/en/group_09.pdf)
- GIO (2004). *National Greenhouse Gas Inventory Report of JAPAN*. Ministry of the Environment/ Japan Greenhouse Gas Inventory Office of Japan (GIO) / Center for Global Environmental Research (CGER) / National Institute for Environmental Studies (NIES). October 2004.
- GIO (2005). *National Greenhouse Gas Inventory Report of JAPAN*. Ministry of the Environment/ Japan Greenhouse Gas Inventory Office of Japan (GIO) / Center for Global Environmental Research (CGER) / National Institute for Environmental Studies (NIES).
- Guendehou, G.H.S. and Ahlonsou E.D. (2002). Contribution to non-CO<sub>2</sub> greenhouse gases inventory for Cotonou (Republic of Benin): waste sector, In: Proceedings of the Third International Symposium on Non-CO<sub>2</sub> Greenhouse Gases: Scientific Understanding, Control Options and Policy Aspects, Maastricht, The Netherlands, Jan 2002, pp. 79-81.
- Guendehou, G.H.S. (2004). Personal communication. Cotonou 2004.
- IPCC (1997a). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories, Volume 3 Reference Manual*. Houghton, J.T., Meira Filho, L.G., Lim, B., Tréanton, K., Mamaty, I., Bonduki, Y., Griggs, D.J. and Callander, B.A. (Eds). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA, Paris, France.
- IPCC (1997b). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories, Volume 2 Workbook*. Houghton, J.T., Meira Filho, L.G., Lim, B., Tréanton, K., Mamaty, I., Bonduki, Y., Griggs, D.J. and Callander, B.A. (Eds). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA, Paris, France.
- IPCC (2000). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*, Penman, J., Kruger, D., Galbally, I., Hiraishi, T., Nyenzi, B., Emmanuel, S., Buendia, L., Hoppaus, R., Martinsen, T., Meijer, J., Miwa, K. and Tanabe, K. (Eds). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.
- IPCC (2003). *Good Practice Guidance for Land Use, land-Use Change and Forestry*, Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Kruger, D., Pipatti, R., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K., and Wagner, F. (Eds), Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/IGES, Hayama, Japan.
- Johnke, B. (2003). Emissionsberichterstattung / Inventarerstellung für das Jahr 2002 [Emission reporting / preparation of the inventory for the year 2002]. Umweltbundesamt, Berlin 2003 [In German].
- Kilpinen, P. (2002). Formation and decomposition of nitrogen oxides. In: Raiko, R., Saastamoinen, J., Hupa, M. and Kurki-Suonio, I. 2002. Poltto ja palaminen. International Flame Research Foundation - Suomen kansallinen osasto. Gummerus Oy, Jyväskylä, Finland. [In Finnish].
- Korhonen, S., Fabritius, M. and Hoffren, H. (2001). Methane and nitrous oxide emissions in the Finnish energy production. Vantaa: Fortum Power and Heat Oy.36 p. (TECH-4615).
- Löffler, G., Vargadalem, V. and Winter, F. (2002). Catalytic effect of biomass ash on CO, CH<sub>4</sub> and HCN oxidation under fluidised bed combustor conditions. *Fuel* 81, 711-717.
- PrEN. (2001). Characterization of waste: Calculation of dry matter by determination of dry residue and water content. PrEN 14346.
- Spakman, J., van Loon, M.M.J., van der Auweraert, R.J.K., Gielen, D.J., Olivier, J.G.J. and Zonneveld, E.A. (2004). Method for calculating greenhouse gas emissions. Emission Registration Series/Environmental Monitor No. 37b, MinVROM. The Hague 2003.

- Tsupari, E., Monni, S., and Pipatti, R. (2005). Non-CO<sub>2</sub> greenhouse gas emissions from boilers and industrial processes - evaluation and update of emission factors for the Finnish National Greenhouse Gas Inventory. VTT Research Notes 2321. Espoo, Finland. 82 p. + app. 24 p.
- UN (2002). United Nations Population Division: World Population Prospects – The 2002 Revision Population Database. <http://esa.un.org/unpp/index.asp?panel=3>
- USEPA (1995). US EPA's Compilation of Air Pollutant Emissions Factors, AP-42, Edition 5, United States Environmental Protection Agency (USEPA). <http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/>
- USEPA (1997). Control Technology Center. *Evaluation of Emissions from the Open Burning of Household Waste in Barrels*. Volume 1. Technical Report. United States Environmental Protection Agency (USEPA).
- USEPA (1998). Paul M. Lemieux. Evaluation of Emissions from the Open Burning of Household Waste in Barrels : Project Summary. United States Environmental Protection Agency (USEPA).
- USEPA (2001). US-EPA Emission Inventory Improvement Program. Volume III Chapter 16 Open Burning. United States Environmental Protection Agency (USEPA). [http://www.epa.gov/ttn/chief/eiip/techreport/volume03/iii16\\_apr2001.pdf](http://www.epa.gov/ttn/chief/eiip/techreport/volume03/iii16_apr2001.pdf)

# **CAPÍTULO 6**

---

## **TRATAMIENTO Y ELIMINACIÓN DE AGUAS RESIDUALES**

## **Autores**

Michiel R. J. Doorn (Países Bajos), Sirintornthep Towprayoon (Tailandia), Sonia Maria Manso Vieira (Brasil), William Irving (Estados Unidos), Craig Palmer (Canadá), Riitta Pipatti (Finlandia), y Can Wang (China)

## Índice

6	Tratamiento y eliminación de aguas residuales	
6.1	Introducción .....	6
6.1.1	Cambios respecto de las Directrices de 1996 y la Orientación sobre las buenas prácticas .....	9
6.2	Emisiones de metano provenientes de las aguas residuales .....	9
6.2.1	Cuestiones metodológicas .....	9
6.2.2	Aguas residuales domésticas .....	10
6.2.3	Aguas residuales industriales .....	20
6.3	Emisiones de óxido nitroso provenientes de las aguas residuales .....	27
6.3.1	Cuestiones metodológicas .....	27
6.3.2	Coherencia de la serie temporal .....	29
6.3.3	Incertidumbres.....	29
6.3.4	GC/CC, Exhaustividad, generación de informes y documentación .....	30
	Referencias .....	6.31



## Ecuaciones

Ecuación 6.1 Emisiones totales de CH <sub>4</sub> procedentes de las aguas residuales domésticas.....	11
Ecuación 6.2 Factor de emisión de CH <sub>4</sub> para cada vía o sistema de tratamiento y/o eliminación de aguas residuales domésticas .....	12
Ecuación 6.3 Total de materia orgánica degradable en las aguas residuales domésticas .....	14
Ecuación 6.4 Emisiones totales de CH <sub>4</sub> procedentes de las aguas residuales industriales.....	22
Ecuación 6.5 Factor de emisión de CH <sub>4</sub> para las aguas residuales industriales .....	23
Ecuación 6.6 Materia orgánica degradable en las aguas residuales industriales.....	24
Ecuación 6.7 Emisiones de N <sub>2</sub> O provenientes de las aguas residuales efluentes.....	27
Ecuación 6.8 Nitrógeno total en los efluentes.....	28
Ecuación 6.9 Emisiones de N <sub>2</sub> O provenientes de plantas de tratamiento centralizado de las aguas residuales .....	6.29

## Figuras

Figura 6.1 Tratamiento y vías de eliminación de las aguas residuales .....	7
Figura 6.2 Árbol de decisión para estimar las emisiones de CH <sub>4</sub> procedentes de las aguas residuales domésticas.....	10
Figura 6.3 Árbol de decisión para estimar las emisiones de CH <sub>4</sub> procedentes de las aguas residuales industriales .....	21

## Cuadros

Cuadro 6.1 Potenciales de emisión de CH <sub>4</sub> y N <sub>2</sub> O para sistemas de tratamiento y eliminación de aguas y lodos residuales.....	8
Cuadro Capacidad máxima de producción de CH <sub>4</sub> (B <sub>0</sub> ) por defecto para las aguas residuales domésticas.....	12
Cuadro 6.3 Valores de MCF por defecto para las aguas residuales domésticas.....	13
Cuadro 6.4 Valores de BOD <sub>5</sub> estimados para las aguas residuales domésticas por regiones y países seleccionados .....	14
Cuadro 6.5 Valores sugeridos para la urbanización (U) y el grado de utilización de la vía del tratamiento o eliminación o del método por grupo de ingresos (T <sub>i,j</sub> ) para los países seleccionados .....	16

Cuadro 6.6 Ejemplo de aplicación de los valores por defecto por grados de utilización del tratamiento (T) por grupos de ingresos.....	17
Cuadro 6.7 Intervalos de incertidumbre por defecto para las aguas residuales domésticas .....	18
Cuadro 6.8 Valores de MCF por defecto para las aguas residuales industriales .....	23
Cuadro 6.9 Ejemplos de datos sobre aguas residuales industriales .....	25
Cuadro 6.10 Intervalos de incertidumbre por defecto para las aguas residuales industriales.....	25
Cuadro 6.10 (continuación) Intervalos de incertidumbre por defecto para las aguas residuales industriales .....	26
Cuadro 6.11 Datos por defecto para la metodología del N <sub>2</sub> O .....	30

## Recuadros

Recuadro 6.1 Emisiones de sub-categorías provenientes de plantas de tratamiento centralizado avanzado de las aguas residuales.....	29
--	----

## 6 TRATAMIENTO Y ELIMINACIÓN DE AGUAS RESIDUALES

### 6.1 INTRODUCCIÓN

Las aguas residuales pueden ser una fuente de metano ( $\text{CH}_4$ ) cuando se las trata o elimina en medio anaeróbico. También pueden ser una fuente de emisiones de óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ). Las emisiones de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) procedentes de las aguas residuales no se consideran en las *Directrices del IPCC* porque son de origen biogénico y no deben incluirse en el total nacional de emisiones. Las aguas residuales se originan en una variedad de fuentes domésticas, comerciales e industriales y pueden tratarse *in situ* (no recolectadas), transferirse por alcantarillado a una instalación central (recolectadas), o eliminarse sin tratamiento en las cercanías o por medio de desagües. Se entiende por aguas residuales domésticas (o aguas servidas) los residuos de aguas utilizadas en los hogares, mientras que las aguas residuales industriales derivan exclusivamente de las prácticas industriales.<sup>1</sup> Los sistemas de tratamiento y eliminación pueden variar de forma abrupta de un país a otro. Los sistemas de tratamiento y eliminación pueden diferir también entre los usuarios urbanos y rurales, así como entre los usuarios urbanos de alto nivel de ingresos y los de bajo nivel de ingresos.

Las cloacas pueden ser abiertas o cerradas (alcantarillas). En las áreas urbanas de los países en desarrollo y de algunos países desarrollados, los sistemas de alcantarillado pueden consistir en redes de canales abiertos, canaletas y zanjas, a los que se denomina cloacas o alcantarillados abiertos. En la mayoría de los países desarrollados y en las zonas urbanas de alto nivel de ingresos de otros países, los alcantarillados en general son cerrados y subterráneos. Se considera que las aguas residuales de los alcantarillados cerrados subterráneos no constituyen una fuente importante de emisiones de  $\text{CH}_4$ . En los alcantarillados abiertos, el caso de las aguas servidas es diferente, pues están expuestas al calentamiento por el sol y las cloacas pueden estancarse, lo que permite el desarrollo de condiciones anaeróbicas con emisión de  $\text{CH}_4$ . (Doorn *et al.*, 1997).

Los métodos de tratamiento de aguas residuales más difundidos en los países desarrollados son las instalaciones centralizadas para el tratamiento aeróbico de estas aguas y las lagunas para aguas residuales, tanto domésticas como industriales. Para evitar las altas tarifas del derecho a descargar aguas residuales o para cumplir con las exigencias reglamentarias, muchas de las grandes plantas industriales dan un tratamiento previo a sus aguas residuales antes de liberarlas en los sistemas de alcantarillado. Las aguas servidas domésticas también pueden tratarse en sistemas sépticos locales. Se trata de sistemas avanzados que pueden tratar las aguas de uno o varios hogares. Constan de un tanque anaeróbico subterráneo y un terreno de drenaje para el tratamiento de los efluentes del tanque. Algunos países desarrollados siguen eliminando sus aguas servidas domésticas no tratadas por medio de un desagüe o una tubería que las vierte en una masa de agua, como el océano.

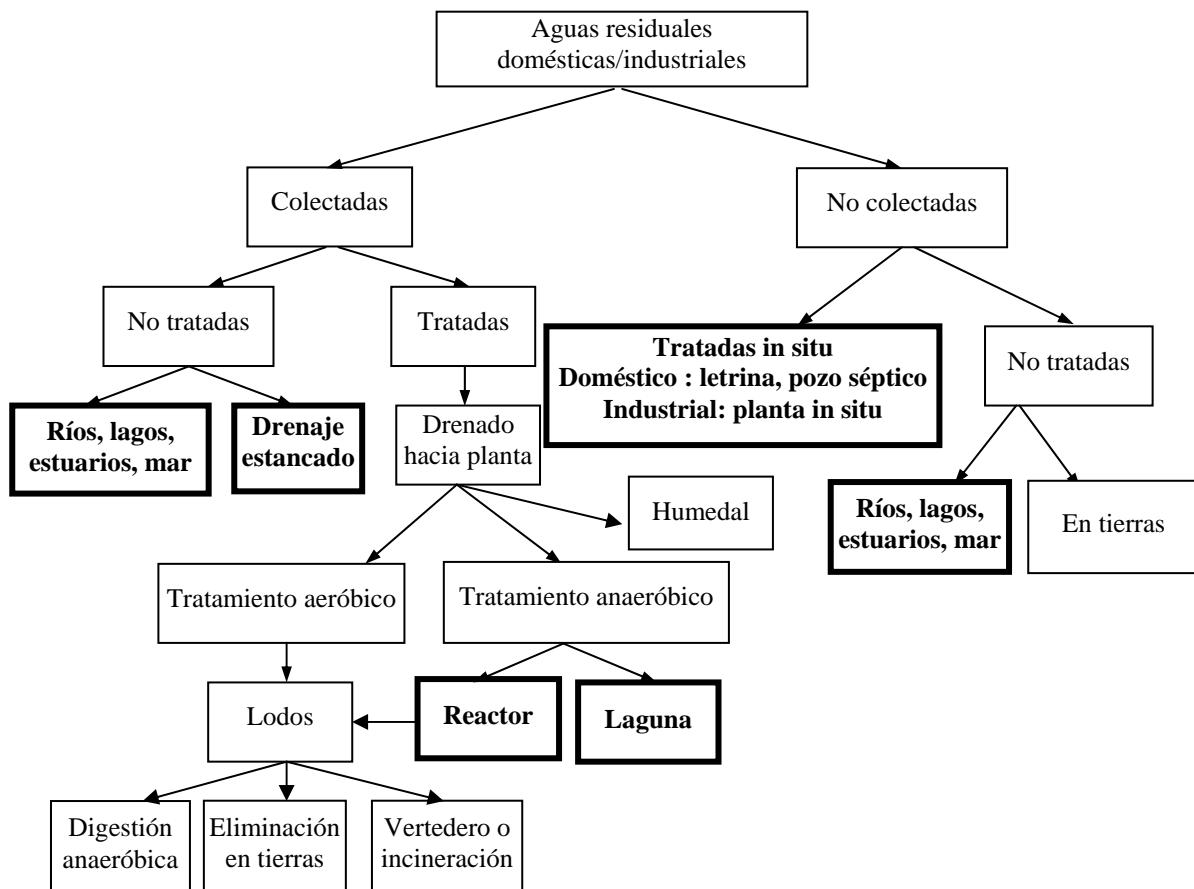
El grado de tratamiento de las aguas residuales difiere en la mayoría de los países en desarrollo. En algunos casos, las aguas residuales industriales se eliminan directamente en masas de agua, mientras que las grandes plantas industriales pueden disponer de un tratamiento completo en la misma planta. Las aguas servidas domésticas se transfieren por medio de alcantarillas abiertas o cerradas, para recibir tratamiento en plantas centralizadas, letrinas de hoyo, sistemas sépticos, o ser eliminadas en lagunas no gestionadas o en las vías fluviales. En algunas ciudades costeras, las aguas servidas domésticas se vierten directamente en el océano. Las letrinas de hoyo son pozos con o sin revestimiento, de varios metros de profundidad, que pueden estar equipados con un inodoro para la comodidad. La Figura 6.1 presenta diferentes vías para el tratamiento y la eliminación de las aguas residuales. Los métodos de tratamiento centralizado de las aguas residuales pueden clasificarse como tratamientos primarios, secundarios y terciarios. En el tratamiento primario, los sólidos más voluminosos se separan de las aguas mediante barreras físicas. Luego se permite la decantación de las partículas residuales. Los tratamientos secundarios consisten en una combinación de procesos biológicos que fomentan la biodegradación por microorganismos. Estos procesos pueden incluir pozas aeróbicas de estabilización, filtros de goteo y procesos de lodo activado, así como reactores anaeróbicos y lagunas. Los tratamientos terciarios se usan para purificar aún más las aguas residuales de los agentes patógenos, contaminantes, y nutrientes residuales, como los compuestos de nitrógeno y fósforo. Esto se logra mediante uno o varios procesos combinados que pueden incluir pozas de maduración y/o depuración, procesos biológicos, filtraje avanzado, absorción por carbono, intercambio iónico y desinfección.

---

<sup>1</sup> Debido al hecho de que la metodología se basa en un criterio de cuantificación por persona, las emisiones provenientes de las aguas residuales comerciales se estiman como parte de las aguas servidas domésticas. Para evitar confusiones, en este texto no se utiliza el término «aguas residuales municipales». Las aguas residuales municipales son una mezcla de aguas servidas domésticas, aguas residuales comerciales e industriales no peligrosas, tratadas en plantas de tratamiento de aguas residuales.

Todas las etapas de los tratamientos primarios, secundarios y terciarios producen lodo. El lodo producido en el tratamiento primario consiste en sólidos que han sido separados de las aguas residuales y no se contabiliza en esta categoría. El lodo producido en los tratamientos secundarios y terciarios es producto del crecimiento biológico en la biomasa, así como de la incorporación de pequeñas partículas. Este lodo debe procesarse aún más antes de que pueda eliminarse sin riesgos. Los métodos de tratamiento de los lodos incluyen la estabilización (digestión) aeróbica y anaeróbica, el acondicionamiento, la centrifugación, la preparación de abono y el secado. La eliminación en tierras, preparación de abono (*compost*) e incineración de lodos son temas tratados en el Volumen 5, Sección 2.3.2 del Capítulo 2, Datos de generación, composición y gestión de desechos, la Sección 3.2 del Capítulo 3, Eliminación de desechos sólidos, la Sección 4.1 del Capítulo 4, Tratamiento biológico y eliminación, y en el Capítulo 5, Incineración e incineración abierta de desechos, respectivamente. Algunos lodos se incineran antes de su eliminación en tierra. Las emisiones de N<sub>2</sub>O procedentes de los lodos y las aguas residuales esparcidas en tierras agrícolas se tratan en la Sección 11.2, Emisiones de N<sub>2</sub>O de los suelos gestionados, en el Capítulo 11, Emisiones de N<sub>2</sub>O de los suelos gestionados y emisiones de CO<sub>2</sub> derivadas de la aplicación de cal y urea, del Volumen 4 del Sector de Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra (AFOLU).

**Figura 6.1 Tratamiento y vías de eliminación de las aguas residuales**



Nota: Las emisiones correspondientes a los recuadros en negrita son las que se abordan en este capítulo.

### Metano (CH<sub>4</sub>)

Tanto las aguas residuales como los lodos que contienen pueden producir CH<sub>4</sub> por degradación anaeróbica. La cantidad de CH<sub>4</sub> producido depende principalmente de la cantidad de materia orgánica degradable contenido en las aguas residuales, de la temperatura y del tipo de sistema de tratamiento. El índice de producción de CH<sub>4</sub> aumenta con la temperatura. Esto es particularmente importante en los sistemas no controlados y en los climas cálidos. Por debajo de 15°C, la producción significativa de CH<sub>4</sub> es improbable, porque los metanógenos no están activos y la laguna servirá principalmente como tanque de sedimentación. Sin embargo, cuando la temperatura sobrepasa los 15°C, es probable que la producción de CH<sub>4</sub> se reinicie.

El factor principal para determinar el potencial de generación de CH<sub>4</sub> de las aguas residuales es la cantidad de materia orgánica degradable contenida en las aguas. Los parámetros usuales para medir el componente orgánico de las aguas residuales son el requisito bioquímico de oxígeno (BOD, del inglés, en *Biochemical Oxygen Demand*) y el requisito químico de oxígeno (COD, del inglés, en *Chemical Oxygen Demand*). En las mismas condiciones, las aguas residuales con mayor concentración de COD o BOD, producen, en general, más CH<sub>4</sub> que las de menor concentración de COD (o BOD).

La concentración de BOD sólo indica la cantidad de carbono biodegradable en condiciones aeróbicas. La medición estándar para el BOD es una prueba de 5 días, conocida como BOD<sub>5</sub>. El término «BOD» en este capítulo se refiere al BOD<sub>5</sub>. El COD mide el total de materia disponible para oxidación química (tanto biodegradable como no-biodegradable).<sup>2</sup> Puesto que el BOD es un parámetro aeróbico, puede resultar menos apropiado para la determinación de los componentes orgánicos en medios anaeróbicos. Además, tanto el tipo de aguas residuales como el tipo de bacterias presentes en ellas influyen sobre la concentración de BOD en las aguas residuales. Normalmente, el BOD se declara más a menudo para el caso de las aguas servidas domésticas, mientras que el COD se utiliza de preferencia para las aguas residuales industriales.

### Óxido nitroso (N<sub>2</sub>O)

El óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) está asociado con la degradación de los componentes nitrogenados en las aguas residuales, a saber: urea, nitrato y proteínas. Las aguas servidas domésticas incluyen desechos humanos mezclados con otras aguas servidas del hogar, que pueden incluir efluentes de drenajes de duchas, fregaderos, lavadoras, etc. Los sistemas centralizados de tratamiento de aguas servidas pueden incluir una variedad de procesos, que van desde el uso de lagunas hasta la tecnología avanzada de tratamientos terciarios para la eliminación de compuestos del nitrógeno. Típicamente, después de ser procesado, el efluente tratado se vierte en un medio acuoso de recepción (a saber: río, lago, estuario, etc.). Se pueden generar emisiones directas de N<sub>2</sub>O durante la nitrificación y la desnitrificación del nitrógeno presente. Ambos procesos pueden ocurrir en la planta y en la masa de agua que recibe el efluente. La nitrificación es un proceso aeróbico que convierte el amoníaco y otros compuestos nitrogenados en nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), mientras que la desnitrificación se produce bajo condiciones anóxicas (sin oxígeno libre) e implica la conversión biológica del nitrato en gas di-nitrógeno (N<sub>2</sub>). El óxido de nitrógeno puede ser un producto intermedio de ambos procesos, pero suele asociarse más a menudo con la desnitrificación.

### Sistemas de tratamiento y eliminación y potencial de generación de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O

En general, los sistemas de tratamiento o vías de eliminación que constituyen medios anaeróbicos producen CH<sub>4</sub>, mientras que los sistemas que ofrecen entornos aeróbicos suelen producir poco o nada de CH<sub>4</sub>. Por ejemplo, para las lagunas sin agitación o aeración, el factor crítico para la producción de CH<sub>4</sub> es su profundidad. Las lagunas poco profundas, con menos de 1 metro de profundidad, suelen ofrecer condiciones aeróbicas y poco o nada de producción de CH<sub>4</sub>. Las lagunas de más de 2-3 metros de profundidad ofrecen generalmente medios anaeróbicos y se puede esperar una significativa producción de CH<sub>4</sub>.

El Cuadro 6.1 presenta los principales sistemas de tratamiento y eliminación en los países desarrollados y en los países en desarrollo, con sus respectivos potenciales de emisión de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O.

CUADRO 6.1 POTENCIALES DE EMISIÓN DE CH <sub>4</sub> Y N <sub>2</sub> O PARA SISTEMAS DE TRATAMIENTO Y ELIMINACIÓN DE AGUAS Y LODOS RESIDUALES				
Tipo de tratamiento y eliminación		Potenciales de emisión de CH <sub>4</sub> y N <sub>2</sub> O		
Recolectadas	No tratadas	Eliminación en ríos	Ríos y lagos estancados y pobres en oxígeno pueden permitir la descomposición anaeróbica que produzca CH <sub>4</sub> . Ríos, lagos y estuarios son probables fuentes de N <sub>2</sub> O.	
		Alcantarillas (cerradas y subterráneas)	No son fuentes de CH <sub>4</sub> /N <sub>2</sub> O	
		Alcantarillas (abiertas)	Las cloacas o alcantarillas abiertas, acequias o los canales abiertos, sobrecargados y estancados suelen ser fuentes significativas de CH <sub>4</sub>	
	Tratadas	Tratamiento aeróbico	Plantas de tratamiento centralizado aeróbico de aguas servidas	Pueden producir poco CH <sub>4</sub> en bolsones anaeróbicos. Los sistemas de tratamiento mal diseñados o gestionados producen CH <sub>4</sub> . Las plantas avanzadas con eliminación de nutrientes (nitrificación y desnitrificación) son pequeñas, pero fuentes bien diferenciadas de N <sub>2</sub> O.
			Tratamiento anaeróbico de los lodos en plantas centralizadas de tratamiento de aguas residuales	El lodo puede ser una importante fuente de CH <sub>4</sub> si el CH <sub>4</sub> emitido no se recupera ni se quema en antorcha.
		Tratamiento anaeróbico	Pozas aeróbicas poco profundas	Fuente poco probable de CH <sub>4</sub> y/o N <sub>2</sub> O Los sistemas de tratamiento mal diseñados o mal gestionados producen CH <sub>4</sub> .
			Lagunas anaeróbicas	Fuente probable de CH <sub>4</sub> No es fuente de N <sub>2</sub> O.
			Reactores anaeróbicos	Puede ser una importante fuente de CH <sub>4</sub> si el CH <sub>4</sub> emitido no se recupera ni se quema en antorcha.
	No recolecta días	Pozo séptico		La separación frecuente de los sólidos reduce la producción de CH <sub>4</sub>
		Pozos abiertos y/o letrinas		Los pozos y/o letrinas suelen producir CH <sub>4</sub> cuando la temperatura y el tiempo de retención son favorables
Eliminación en ríos		Véase arriba.		

<sup>2</sup> En estas directrices, el COD se refiere al requisito químico de oxígeno medido con el método del di-cromato. (American Public Health Association, American Water Works Association y Water Environment Federation, 1998)

## 6.1.1 Cambios respecto de las Directrices de 1996 y la Orientación sobre las buenas prácticas

Las *Directrices del IPCC para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero, versión revisada en 1996* (IPCC, 1997) incluía ecuaciones separadas para la estimación de las emisiones provenientes de las aguas residuales y de los lodos separados de ellas. Esta distinción se ha eliminado porque las capacidades de generación de CH<sub>4</sub> de los lodos y de las aguas residuales con sustancias orgánicas disueltas son generalmente las mismas y no requieren de ecuaciones diferentes. Las *Directrices de 2006* incluyen una nueva sección para la estimación de emisiones de CH<sub>4</sub> provenientes de las aguas no recolectadas. Igualmente, se han incluido orientaciones para la estimación de las emisiones de N<sub>2</sub>O provenientes de las plantas avanzadas de tratamiento de aguas residuales. Además, la sección sobre aguas residuales industriales se ha simplificado, al sugerirse que sólo es necesario abordar el caso de las fuentes industriales más significativas. (Véase la Sección 6.2.3.)

## 6.2 EMISIONES DE METANO PROVENIENTES DE LAS AGUAS RESIDUALES

### 6.2.1 Cuestiones metodológicas

Las emisiones dependen de la cantidad de desechos orgánicos generados y de un factor de emisión que caracteriza la proporción en la que estos desechos generan CH<sub>4</sub>.

A continuación se resumen tres niveles metodológicos para estimar el CH<sub>4</sub> a partir de esta categoría.

El método de Nivel 1 aplica valores por defecto para el factor de emisión y para los parámetros de la actividad. Este método se considera de *buena práctica* para los países con escasa disponibilidad de datos.

El método de Nivel 2 sigue la misma metodología que el Nivel 1, pero permite la incorporación de un factor de emisión específico del país y de datos de la actividad específicos del país. Por ejemplo, un factor de emisión específico para un importante sistema de tratamiento, basado en mediciones en el terreno se podría incorporar con este método. Hay que tomar en cuenta la cantidad de lodos eliminados por incineración, en vertederos y en suelos agrícolas.

Para un país con buenos datos y metodologías avanzadas, se puede aplicar una metodología específica del país, como un método de Nivel 3. Un método aún más avanzado, específico del país, puede basarse en datos específicos de cada planta en las grandes instalaciones de tratamiento de aguas residuales.

Las instalaciones de tratamiento de aguas servidas pueden incluir etapas de procesos anaeróbicos. El CH<sub>4</sub> generado en ese tipo de instalaciones puede recuperarse y quemarse en antorcha o en un dispositivo de energía. La cantidad de CH<sub>4</sub> que se quema en antorcha o se recupera para generar energía debe restarse del total de las emisiones, mediante el uso de un parámetro separado para la recuperación de CH<sub>4</sub>. La cantidad de CH<sub>4</sub> que se recupera se expresa en la Ecuación 6.1 como R.

Nótese que es posible que sólo unos pocos países dispongan de datos sobre la separación de lodos y sobre la recuperación de CH<sub>4</sub>. El valor por defecto para la separación de lodos es cero. El valor por defecto para la recuperación de CH<sub>4</sub> es cero. Si un país decide declarar el CH<sub>4</sub> que recupera, es una *buena práctica* distinguir entre el CH<sub>4</sub> quemado en antorcha y el CH<sub>4</sub> recuperado para generar energía, que debe declararse en el Sector Energía, teniendo cuidado de evitar el cómputo doble de las emisiones provenientes de la quema en antorcha y de la energía utilizada.

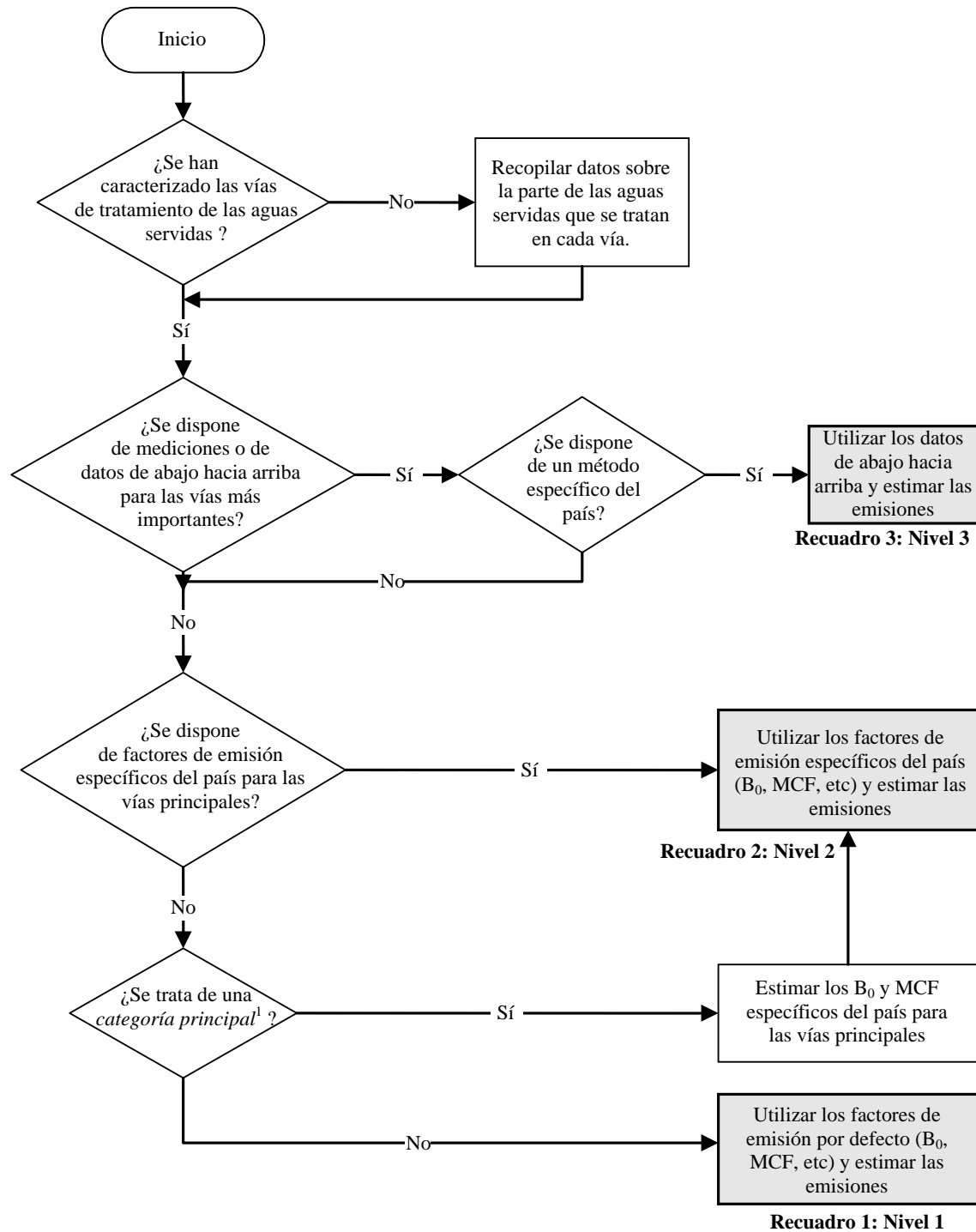
Las emisiones provenientes de la quema en antorcha son insignificantes, pues las emisiones de CO<sub>2</sub> son de origen biogénico y las emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O son muy pequeñas, de modo que en el Sector Desechos, la *buena práctica* no exige su estimación. No obstante, si se desea hacerlo, estas emisiones deben declararse en el Sector Desechos. En el Volumen 2, Energía, Capítulo 4.2, se presenta un análisis de las emisiones procedentes de la quema en antorcha y otra información más detallada. Las emisiones provenientes de la quema en antorcha no son tratadas en el Nivel 1.

## 6.2.2 Aguas residuales domésticas

### 6.2.2.1 ELECCIÓN DEL MÉTODO

La Figura 6.2 presenta un árbol de decisión para las aguas residuales domésticas o aguas servidas.

**Figura 6.2**      **Árbol de decisión para estimar las emisiones de CH<sub>4</sub> procedentes de las aguas residuales domésticas**



Nota:

1. Para un análisis de las *categorías principales* y el uso de los árboles de decisión, Véase el Volumen 1 Capítulo 4. Opción metodológica e identificación de categorías principales (considérese la Sección 4.1.2 sobre recursos limitados).

Según las *buenas prácticas*, los pasos para la preparación del inventario del CH<sub>4</sub> de aguas servidas domésticas, son:

- Paso 1:** usar la Ecuación 6.3 para estimar el contenido total de carbono orgánico degradable en las aguas servidas (TOW, del inglés *Total Organic Waste*)
- Paso 2:** elegir las vías y los sistemas (véase la Figura 6.1) según los datos de la actividad del país. Usar la Ecuación 6.2 para obtener el factor de emisión para cada vía o sistema de tratamiento y/o eliminación de aguas servidas domésticas
- Paso 3:** usar la Ecuación 6.1 para estimar las emisiones, hacer ajustes para las eventuales separaciones de lodos y/o recuperaciones de CH<sub>4</sub> y sumar los resultados para cada vía o sistema.

Como se describió anteriormente, la caracterización de las aguas servidas determinará la fracción de las aguas que son tratadas o eliminadas por un sistema en particular. Para determinar el uso de cada tipo de tratamiento o sistema de eliminación, es una *buen práctica* referirse a las estadísticas nacionales (p. ej., de las autoridades reguladoras). Si no se dispone de estos datos, las asociaciones de aguas servidas u organizaciones internacionales tales como la Organización Mundial de la Salud (OMS) suelen disponer de datos sobre la utilización del sistema.

Por otra parte, puede ser útil recurrir a expertos en saneamiento, así como aplicar dictámenes de expertos (ver Capítulo 2, Métodos para la recopilación de datos, en el Volumen 1). Las estadísticas de urbanización pueden ofrecer valiosas herramientas, tales como el tamaño de las ciudades y la distribución de los ingresos.

Si se practica la separación de los lodos y se dispone de estadísticas adecuadas, esta categoría debe tratarse como subcategoría aparte. Si se usan los valores por defecto, las emisiones provenientes de aguas servidas y de lodos deben estimarse en conjunto. Independientemente de cómo se traten los lodos, es importante que las emisiones de CH<sub>4</sub> de los lodos eliminados en vertederos, incinerados o usados en la agricultura, no sean incluidas en la categoría de tratamiento y eliminación de aguas servidas. Si se dispone de datos acerca de la separación de los lodos, éstos deben ser coherentes en todos los sectores y categorías: en la Ecuación 6.1, las cantidades eliminadas en los SEDS, aplicadas en suelos agrícolas, incineradas o utilizadas de otra manera, deben ser iguales a la cantidad de componente orgánico separado como lodo. Las aguas servidas y los lodos que se utilizan en las tierras agrícolas deben considerarse en el Volumen 4, para el Sector AFOLU, Sección 11.2, Emisiones de N<sub>2</sub>O de suelos gestionados, del Capítulo 11, Emisiones de N<sub>2</sub>O de los suelos gestionados y emisiones de CO<sub>2</sub> derivadas de la aplicación de cal y urea.

El uso de sistemas y/o vías de tratamiento de aguas servidas suele diferir para los residentes rurales y urbanos. Igualmente, en los países en desarrollo, es probable que haya diferencias entre grupos urbanos de alto y de bajo nivel de ingresos. Por lo tanto, se introduce el factor U para expresar cada fracción de grupo de ingresos. Es una *buen práctica* tratar las tres categorías por separado: población rural, población urbana de alto nivel de ingresos, y población urbana de bajo nivel de ingresos. Se sugiere utilizar una hoja de cálculo como la presentada más abajo, en el Cuadro 6.5.

La ecuación general para estimar las emisiones de CH<sub>4</sub> derivadas de aguas servidas domésticas, es la siguiente:

**ECUACIÓN 6.1**

**EMISIONES TOTALES DE CH<sub>4</sub> PROCEDENTES DE LAS AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS**

$$Emisiones\ de\ CH_4 = \left[ \sum_{i,j} (U_i \cdot T_{i,j} \cdot EF_j) \right] (TOW - S) - R$$

Donde:

- Emisiones de CH<sub>4</sub> = emisiones de CH<sub>4</sub> durante el año del inventario, kg. de CH<sub>4</sub>/año
- TOW = total de materia orgánica en las aguas residuales del año del inventario, kg. de BOD/año
- S = componente orgánico separado como lodo durante el año del inventario, kg. de BOD/año
- U<sub>i</sub> = fracción de la población del grupo de ingresos *i* en el año de inventario, véase el Cuadro 6.5.
- T<sub>i,j</sub> = grado de utilización de vía o sistema de tratamiento y/o eliminación *j*, para cada fracción de grupo de ingresos *i* en el año del inventario, véase el Cuadro 6.5.
- i* = grupo de ingresos: rural, urbano de altos ingresos y urbano de bajos ingresos.
- j* = cada vía o sistema de tratamiento/eliminación
- EF<sub>j</sub> = factor de emisión, kg. de CH<sub>4</sub>/kg. de BOD



R = cantidad de CH<sub>4</sub> recuperada durante el año del inventario, kg. de CH<sub>4</sub>/año

### 6.2.2.2 ELECCIÓN DE LOS FACTORES DE EMISIÓN

El factor de emisión para una vía y sistema de tratamiento y eliminación de aguas servidas (bloques terminales con marcos en negrita de la Figura 6.1) es una función del potencial máximo de producción (B<sub>0</sub>) de CH<sub>4</sub> y del factor de corrección para el metano (MCF) para el sistema de tratamiento y eliminación de aguas residuales, como se muestra en la Ecuación 6.2, B<sub>0</sub> corresponde a la cantidad máxima de CH<sub>4</sub> que puede generarse a partir de una cantidad dada de sustancias orgánicas (como lo expresan BOD y COD) contenidas en las aguas servidas. Como se ha indicado más arriba, el MCF indica la medida en la que se manifiesta el potencial máximo de producción de CH<sub>4</sub> (B<sub>0</sub>) en cada tipo de método de tratamiento y vía o sistema de eliminación. Por lo tanto, es una indicación de la medida o grado en que cada sistema es anaeróbico.

**ECUACIÓN 6.2**  
**FACTOR DE EMISIÓN DE CH<sub>4</sub> PARA CADA VÍA O SISTEMA DE TRATAMIENTO**  
**Y/O ELIMINACIÓN DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS**

$$EF_j = B_o \cdot MCF_j$$

Donde:

EF<sub>j</sub> = factor de emisión, kg. de CH<sub>4</sub>/kg. de BOD

j = cada vía o sistema de tratamiento y/o eliminación

B<sub>0</sub> = capacidad máxima de producción de CH<sub>4</sub>, kg. de CH<sub>4</sub>/kg. de COD

MCF<sub>j</sub> = factor corrector para el metano (fracción) (véase el Cuadro 6.3)

Para mantener la coherencia con los datos de la actividad, es una *buena práctica* utilizar, cuando existen, los datos específicos del país para B<sub>0</sub> expresados en términos de kg. de CH<sub>4</sub> / kg. de BOD eliminados. Si no se dispone de datos específicos del país, se puede usar un valor por defecto de 0,6 kg. de CH<sub>4</sub>/kg. de BOD. Para las aguas servidas domésticas, un valor de B<sub>0</sub> basado en el COD se puede convertir en un valor basado en el BOD, multiplicándolo por un factor de 2,4. El Cuadro 6.2 incluye un valor por defecto para el potencial máximo de producción de CH<sub>4</sub> (B<sub>0</sub>) para las aguas residuales domésticas.

<b>CUADRO</b> <b>CAPACIDAD MÁXIMA DE PRODUCCIÓN DE CH<sub>4</sub> (B<sub>0</sub>) POR DEFECTO</b> <b>PARA LAS AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS</b>
0,6 kg. de CH <sub>4</sub> /kg. de BOD
0,25 kg. de CH <sub>4</sub> /kg. de BOD
Basado en dictamen de expertos realizado por los autores principales y en Doorn <i>et al.</i> , (1997)

El Cuadro 6.3 incluye los valores de MCF por defecto.

**CUADRO 6.3**  
**VALORES DE MCF POR DEFECTO PARA LAS AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS**

<b>Tipo de vía o sistema de tratamiento y eliminación</b>	<b>Comentarios</b>	<b>MCF <sup>1</sup></b>	<b>Intervalo</b>
<b>Sistema sin tratamiento</b>			
Eliminación en río, lago y mar	Los ríos con alto contenido de sustancias orgánicas pueden volverse anaeróbicos.	0,1	0 – 0,2
Cloaca estancada	Abierta y caliente.	0,5	0,4 – 0,8
Cloaca en movimiento (abierta o cerrada).	Correntosa, limpia. (cantidades insignificantes de CH <sub>4</sub> desde las estaciones de bombeo, etc.)	0	0
<b>Sistema tratado</b>			
Planta de tratamiento centralizado aeróbico	Debe ser bien operada. Puede emitir algo de CH <sub>4</sub> desde las cuencas de decantación y otros tanques.	0	0 – 0,1
Planta de tratamiento centralizado aeróbico	Mal operada. Sobrecargada.	0,3	0,2 – 0,4
Digestor anaeróbico para lodos	Aquí no se considera la recuperación de CH <sub>4</sub> .	0,8	0,8 – 1,0
Reactor anaeróbico	Aquí no se considera la recuperación de CH <sub>4</sub> .	0,8	0,8 – 1,0
Laguna anaeróbica poco profunda	Profundidad de menos de 2 metros: recurrir al dictamen de expertos.	0,2	0 – 0,3
Laguna anaeróbica profunda	Profundidad de más de 2 metros.	0,8	0,8 – 1,0
Sistema séptico	La mitad del BOD se decanta en tanques anaeróbicos.	0,5	0,5
Letrina	Clima seco, capa freática más baja que la letrina, familia reducida (3-5 personas)	0,1	0,05 – 0,15
Letrina	Clima seco, capa freática más baja que la letrina, uso comunitario (muchos usuarios)	0,5	0,4 – 0,6
Letrina	Clima húmedo/descarga por agua, capa freática más alta que la letrina	0,7	0,7 – 1,0
Letrina	Extracción frecuente de sedimentos para abono	0,1	0,1

<sup>1</sup> En base al dictamen de expertos de los autores principales de esta sección

### 6.2.2.3 ELECCIÓN DE LOS DATOS DE LA ACTIVIDAD

Los datos de la actividad para esta categoría de fuente son la cantidad total de materia orgánica degradable en las aguas servidas (TOW, del inglés, *Total Organic Waste*). Este parámetro es una función de la población humana y del índice de generación de BOD por persona. Se expresa en términos de requisito bioquímico de oxígeno (kg. de BOD/año). La ecuación para el TOW es:

**ECUACIÓN 6.3**  
**TOTAL DE MATERIA ORGÁNICA DEGRADABLE EN LAS AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS**

$$TOW = P \cdot BOD \cdot 0.001 \cdot I \cdot 365$$

Donde:

- TOW = total de materia orgánica en las aguas residuales del año del inventario, kg. de BOD/año
- P = población del país en el año del inventario, (personas)
- BOD = BOD per cápita específico del país en el año del inventario, g/persona/día, véase el Cuadro 6.4
- 0,001 = conversión de gramos de BOD a kilogramos de BOD
- I = factor de corrección para BOD industrial adicional eliminado en las cloacas (si es recolectado el valor por defecto es 1,25, si no es recolectado el valor por defecto es 1,00.)

Los valores del factor *I* en la Ecuación 6.3 se basan en el dictamen de expertos realizado por los autores. *I* representa el BOD generado por las industrias y los establecimientos (p. ej., restaurantes, carnicerías, o tiendas de comestibles) que se co-descarga junto con las aguas servidas de origen doméstico. En algunos países, la información disponible basada en las licencias industriales para la descarga de desechos puede servir para mejorar *I*. En caso contrario, se recomienda el dictamen de expertos. Las estadísticas de población total pueden obtenerse fácilmente a través de organismos nacionales de estadísticas o de organismos internacionales (p. ej., Estadísticas de las Naciones Unidas, véase <http://esa.un.org/unpp/>). El Cuadro 6.4 incluye valores por defecto de BOD para algunos países. Si no se dispone de datos específicos del país, es una *buena práctica* elegir un valor por defecto de BOD de algún país vecino y similar. El grado de urbanización de un país puede obtenerse a partir de varias fuentes, (p. ej., *Global Environment Outlook*, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente e Indicadores Mundiales de Desarrollo, Organización Mundial de la Salud). Cuando no se dispone de información estadística u otra comparable, las fracciones de población urbana de altos ingresos y urbana de bajos ingresos se pueden determinar por dictamen de expertos. En el Cuadro 6.5 se incluyen los valores por defecto de  $U_i$  y  $T_{ij}$  para algunos países seleccionados.

<b>CUADRO 6.4</b> <b>VALORES DE BOD<sub>5</sub> ESTIMADOS PARA LAS AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS POR REGIONES Y PAÍSES SELECCIONADOS</b>			
<b>País/Región</b>	<b>BOD<sub>5</sub> (g/persona/día)</b>	<b>Intervalo</b>	<b>Referencia</b>
África	37	35 – 45	1
Egipto	34	27 – 41	1
Asia, Oriente Medio, América Latina	40	35 – 45	1
India	34	27 – 41	1
Cisjordania y Franja de Gaza (Palestina)	50	32 – 68	1
Japón	42	40 – 45	1
Brasil	50	45 – 55	2
Canadá, Europa, Rusia, Oceanía	60	50 – 70	1
Dinamarca	62	55 – 68	1
Alemania	62	55 – 68	1
Grecia	57	55 – 60	1
Italia	60	49 – 60	3
Suecia	75	68 – 82	1
Turquía	38	27 – 50	1
Estados Unidos	85	50 – 120	4

Nota: Estos valores están basados en una evaluación de la bibliografía. Por favor use valores nacionales, si los hay.

Referencia:

1. Doorn y Liles (1999).
2. Feachem *et al.* (1983).
3. Masotti (1996).
4. Metcalf y Eddy (2003).

CUADRO 6.5 VALORES SUGERIDOS PARA LA URBANIZACIÓN (U) Y EL GRADO DE UTILIZACIÓN DE LA VÍA DEL TRATAMIENTO O ELIMINACIÓN O DEL MÉTODO POR GRUPO DE INGRESOS (T <sub>ij</sub> ) PARA LOS PAÍSES SELECCIONADOS																		
País	Urbanización(U) <sup>1</sup>			Grado de utilización de la vía del tratamiento o eliminación o del método por cada grupo de ingresos (T <sub>ij</sub> ) <sup>3</sup>														
	Fracción de la población			U=rural					U=urbana de ingresos altos					U=urbana de ingresos bajos				
	Rural	urbana-alta <sup>2</sup>	urbana-baja <sup>2</sup>	Pozo séptico	Letrina	Otro	Cloaca <sup>4</sup>	Ninguno	Pozo séptico	Letrina	Otro	Cloaca <sup>4</sup>	Ninguno	Pozo séptico	Letrina	Otro	Cloaca <sup>4</sup>	Ninguno
<b>África</b>																		
Nigeria	0,56	0,32	0,31	0,00	0,37	0,00	0,17	0,24	0,05	0,34	0,20	0,56	0,32	0,31	0,00	0,37	0,00	0,17
Egipto	0,56	0,15	0,05	0,10	0,70	0,00	0,17	0,24	0,05	0,34	0,20	0,56	0,15	0,05	0,10	0,70	0,00	0,17
Kenia	0,56	0,32	0,31	0,00	0,37	0,00	0,17	0,24	0,05	0,34	0,20	0,56	0,32	0,31	0,00	0,37	0,00	0,17
Sudáfrica	0,48	0,15	0,15	0,00	0,70	0,00	0,17	0,24	0,05	0,34	0,20	0,48	0,15	0,15	0,00	0,70	0,00	0,17
<b>Asia</b>																		
China	0,3	0,18	0,08	0,07	0,67	0,00	0,14	0,10	0,03	0,68	0,05	0,3	0,18	0,08	0,07	0,67	0,00	0,14
India	0,33	0,18	0,08	0,07	0,67	0,00	0,14	0,10	0,03	0,53	0,20	0,33	0,18	0,08	0,07	0,67	0,00	0,14
Indonesia	0,43	0,18	0,08	0,00	0,74	0,00	0,14	0,10	0,03	0,53	0,20	0,43	0,18	0,08	0,00	0,74	0,00	0,14
Paquistán	0,43	0,18	0,08	0,00	0,74	0,00	0,14	0,10	0,03	0,53	0,20	0,43	0,18	0,08	0,00	0,74	0,00	0,14
Bangla Desh	0,43	0,18	0,08	0,00	0,74	0,00	0,14	0,10	0,03	0,53	0,20	0,43	0,18	0,08	0,00	0,74	0,00	0,14
Japón	0,00	0,00	0,00	0,10	0,90	0,00	0,10	0	0	0,90	0	0,00	0,00	0,00	0,10	0,90	0,00	0,10
<b>Europa</b>																		
Rusia	0,00	0,10	0,00	0,00	0,90	0,00	ND	ND	ND	ND	ND	0,00	0,10	0,00	0,00	0,90	0,00	ND
Alemania <sup>5</sup>	0,00	0,05	0,00	0,00	0,95	0,00	ND	ND	ND	ND	ND	0,00	0,05	0,00	0,00	0,95	0,00	ND
Reino Unido	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	ND	ND	ND	ND	ND	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	ND
Francia	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	ND	ND	ND	ND	ND	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	ND
Italia	0,00	0,04	0,00	0,00	0,96	0,00	ND	ND	ND	ND	ND	0,00	0,04	0,00	0,00	0,96	0,00	ND
<b>América del Norte</b>																		
Estados Unidos	0,00	0,05	0,00	0,00	0,95	0,00	ND	ND	ND	ND	ND	0,00	0,05	0,00	0,00	0,95	0,00	ND
Canadá	0,00	0,05	0,00	0,00	0,95	0,00	ND	ND	ND	ND	ND	0,00	0,05	0,00	0,00	0,95	0,00	ND
<b>América Latina y el Caribe</b>																		
Brasil	0,45	0,00	0,20	0,00	0,80	0,00	0,00	0,40	0,00	0,40	0,20	0,45	0,00	0,20	0,00	0,80	0,00	0,00
México	0,45	0,00	0,20	0,00	0,80	0,00	0,00	0,40	0,00	0,40	0,20	0,45	0,00	0,20	0,00	0,80	0,00	0,00
<b>Oceanía</b>																		
Australia y Nueva Zelanda	0,00	0,05	0,00	0,00	0,95	0,00	ND	ND	ND	ND	ND	0,00	0,05	0,00	0,00	0,95	0,00	ND

Notas: (ND = dato no disponible)

1. *Urbanization projections for 2005* (Proyecciones de urbanización para el 2005) (Naciones Unidas, 2002).
2. División sugerida entre ingresos altos urbanos y bajos ingresos urbanos. Se alienta a los países a utilizar sus propios datos o mejores apreciaciones.
3. Valores de T<sub>ij</sub> basados en dictamen de expertos, (Doom y Liles, 1999).
4. Las cloacas pueden ser abiertas o cerradas (alcantarillados), lo cual determinará la elección de MCF, véase el Cuadro 3.3.
5. Destatis, 2001.

Nota: Estos datos se han tomado de la bibliografía o están basados en dictamen de expertos. Por favor use valores nacionales, si los hay.

### Ejemplo:

El Cuadro 6.6 incluye un ejemplo. No se muestran las categorías que contribuyen de manera insignificante. Nótese que el cuadro puede extenderse fácilmente con una columna para el MCF de cada categoría. El grado de urbanización para este país es de 65 por ciento.

<b>CUADRO 6.6</b>			
<b>EJEMPLO DE APLICACIÓN DE LOS VALORES POR DEFECTO</b>			
<b>POR GRADOS DE UTILIZACIÓN DEL TRATAMIENTO (T) POR GRUPOS DE INGRESOS</b>			
<b>Vía o sistema de tratamiento y/o eliminación</b>		<b>T (%)</b>	<b>Notas</b>
Urbanos de altos ingresos	Al mar	10	Ningún CH <sub>4</sub>
	Hacia planta aeróbica	20	Añadir componente industrial
	Hacia sistemas sépticos	10	No recolectadas
Urbanos de bajos ingresos	Al mar	10	Recolectadas
	Hacia letrinas de hoyo	15	No recolectadas
Rural	A ríos, lagos, mar	15	No recolectadas
	Hacia letrinas de hoyo	15	
	Hacia pozos sépticos	5	
Total		100%	Debe sumar 100 %
Referencia: Doorn y Liles (1999).			

#### 6.2.2.4 COHERENCIA DE LA SERIE TEMPORAL

Se debe utilizar los mismos método y conjuntos de datos para la estimación de las emisiones de CH<sub>4</sub> provenientes de las aguas servidas para cada año. El MCF para los diferentes sistemas de tratamiento no debe cambiar de un año a otro, salvo si el cambio es justificable y documentado. Si la fracción de aguas servidas procesadas en los diferentes sistemas de tratamiento cambia con el tiempo, se deben documentar las razones para ese cambio.

La estimación de los valores anuales de la separación de lodos y de la recuperación de CH<sub>4</sub> debe realizarse de manera coherente en la serie temporal. La recuperación del metano debe incluirse únicamente si se disponen de suficientes datos específicos de la planta. La cantidad de metano recuperado debe restarse de la del metano producido, como lo muestra la Ecuación 6.1.

Puesto que los datos de la actividad se derivan de los datos de población, que son conocidos para todos los países y para cada año, los países están en condiciones de construir una serie temporal completa para las aguas servidas recolectadas y no-recolectadas. Si llegaran a faltar datos de uno o más años, véase en el Capítulo 5, Coherencia de la serie temporal, del Volumen 1, Orientación general y generación de informes, la descripción de los datos sustitutos y las técnicas de empalme por extrapolación/interpolación que se pueden utilizar para estimar las emisiones. Por lo general, las emisiones procedentes de las aguas servidas no varían significativamente de un año a otro.

#### 6.2.2.5 INCERTIDUMBRES

En el Volumen 1, Capítulo 3, Incertidumbres, se proporcionan consejos relativos a la cuantificación de las incertidumbres en la práctica. Allí se incluye orientación sobre cómo solicitar y utilizar dictámenes de expertos, lo cual, combinado con los datos empíricos, puede proporcionar estimaciones generales de la incertidumbre. El Cuadro 6.7 presenta intervalos de incertidumbre por defecto para el factor de emisión y los datos de la actividad de las aguas residuales domésticas. Se piensa que los siguientes parámetros son muy inciertos:

- Los grados en los que, en los países en desarrollo, las aguas servidas se tratan en las letrinas, pozos sépticos, o se eliminan por alcantarillas en las poblaciones rurales, urbanas de alto nivel de ingreso, y urbanas de bajo nivel de ingreso ( $T_{ij}$ ).
- La fracción de cloacas o alcantarillas «abiertas» en los países en vías de desarrollo, así como el grado en el que éstas son anaeróbicas y propensas a emitir  $CH_4$ . Esto depende del tiempo de retención, de la temperatura y de otros factores, incluida la presencia de una eventual capa de cubierta y de posibles componentes tóxicos para las bacterias anaeróbicas (p. ej., ciertas descargas de aguas residuales industriales).
- La cantidad de TOW industrial que se elimina en alcantarillados domésticos abiertos o cerrados en cada país es muy difícil de cuantificar.

<b>CUADRO 6.7</b> <b>INTERVALOS DE INCERTIDUMBRE POR DEFECTO PARA LAS AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS</b>	
<b>Parámetros</b>	<b>Intervalo de incertidumbre</b>
<b>Factor de emisión</b>	
Capacidad máxima de producción de $CH_4$ ( $B_0$ )	$\pm 30\%$
Fracción tratada en condiciones anaeróbicas (MCF)	El MCF depende de la tecnología. Véase el Cuadro 6.3. Por lo tanto, el intervalo de incertidumbre también depende de la tecnología. El rango de incertidumbre debe determinarse por medio de dictamen de expertos, teniendo presente que el MCF es una fracción y que debe situarse entre 0 y 1. Los intervalos sugeridos se presentan a continuación:  Sistemas no-tratados y letrinas, $\pm 50\%$  Lagunas, plantas de tratamiento mal gestionadas, $\pm 30\%$  Planta centralizada bien gestionada, digestor, reactor, $\pm 10\%$
<b>Datos de la actividad</b>	
Población humana (P)	$\pm 5\%$
BOD por persona	$\pm 30\%$
Fracción del grupo de ingresos de la población (U)	Se dispone de buenos datos sobre urbanización, sin embargo, puede ser necesario que la distinción entre los sectores urbanos de altos ingresos y urbanos de bajos ingresos se base en el dictamen de expertos, $\pm 15\%$
Grado de utilización de la vía o el sistema de tratamiento y/o eliminación para cada grupo de ingresos ( $T_{ij}$ )	Puede ser tan bajo como $\pm 3\%$ para los países que tienen buenos registros y sólo uno o dos sistemas. Puede ser de $\pm 50\%$ para una vía y/o método individual. Asegurarse de que el total $T_{ij}$ sea igual a 100%
Factor de corrección para BOD industrial adicional eliminado en alcantarillas (I)	Para las aguas no-recolectadas, la incertidumbre es cero %. Para las recolectadas, la incertidumbre es de $\pm 20\%$ .
Fuente: Dictamen de grupo de expertos (los autores de esta sección)	

### 6.2.2.6 GC/CC, EXHAUSTIVIDAD, GENERACIÓN DE INFORMES Y DOCUMENTACIÓN

Es una *buena práctica* implementar procedimientos de garantía de calidad y control de calidad como los que se describen en el Capítulo 6 del Volumen 1. A continuación, se incluyen algunos procedimientos de GC/CC.

#### *Datos de la actividad*

- Hay que caracterizar todas las aguas servidas según los porcentajes que entran a los diferentes sistemas de tratamiento (aeróbico y anaeróbico), y el porcentaje de aguas servidas no tratadas. Hay que asegurarse de que todas las aguas servidas se caractericen de manera tal que los flujos de aguas servidas sumen el 100 por ciento de las aguas servidas generadas en el país.
- Los compiladores del inventario deben comparar los datos específicos del país sobre BOD en las aguas servidas domésticas con los valores por defecto del IPCC. Si utilizan datos específicos del país, deben

justificarlos con documentos que expliquen las razones para considerarlos más adecuados a sus circunstancias nacionales.

### ***Factores de emisión***

- Para las aguas servidas domésticas, los compiladores del inventario pueden comparar los valores específicos del país para  $B_0$  con los valores por defecto de IPCC (0,25 kg. de  $CH_4$ /Kg. de COD ó 0,6 Kg. de  $CH_4$ /kg. de BOD). Pese a que no hay valores por defecto del IPCC para la fracción de aguas servidas que se tratan en condiciones anaeróbicas, los compiladores deben comparar sus valores de MFC con los de otros países con similares prácticas de manejo de las aguas servidas.
- Los compiladores deben confirmar la correspondencia entre las unidades utilizadas para expresar el carbono degradable contenido en los desechos (TOW) con las unidades empleadas para  $B_0$ . Para calcular las emisiones, ambos parámetros deben estar expresados con las mismas unidades (tanto BOD como COD). Igual cuidado se debe tener al comparar las emisiones.

### ***Recuperación de $CH_4$ y separación de los lodos***

- Se puede implementar un control del saldo del balance de carbono para garantizar que el contenido de carbono en el flujo de entrada y en el de salida (BOD efluente, emisión de metano y recuperación de metano) sean comparables.
- Si en el inventario de aguas servidas se declara la separación de los lodos, hay que verificar la coherencia entre las cantidades de los lodos aplicados a suelos agrícolas, lodos incinerados, y lodos depositados en sitios de eliminación de desechos sólidos.

### ***Comparación de las estimaciones de emisiones obtenidas mediante los diferentes enfoques***

- Para los países que usan parámetros específicos del país o métodos de Nivel 2 o superiores, los compiladores del inventario pueden cotejar la estimación nacional con las emisiones calculadas utilizando el método y los parámetros por defecto del IPCC.

## **EXHAUSTIVIDAD**

La exhaustividad puede verificarse sobre la base del grado de utilización de un sistema o vía de tratamiento o eliminación (T). La suma de T debe ser igual al 100 por ciento. Es una *buena práctica* trazar un diagrama similar al de la Figura 6.1 para el país, con el fin de considerar todos los sistemas o vías de tratamiento y eliminación que sean potencialmente anaeróbicos, tanto para las aguas recolectadas y no-recolectadas, como para las tratadas y las no-tratadas. Todas las aguas residuales industriales tratadas en instalaciones de tratamiento de aguas servidas domésticas deben incluirse en la categoría de aguas recolectadas. Si se separan los lodos para su incineración, descarga en vertederos o uso como abono en tierras agrícolas, la cantidad de materia orgánica separada en calidad de lodo debe ser coherente con los datos utilizados en los sectores pertinentes (véase el texto en la Sección 6.2.2).

## **GENERACIÓN DE INFORMES Y DOCUMENTACIÓN**

Es una *buena práctica* documentar y declarar un resumen de los métodos utilizados, datos de la actividad y factores de emisión. Al final de este volumen se incluyen hojas de cálculo. Cuando se utilicen métodos y/o factores de emisión específicos del país, la justificación de las opciones así como las referencias a los métodos utilizados para obtener los datos específicos del país (mediciones, bibliografía, dictamen de expertos, etc.) deben documentarse e incluirse en el informe.

Si algunos lodos se incineran, se eliminan en vertederos o se esparcen en las tierras agrícolas, las cantidades de lodos y emisiones asociadas deben declararse en las categorías: incineración de desechos, SEDS o agrícolas, respectivamente.

Si se recupera  $CH_4$  para usos energéticos, las emisiones de gas de efecto de invernadero resultantes deben declararse en el Sector Energía. Como ya se analizó en la Sección 6.2.1, las *buenas prácticas* del Sector Desechos no exigen estimaciones del  $CH_4$  ni del  $N_2O$  derivados de la recuperación ni de la quema de  $CH_4$  en antorcha. No obstante, si se desea hacerlo, las emisiones por quema en antorcha deben declararse en el Sector Desechos.

Se puede encontrar más información sobre generación de informes y documentación, en el Volumen 1, Capítulo 6, Sección 6.11, Documentación, archivo y generación de informes.



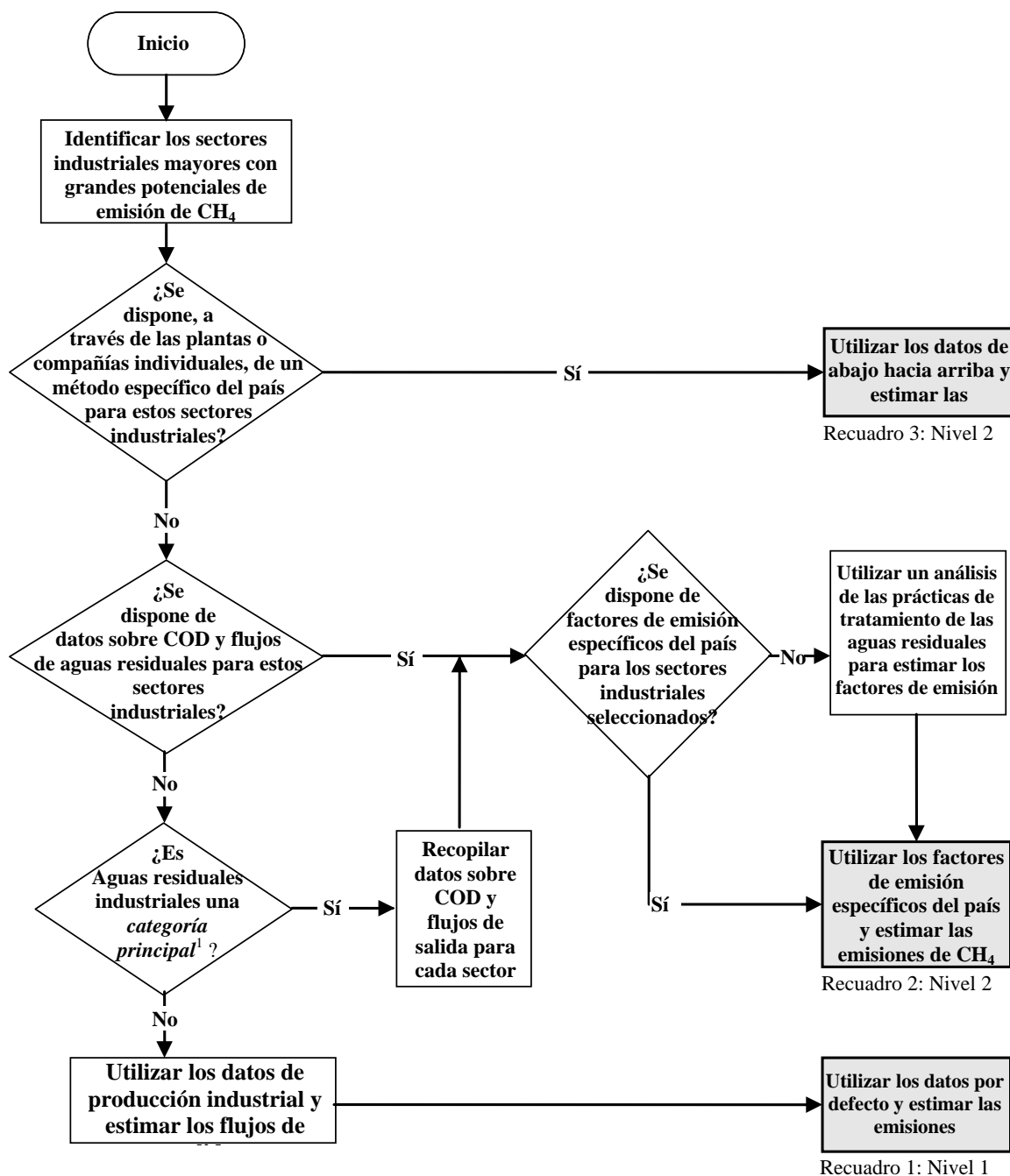
### **6.2.3 Aguas residuales industriales**

Las aguas residuales industriales pueden tratarse *in situ* o evacuarse hacia los sistemas de cloacas o alcantarillados domésticos. Si se las evacua hacia el sistema de alcantarillado doméstico, las emisiones deben incluirse en las emisiones de aguas servidas domésticas. Esta sección trata de las estimaciones de las emisiones de CH<sub>4</sub> procedentes del tratamiento *in situ* de aguas residuales industriales. Sólo produce CH<sub>4</sub> el agua residual industrial que contiene significantes cargas de carbono y que se trata bajo condiciones anaeróbicas, sean éstas previstas o no. Las sustancias orgánicas contenidas en las agua residuales industriales suelen expresarse en términos de COD, como se hace aquí.

### 6.2.3.1 ELECCIÓN DEL MÉTODO

La Figura 6.3 presenta un árbol de decisión para las aguas residuales industriales.

**Figura 6.3**      **Árbol de decisión para estimar las emisiones de CH<sub>4</sub> procedentes de las aguas residuales industriales**



**Nota:**

1. Para un análisis de las *categorías principales* y el uso de los árboles de decisión, Véase el Volumen 1 Capítulo 4. Opción metodológica e identificación de categorías principales (considérese la Sección 4.1.2 sobre recursos limitados).

La estimación del potencial de producción de CH<sub>4</sub> derivado de los flujos de agua residual industrial se basa en la concentración de materia orgánica degradable en el agua residual, en el volumen de ésta, y en la propensión del sector industrial a tratar sus aguas residuales en sistemas anaeróbicos. Utilizando estos criterios, las fuentes más

importantes de agua residual industrial con alto potencial de producción de gas CH<sub>4</sub>, pueden identificarse como sigue:

- manufactura de la pulpa y el papel
- procesamiento de carne y aves (mataderos)
- producción de alcohol, cerveza, almidón
- producción de sustancias químicas orgánicas
- otros procesamientos de alimentos y bebidas (productos lecheros, aceite vegetal, frutas y verduras, envasadoras, fabricación de zumos, etc.).

Tanto la industria de la pulpa y de papel como las industrias de procesamiento de carne y aves producen grandes volúmenes de agua residual que contiene elevados niveles de sustancias orgánicas degradables. Típicamente, las plantas de procesamiento de carne y aves utilizan lagunas anaeróbicas para tratar sus aguas residuales, y la industria de la pulpa y el papel también utiliza lagunas y reactores anaeróbicos. Las industrias de alimentos no derivados de animales y las industrias de bebidas producen considerables volúmenes de aguas residuales con niveles significativos de carbono orgánico, y se conocen también por utilizar procesos anaeróbicos como las lagunas y los reactores anaeróbicos. Los reactores anaeróbicos que tratan efluentes industriales con instalaciones de biogás se relacionan generalmente con la recuperación del CH<sub>4</sub> generado para fines energéticos. Las emisiones procedentes del proceso de combustión para obtener energía deben declararse en el Sector Energía.

El método para la estimación de las emisiones procedentes del agua residual industrial es similar al utilizado para las aguas servidas domésticas. Véase el árbol de decisión de la Figura 6.3. El desarrollo de los factores de emisión y de los datos de la actividad es más complejo pues hay muchos tipos de aguas residuales y muchas industrias diferentes que controlar. Las estimaciones de emisiones más exactas para esta categoría de fuente deben basarse en datos medidos desde fuentes por puntos. Debido al alto costo de las mediciones y al gran número eventual de fuentes por puntos, la recopilación completa de datos sobre mediciones resulta muy difícil. Se sugiere que los compiladores del inventario utilicen un enfoque «de arriba hacia abajo» que incluya los pasos generales siguientes:

- Paso 1:** usar la Ecuación 6.6 para estimar el total de carbono degradable de manera orgánica en las aguas servidas (TOW) para el sector industrial *i*
- Paso 2:** elegir la vía y los sistemas (Figura 6.1) según los datos de la actividad en el país. Usar la Ecuación 6.5 para obtener el factor de emisión. para cada sector industrial, estimar el factor de emisión utilizando la capacidad máxima de producción de metano y el promedio del factor de corrección para el metano específico de la industria.
- Paso 3:** utilizar la Ecuación 6.4 para estimar las emisiones, ajustar para la eventual separación de los lodos y/o recuperación de CH<sub>4</sub>, y sumar los resultados.

La ecuación general para estimar las emisiones de CH<sub>4</sub> procedentes de las aguas residuales industriales es la siguiente:

**ECUACIÓN 6.4**

**EMISIONES TOTALES DE CH<sub>4</sub> PROCEDENTES DE LAS AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES**

$$Emisiones\ de\ CH_4 = \sum_i [(TOW_i - S_i) EF_i - R_i]$$

Donde:

- Emisiones de CH<sub>4</sub> = emisiones de CH<sub>4</sub> durante el año del inventario, kg. de CH<sub>4</sub>/año
- TOW = total de la materia orgánica degradable contenida en las aguas residuales de la industria *i* durante el año del inventario, kg. de COD/año
- i* = sector industrial
- S<sub>*i*</sub> = componente orgánico separado como lodo durante el año del inventario, kg. de COD/año
- EF<sub>*A*</sub> = factor de emisión para la industria *i*, kg. de CH<sub>4</sub>/kg. de COD para la vía o sistema(s) de tratamiento y/o eliminación utilizado(s) en el año del inventario

Si en una industria se utiliza más de una práctica de tratamiento, este factor debe corresponder a un promedio ponderado.

$R_i$  = cantidad de  $CH_4$  recuperada durante el año del inventario, kg. de  $CH_4$ /año

La cantidad de  $CH_4$  que se recupera se expresa en la Ecuación 6.4 como R. El gas recuperado debe tratarse como se describe en la Sección 6.2.1.

### 6.2.3.2 ELECCIÓN DE LOS FACTORES DE EMISIÓN

En los diferentes tipos de aguas residuales industriales se pueden notar significativas diferencias en el potencial de emisión de  $CH_4$ . En lo posible, deben recopilarse datos para determinar la capacidad máxima de producción de  $CH_4$  ( $B_0$ ) de cada industria. Como se ha señalado anteriormente, el MFC indica en qué medida se manifiesta el potencial máximo de producción de  $CH_4$  ( $B_0$ ) en cada tipo de método de tratamiento. Por lo tanto, es una indicación del grado al cual el sistema es de tipo anaeróbico. Véase la Ecuación 6.5.

**ECUACIÓN 6.5**  
**FACTOR DE EMISIÓN DE  $CH_4$  PARA LAS AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES**  
 $EF_j = B_0 \cdot MCF_j$

Donde:

- $EF_j$  = factor de emisión para cada vía o sistema de tratamiento y/o eliminación, kg. de  $CH_4$ /kg. de COD
- $j$  = cada vía o sistema de tratamiento y/o eliminación
- $B_0$  = capacidad máxima de producción de  $CH_4$ , kg. de  $CH_4$ /kg. de COD
- $MCF_j$  = factor de corrección para el metano (fracción) (véase el Cuadro 6.8)

Es una *buena práctica* emplear datos específicos del país y específicos del sector industrial que se puedan obtener a través de las autoridades gubernamentales, organizaciones industriales o peritos industriales. Sin embargo, la mayoría de los compiladores del inventario podrán comprobar que los datos detallados específicos del sector no están disponibles o que son incompletos. Si no se dispone de los datos específicos del país, es una *buena práctica* utilizar para  $B_0$  el factor del COD por defecto del IPCC (0,25 kg. de  $CH_4$ /kg. de COD).

Para la determinación del factor de corrección para el metano (MCF), que es la fracción de los desechos tratados en condiciones anaeróbicas, se recomienda recurrir a un dictamen de expertos. Una técnica útil para estimar estos datos consiste en realizar un estudio de las prácticas de tratamiento de las aguas residuales industriales revisado por pares. Los sondeos deben realizarse con una frecuencia suficiente como para detectar las principales tendencias en las prácticas industriales (p. ej., cada 3 a 5 años). En el Volumen 1, Capítulo 2, Métodos para la recopilación de datos, se describe cómo solicitar dictámenes de expertos para estimar los intervalos de incertidumbre. Si no se dispone de datos publicados ni de estadísticas, para obtener la información necesaria para otros tipos de datos se pueden utilizar protocolos similares de solicitud de dictámenes. El Cuadro 6.8 contiene datos por defecto para los valores de MFC, basados en dictámenes de expertos.

<b>CUADRO 6.8</b>			
<b>VALORES DE MCF POR DEFECTO PARA LAS AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES</b>			
<b>Tipo de vía o sistema de tratamiento y eliminación</b>	<b>Comentarios</b>	<b>MCF <sup>1</sup></b>	<b>Intervalo</b>
<b>No tratadas</b>			
Eliminación en río, lago y mar	Los ríos con altas cargas de orgánicos pueden volverse anaeróbicos, pero esta situación no se considera aquí.	0,1	0 – 0,2
<b>Tratado</b>			
Planta de tratamiento aeróbico	Debe ser bien gestionada. Puede emitir algo de $CH_4$ desde las cuencas de decantación y otros tanques.	0	0 – 0,1
Planta de tratamiento aeróbico	Mal operada. Sobrecargada	0,3	0,2 – 0,4
Digestor anaeróbico para lodos	Aquí no se considera la recuperación de $CH_4$ .	0,8	0,8 – 1,0
Reactor anaeróbico (e. ej., UASB Reactor de membrana fija)	Aquí no se considera la recuperación de $CH_4$ .	0,8	0,8 – 1,0
Laguna anaeróbica poco profunda	Profundidad de menos de 2 metros, recurrir al dictamen de expertos.	0,2	0 – 0,3
Laguna anaeróbica profunda	Profundidad de más de 2 metros	0,8	0,8 – 1,0

<sup>1</sup> Basado en dictamen de expertos realizado por los autores principales de esta sección

### 6.2.3.3 ELECCIÓN DE LOS DATOS DE LA ACTIVIDAD

Los datos de la actividad para esta categoría de fuente son la cantidad de materia orgánica degradable contenida en las aguas residuales (TOW). Este parámetro depende de la producción industrial  $P$  (toneladas/año), de la generación de aguas residuales  $W$  ( $m^3$ /tonelada de producto) y de COD ( $Kg. COD/m^3$ ), la concentración de sustancias orgánicas degradables en las aguas residuales. Véase la Ecuación 6.6. Para determinar TOW se requieren los siguientes pasos :

- (i) Identificar los sectores industriales que generan aguas residuales con altos contenidos de carbono orgánico, mediante la evaluación de la producción industrial, las sustancias orgánicas degradables en las aguas residuales, y el volumen de aguas residuales producidas.
- (ii) Identificar los sectores industriales que usan tratamiento anaeróbico. Incluir a los que puedan recibir un tratamiento anaeróbico no previsto, como resultado de la sobrecarga del sistema de tratamiento. La experiencia demuestra que, en general, tres o cuatro sectores industriales son *principales*.

Para cada sector elegido, estímesese el total del carbono degradable de manera orgánica (TOW).

**ECUACIÓN 6.6**  
**MATERIA ORGÁNICA DEGRADABLE EN LAS AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES**

$$TOW_i = P_i \cdot W_i \cdot COD_i$$

Donde:

- $TOW_i$  = total de la materia degradable de manera orgánica en las aguas residuales de la industria  $i$ ,  
kg. de COD/año
- $i$  = sector industrial
- $P_i$  = producto industrial total del sector industrial  $i$ , t/año
- $W_i$  = aguas residuales generadas,  $m^3/t_{\text{producto}}$
- $COD_i$  = requerimiento químico de oxígeno (componente industrial orgánico degradable en las  
aguas residuales),  
kg. de COD/ $m^3$

Se pueden obtener datos sobre la producción industrial y las aguas residuales resultantes a partir de las estadísticas nacionales, los organismos reguladores, las asociaciones industriales o de tratamiento de aguas residuales. En algunos casos, la cuantificación de la carga de COD en las aguas residuales puede necesitar un dictamen de expertos. En algunos países, se pueden obtener datos sobre el COD y la utilización total de agua por sector, directamente de un organismo regulador. Una alternativa es la de obtener datos sobre la producción industrial y buscar en la bibliografía las toneladas de COD generado por tonelada de producto. El Cuadro 6.9 ofrece ejemplos que se pueden utilizar como valores por defecto. Estos deben usarse con precaución, por ser parámetros específicos del país, de la industria y del proceso.

**CUADRO 6.9**  
**EJEMPLOS DE DATOS SOBRE AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES**

Tipo de industria	Generación de aguas residuales W (m <sup>3</sup> /tonelada)	Intervalo para W (m <sup>3</sup> /tonelada)	COD (kg./m <sup>3</sup> )	Intervalo del COD (kg./m <sup>3</sup> )
Refinado de alcohol	24	16 – 32	11	5 – 22
Malta y cerveza	6,3	5,0 – 9,0	2,9	2 – 7
Café	ND	ND –	9	3 – 15
Productos lácteos	7	3 – 10	2,7	1,5 – 5,2
Procesamiento del pescado	ND	8 – 18	2,5	
Carnes y aves	13	8 – 18	4,1	2 – 7
Sustancias químicas orgánicas	67	0 – 400	3	0,8 – 5
Refinerías de petróleo	0,6	0,3 – 1,2	1,0	0,4 – 1,6
Plásticos y resinas	0,6	0,3 – 1,2	3,7	0,8 – 5
Pulpa y papel (combinados)	162	85 – 240	9	1 – 15
Jabón y detergentes	ND	1,0 – 5,0	ND	0,5 – 1,2
Producción de almidón	9	4 – 18	10	1,5 – 42
Refinación del azúcar	ND	4 – 18	3,2	1 – 6
Aceites vegetales	3,1	1,0 – 5,0	ND	0,5 – 1,2
Verduras, frutas y zumos	20	7 – 35	5,0	2 – 10
Vino y vinagre	23	11 – 46	1,5	0,7 – 3,0

Notas: ND = No disponible.  
Fuente: Doorn *et al.* (1997).

### 6.2.3.4 COHERENCIA DE LA SERIE TEMPORAL

Una vez incluido un sector industrial en los cálculos para el inventario, debe incluirse en cada año subsiguiente. Si el compilador del inventario introduce un nuevo sector industrial en los cálculos, debe re-calcular toda la serie temporal, de modo que el método sea coherente de año en año. Véase el Volumen 1, Capítulo 5, Coherencia de la serie temporal, donde se brinda orientación general para recalcular las estimaciones para toda la serie temporal.

Al igual que para las aguas servidas domésticas, la separación de los lodos y la recuperación de CH<sub>4</sub> debe tratarse de manera coherente a través de los años de la serie temporal. Debe incluirse la recuperación de CH<sub>4</sub> únicamente si se disponen de datos específicos de la planta. La cantidad de CH<sub>4</sub> recuperado debe restarse de la del CH<sub>4</sub> producido, como se muestra en la Ecuación 6.4.

### 6.2.3.5 INCERTIDUMBRES

En el Cuadro 6.10 se proporcionan estimaciones de incertidumbre para B<sub>0</sub>, MCF, P, W y COD. Las estimaciones se basan en un dictamen de expertos.

CUADRO 6.10 INTERVALOS DE INCERTIDUMBRE POR DEFECTO PARA LAS AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES	
Parámetro	Intervalo de incertidumbre
<b>Factor de emisión</b>	
Capacidad máxima de producción de CH <sub>4</sub> (B <sub>0</sub> )	± 30%
Factor de corrección para el metano (MCF)	El intervalo de incertidumbre debe determinarse por dictamen de expertos, teniendo presente el hecho de que se trata de una fracción y que las incertidumbres no pueden situar el valor fuera del intervalo de 0 a 1.

<b>CUADRO 6.10 (CONTINUACIÓN)</b> <b>INTERVALOS DE INCERTIDUMBRE POR DEFECTO PARA LAS AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES</b>	
<b>Parámetro</b>	<b>Intervalo de incertidumbre</b>
<b>Datos de la actividad</b>	
Producción industrial (P)	± 25%. Recurrir al dictamen de expertos en relación con la calidad de las fuentes de datos con el fin de atribuir un intervalo de incertidumbre más exacto.
Producción de aguas residuales / unidad de producción (W)	Estos datos pueden ser muy inciertos, pues el mismo sector puede usar diferentes procedimientos de gestión de desechos en diferentes instalaciones y en diferentes países. Es esperable que el producto de los parámetros (W•COD) sea menos incierto. Se puede asignar directamente un valor de incertidumbre a kg. de COD/tonelada de producto. Se sugiere -50 %, +100% ( o sea, un factor de 2)
cantidad de COD / unidad de aguas residuales (COD)	
Fuente: Dictamen de grupo de expertos (copresidentes, editores y autores de este sector)	

### 6.2.3.6 GC/CC, EXHAUSTIVIDAD, GENERACIÓN DE INFORMES Y DOCUMENTACIÓN

Es una *buena práctica* implementar procedimientos de garantía de calidad y controles de calidad como los descritos en el Capítulo 6, GC/CC y verificación, Volumen 1. A continuación, se señalan algunos procedimientos fundamentales de GC/CC que incluyen:

- Para las aguas residuales industriales, los compiladores del inventario pueden revisar los conjuntos de datos secundarios (p. ej., tomados de estadísticas nacionales, organismos reguladores, asociaciones de tratamiento de aguas servidas o asociaciones industriales), que se utilizan para estimar y clasificar la producción de desechos que contienen COD. Algunos países pueden ejercer control regulador sobre las descargas industriales, en cuyo caso ya pueden estar en aplicación protocolos significativos de GC/CC para desarrollar las características de las aguas residuales por industrias.
- Para las aguas residuales industriales, los compiladores del inventario deben cotejar los valores para los MFC, con los de otros inventarios nacionales con características de aguas residuales similares.
- Los compiladores del inventario deben revisar los datos específicos de las instalaciones respecto de la recuperación de CH<sub>4</sub>, para garantizar que se hayan declarado en conformidad con los criterios sobre mediciones esbozados en el Capítulo 2, Métodos para la recopilación de datos, del Volumen 1.
- Úsese un control de saldo del balance de carbono para garantizar que el carbono contenido en la recuperación de CH<sub>4</sub> sea menor que el carbono contenido en el BOD que entra a la instalación que declara recuperación de CH<sub>4</sub>.
- Si en el inventario de aguas residuales se declara la separación de lodos, hay que verificar la coherencia con las estimaciones de los lodos aplicados a suelos agrícolas, los lodos incinerados, y los lodos depositados en los sitios de eliminación de desechos sólidos.
- Para los países que usan parámetros específicos del país o métodos de nivel superior, los compiladores deben cotejar las estimaciones nacionales con las emisiones calculadas utilizando el método por defecto y los parámetros del IPCC.

### EXHAUSTIVIDAD

La exhaustividad en la estimación de las emisiones procedentes de las aguas residuales industriales depende de una caracterización exacta de los sectores industriales que producen aguas residuales orgánicas. En la mayoría de los países, alrededor de 3 ó 4 sectores industriales dan cuenta de la mayor parte del volumen de aguas residuales orgánicas, de modo que los compiladores del inventario deben garantizar que esos sectores sean cubiertos. Los compiladores del inventario deben realizar revisiones periódicas de las fuentes industriales, en particular si algunas industrias crecen rápidamente.

Esta categoría debe cubrir sólo las aguas residuales que se tratan *in situ*. Las emisiones procedentes de las aguas residuales industriales evacuadas hacia los sistemas de alcantarillados de aguas servidas domésticas deben abordarse e incluirse con las aguas residuales domésticas.

Algunos lodos derivados del tratamiento de las aguas residuales industriales pueden incinerarse o depositarse en vertederos o en tierras agrícolas. Esto constituye una cantidad de desechos orgánicos que debe restarse del TOW disponible. Es una *buena práctica* ser coherente a través de los sectores: la cantidad de lodo que se separa del TOW deberá ser igual a la cantidad de lodo depositado en los vertederos, aplicado en los suelos agrícolas, incinerado o tratado de otro modo.

## GENERACIÓN DE INFORMES Y DOCUMENTACIÓN

Es una *buena práctica* documentar y declarar una reseña de los métodos utilizados, los datos de actividad y los factores de emisión. Al final de este volumen se incluyen hojas de cálculo para estos efectos. Cuando se utilicen métodos y/o factores de emisión específicos del país, las razones de las opciones, así como las referencias a los métodos utilizados para obtener los datos específicos del país (mediciones, bibliografía, dictamen de expertos, etc.) deben documentarse e incluirse en el informe.

Si se incineran los lodos, se eliminan en vertederos o se esparcen en tierras agrícolas, las cantidades de lodos y las emisiones asociadas deben declararse en las categorías de incineración de desechos, SEDS o agrícolas, respectivamente.

Si se dispone de datos sobre la recuperación de CH<sub>4</sub> procedente del tratamiento de las aguas residuales industriales, éstos deben documentarse por separado para la quema en antorcha y la recuperación con fines energéticos. El tratamiento del CH<sub>4</sub> recuperado y la manera de declarar las emisiones provenientes de la quema en antorcha deben ser iguales a los de la orientación brindada para las aguas residuales domésticas en la Sección 6.2.2.6.

Se puede encontrar más información sobre generación de informes y documentación, en el Volumen 1, Capítulo 6, Sección 6.11, Documentación, archivo y generación de informes.

## 6.3 EMISIONES DE ÓXIDO NITROSO PROVENIENTES DE LAS AGUAS RESIDUALES

### 6.3.1 Cuestiones metodológicas

#### 6.3.1.1 ELECCIÓN DEL MÉTODO

Las emisiones de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) pueden producirse como emisiones directas provenientes de las plantas de tratamiento o como emisiones indirectas provenientes de las aguas residuales después de la eliminación de los efluentes en vías fluviales, lagos o en el mar. Las emisiones directas derivadas de la nitrificación y desnitrificación en instalaciones de tratamiento de aguas servidas pueden considerarse fuentes menores; se brinda orientación para estimar estas emisiones en el Recuadro 6.1. Típicamente, estas emisiones son mucho menores que las de los efluentes y sólo pueden interesar a países donde predominan las plantas centralizadas avanzadas de tratamiento de aguas servidas con etapas de nitrificación y desnitrificación.

No se entregan métodos de niveles más elevados, por lo que es *buena práctica* estimar el N<sub>2</sub>O de efluentes de aguas servidas domésticas utilizando el método presentado aquí. No se incluyen árboles de decisión. Las emisiones directas tan sólo deben estimarse en países donde predominan las plantas centralizadas avanzadas de tratamiento de aguas servidas con etapas de nitrificación y desnitrificación.

Por lo tanto, esta sección trata de las emisiones indirectas de N<sub>2</sub>O derivadas de efluentes de tratamiento de aguas servidas que se eliminan en medios acuáticos. La metodología para las emisiones derivadas por efluentes es similar a la de las emisiones indirectas de N<sub>2</sub>O explicada en el Volumen 4, Sección 11.2.2, Capítulo 11, Emisiones de N<sub>2</sub>O de suelos gestionados, y emisiones de CO<sub>2</sub> resultantes de aplicación de cal y de urea. La ecuación general simplificada es la siguiente:

<p><b>ECUACIÓN 6.7</b></p> <p><b>EMISIONES DE N<sub>2</sub>O PROVENIENTES DE LAS AGUAS RESIDUALES EFLUENTES</b></p> $Emisiones\ de\ N_2O = N_{EFLUENTE} \bullet EF_{EFLUENTE} \bullet 44 / 28$
--

Donde:

Emisiones de N<sub>2</sub>O = emisiones de N<sub>2</sub>O durante el año del inventario, kg. de N<sub>2</sub>O/año



$N_{\text{EFLUENTE}}$  = nitrógeno en el efluente eliminado en medios acuáticos, kg. de N/ año

$EF_{\text{EFLUENTE}}$  = factor de emisión para las emisiones de  $N_2O$  provenientes de la eliminación en aguas servidas, kg. de  $N_2O$ /kg. de N

El factor 44/28 corresponde a la conversión de kg. de  $N_2O$ -N en kg. de  $N_2O$ .

### 6.3.1.2 ELECCIÓN DE LOS FACTORES DE EMISIÓN

El factor de emisión por defecto del IPCC para las emisiones de  $N_2O$  derivadas de aguas servidas domésticas con efluentes con nitrógeno es de 0,005 (0,0005 – 0,25) Kg.  $N_2O$ -N/Kg. N. Este factor de emisión se basa en escasos datos de terreno y sobre hipótesis específicas en lo tocante a la nitrificación y desnitrificación en ríos y estuarios. La primera hipótesis es que todo el nitrógeno se elimina con el efluente. La segunda hipótesis es que la producción de  $N_2O$  en ríos y estuarios está directamente relacionada con la nitrificación y desnitrificación, y, por lo tanto, con el nitrógeno que se descarga en el río. (véase el Volumen 4, Cuadro 11.3 de la Sección 11.2.2 del Capítulo 11, Emisiones de  $N_2O$  de suelos gestionados, y emisiones de  $CO_2$  resultantes de la aplicación de cal y de urea.)

### 6.3.1.3 ELECCIÓN DE LOS DATOS DE LA ACTIVIDAD

Los datos de la actividad requeridos para la estimación de emisiones de  $N_2O$  son el contenido de nitrógeno en el efluente de aguas servidas, la población del país, y el promedio anual de generación de proteína *per cápita* (Kg./persona/año). La generación de proteína *per cápita* consiste en la ingesta (consumo), que se puede obtener de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO, 2004), multiplicada por factores que den cuenta de la proteína adicional “no-consumida” y de la proteína industrial descargada en el sistema de alcantarillado. Los restos de alimentos que no se consumen y se pueden eliminar por el drenaje (p. ej., como resultado del uso de trituradores de desechos en algunos países desarrollados), así como las aguas de baño y lavado de ropa, pueden contribuir a las cargas de nitrógeno. Para los países desarrollados que utilizan trituradores de desechos, el valor por defecto para la proteína no-consumida descargada en flujos de aguas servidas es de 1,4, mientras que para los países en desarrollo esta fracción es de 1,1. Las aguas residuales de fuentes industriales o comerciales que se descargan en los alcantarillados pueden contener proteína (p. ej., de las tiendas de abarrotes y carnicerías). El valor por defecto para esta fracción es 1,25. El nitrógeno total en los efluentes se estima como sigue:

<p><b>ECUACIÓN 6.8</b>  <b>NITRÓGENO TOTAL EN LOS EFLUENTES</b></p> $N_{\text{EFLUENTE}} = ( P \cdot \text{Proteína} \cdot F_{\text{NPR}} \cdot F_{\text{NON-CON}} \cdot F_{\text{IND-COM}} ) - N_{\text{LODO}}$
--

Donde:

$N_{\text{EFLUENTE}}$  = cantidad total anual de nitrógeno en los efluentes de aguas residuales, kg. de N/año

P = población humana

Proteína = consumo per cápita anual de proteínas, kg./persona/año

$F_{\text{NPR}}$  = fracción de nitrógeno en las proteínas, por defecto = 0,16, kg. de N/kg. de proteína

$F_{\text{NON-CON}}$  = factor de las proteínas no consumidas añadidas a las aguas residuales

$F_{\text{IND-COM}}$  = factor para las proteínas industriales y comerciales co-eliminadas en los sistemas de alcantarillado

$N_{\text{LODO}}$  = nitrógeno separado con el lodo residual (por defecto = 0), kg. de N/año

**RECUADRO 6.1**

**EMISIONES DE SUB-CATEGORÍAS PROVENIENTES DE PLANTAS DE TRATAMIENTO CENTRALIZADO AVANZADO DE LAS AGUAS RESIDUALES**

Típicamente, las emisiones provenientes de las plantas centralizadas avanzadas de tratamiento de aguas residuales son mucho menores que las de los efluentes y es probable que sólo sean de interés para los países donde predominan las plantas centralizadas avanzadas de tratamiento de aguas servidas con etapas controladas de nitrificación y desnitrificación. El factor de emisión global para la estimación de las emisiones de N<sub>2</sub>O de tales plantas es de 0,32 G. N<sub>2</sub>O/persona/año. Este factor de emisión fue determinado durante pruebas de campo en una planta de tratamiento de aguas servidas domésticas en el norte de Estados Unidos (Czepiel *et al.*, 1995). Los valores de emisión se obtuvieron en una planta que recibía únicamente aguas servidas domésticas. Esta agua ya contenía proteína de no-consumo, pero no contenía agua co-descargada industrial ni comercial. No se dispone de otros factores de emisión específicos del país. Las emisiones de N<sub>2</sub>O derivadas de los procesos de tratamiento centralizado de aguas servidas se calculan como sigue:

**ECUACIÓN 6.9**  
**EMISIONES DE N<sub>2</sub>O PROVENIENTES DE PLANTAS DE TRATAMIENTO CENTRALIZADO DE LAS AGUAS RESIDUALES**

$$N_2O_{PLANTAS} = P \cdot T_{PLANTA} \cdot F_{IND-COM} \cdot EF_{PLANTA}$$

Donde:

N<sub>2</sub>O<sub>PLANTAS</sub> = total de las emisiones de N<sub>2</sub>O procedentes de las plantas durante el año del inventario, Gg de N<sub>2</sub>O

P = población humana

T<sub>PLANTA</sub> = grado de utilización de las plantas WWT centralizadas modernas, %

F<sub>IND-COM</sub> = fracción de las proteínas industriales y comerciales co-eliminadas (por defecto = 1,25, basado en datos de Metcalf & Eddy (2003) y en dictamen de expertos)

EF<sub>PLANTA</sub> = factor de emisión, 3,2 g de N<sub>2</sub>O/persona/año

Nota: Cuando un país decide declarar las emisiones de N<sub>2</sub>O procedentes de las plantas de tratamiento, la cantidad de nitrógeno asociado con esas emisiones (N<sub>WWT</sub>) debe retro-calcularse y restarse del N<sub>EFLUENTE</sub>. El N<sub>WWT</sub> puede calcularse multiplicando N<sub>2</sub>O<sub>PLANTAS</sub> por 28/44, utilizando los pesos moleculares.

### 6.3.2 Coherencia de la serie temporal

Si un país decide incorporar emisiones de instalaciones en la estimación, este cambio se debe hacer en toda la serie temporal. Las separaciones potenciales de lodo deben tratarse de manera coherente a través de los años de la serie.

### 6.3.3 Incertidumbres

Las grandes incertidumbres están asociadas con los factores por defecto del IPCC para las emisiones de N<sub>2</sub>O procedentes del efluente. Actualmente no existen suficientes datos de terreno para mejorar estos factores. Por igual, el factor de emisión de N<sub>2</sub>O para las plantas es incierto, porque se basa en una sola prueba de campo. En el Cuadro 6.11, a continuación, se incluyen intervalos de incertidumbre basados en el dictamen de expertos.

**CUADRO 6.11**  
**DATOS POR DEFECTO PARA LA METODOLOGÍA DEL N<sub>2</sub>O**

	<b>Definición</b>	<b>Valor por defecto</b>	<b>Intervalo</b>
<b>Factor de emisión</b>			
EF <sub>EFLUENTE</sub>	Factor de emisión, (kg. de N <sub>2</sub> O-N/kg. de N)	0,005	0,0005 – 0,25
EF <sub>PLANTA</sub>	Factor de emisión, (g de N <sub>2</sub> O/persona/año)	3,2	2 – 8
<b>Datos de la actividad</b>			
P	Cantidad de personas en el país	Específico del país	± 10 %
Proteína	Consumo anual de proteína per cápita	Específico del país	± 10 %
F <sub>NPR</sub>	Fracción de nitrógeno contenido en la proteína (kg. de N/kg. de proteína)	0,16	0,15 – 0,17
T <sub>planta</sub>	Grado de utilización de las grandes plantas WWT	Específico del país	± 20 %
F <sub>NON-CON</sub>	Factor de ajuste para la proteína no consumida	1,1 para los países sin eliminación de basuras 1,4 para los países con eliminación de basura	1,0 – 1,5
F <sub>IND-COM</sub>	Factor introducido para tomar en cuenta las co-descargas de nitrógeno industrial en los alcantarillados. Para los países con una cantidad significativa de plantas de procesamiento de pescado, este factor puede ser más elevado. Se recomienda recurrir al dictamen de expertos.	1,25	1,0 – 1,5

### 6.3.4 GC/CC, Exhaustividad, generación de informes y documentación

Este método utiliza varios parámetros por defecto. Se aconseja solicitar la opinión de expertos para evaluar si los factores por defecto propuestos son apropiados.

#### EXHAUSTIVIDAD

Salvo cuando se dispone de datos sobre la separación de los lodos, la metodología para la estimación de las emisiones del efluente se basa en la población y en la hipótesis de que todo el nitrógeno asociado con el consumo y el uso doméstico, así como el nitrógeno co-descargado procedente de las aguas residuales industriales, entra en algún momento en una vía fluvial. En estos términos, se puede considerar esta estimación conservadora y que cubre todas las fuentes asociadas con el uso de aguas servidas domésticas.

La metodología no incluye las emisiones de N<sub>2</sub>O procedentes de fuentes industriales, excepto las aguas residuales industriales co-descargadas junto con las aguas servidas domésticas en el sistema de alcantarillados. Las emisiones de N<sub>2</sub>O procedentes de fuentes industriales se consideran no significativas en comparación con las emisiones procedentes de las aguas servidas domésticas.

Muy pocos países recopilan datos sobre la gestión de los lodos de las aguas residuales. Cuando estos datos existan, se sugiere ponerlos a disposición de los grupos de trabajo del inventario que corresponda.

El factor de emisión utilizado para las emisiones de N<sub>2</sub>O provenientes del efluente es igual al factor de emisión empleado para las emisiones indirectas de N<sub>2</sub>O en el Sector AFOLU.

#### GENERACIÓN DE INFORMES Y DOCUMENTACIÓN

Es una *buena práctica* documentar y declarar una reseña de los métodos utilizados, los datos de la actividad y los factores de emisión. Al final de este volumen se incluyen hojas de cálculo para estos efectos. Cuando se utilicen métodos y/o factores de emisión específicos del país, las razones de las opciones, así como las referencias a los métodos utilizados para obtener los datos específicos del país (mediciones, bibliografía, dictamen de expertos, etc.), deben documentarse e incluirse en el informe.

Si los lodos se incineran, se eliminan en vertederos o se esparcen en tierras agrícolas, deben declararse las cantidades de lodos y las emisiones asociadas en las categorías de incineración de desechos, SEDS o agrícolas, respectivamente.

Se puede encontrar más información sobre la generación de informes y documentación, en el Volumen 1, Capítulo 6, Sección 6.11, Documentación, archivo y generación de informes.

## Referencias

- American Public Health Association and American Water Works Association (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20<sup>th</sup> edition, Water Environment Federation, ISBN 0-87553-235-7.
- Czepiel, P., Crill, P. and Harriss, R. (1995). 'Nitrous oxide emissions from domestic wastewater treatment' *Environmental Science and Technology*, vol. 29, no. 9, pp. 2352-2356.
- Destatis (2001). "Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung 2001, Tabelle 1 "Übersichtstabelle Anschlussgrade" (Statistical Office Germany (<http://www.destatis.de/>))
- Doorn, M.R.J., Strait, R., Barnard, W. and Eklund, B. (1997). *Estimate of Global Greenhouse Gas Emissions from Industrial and Domestic Wastewater Treatment*, Final Report, EPA-600/R-97-091, Prepared for United States Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, USA.
- Doorn, M.R.J. and Liles, D. (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, Prepared for U.S. EPA, Research Triangle Park, NC, USA.
- FAO (2004). *FAOSTAT Statistical Database*, United Nations Food and Agriculture Organization. Available on the Internet at <<http://faostat.fao.org/>>
- Feachem, R.G., Bradley, D.J., Gareleck H. and Mara D.D. (1983). *Sanitation and Disease – Health Aspects of Excreta and Wastewater Management*, World Bank, John Wiley & Sons, USA.
- IPCC (1997). Houghton, J.T., Meira Filho, L.G., Lim, B., Tréanton, K., Mamaty, I., Bonduki, Y., Griggs, D.J. and Callander, B.A. (Eds). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories*. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA, Paris, France.
- Masotti, L. (1996). "Depurazione delle acque. Tecniche ed impianti per il trattamento delle acque di rifiuto". Eds Calderini. pp. 29-30
- Metcalf & Eddy, Inc. (2003) *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*. McGraw-Hill: New York, ISBN 0-07-041878-0.
- United Nations (2002). World Urbanization Prospects, The 2001 Revision Data Tables and Highlights. Population Division, Department of Economic and Social Affairs, United Nations Secretariat. ESA/P/WP.173. March 2002.

# **ANNEX 1**

---

# **WORKSHEETS**

## Contents

Annex 1	Worksheets	
4B	Biological Treatment of Solid Waste .....	A1.3
	CH <sub>4</sub> emissions from Biological Treatment of Solid Waste .....	A1.3
	N <sub>2</sub> O emissions from Biological Treatment of Solid Waste .....	A1.4
4C	Incineration and Open-Burning of Waste .....	A1.5
	CO <sub>2</sub> emissions from Incineration of Waste .....	A1.5
	Total amount of waste open-burned .....	A1.6
	CO <sub>2</sub> emissions from Open Burning of Waste .....	A1.7
	CO <sub>2</sub> emissions from incineration of fossil liquid waste .....	A1.8
	CH <sub>4</sub> emissions from Incineration of Waste .....	A1.9
	CH <sub>4</sub> emissions from Open Burning of Waste .....	A1.10
	N <sub>2</sub> O emissions from Incineration of Waste .....	A1.11
	N <sub>2</sub> O emissions from Open Burning of Waste .....	A1.12
4D	Wastewater Treatment and Discharge .....	A1.13
	Organically Degradable Material in Domestic Wastewater .....	A1.13
	CH <sub>4</sub> emission factor for Domestic Wastewater .....	A1.14
	CH <sub>4</sub> emissions from Domestic Wastewater .....	A1.15
	Total Organic Degradable Material in wastewater for each industry sector .....	A1.16
	CH <sub>4</sub> emission factor for Industrial Wastewater .....	A1.17
	CH <sub>4</sub> emissions from Industrial Wastewater .....	A1.18
	Estimation of nitrogen in effluent .....	A1.19
	Estimation of emission factor and emissions of indirect N <sub>2</sub> O from Wastewater .....	A1.20

Note: For 4A Category Solid Waste Disposal, see spreadsheet IPCC Waste Model.

Sector		Waste				
Category		Biological Treatment of Solid Waste				
Category Code		4B				
Sheet		1 of 1 Estimation of CH <sub>4</sub> emissions from Biological Treatment of Solid Waste				
		STEP 1		STEP 2	STEP 3	
Biological Treatment System	Waste Category/ Types of Waste <sup>1</sup>	A	B	C	D	E
		Total Annual amount treated by biological treatment facilities <sup>3</sup>	Emission Factor	Gross Annual Methane Generation	Recovered/flared Methane per Year	Net Annual Methane Emissions
		(Gg)	(g CH <sub>4</sub> /kg waste treated)	(Gg CH <sub>4</sub> )	(Gg CH <sub>4</sub> )	(Gg CH <sub>4</sub> )
				$C = (A \times B) \times 10^{-3}$		$E = (C - D)$
<b>Composting</b>						
<b>Anaerobic digestion at biogas facilities<sup>2</sup></b>						
<b>Total</b>						
<p>1 Information on the waste category should include information of the origin of the waste (MSW, Industrial, Sludge or Other) and type of waste (Food waste or Garden and Park Waste).</p> <p>2 If anaerobic digestion involves recovery and energy use of the gas, the emissions should be reported in the Energy Sector.</p> <p>3 Information on whether the amount treated is given as wet or dry weight should be given.</p>						

<b>Sector</b>		<b>Waste</b>		
<b>Category</b>		<b>Biological Treatment of Solid Waste</b>		
<b>Category Code</b>		<b>4B</b>		
<b>Sheet</b>		<b>1 of 1 Estimation of N<sub>2</sub>O emissions from Biological Treatment of Solid Waste</b>		
		<b>STEP 1</b>		<b>STEP 2</b>
<b>Biological Treatment System</b>	<b>Waste Category /Types of Waste<sup>1</sup></b>	A	B	C
		Total Annual amount treated by biological treatment facilities <sup>3</sup> (Gg)	Emission Factor (g N <sub>2</sub> O/kg waste treated)	Net Annual Nitrous Oxide Emissions (Gg N <sub>2</sub> O)
				$C = (A \times B) \times 10^{-3}$
<b>Composting</b>				
<b>Anaerobic digestion at biogas facilities<sup>2</sup></b>				
<b>Total</b>				
<p>1 Information on the waste category should include information of the origin of the waste (MSW, Industrial, Sludge or Other) and type of waste (Food waste or Garden and Park Waste).</p> <p>2 If anaerobic digestion involves recovery and energy use of the gas, the emissions should be reported in the Energy Sector.</p> <p>3 Information on whether the amount treated is given as wet or dry weight should be given.</p>				



Sector		Waste												
Category		Waste Incineration												
Category Code		4C1												
Sheet		I of I Estimation of CO <sub>2</sub> emissions from Incineration of Waste												
Type of Waste	A		B		C		D		E		F		G	
	Total Amount of Waste Incinerated (Wet Weight) (Gg Waste)		Dry Matter Content <sup>1</sup> dm (fraction)		Fraction of Carbon in Dry Matter <sup>2</sup> CF (fraction)		Fraction of Fossil Carbon in Total Carbon <sup>3</sup> FCF (fraction)		Oxidation Factor OF (fraction)		Conversion Factor 44/12		Fossil CO <sub>2</sub> Emissions (Gg CO <sub>2</sub> ) G = A x B x C x D x E x F	
Municipal Solid Waste (MSW) <sup>4, 5</sup>														
Composition <sup>4,5</sup>	Plastics													
	Textiles													
	Rubber													
	Nappies													
Industrial solid waste														
Hazardous waste														
Clinical waste														
Sewage sludge														
Other (specify)														
												<b>Total</b>		
<p>1 For default data and relevant equations on the dry matter content in MSW and other types of waste, see Section 5.3.3 in Chapter 5.</p> <p>2 For default data and relevant equations on the fraction of carbon, see Section 5.4.1.1 in Chapter 5.</p> <p>3 For default data and relevant equations on the fraction of fossil carbon, see Section 5.4.1.2 in Chapter 5.</p> <p>4 Users may either enter all MSW incinerated in the MSW row or the amount of waste by composition by adding the appropriate rows.</p> <p>5 All relevant fractions of fossil C should be included. For consistency with the CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O sheets, the total amount incinerated should be reported here. However the fossil CO<sub>2</sub> emissions from MSW should be reported either for total MSW or its components.</p>														

Sector	Waste					
Category	Open Burning of Waste					
Category Code	4C2					
Sheet	1 of 1 Estimation of total amount of waste open-burned					
STEP 1						
Region, city, etc.	A	B	C	D	E	F
	Population	Fraction of Population Burning Waste	Per Capita Waste Generation	Fraction of the waste amount burned relative to the total amount of waste treated	Number of days by year 365	Total Amount of MSW Open-burned
	P (Capita)	P <sub>frac</sub> (fraction)	MSW <sub>P</sub> (kg waste/capita/day)	B <sub>frac</sub> <sup>1</sup> (fraction)	(day)	MSW <sub>B</sub> (Gg/yr)
						$F = A \times B \times C \times D \times E \times 10^{-6}$
Sum of regions, cities, etc. (Total amount of MSW open-burned in the country)						
<b>Total</b>						
<p>1 When all the amount of waste is burned B<sub>frac</sub> could be considered equal 1. When a substantial quantity of waste in open dumps is burned, a relatively large part of waste is left unburned. In this situation, B<sub>frac</sub> should be estimated using survey or research data available or expert judgement.</p>						

Sector		Waste					
Category		Open Burning of Waste					
Category Code		4C2					
Sheet		1 of 1 Estimation of CO <sub>2</sub> emissions from Open Burning of Waste					
STEP 1			STEP 2				
Type of Waste	F	G	H	I	J	K	L
	Total Amount of Waste open-burned (Wet Weight) (Gg Waste)	Dry Matter Content <sup>1</sup> dm (fraction)	Fraction of Carbon in Dry Matter <sup>2</sup> CF (fraction)	Fraction of Fossil Carbon in Total Carbon <sup>3</sup> FCF (fraction)	Oxidation Factor OF (fraction)	Conversion Factor 44/12	Fossil CO <sub>2</sub> Emissions (Gg CO <sub>2</sub> )
	$F = A \times B \times C \times D \times E \times 10^{-6,4}$						$L = F \times G \times H \times I \times J \times K$
Municipal Solid Waste (MSW) <sup>5,6</sup>	This comes from previous table						
Composition <sup>5,6</sup>	Plastics						
	Textiles						
	Rubber						
	Nappies						
	etc						
	add as needed						
Other (specify)							
<b>Total</b>							
<p>1 For default data and relevant equations on the dry matter content in MSW and other types of waste, see Section 5.3.3 in Chapter 5.</p> <p>2 For default data and relevant equations on the fraction of carbon, see Section 5.4.1.1 in Chapter 5.</p> <p>3 For default data and relevant equations on the fraction of fossil carbon, see Section 5.4.1.2 in Chapter 5.</p> <p>4 The amount MSW can be calculated in the previous sheet "Estimation of Total Amount of Waste Open-burned". See also Equation 5.7.</p> <p>5 Users may either enter all MSW incinerated in the MSW row or the amount of waste by composition by adding the appropriate rows.</p> <p>6 All relevant fractions of fossil C should be included. For consistency with the CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O sheets, the total amount open-burned should be reported here. However, the fossil CO<sub>2</sub> emissions from MSW should be reported either for total MSW or its components.</p>							

Sector	Waste				
Category	Waste Incineration				
Category Code	4C1				
Sheet	I of I Estimation of CO <sub>2</sub> emissions from incineration of fossil liquid waste				
Type of Waste	A	B	C	D	E
	Total Amount of Fossil Liquid Waste Incinerated (Weight)	Fossil Carbon Content of Fossil Liquid Waste	Oxidation Factor for Fossil Liquid Waste of type i	Conversion Factor	Fossil CO <sub>2</sub> Emissions
	Gg Waste	CL (fraction)	OF (fraction)	44/12	(Gg CO <sub>2</sub> )
					E= A x B x C x D
Lubricants					
Solvents					
Waste oil					
Other (specify)					
<b>Total</b>					

Sector	Waste		
Category	Waste Incineration		
Category Code	4C1		
Sheet	I of I Estimation of CH <sub>4</sub> emissions from Incineration of Waste		
Type of Waste	A	B	C
	Amount of Waste Incinerated (Wet Weight) <sup>1</sup> (Gg Waste)	Methane Emission Factor (kg CH <sub>4</sub> /Gg Wet Waste) <sup>1</sup>	Methane Emissions (Gg CH <sub>4</sub> )
			$C = A \times B \times 10^{-6}$ <sup>2</sup>
Municipal Solid Waste			
Industrial solid waste			
Hazardous waste			
Clinical waste			
Sewage sludge			
Other (specify)			
<b>Total</b>			
<p>1 If the total amount of waste is expressed in terms of dry waste, the CH<sub>4</sub> emission factor needs to refer to dry waste instead.</p> <p>2 10<sup>-6</sup> converts result into Gg.</p>			

<b>Sector</b>	<b>Waste</b>		
<b>Category</b>	<b>Open Burning of Waste</b>		
<b>Category Code</b>	<b>4C2</b>		
<b>Sheet</b>	<b>I of I Estimation of CH<sub>4</sub> emissions from Open Burning of Waste</b>		
<b>Type of Waste</b>	<b>F</b>	<b>G</b>	<b>H</b>
	Total Amount of Waste Open-burned (Wet Weight) <sup>1,2</sup> (Gg Waste)	Methane Emission Factor  (kg CH <sub>4</sub> /Gg Wet Waste) <sup>2</sup>	Methane Emissions  (Gg CH <sub>4</sub> )
			$H = F \times G \times 10^{-6}$ <sup>3</sup>
Municipal Solid Waste			
Other (specify)			
	<b>Total</b>		
<p>1 Total amount of MSW open-burned is obtained by estimates in the Worksheet "Total amount of waste open-burned".</p> <p>2 If the total amount of waste is expressed in term of dry waste, the CH<sub>4</sub> emission factor needs to refer to dry waste instead.</p> <p>3 10<sup>-6</sup> converts result into Gg.</p>			

<b>Sector</b>	<b>Waste</b>		
<b>Category</b>	<b>Waste Incineration</b>		
<b>Category Code</b>	<b>4C1</b>		
<b>Sheet</b>	<b>I of I Estimation of N<sub>2</sub>O emissions from Incineration of Waste</b>		
<b>Type of Waste</b>	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>
	Total Amount of Waste Incinerated (Wet Weight <sup>1</sup> ) (Gg Waste)	Nitrous Oxide Emission Factor (kg N <sub>2</sub> O/Gg Wet Waste) <sup>1</sup>	Nitrous Oxide Emissions (Gg N <sub>2</sub> O)
			$C = A \times B \times 10^{-6}$ <sup>2</sup>
Municipal Solid Waste			
Industrial solid waste			
Hazardous waste			
Clinical waste			
Sewage sludge			
Other (specify)			
<b>Total</b>			
<p>1 If the total amount of waste is expressed in terms of dry waste, the N<sub>2</sub>O emission factor needs to refer to dry waste instead.</p> <p>2 10<sup>-6</sup> converts result into Gg.</p>			

<b>Sector</b>	<b>Waste</b>		
<b>Category</b>	<b>Open Burning of Waste</b>		
<b>Category Code</b>	<b>4C2</b>		
<b>Sheet</b>	<b>I of I Estimation of N<sub>2</sub>O emissions from Open Burning of Waste</b>		
<b>Type of Waste</b>	<b>F</b>	<b>G</b>	<b>H</b>
	Total Amount of Waste Open-burned (Dry Weight) <sup>1</sup> (Gg Waste)	Nitrous Oxide Emission Factor (kg N <sub>2</sub> O/Gg Dry Waste)	Nitrous Oxide Emissions (Gg N <sub>2</sub> O)
			$H = F \times G \times 10^{-6}$ <sup>2</sup>
Municipal Solid Waste			
Other (specify)			
<b>Total</b>			
<p>1 These data are given by multiplying columns F and G in sheet 1 of 1 "Estimation of CO<sub>2</sub> emissions from Open Burning of Waste" in page A1.7</p> <p>2 10<sup>-6</sup> converts result into Gg</p>			



<b>Sector</b>	<b>Waste</b>			
<b>Category</b>	<b>Domestic Wastewater Treatment and Discharge</b>			
<b>Category Code</b>	<b>4D1</b>			
<b>Sheet</b>	<b>1 of 3 Estimation of Organically Degradable Material in Domestic Wastewater</b>			
<b>STEP 1</b>				
<b>Region or City</b>	A	B	C	D
	Population (P) cap	Degradable organic component (BOD) (kg BOD/cap/yr) <sup>1</sup>	Correction factor for industrial BOD discharged in sewers (I) <sup>2</sup>	Organically degradable material in wastewater (TOW) (kg BOD/yr)  D = A x B x C
			<b>Total</b>	
<p>1 g BOD/cap/day x 0.001 x 365 = kg BOD/cap/yr</p> <p>2 Correction factor for additional industrial BOD discharged into sewers, (for collected the default is 1.25, for uncollected the default is 1.00) (see page 6.14).</p>				

<b>Sector</b>	<b>Waste</b>		
<b>Category</b>	<b>Domestic Wastewater Treatment and Discharge</b>		
<b>Category Code</b>	<b>4D1</b>		
<b>Sheet</b>	<b>2 of 3 Estimation of CH<sub>4</sub> emission factor for Domestic Wastewater</b>		
<b>STEP 2</b>			
<b>Type of treatment or discharge</b>	A	B	C
	Maximum methane producing capacity (B <sub>0</sub> ) (kg CH <sub>4</sub> /kgBOD)	Methane correction factor for each treatment system (MCF <sub>j</sub> )	Emission factor (EF <sub>j</sub> ) (kg CH <sub>4</sub> /kg BOD)
			C = A x B
add as needed			

Sector		Waste						
Category		Domestic Wastewater Treatment and Discharge						
Category Code		4D1						
Sheet		3 of 3 Estimation of CH <sub>4</sub> emissions from Domestic Wastewater						
STEP 3								
Income group	Type of treatment or discharge pathway	A	B	C	D	E	F	G
		Fraction of population income group (U <sub>i</sub> ) (fraction)	Degree of utilization (T <sub>ij</sub> ) (fraction)	Emission Factor (EF <sub>j</sub> ) (kg CH <sub>4</sub> /kg BOD)	Organically degradable material in wastewater (TOW) (kg BOD/yr)	Sludge removed (S) (kg BOD/yr)	Methane recovered and flared (R) (kg CH <sub>4</sub> /yr)	Net methane emissions (CH <sub>4</sub> ) (kg CH <sub>4</sub> /yr)
				Sheet 2 of 3	Sheet 1 of 3			$G = [(A \times B \times C) \times (D - E)] - F$
Rural								
Urban high income								
Urban low income								
<b>Total</b>								

<b>Sector</b>	<b>Waste</b>			
<b>Category</b>	<b>Industrial Wastewater Treatment and Discharge</b>			
<b>Category Code</b>	<b>4D2</b>			
<b>Sheet</b>	<b>1 of 3 Total Organic Degradable Material in wastewater for each industry sector</b>			
<b>STEP 1</b>				
<b>Industry Sectors</b>	A	B	C	D
	Total industry product (P <sub>i</sub> ) (t <sub>product</sub> /yr)	Wastewater generated (W <sub>i</sub> ) (m <sup>3</sup> /t <sub>product</sub> )	Chemical Oxygen Demand (COD <sub>i</sub> ) (kgCOD/m <sup>3</sup> )	Total organic degradable material in wastewater for each industry sector (TOW <sub>i</sub> ) (kgCOD/yr)
				D = A x B x C
Industrial sector 1				
Industrial sector 2				
Industrial sector 3				
add as needed				
<b>Total</b>				

<b>Sector</b>	<b>Waste</b>		
<b>Category</b>	<b>Industrial Wastewater Treatment and Discharge</b>		
<b>Category Code</b>	<b>4D2</b>		
<b>Sheet</b>	<b>2 of 3 Estimation of CH<sub>4</sub> emission factor for Industrial Wastewater</b>		
<b>STEP 2</b>			
Type of treatment or discharge	A	B	C
	Maximum Methane Producing Capacity (B <sub>0</sub> ) (kg CH <sub>4</sub> /kg COD)	Methane Correction Factor for the Treatment System (MCF <sub>i</sub> ) ( - )	Emission Factor (EF <sub>i</sub> ) (kg CH <sub>4</sub> /kg COD)
			C = A x B
add as needed			

Sector	Waste					
Category	Industrial Wastewater Treatment and Discharge					
Category Code	4D2					
Sheet	3 of 3 Estimation of CH <sub>4</sub> emissions from Industrial Wastewater					
STEP 3						
Industrial sector		A	B	C	D	E
	Type of treatment or discharge pathway	Total organic degradable material in wastewater for each industry sector (TOW <sub>i</sub> ) (kg COD/yr)	Sludge removed in each industry sector  (S <sub>i</sub> ) (kg COD/yr)	Emission factor for each treatment system  (EF <sub>i</sub> ) (kg CH <sub>4</sub> /kg COD)	Recovered CH <sub>4</sub> in each industry sector  (R <sub>i</sub> ) (kg CH <sub>4</sub> /yr)	Net methane emissions  (CH <sub>4</sub> ) (kg CH <sub>4</sub> /yr)
Units		Sheet 1 of 3		Sheet 2 of 3		$E = [(A - B) \times C] - D$
Industrial sector 1						
Industrial sector 2						
Industrial sector 3						
add as needed						
<b>Total</b>						

<b>Sector</b>	<b>Waste</b>						
<b>Category</b>	<b>Domestic Wastewater Treatment and Discharge</b>						
<b>Category Code</b>	<b>4D1</b>						
<b>Sheet</b>	<b>1 of 2 Estimation of nitrogen in effluent</b>						
	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>	<b>D</b>	<b>E</b>	<b>F</b>	<b>H</b>
	Population	Per capita protein consumption	Fraction of nitrogen in protein	Fraction of non-consumption protein	Fraction of industrial and commercial co-discharged protein	Nitrogen removed with sludge (default is zero)	Total nitrogen in effluent
	(P)	(Protein)	(F <sub>NPR</sub> )	(F <sub>NON-CON</sub> )	(F <sub>IND-COM</sub> )	(N <sub>SLUDGE</sub> )	(N <sub>EFFLUENT</sub> )
units	(people)	(kg/person/year)	(kg N/kg protein)	(-)	(-)	(kg)	kg N/year
							$H = (A \times B \times C \times D \times E) - F$
						<b>Total</b>	

<b>Sector</b>	<b>Waste</b>				
<b>Category</b>	<b>Domestic Wastewater Treatment and Discharge</b>				
<b>Category Code</b>	<b>4D1</b>				
<b>Sheet</b>	<b>2 of 2 Estimation of emission factor and emissions of indirect N<sub>2</sub>O from Wastewater</b>				
	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>	<b>D</b>	<b>E</b>
	Nitrogen in effluent (N <sub>EFFLUENT</sub> ) (kg N/year)	Emission factor (kg N <sub>2</sub> O-N/kg N)	Conversion factor of kg N <sub>2</sub> O-N into kg N <sub>2</sub> O 44/28	Emissions from Wastewater plants (default = zero) (kg N <sub>2</sub> O/year)	Total N <sub>2</sub> O emissions (kg N <sub>2</sub> O/year)
					E= (A x B x C) – D