

# **CAPÍTULO 3**

---

## **INCERTIDUMBRES**

## **Autores**

Christopher Frey (Estados Unidos), Jim Penman (Reino Unido)

Lisa Hanle (Estados Unidos), Suvi Monni (Finlandia), y Stephen Ogle (Estados Unidos)

## Índice

3.1	Introducción.....	3.6
3.1.1	Generalidades del análisis de incertidumbre .....	3.6
3.1.2	Estructura general del análisis de incertidumbre .....	3.6
3.1.3	Conceptos principales y terminología .....	3.7
3.1.4	Base para el análisis de incertidumbre .....	3.8
3.1.5	Causas de la incertidumbre.....	3.10
3.1.6	Reducción de la incertidumbre.....	3.13
3.1.7	Implicancias de la opción metodológica .....	3.14
3.2	Cuantificación de las incertidumbres.....	3.15
3.2.1	Fuentes de datos e información .....	3.15
3.2.2	Técnicas destinadas a cuantificar las incertidumbres .....	3.21
3.2.3	Métodos para combinar las incertidumbres.....	3.29
3.3	Incertidumbre y autocorrelación temporal.....	3.43
3.4	Utilización de otras técnicas adecuadas.....	3.43
3.5	Generación de informes y documentación.....	3.43
3.6	Ejemplos.....	3.47
3.7	Antecedentes técnicos.....	3.62
3.7.1	Variables y ecuaciones del Método 1 .....	3.62
3.7.2	Método 1 – detalles de las ecuaciones de incertidumbre de la tendencia .....	3.63
3.7.3	Manejo de incertidumbres grandes y asimétricas en los resultados del Método 1 .....	3.65
3.7.4	Metodología para el cálculo de la contribución a la incertidumbre.....	3.67

## Ecuaciones

Ecuación 3.1 Combinación de incertidumbres – método 1– multiplicación .....	3.31
Ecuación 3.2 Combinación de incertidumbres – método 1 – suma y resta .....	3.31
Ecuación 3.3 Factor de corrección para medio intervalo de incertidumbre .....	3.66
Ecuación 3.4 medio intervalo de incertidumbre corregido .....	3.66
Ecuación 3.5 Intervalos asimétricos de confianza: media geométrica .....	3.66
Ecuación 3.6 Intervalos asimétricos de confianza: desviación geométrica estándar .....	3.67
Ecuación 3.7 medio intervalo de incertidumbre inferior/superior de propagación del error .....	3.67
Ecuación 3.8 Contribución de la varianza de la Categoría X a la incertidumbre simétrica .....	3.68
Ecuación 3.9 Contribución de la varianza de la Categoría X a la incertidumbre asimétrica .....	3.68

## Figuras

Figura 3.1	Estructura general de un análisis de incertidumbre genérico .....	3.7
Figura 3.2	Ilustración de exactitud y precisión .....	3.8
Figura 3.3	Ejemplos de incertidumbres simétricas y asimétricas en un factor de emisión .....	3.9
Figura 3.4	Ejemplo de incertidumbre en las mediciones de emisiones y la tasa media de emisiones .....	3.16
Figura 3.5	Ejemplos de algunos modelos de la función de densidad de probabilidad comúnmente usados .....	3.26
Figura 3.6	Ilustración del método de Monte Carlo .....	3.37
Figura 3.7	Esquema de cálculo para el análisis de Monte Carlo de las emisiones absolutas y la tendencia de una sola categoría, estimada como factor de emisión por un índice de actividad .....	3.39
Figura 3.8	Ejemplo de trazados de frecuencia de los resultados de una simulación de Monte Carlo .....	3.40
Figura 3.9	Estimaciones de intervalos de incertidumbre asimétricos con respecto a la media aritmética, suponiendo una distribución lognormal basada en medio intervalo de incertidumbre calculado a partir del método de propagación del error .....	3.67

## Cuadros

Cuadro 3.1 Estrategias típicas para abordar las diferentes causas de incertidumbre .....	3.13
Cuadro 3.2 Cálculo de la incertidumbre en el Método 1 .....	3.34
Cuadro 3.3 Cuadro para generación de informes general acerca de la incertidumbre.....	3.46
Cuadro 3.4 Ejemplo de un análisis de incertidumbre del método 1 para Finlandia (basado en estadísticas de Finlandia, 2005).....	3.48
Cuadro 3.5 Ejemplo de generación de informes del análisis de incertidumbre del método 2 mediante el uso del cuadro para generación de informes general para la incertidumbre .....	3.55

## Recuadros

Recuadro 3.1 Breve ejemplo del dictamen de expertos detallado .....	3.24
Recuadro 3.2 Ejemplo de evaluación de la incertidumbre de monte carlo respecto de las correlaciones .....	3.29
Recuadro 3.3 Abordaje de la incertidumbre del modelo en un análisis probabilístico .....	3.42

## 3 INCERTIDUMBRES

### 3.1 INTRODUCCIÓN

En este capítulo se presenta una orientación para estimar y declarar las incertidumbres vinculadas tanto a las estimaciones anuales de emisiones y absorciones, como a las tendencias de emisión y absorción a través del tiempo. Está escrito desde el punto de vista del compilador del inventario y ofrece, mediante ejemplos, dos métodos para combinar las incertidumbres de las categorías en estimaciones de incertidumbre para las emisiones netas totales nacionales y para la tendencia.

#### 3.1.1 Generalidades del análisis de incertidumbre

Las estimaciones de incertidumbre constituyen un elemento esencial de un inventario exhaustivo de emisiones y absorciones de gases. Se las debe obtener tanto para el nivel nacional como para la estimación de la tendencia, así como para tales componentes como los factores de emisión, los datos de la actividad y otros parámetros de estimación correspondientes a cada categoría. Por lo tanto, esta orientación concibe un abordaje estructurado para estimar la incertidumbre del inventario. Incluye métodos destinados a:

- determinar las incertidumbres en las variables individuales utilizadas en el inventario (p. ej., las estimaciones de emisiones procedentes de categorías específicas, factores de emisión, datos de la actividad);
- sumar las incertidumbres del componente al inventario total;
- determinar la incertidumbre en la tendencia; e
- identificar fuentes significativas de incertidumbre en el inventario, para ayudar a priorizar la recopilación de datos y los esfuerzos destinados a mejorar el inventario.

Si bien los métodos descritos a continuación tienen por objeto estimar las incertidumbres para el inventario nacional, es importante reconocer que pueden existir algunas incertidumbres no abordadas por medios estadísticos, incluidas las que surgen como resultado de omisiones o del cómputo doble, de otros errores conceptuales, o de una comprensión incompleta de los procesos que pueden traducirse en inexactitudes en las estimaciones elaboradas a partir de los modelos.

Primero y principal, se debe tomar el análisis de incertidumbre como un medio para priorizar los esfuerzos nacionales destinados a reducir la incertidumbre de los inventarios en el futuro y para guiar las decisiones sobre la elección metodológica. Por este motivo, los métodos utilizados para atribuir los valores de incertidumbre deben ser prácticos, defendibles científicamente y sólidos, para poder ser aplicados a una gama de categorías de emisiones por fuente y absorciones por sumideros, métodos y circunstancias nacionales, y se los debe presentar de forma comprensible para los usuarios del inventario. Se incluye una sección de referencia con información más detallada y teórica sobre los temas analizados en el presente capítulo.

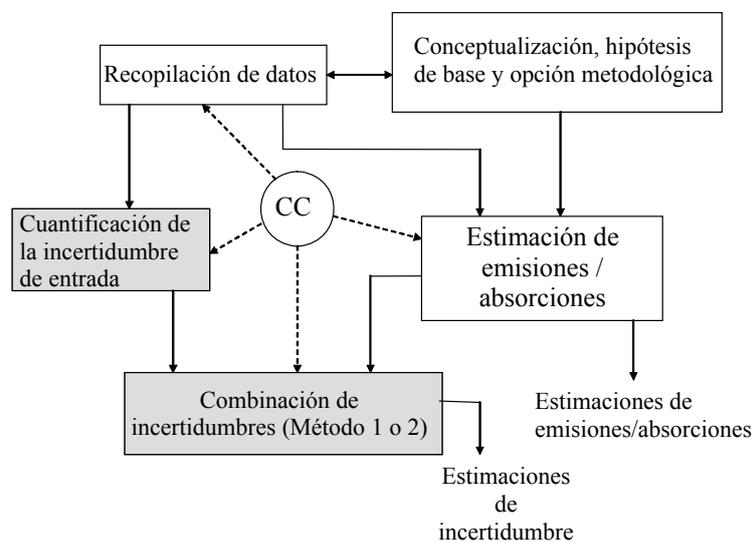
Se realiza el análisis cuantitativo de incertidumbre estimando el intervalo de confianza del 95 por ciento de las estimaciones de emisiones y absorciones para las categorías individuales y para el inventario total. Se presenta la definición del intervalo de confianza del 95 por ciento en la Sección 3.1.3, Conceptos principales y terminología.

#### 3.1.2 Estructura general del análisis de incertidumbre

En esta sección se incluye una descripción sucinta de la estructura general del análisis de incertidumbre, como se ilustra en la Figura 3.1. Las estimaciones de las emisiones/absorciones se basan en: (1) la conceptualización; (2) los modelos, y (3) los datos de entrada y las hipótesis (p. ej. factores de emisión y datos de la actividad). Cada uno de los tres puede convertirse en una fuente de incertidumbre. El análisis comienza con una *conceptualización*. Se trata de un conjunto de hipótesis relativas a la estructura de un inventario o de un sector. Estas hipótesis suelen comprender el alcance de la zona geográfica, el tiempo de promedio temporal, las categorías, los procesos de emisiones o absorciones y los gases incluidos. Las hipótesis y la opción metodológica determinan las necesidades de datos e información. Puede existir una cierta interacción entre datos e hipótesis y la opción metodológica, indicada por la flecha en dos sentidos que muestra la figura. Por ejemplo, es posible que la capacidad de desagregar categorías -que puede ser necesaria para las metodologías de nivel superior- dependa de la disponibilidad de los datos. Los datos, fueren empíricos o basados en el dictamen de expertos, deben ser sometidos a los procedimientos adecuados de recopilación de datos y CC, según se detalla en los capítulos 2, Métodos para la recopilación de datos, y 6, Garantía de calidad / Control de calidad y verificación, respectivamente.

Los modelos pueden ser tan sencillos como la multiplicación aritmética de los factores de la actividad y de las emisiones para cada categoría, con la suma consiguiente de todas las categorías, pero también pueden incluir modelos de procesos complejos específicos para las categorías particulares. Los datos y la información obtenidos a partir de la recopilación de datos se convierten en una entrada para una base de conocimiento más específica de datos y evaluación, para aplicar a la incertidumbre, como se muestra en la figura y se analiza en detalle en la Sección 3.2.1, Fuentes de datos e información. En dicha sección, se analizan las causas específicas de la incertidumbre en la conceptualización, los modelos y los datos, y en la Sección 3.2.2 se establecen las técnicas destinadas a cuantificar las incertidumbres en los datos de entrada. Estos datos necesarios incluyen las estimaciones de incertidumbre porcentual y las funciones subyacentes de las funciones de densidad de probabilidad (FDP, analizadas en la Sección 3.1.4) para incluir en un análisis de incertidumbre del inventario de emisiones. En la Sección 3.2.3 se detallan los métodos para combinar las incertidumbres de entrada con el fin de obtener las estimaciones de incertidumbre para las categorías únicas y el resultado general del inventario. Se incluyen dos métodos para combinar las incertidumbres. El método 1 es un procedimiento de cálculo relativamente simple, basado en una hoja de cálculo, que parte de algunas hipótesis para simplificar los cálculos. El método 2 se basa en la simulación de Monte Carlo y se puede aplicar de forma más general. Los dos métodos proporcionan una estimación de las incertidumbres generales vinculadas al inventario total de gases de efecto invernadero.

**Figura 3.1 Estructura general de un análisis de incertidumbre genérico**



Nota: los cuadros sombreados son los temas centrales del presente Capítulo.

### 3.1.3 Conceptos principales y terminología

Las definiciones asociadas a la realización de un análisis de incertidumbre incluyen las de *incertidumbre*, *exactitud*, *precisión* y *variabilidad*. A veces se utilizan estos términos de forma amplia, lo que puede crear malentendidos. De hecho, poseen definiciones estadísticas claras que se deben utilizar para no crear ninguna duda respecto de qué se cuantifica y declara. Aquí se presentan numerosas definiciones, en orden alfabético: **Errores aleatorios**: variación aleatoria por encima o por debajo de un valor medio. El error aleatorio es inversamente proporcional a la precisión. Comúnmente, el error aleatorio se cuantifica respecto de un valor medio, pero éste puede ser sesgado o insesgado. De esta forma, el error aleatorio es un concepto definido en comparación con un error sistemático.

**Error sistemático**: otro término que denota *sesgo*, y hace referencia a la falta de exactitud.

**Exactitud**: acuerdo entre el valor real y el promedio de observaciones o estimaciones medidas reiteradas de una variable. Una medición o predicción exacta carece de sesgo o, de forma equivalente, de errores sistemáticos.

**Función de densidad de probabilidad (FDP)**: describe el rango y la probabilidad de valores posibles. Se puede utilizar la FDP para describir la *incertidumbre* de la estimación de una cantidad que es una constante fija cuyo valor no se conoce con exactitud, o se la puede utilizar para describir la *variabilidad* inherente. El objeto del análisis de incertidumbre para el inventario de emisiones es cuantificar la *incertidumbre* del valor fijo desconocido del total de emisiones, así como las emisiones y la actividad relativa a las categorías específicas. De esta forma, en todo el capítulo, se presupone que se utiliza la FDP para estimar la incertidumbre y no la variabilidad, salvo especificación en contrario.

**Incertidumbre:** falta de conocimiento del valor verdadero de una variable que puede describirse como una función de densidad de probabilidad (FDP) que caracteriza el rango y la probabilidad de los valores posibles. La incertidumbre depende del nivel de conocimiento del analista, el cual, a su vez, depende de la calidad y la cantidad de datos aplicables, así como del conocimiento de los procesos subyacentes y de los métodos de inferencia.

**Intervalo de confianza:** el valor real de la cantidad por la cual se debe estimar el intervalo es una constante fija pero desconocida, como ser el total de emisiones anuales para un país dado en un año en particular. El intervalo de confianza es el rango que comprende el valor real de esta cantidad fija desconocida con una confianza especificada (probabilidad). Típicamente, se utiliza un intervalo de confianza del 95 por ciento en los inventarios de gases de efecto invernadero. Desde la perspectiva estadística tradicional, el intervalo de confianza de 95 por ciento tiene una probabilidad del 95 por ciento de comprender el valor real pero desconocido de la cantidad. Otra interpretación posible es que el intervalo de confianza es un rango que sin inconvenientes puede declararse coherente con los datos o la información observados. Dicho intervalo queda comprendido por los intervalos 2,5° y 97,5° de la función de densidad de probabilidad.

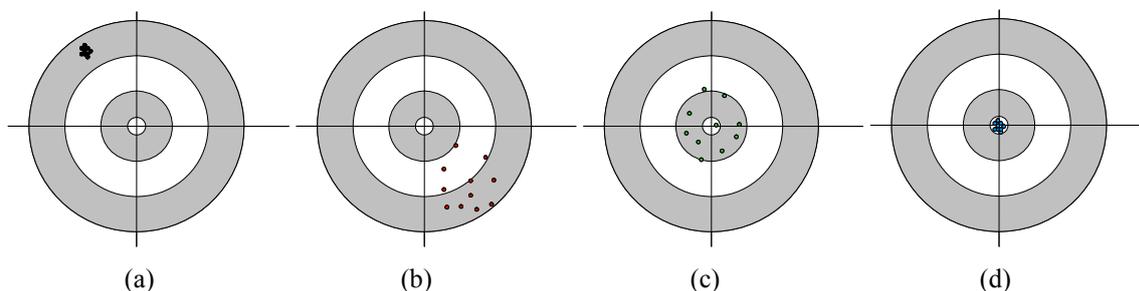
**Precisión:** acuerdo entre mediciones reiteradas de la misma variable. Mayor precisión significa menor error aleatorio. La precisión es independiente de la exactitud.

**Sesgo:** falta de exactitud. El sesgo (error sistemático) puede producirse debido a una falla en la captura de todos los procesos pertinentes incluidos, a que los datos disponibles no sean representativos de todas las situaciones reales o a un error de los instrumentos.

**Variabilidad:** heterogeneidad de una variable a través del tiempo, del espacio o de los miembros de una población (Morgan y Henrion, 1990; Cullen y Frey, 1999). Puede surgir la variabilidad, por ejemplo, debido a las diferencias de diseño de un emisor a otro (variabilidad entre plantas o espacial) y en las condiciones operativas de una época a otra en un emisor dado (variabilidad intra plantas). La variabilidad es una propiedad inherente al sistema o a la naturaleza, y no al analista.

**Figura 3.2 Ilustración de exactitud y precisión**

(a) inexacto pero preciso; (b) inexacto e impreciso; (c) exacto pero impreciso, y (d) preciso y exacto



Los inventarios deben ser exactos en el sentido de que no sean excesivos ni insuficientes, en la medida en la que pueda juzgarse, y precisos en el sentido de que se reduzcan las incertidumbres lo máximo posible. La Figura 3.2 presenta una comparación conceptual de la exactitud y la precisión. Un inventario exacto es aquél que se encuentra libre de sesgo, pero que puede ser preciso o impreciso. Un inventario preciso puede aparentar tener un grado bajo de incertidumbre, pero si es inexacto, sistemáticamente estima por encima o por debajo las emisiones o absorciones reales. La inexactitud -o sesgo- puede producirse debido a una falla en la captura de todos los procesos pertinentes de emisiones o absorciones o a que los datos disponibles no son representativos de las situaciones reales. No existe un nivel predeterminado de precisión, en parte a causa de la variabilidad inherente a ciertas categorías.

### 3.1.4 Base para el análisis de incertidumbre

En el presente capítulo se utilizan dos conceptos estadísticos principales: la función de densidad de probabilidad (FDP) y el intervalo de confianza definido en la sección anterior. Si bien este capítulo se concentra en los aspectos de la incertidumbre adecuados para la cuantificación, también suelen ser incertidumbres no cuantificables. El análisis cuantitativo de incertidumbre tiende a ocuparse principalmente de los errores aleatorios basados en la variabilidad inherente de un sistema y en el tamaño de la muestra finita de los datos disponibles, los componentes aleatorios del error de medición, o las inferencias relativas al componente aleatorio de la incertidumbre obtenida del dictamen de expertos. En contraste, los errores sistemáticos que pueden surgir a consecuencia de imperfecciones en la conceptualización, los modelos, las técnicas de medición u otros sistemas de registro o realización de inferencias a

partir de los datos, pueden resultar mucho más difíciles de cuantificar. Como se menciona en la Sección 3.5, Generación de informes y documentación, es una *buena práctica* describir las fuentes potenciales de incertidumbre no cuantificadas, en particular respecto de la conceptualización, los modelos y los datos, y hacer todos los esfuerzos necesarios para cuantificarlas en el futuro.

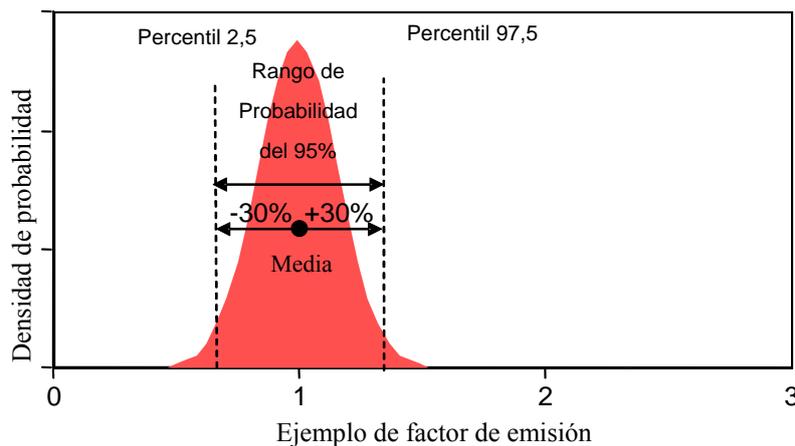
La *buena práctica* exige evitar el sesgo en las conceptualizaciones, los modelos y las entradas a los modelos siempre que sea posible, como ser mediante la utilización de procedimientos adecuados de GC/CC. En los casos en los que no se puede evitar el sesgo, constituye una *buena práctica* identificarlo y corregirlo al elaborar una estimación media del inventario. En particular, la estimación por puntos utilizada para declarar el inventario no debe contener sesgo alguno en la medida en la que resulte práctico y posible. Una vez corregido el sesgo dentro de las posibilidades, el análisis de incertidumbre puede centrarse en la cuantificación de los errores aleatorios respecto de la estimación media.

La *buena práctica* exige la utilización de un intervalo de confianza de 95 por ciento para la cuantificación de los errores aleatorios. También se puede expresar como un porcentaje de la estimación central. En los casos en los que la FDP es simétrica, el intervalo de confianza puede expresarse convenientemente como más o menos la mitad del ancho del intervalo, dividida por el valor estimado de la variable (p. ej.,  $\pm 10\%$ ). En los casos en los que la FDP no es simétrica, es preciso especificar por separado los límites superior e inferior del intervalo de confianza (p. ej.,  $-30\%$ ,  $+50\%$ ).

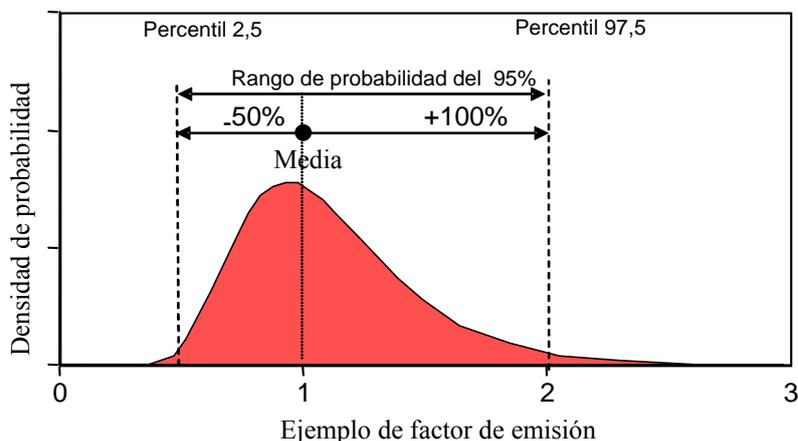
Si el rango de incertidumbre para una variable no negativa es lo suficientemente pequeño respecto del valor medio, muchas veces se puede describir la incertidumbre como rango negativo respecto del valor medio, como muestra la Figura 3.3(a). Por ejemplo, si las emisiones medias son 1,0 unidades, el percentil 2,5° de incertidumbre es de 0,7 unidades, y el percentil 97,5° de incertidumbre es de 1,3 unidades, luego el rango de incertidumbre puede describirse como 1,0 unidades  $\pm 30\%$ . Sin embargo, cuando el rango relativo de incertidumbre es grande, y si la incertidumbre tiene que ver con una variable que debe ser no negativa (como un factor de emisión), el rango de incertidumbre se vuelve asimétrico respecto de la media, como muestra la Figura 3.3(b). A modo de ejemplo, si las emisiones medias son 1.0 unidades, el percentil 2,5° de incertidumbre es de 0,5 unidades, y el percentil 97,5° de incertidumbre es de 2,0 unidades, luego el rango de incertidumbre puede describirse como 1,0 unidades de  $-50\%$  a  $+100\%$ . En situaciones como la última, suele ser más conveniente resumir las incertidumbres de forma multiplicativa y no sumatoria. En este ejemplo en particular, el límite inferior del rango de probabilidad del 95 por ciento es la mitad de la media, y el límite superior es un multiplicador de 2 mayor que la media. Comúnmente, se resume ese rango como «factor de 2». Una incertidumbre de un «factor de 2» se refiere a un rango ligado en el límite inferior por (media/n) y en el límite superior por (media x n). De esta forma, un factor de incertidumbre 10 tiene un rango de  $0,1 \times \text{media}$  a  $10 \times \text{media}$ . El factor de incertidumbre 10 también suele denominarse «orden de magnitud». Las potencias mayores de 10 se denominan «orden de magnitud»; por ejemplo, un factor de  $10^3$  se denomina tres órdenes de magnitud.

**Figura 3.3 Ejemplos de incertidumbres simétricas y asimétricas en un factor de emisión**

**(a) Ejemplo de una incertidumbre simétrica de  $\pm 30\%$  respecto de la media**



**(b) Ejemplo de una incertidumbre asimétrica de  $-50\%$  a  $+100\%$  respecto de la media, o un factor de dos**



### 3.1.5 Causas de la incertidumbre

Las estimaciones del inventario de emisiones y absorciones difieren del valor real subyacente por muchos motivos. Algunas causas de incertidumbre (p. ej. el error de muestreo o las limitaciones acerca de la exactitud de los instrumentos) pueden generar estimaciones bien definidas y fácilmente caracterizables del rango de la incertidumbre potencial. Otras causas de incertidumbre (p. ej. el sesgo) pueden ser mucho más difíciles de identificar y cuantificar (Rypdal y Winiwarer, 2001). Constituye una *buena práctica* justificar, en la medida de lo posible, todas las causas de incertidumbre en un análisis de incertidumbre y documentar de forma clara si no se incluyeron algunas causas.

El desarrollador del inventario debe tomar en cuenta ocho causas amplias de incertidumbre<sup>1</sup>:

- *Falta de exhaustividad*: es un caso en el que la medición u otros datos no están disponibles porque el proceso aún no se reconoce o porque todavía no existe un método de medición. Típicamente, esta causa puede llevar a una conceptualización incompleta, que se traduce en sesgo, pero también puede contribuir a un error aleatorio, según la situación.
- *Modelo*: los modelos pueden ser tan simples como un multiplicador constante (p. ej. un factor de emisión) y aumentar en complejidad, como en el caso de los modelos de procesos complicados. La utilización de los modelos para estimar las emisiones y absorciones de gases de efecto invernadero puede introducir incertidumbre, incluidos tanto el sesgo como el error aleatorio, por diversos motivos:
  - (i) Los modelos son una simplificación de los sistemas reales y, en consecuencia, no son exactos. Por ejemplo, la programación informática puede incluir errores o aproximaciones; la resolución del modelo puede no ser representativa y la cobertura espacial y temporal puede no ser del todo representativa;
  - (ii) La interpolación es la aplicación de un modelo dentro de un rango de entradas para las cuales se considera que el modelo es válido. Sin embargo, en algunos casos, puede producirse una «extrapolación oculta» cuando se evalúa el modelo sobre la base de las combinaciones de valores de sus entradas para las cuales no se realizó la validación (Cullen y Frey, 1999).
  - (iii) La extrapolación (aplicación del modelo más allá del dominio para el cual se sabe que las predicciones del modelo son válidas) puede llevar a la incertidumbre,
  - (iv) Las formulaciones alternativas del modelo pueden arrojar diferentes estimaciones; y
  - (v) Las entradas del modelo, incluidos los datos de la actividad y los parámetros, suelen ser aproximadas sobre la base de la información limitada que crea incertidumbres adicionales, más allá de la formulación del modelo.
- *Falta de datos*: en algunas situaciones, es posible que sencillamente aún no haya datos disponibles que serían necesarios para caracterizar una emisión o absorción en particular. En tales casos, un método común es utilizar datos sustitutos para las categorías análogas o similares, o recurrir a la interpolación o extrapolación como base para efectuar estimaciones.

<sup>1</sup> Un análisis más profundo puede encontrarse en Morgan y Henrion (1990) y Cullen and Frey (1999).

- *Falta de representatividad de los datos:* esta fuente de incertidumbre se asocia con la falta de correspondencia completa entre las condiciones vinculadas a los datos disponibles y las condiciones vinculadas a las emisiones/absorciones o a la actividad real. Por ejemplo, puede haber disponibles datos de emisiones para aquellas situaciones en las cuales una planta trabaja a carga completa pero no para las situaciones que incluyen puesta en marcha o cambios de cargas. En este caso, los datos son solo parcialmente pertinentes para la estimación de emisión deseada. La falta de representatividad suele traducirse en sesgo.
- *Error de muestreo aleatorio estadístico:* esta fuente de incertidumbre se encuentra asociada con datos que son una muestra aleatoria de tamaño finito y suele depender de la varianza<sup>2</sup> de la población de la cual se extrae la muestra y del tamaño de la muestra en sí (cantidad de puntos de datos). Muchas veces se puede reducir aumentando la cantidad de muestras independientes tomadas. En este caso, es una *buena práctica* establecer una distinción correcta entre *variabilidad e incertidumbre*, como se define con anterioridad. A los fines del análisis de incertidumbre de los inventarios, comúnmente el interés radica en la incertidumbre del promedio anual en el nivel nacional y no en toda la gama de variabilidad que puede producirse en períodos más cortos de tiempo o escalas geográficas pequeñas. Las muestras de tamaño mayor no reducen la variabilidad inherente, pero llevan a intervalos de confianza más estrechos, que son la base para estimar el componente aleatorio de incertidumbre.
- *Error de medición:* el error de medición, que puede ser aleatorio o sistemático, es el resultado de los errores producidos en las etapas de medir, registrar y transmitir la información; la resolución finita de los instrumentos; los valores inexactos de los parámetros de medición y de los materiales de referencia; los valores inexactos de las constantes y de otros parámetros obtenidos a partir de fuentes externas y utilizados en el algoritmo de reducción de datos (p. ej. los valores por defecto de las *Directrices del IPCC*); las aproximaciones e hipótesis incluidas en el método de medición y en el procedimiento de estimación; y/o las variaciones de las observaciones repetidas de la emisión o absorción o de la variable asociada en condiciones aparentemente idénticas.
- *Generación de informes o clasificación erróneas:* en este caso, la incertidumbre puede deberse a una definición incompleta, poco clara o errónea de una emisión o absorción. Esta causa de incertidumbre suele traducirse en sesgo.
- *Datos faltantes:* puede haber incertidumbres en los casos en los que se intentó efectuar las mediciones, pero no había ningún valor. Un ejemplo de este caso son las mediciones que se encuentran por debajo de un límite de detección. Esta causa de incertidumbre puede llevar tanto al sesgo como al error aleatorio. Cuando los valores medidos están por debajo de un límite de detección, se puede estimar un límite superior sobre la incertidumbre. Existen técnicas estadísticas rigurosas para abordar los datos no detectados, así como otros tipos de datos faltantes, como los faltantes aleatorios (Cohen y Whitten, 1998; Gelfand, 1996; Zhao y Frey, 2004b). Estas técnicas pueden incluir la estimación o imputación en porciones de la distribución, en los casos en los que no hay datos disponibles.

En particular respecto de la extrapolación, se produce la incertidumbre al extrapolar partiendo de datos recientes de fuentes y sumideros para estimar un inventario para un año de interés, para el cual aún no hay datos disponibles (véase también el Capítulo 5, Coherencia de la serie temporal). En general, las estimaciones extrapoladas se declaran «provisionales» y luego se las actualiza cuando los datos pertinentes están disponibles. Sin embargo, hasta que se produzca la actualización, es posible utilizar el inventario provisional. La incertidumbre adicional vinculada a la extrapolación es un tipo de incertidumbre modelo. Los errores relativos a la extrapolación pueden ser sistemáticos, aleatorios, o ambos. Si existe un historial de extrapolaciones y posterior corrección, es posible elaborar datos relativos a la distribución de los errores observados en el pasado. Si hay sesgo en las estimaciones provisionales, la media de esta distribución no es cero y es posible cuantificar el sesgo. Esta distribución representa un error en la capacidad de predecir los flujos reales de fuentes y sumideros sobre la base de los métodos de extrapolación utilizados en el pasado. Si cambian los métodos de extrapolación, se puede usar el dictamen de expertos para cuantificar la incertidumbre.

En los casos en los que es posible identificar una FDP para la media, se pueden cuantificar diversas causas de incertidumbre por medios estadísticos. Como se menciona en la Sección 3.2, es posible cuantificar las incertidumbres mediante un análisis estadístico de datos empíricos, codificando (cuantificando) el dictamen de expertos en forma de FDP o a través de una combinación de ambos. No obstante, puede haber incertidumbres estructurales que no se incluyen fácilmente en un análisis cuantitativo de incertidumbre en forma de una FDP.

<sup>2</sup> La *varianza de una población íntegra* de valores es el promedio del cuadrado de la diferencia que existe entre los valores individuales de la población y el valor medio. La *varianza de una muestra extraída de una población* es la suma de los cuadrados de las diferencias existentes entre los valores de la muestra y la media de ésta, divididos por la cantidad de valores de la muestra menos 1.

Entre los ejemplos de incertidumbres estructurales se encuentra la posible identificación o especificación errónea del sistema que debe analizarse, así como los posibles problemas relacionados con los modelos utilizados, por ejemplo, lo poco apropiado del modelo o los errores de éste. Los últimos tipos de situaciones suelen estar fuera del alcance de las estadísticas (ISO 1993)<sup>3</sup>, aunque se han propuesto métodos probabilísticos para abordar las incertidumbres del modelo (p. ej., Evans *et al.*, 1994). Por ejemplo, se puede usar el dictamen de expertos para asignar ponderaciones a los modelos alternativos.

El Cuadro 3.1 sugiere la forma de tratar en un análisis las diferentes causas de incertidumbre. Se puede reducir o eliminar algunas causas de incertidumbre (p. ej. generación de informes o clasificación erróneas) implementando procedimientos de GC/CC y mejoras en la recopilación de datos y/o en las metodologías en el momento de la identificación.

---

<sup>3</sup> Existen algunas oportunidades de abordar estas fuentes de incertidumbre. Por ejemplo, las incertidumbres asociadas con el error del modelo pueden abordarse al menos parcialmente comparando el resultado modelizado con los valores medidos. Según el grado de comparación entre los resultados modelizados y las mediciones, se puede identificar el sesgo asociado con el modelo que puede variar según el tipo de sistema que esté modelizándose.

**CUADRO 3.1**  
**ESTRATEGIAS TÍPICAS PARA ABORDAR LAS DIFERENTES CAUSAS DE INCERTIDUMBRE**

Causas de la incertidumbre	Estrategia			Otros comentarios <sup>1</sup>
	Conceptualización y formulación del modelo evaluadas	Empírica y estadística	Dictamen de expertos	
Falta de exhaustividad	√			¿Se omitieron los componentes principales del sistema? En caso afirmativo, ¿cuál es el efecto cuantificable o no cuantificable sobre el error sistemático? El método correcto de GC/CC debe ayudar a evitar este problema.
Modelo (sesgo y errores aleatorios)	√	√	√	¿La formulación del modelo es completa y exacta? ¿Cuál es la incertidumbre de las predicciones del modelo sobre la base de la validación de éste? ¿Cuál es la estimación de la exactitud y precisión del modelo sobre la base del dictamen de expertos si no están disponibles los datos de la validación estadística?
Falta de datos			√	Si faltan datos, ¿se puede usar el dictamen de expertos para realizar inferencias basadas en los datos análogos (sustitutos) o consideraciones teóricas? Puede estar relacionada con la falta de exhaustividad y con la incertidumbre del modelo.
Falta de representatividad de los datos	√	√	√	
Error de muestreo aleatorio estadístico		√		Por ejemplo, la teoría estadística para estimar los intervalos de confianza sobre la base de la variabilidad de los datos y del tamaño de la muestra.
Error de medición: componente aleatorio		√	√	
Error de medición: componente sistemático (sesgo)	√		√	Los procedimientos de GC/CC y verificación pueden aportar conocimiento.
Generación de informes o clasificación erróneas		√	√	El método correcto de GC/CC debe ayudar a evitar este problema.
Datos faltantes		√	√	Métodos estadísticos o basados en dictámenes para estimar la incertidumbre debido a mediciones no detectadas o a otros tipos de datos faltantes.

<sup>1</sup> Constituye una *buena práctica* aplicar procedimientos de GC/CC y verificación antes de elaborar estimaciones de incertidumbre –o en combinación con éstas– según la orientación del Capítulo 6. Los procedimientos GC/CC y verificación proporcionan una base útil para evitar errores e identificar (y preferiblemente corregir) el sesgo. Asimismo, el procedimiento de GC/CC debe ayudar a evitar o detectar y corregir los errores producidos como consecuencia de la generación de informes o clasificación erróneas, y debe haber una iteración entre análisis de incertidumbre y GC/CC si la aplicación de los métodos de incertidumbre revela problemas potenciales de GC/CC.

### 3.1.6 Reducción de la incertidumbre

Se deben reducir las incertidumbres en la medida de lo posible durante el proceso de compilación del inventario, y es particularmente importante garantizar que el modelo y los datos recopilados sean representaciones aceptables de la realidad. Al dirigir el empeño hacia la reducción de la incertidumbre, se debe dar prioridad a las entradas al inventario que producen la mayor repercusión sobre la incertidumbre general de éste, en contraposición a las entradas de menor importancia o insignificantes para la evaluación descritas en el Capítulo 4, Opción metodológica e identificación de categorías principales. Entre las herramientas destinadas a priorizar los puntos en los que se deben reducir las incertidumbres se encuentran el análisis de *categoría principal* (véase el Capítulo 4) y la evaluación del aporte de las incertidumbres en determinadas categorías a la incertidumbre total del inventario (véase la Sección 3.2.3). Según la causa de la incertidumbre presente, es posible reducirla de siete amplias formas:

- *Mejorar la conceptualización:* mejorar la inclusividad de las hipótesis estructurales seleccionadas puede reducir las incertidumbres. Un ejemplo es un tratamiento mejor de los efectos estacionales que llevan a estimaciones anuales más exactas de las emisiones o absorciones para el Sector AFOLU.
- *Mejorar los modelos:* mejorar la estructura del modelo y la parametrización puede traducirse en una mejor comprensión y caracterización de los errores sistemáticos y aleatorios, así como en la reducción de estas causas de incertidumbre.
- *Mejorar la representatividad:* puede incluir la estratificación u otras estrategias de muestreo, como se establecen en la Sección 3.2.1.2. Posee una importancia especial para las categorías correspondientes a los sectores de agricultura, silvicultura y uso de la tierra del inventario, pero también se aplica en otros, como ser en los casos en los que diferentes tecnologías operan dentro de una categoría. Por ejemplo, pueden usarse sistemas de monitoreo continuo de las emisiones (SMCE) para reducir la incertidumbre para algunas fuentes y gases, mientras que se garantice la representatividad. El SMCE produce datos representativos en las instalaciones en las que se lo utiliza, pero para ser representativo de toda una categoría de fuentes, los datos del SMCE deben estar disponibles para una muestra aleatoria o todo un grupo de instalaciones individuales que comprendan la categoría. Al utilizar el SMCE, varían la concentración y el flujo, lo cual exige un muestreo simultáneo de ambos atributos.
- *Utilizar métodos más precisos de medición:* se puede reducir el error de medición usando métodos más precisos, evitando la simplificación de las hipótesis y garantizando el uso y la calibración apropiados de las tecnologías de medición. Véase el Capítulo 2, Métodos para la recopilación de datos.
- *Recopilar más datos medidos:* se puede reducir la incertidumbre vinculada al error de muestreo aleatorio aumentando el tamaño de la muestra. Es posible reducir tanto el sesgo como el error aleatorio subsanando los vacíos en los datos. Se aplica tanto a las mediciones como a los relevamientos.
- *Eliminar el riesgo de sesgo conocido:* se logra garantizando el posicionamiento y la calibración correctos de la instrumentación (véase la Sección 2.2 del Capítulo 2), la corrección y representatividad de los modelos u otros procedimientos de estimación, tal como indican los árboles de decisiones y otros consejos sobre la opción metodológica de los volúmenes por sectores, y aplicando los dictámenes de expertos de forma sistemática.
- *Mejorar el estado del conocimiento:* en general, mejorar la comprensión de las categorías y de los procesos que llevan a la generación de emisiones y absorciones puede ayudar a descubrir y corregir los problemas de falta de exhaustividad. Constituye una *buena práctica* mejorar de forma continua las estimaciones de emisiones y absorciones sobre la base del conocimiento nuevo (véase el Capítulo 5, Coherencia de la serie temporal).

### 3.1.7 Implicancias de la opción metodológica

La elección del nivel metodológico para la estimación de las emisiones y absorciones puede afectar el análisis de incertidumbre de dos formas. En primer lugar, pasar a los métodos de inventario de nivel superior debe reducir las incertidumbres, siempre que se pongan en práctica dichos métodos correctamente, puesto que reducen el sesgo y representan mejor la complejidad del sistema. En segundo lugar, pasar a los métodos de nivel superior puede incrementar las estimaciones de incertidumbre en algunas circunstancias. Muchas veces, este incremento de la incertidumbre estimada no representa, en realidad, una reducción del conocimiento; más bien, suele revelar un reconocimiento más realista de las limitaciones del conocimiento existente. Puede suceder en los casos en los que hubo un cómputo incompleto de las emisiones de gases de efecto invernadero en el método de nivel inferior, o cuando la aplicación de métodos de nivel superior revela complejidad e incertidumbres adicionales que no resultaban del todo evidentes en el método de nivel inferior. En realidad, significa que se subestimó la incertidumbre con anterioridad y que pasar al método de nivel superior produce una estimación más exacta de la incertidumbre. En algunos casos, puede darse un aumento de la incertidumbre para un método de desarrollo del inventario respecto de otro, porque el primero tiene otros requisitos de datos. Por ejemplo, a veces las estimaciones agregadas de emisiones son más exactas porque se basan en valores de fácil medición o se las puede comparar con ellos, mientras que las emisiones desagregadas pueden exigir hipótesis adicionales para las cuales los datos o la capacidad de verificar estimaciones no están disponibles. El nivel adecuado de desagregación puede variar dentro de las categorías y de una a otra.

## 3.2 CUANTIFICACIÓN DE LAS INCERTIDUMBRES

Tras identificar las causas de incertidumbres vinculadas a las estimaciones del inventario, el compilador debe recopilar la información adecuada para elaborar estimaciones de incertidumbre nacionales y específicas de la categoría al intervalo de confianza del 95 por ciento. Lo ideal es derivar las estimaciones de emisiones y absorciones y los rangos de incertidumbre de los datos medidos específicos de la categoría. Puesto que quizá no resulte práctico medir todas las categorías de fuente o sumidero de emisiones de esta forma, puede que se necesiten otros métodos para cuantificar la incertidumbre. El método pragmático para producir estimaciones cuantitativas de incertidumbre consiste en utilizar las mejores estimaciones disponibles, que suelen ser una combinación de los datos medidos, la información publicada, los resultados de los modelos y el dictamen de expertos. La orientación por sectores que presentan los volúmenes 2 a 5 de las *presentes Directrices* ofrece estimaciones de incertidumbre por defecto para usar con los métodos descritos en este capítulo.

Si bien las incertidumbres determinadas a partir de los datos medidos suelen percibirse como más rigurosas que las estimaciones de incertidumbre basadas en los modelos y, del mismo modo, las estimaciones basadas en los modelos suelen percibirse como más rigurosas que aquellas basadas en el dictamen de expertos, la jerarquía real depende de la categoría y/o de las circunstancias específicas del país. En particular, es una *buena práctica* garantizar que las incertidumbres sean representativas para la aplicación del inventario y de las circunstancias nacionales, y que incluyan todas las causas de incertidumbre del Cuadro 3.1.

La presente sección está organizada en tres subsecciones principales, interrelacionadas. La Sección 3.2.1 se concentra en las fuentes de datos e información que se puede utilizar para identificar y, en lo posible, cuantificar las incertidumbres. La Sección 3.2.2 se concentra en los métodos útiles para tratar de prevenir o corregir el sesgo y cuantificar el componente aleatorio de incertidumbre en las entradas a los modelos. La Sección 3.2.3 presenta dos Métodos para combinar las incertidumbres de las entradas, con la idea de lograr estimaciones de incertidumbre para categorías únicas de emisión y absorción y para todo el inventario de emisiones.

### 3.2.1 Fuentes de datos e información

En la presente sección se identifican las fuentes de datos e información para adquirir estimaciones cuantitativas de incertidumbre. Existen tres grandes fuentes de datos e información: la información contenida en los modelos; los datos empíricos asociados con las mediciones de emisiones y los datos de actividades provenientes de relevamientos y censos; y las estimaciones cuantificadas de incertidumbres basadas en el dictamen de expertos.

#### 3.2.1.1 INCERTIDUMBRES ASOCIADAS CON LOS MODELOS

Un modelo es una representación de un sistema real. La modelización suele incluir opciones relativas a lo que se debe incluir en contraposición a lo que se debe excluir, así como opciones relativas al nivel de detalle (o agregación) correspondiente a los fenómenos incluidos en el modelo. De esta forma, el modelo no suele ser una copia exacta del sistema real. Muchas veces se concibe la estructura del modelo respecto de las ecuaciones utilizadas y de sus entradas y salidas (Kirchner, 1990). Más generalmente, se puede concebir un modelo como una hipótesis respecto del comportamiento del sistema real. Por lo tanto, hay dos consideraciones principales acerca de la incertidumbre del modelo: (1) se debe haber identificado el sistema real correcto y más pertinente, y se deben haber elaborado conceptualizaciones de forma que sirvan adecuadamente como base para el desarrollo del modelo; y (2) el modelo debe ser una representación exacta del sistema elegido. La *incertidumbre de conceptualización* describe la falta de identificación adecuada del sistema para el cual se debe elaborar un modelo y de la o las conceptualizaciones de interés. La *incertidumbre del modelo* describe la falta de desarrollo adecuado del modelo, relativa al sistema y a las conceptualizaciones buscadas.

***Incetidumbre de conceptualización:*** la falta de especificación correcta de hipótesis estructurales de inventario, adecuadas y pertinentes, se conoce como incertidumbre de conceptualización (Cullen y Frey, 1999) y normalmente produce un sesgo en las estimaciones. Entre las causas típicas de incertidumbre de conceptualización se encuentran los errores descriptivos, los errores en la evaluación profesional y la especificación incompleta de las hipótesis (EPA, 1997).

***Incetidumbre del modelo:*** la incertidumbre surge de las imperfecciones en el modo de modelizar las conceptualizaciones elegidas. A veces se producen estas imperfecciones a causa de las limitaciones de los datos disponibles. Un modelo puede tener otras fuentes de errores estructurales, como no tomar en cuenta correctamente la sensibilidad de las emisiones a las condiciones ambiente u otros factores. La modelización puede ser la base para estimar emisiones o absorciones para categorías específicas, así como para gestionar los datos de todo el inventario. En algunos casos, la incertidumbre del modelo puede ser significativa. Suele tener una caracterización deficiente o no estar caracterizada en lo absoluto.

### 3.2.1.2 DATOS EMPÍRICOS PARA FUENTES Y SUMIDEROS Y PARA LA ACTIVIDAD

En esta sección se describen las fuentes de datos empíricos y sus implicancias para la incertidumbre; es pertinente para los datos de emisiones medidas, los datos obtenidos en la bibliografía y los datos de la actividad.

#### ESTIMACIONES DE INCERTIDUMBRE OBTENIDAS A PARTIR DE LOS DATOS DE EMISIONES/ABSORCIONES MEDIDAS

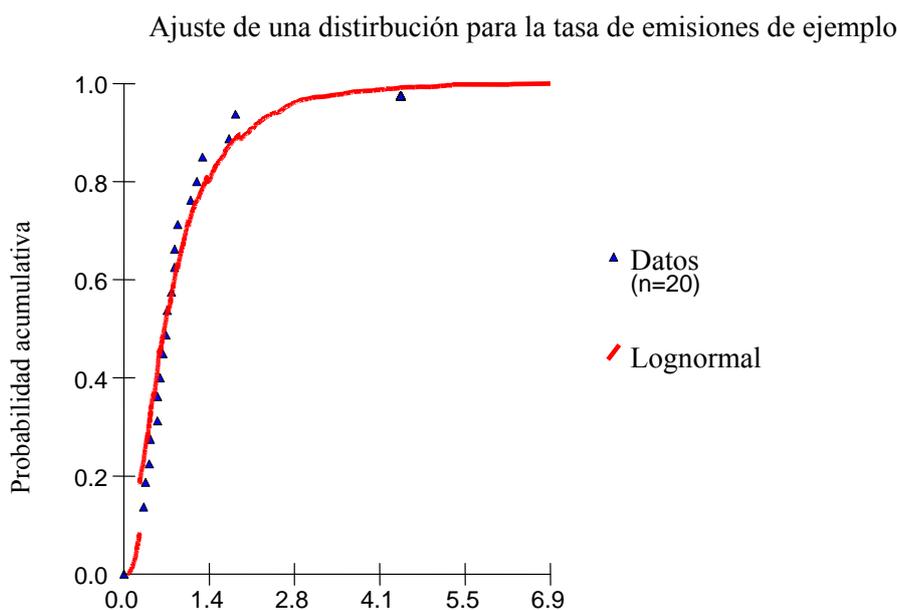
Esta sección supone que se utilizan *buenas prácticas* para obtener los datos, tal como se describe en los capítulos 2 y 6, Garantía de calidad / Control de calidad y verificación. Al estimar la incertidumbre de los datos de las emisiones medidas, las consideraciones deben incluir: (a) la representatividad de los datos y el potencial de sesgo; (b) la precisión y exactitud de las mediciones; (c) el tamaño de la muestra y la variabilidad interindividual de las mediciones, así como sus implicancias para la incertidumbre en las emisiones/absorciones anuales medias; (d) la variabilidad interanual de las emisiones/absorciones y si las estimaciones se basan en un promedio de varios años o en un año en particular.

El muestreo representativo (o diseño de muestreo) implica que se realizan las mediciones para las características típicas del sistema, las condiciones de trabajo, los períodos temporales y/o las áreas geográficas de interés. La precisión y la exactitud de las mediciones individuales dependen del equipo y los protocolos utilizados para realizar las mediciones. El tamaño de la muestra, en general, es un equilibrio entre la conveniencia de contar con más datos y el costo de realizar las mediciones. En algunos casos, como ser para el monitoreo continuo, el tamaño de la muestra puede ser tal que, de hecho, sirva como censo y no como muestra parcial de los datos. En general, la variabilidad de los datos de un período de corto plazo (p. ej., hora, día, semana) a otro depende de las características de la categoría. Si el objetivo es elaborar una estimación de las emisiones o absorciones promedio anuales, posiblemente se requiera un dictamen relativo a si las mediciones efectuadas en un plazo corto son representativas de las tasas a lo largo de un período más extenso y, de no ser así, si se puede ampliar el programa de medición a otros períodos adicionales. Por ejemplo, las mediciones de flujo (datos sobre los factores de emisión) deben representar todo el año. En el Sector AFOLU resulta clave puesto que las emisiones dependen mucho de las condiciones climáticas, que no suelen ser idénticas en el período de crecimiento y en el invierno.

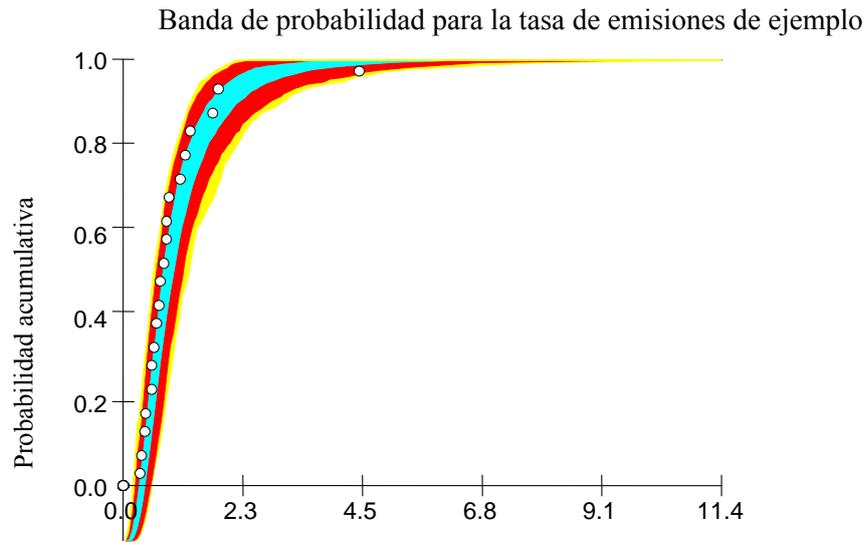
**Figura 3.4 Ejemplo de incertidumbre en las mediciones de emisiones y la tasa media de emisiones**

- (a) Distribución ajustada para la variabilidad entre unidades en las emisiones;
- (b) Incertidumbre en la distribución ajustada debido al tamaño pequeño de la muestra (n=20);
- (c) Incertidumbre en la tasa media de emisión.

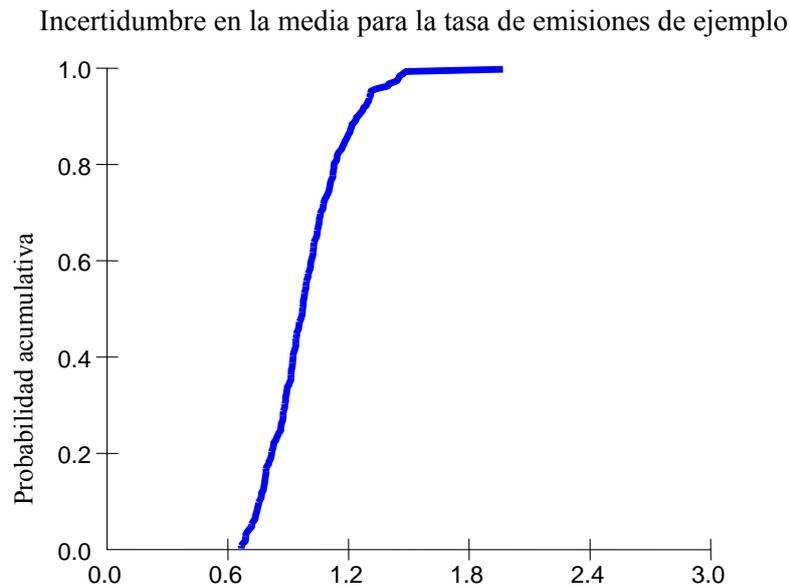
**(a) Variabilidad entre unidades**



**(b) Incertidumbre en la distribución de variabilidad**



**(c) Incertidumbre en la media**



Para un segundo ejemplo, supongamos que queremos estimar la incertidumbre en las emisiones anuales nacionales para una categoría en particular, como las emisiones derivadas de los automóviles a gasolina de pasajeros. La tasa de emisión varía de un vehículo a otro, ilustrada por la variabilidad entre unidades que muestra la Figura 3.4(a). Puesto que se estima la distribución para la variabilidad entre vehículos a partir de una muestra pequeña y finita de datos que podrían estar sujetos al error aleatorio de muestreo, existe incertidumbre respecto de cuál podría ser la distribución de población real pero desconocida para la variabilidad entre vehículos, como lo sugiere la Figura 3.4(b). También existe la variabilidad intra unidades en las emisiones a través del tiempo para cualquier vehículo particular. Sin embargo, a los fines de la estimación anual nacional, se hace hincapié en el aporte combinado de todos los vehículos al total de emisiones durante un lapso de un año. En este caso, no nos interesa el rango de variabilidad entre vehículos, sino el rango de incertidumbre para la tasa de emisiones promedio entre todos los vehículos (p. ej., la Figura 3.4(c)). Muchas veces, el rango de incertidumbre es considerablemente menor que el correspondiente a la variabilidad entre vehículos (o, más general, entre

unidades) (por ejemplo, Frey y Zheng, 2002). Por lo tanto, cuando el objetivo de un análisis exige que se base la evaluación en la incertidumbre de la media en vez de en la variabilidad entre unidades individuales, es importante centrar correctamente el análisis en la primera. De lo contrario, se puede producir una sobreestimación errónea del rango de incertidumbre.

En el caso del monitoreo continuo de las emisiones por puntos, o de un esquema de muestreo periódico que capture los patrones típicos de la actividad, puede haber datos empíricos adecuados y representativos sobre los cuales pueda basarse una estimación de incertidumbre en las emisiones anuales medias. Por ejemplo, si hay varios años de esos datos, se pueden cuantificar las emisiones anuales promedio a través de varios años, y la distribución de emisiones anuales año a año puede utilizarse para evaluar un intervalo de confianza del 95 por ciento en el promedio anual. Siempre que el promedio anual se base en datos obtenidos de muchas categorías individuales, no es probable que haya correlación de errores de un año a otro. Esto tiene implicancias para el estimación de la incertidumbre en las tendencias, como se analiza en la Sección 3.3, Incertidumbre y autocorrelación temporal. Con todo, para las categorías difusas -como los cultivos agrícolas- puede haber autocorrelaciones elevadas si se las determina por clima, y esto podría afectar la representatividad de los datos para los fines de una evaluación en particular.

En los casos en los que no están disponibles las mediciones de emisiones continuas, puede haber mediciones de emisiones periódicas que permitan estimar la incertidumbre. Si se puede vincular estas mediciones con los datos representativos de la actividad, que obviamente son clave, es posible determinar un factor de emisión específico del sitio, junto con una FDP asociada, para representar las emisiones anuales. Puede ser una tarea compleja. Para lograr la representatividad, quizá sea necesario particionar (o estratificar) los datos de modo que reflejen las condiciones típicas de funcionamiento. Por ejemplo:

- La puesta en marcha y la desactivación pueden arrojar diferentes tasas de emisión respecto de los datos de la actividad. En este caso, se deben particionar los datos, con factores de emisión aparte y funciones de densidad de probabilidad derivadas para las condiciones de régimen constante, puesta en marcha y desactivación.
- Los factores de emisión pueden depender de la carga. En este caso, es probable que resulte necesario estratificar la estimación de emisiones totales y el análisis de incertidumbre para tomar en cuenta la carga expresada, por ejemplo, como porcentaje de la capacidad total. Se puede lograr mediante un análisis de regresión y trazados de dispersión de la tasa de emisiones, comparados con variables controlantes similares (p. ej., emisiones versus carga) y la carga se vuelve parte de los datos de la actividad necesarios.
- Las mediciones tomadas para otros fines pueden no ser representativas. Por ejemplo, las mediciones de metano efectuadas por cuestiones de seguridad en las minas de carbón y en los vertederos pueden no reflejar necesariamente el total de emisiones, porque quizá fueron tomadas solo cuando se sospechaba que éstas eran elevadas, como control de cumplimiento. En esos casos, la relación existente entre los datos medidos y el total de emisiones debe estimarse para el análisis de incertidumbre.
- Las mediciones sistemáticas del corto plazo pueden no muestrear adecuadamente los acontecimientos episódicos (como las precipitaciones) que inician grandes flujos de corta duración que, no obstante, pueden representar una fracción significativa de las emisiones anuales. Si la estrategia de muestreo se pierde una proporción significativa de estos acontecimientos, la estimación de emisiones promedio anuales puede presentar un sesgo considerable. Las emisiones de óxido nitroso de los suelos agrícolas pueden quedar comprendidas en esta clase.

Si la muestra de datos tiene el tamaño suficiente, es posible utilizar los tests de bondad de ajuste estadísticos estándar, en combinación con el dictamen de expertos, para poder decidir qué FDP usar para describir la variabilidad de los datos (particionados, si fuera necesario) y la forma de parametrizarla. Sin embargo, en muchos casos, la cantidad de mediciones a partir de las cuales se puede hacer una inferencia respecto de la incertidumbre es pequeña. Teóricamente, mientras haya tres o más puntos de datos, y una muestra representativa aleatoria de la variable de interés, es posible aplicar técnicas estadísticas para estimar los valores de los parámetros de muchas distribuciones de dos parámetros (p. ej., normal, lognormal) que pueden utilizarse para describir la variabilidad del conjunto de datos (Cullen y Frey, 1999, páginas 116-117). Si bien comúnmente se percibe que se deben tener alrededor de 8 o 9 puntos de datos, y preferiblemente más, como base para ajustar una distribución a los datos, la hipótesis más fundamental y clave de la que se debe partir para ajustar una distribución a los datos es que los datos sean una muestra aleatoria y representativa. Si esta hipótesis es válida, el tamaño de la muestra influye sobre el ancho de los intervalos de confianza para toda estadística estimada a partir de la muestra. Como cuestión de gustos, muchos analistas quizá prefieran tener un tamaño de muestra mínimo, pero esta preferencia no se relaciona con la cuestión principal de la representatividad. Los datos no se vuelven más representativos por un simple incremento del tamaño de la muestra.

Si el tamaño de la muestra es pequeño, existe una gran incertidumbre respecto de las estimaciones de los parámetros que se deben reflejar en la cuantificación de incertidumbre para usar en el inventario. Asimismo,

típicamente no es posible depender de los métodos estadísticos para diferenciar las distribuciones paramétricas de bondad de ajuste de las alternativas, cuando los tamaños de las muestras son muy pequeños (Cullen y Frey, 1999, páginas 158-159). Por lo tanto, se requiere criterio para seleccionar una distribución paramétrica adecuada que se ajuste a un conjunto de datos muy pequeño. En las situaciones en las que el coeficiente de variación (desviación estándar dividida por la media) es menor que alrededor de 0,3 y se lo conoce con una confianza razonable, una distribución normal puede ser una hipótesis razonable (Robinson, 1989). Cuando el coeficiente de variación es grande y la variable es no negativa, puede resultar adecuada una distribución sesgada positivamente, como ser una lognormal. Se elabora la orientación sobre la selección de distribuciones en las Secciones 3.2.2.2 y 3.2.2.4 a continuación.

En los casos con conjuntos de datos grandes, la incertidumbre de la media puede estimarse como más o menos 1,96 (o alrededor de 2) múltiplos del error estándar, donde éste es la desviación estándar de la muestra, dividida por la raíz cuadrada de su tamaño. Este cálculo se basa en la hipótesis de una distribución normal. Sin embargo, en aquellos casos en los que una cantidad pequeña de muestras o mediciones muchas veces es la razón para determinar los factores de emisión, se reemplaza el múltiplo de 1,96 por un «factor de cobertura» denominado  $k$ , que se obtiene de la distribución de  $t$  del estudiante. En el caso de las muestras pequeñas,  $k$  es mayor que 1,96 para un intervalo de 95 por ciento, pero asintóticamente se aproxima al 1,96 a medida que el tamaño de la muestra aumenta a 30 o más. No obstante, siempre que la incertidumbre de la media no sea una distribución simétrica, pueden utilizarse los métodos numéricos, como la simulación *bootstrap*, para obtener el intervalo de confianza para la media.

Si la estimación anual se basa en un promedio a través de varios años, la incertidumbre de éste representa la incertidumbre de un año promedio y no la variabilidad interanual. Si el objetivo es estimar la incertidumbre en los flujos de fuente o sumidero para un año dado, una *buena práctica* es efectuar la mejor estimación del total anual y cuantificar la incertidumbre asociada con los modelos y los datos usados de forma coherente con el período de un año. Si, en cambio, se utiliza una estimación anual promediada, la incertidumbre de la estimación aplicada a un año específico se describe como la variabilidad interanual (incluidos los errores de medición) relativos a la media, mientras que si se la aplica a un año promedio sería el intervalo de confianza del promedio.

## **ESTIMACIONES DE INCERTIDUMBRE PARA LOS FACTORES DE EMISIÓN Y OTROS PARÁMETROS OBTENIDOS A TRAVÉS DE LAS REFERENCIAS PUBLICADAS**

Si no hay disponibles datos específicos del sitio, en la medida de lo posible, los inventarios deben basarse en los factores de emisión derivados de los estudios publicados específicos para las condiciones de ese país. Si no hay disponible suficiente información específica del país, se puede tomar información de otros estudios publicados, en la medida en la que estos reflejen las condiciones del país, o puedan extraerse los factores de emisión u otros parámetros de los volúmenes por sectores 2 a 5 de las presentes *Directrices*. Los factores presentados en los volúmenes por sector fueron obtenidos para las circunstancias que se consideran típicas. Hay incertidumbres asociadas con las mediciones originales, así como con el uso de los factores en otras circunstancias diferentes de las asociadas con las mediciones originales.

Si se utilizan los factores de emisión publicados u otros parámetros de estimación, se deben estimar las incertidumbres correspondientes de:

- *La investigación original, incluidos los datos específicos del país.* Para el caso de los factores de emisión basados en mediciones, los datos del programa de medición original o los experimentos pueden permitir una evaluación de la incertidumbre y quizá de la FDP. Los experimentos y programas de medición bien diseñados presentan datos de muestra que cubren toda la gama de tipos de plantas y su mantenimiento, tamaño y antigüedad, de modo que es posible usar directamente los factores y sus incertidumbres. En otros casos, se necesita el dictamen de expertos, tomando en cuenta las causas de incertidumbre identificadas en el Cuadro 3.1, para extrapolar de las mediciones a la población completa de plantas de esa categoría en particular (se explican los detalles relativos a la forma de solicitar el dictamen de expertos en la Sección 3.2.1.3).
- *Valores por defecto de las Directrices:* Para la mayoría de los factores de emisión y otros parámetros de estimación, las directrices por sectores presentan estimaciones de incertidumbre por defecto que deben usarse ante la falta de otra información. A menos que haya disponibles pruebas claras en contrario, se supone que las FDP son normales. Sin embargo, el compilador del inventario debe evaluar la representatividad de los valores por defecto para sus propias circunstancias nacionales. Si se estima que los valores por defecto no son representativos y la categoría es importante para el inventario, deben elaborarse hipótesis mejoradas sobre la base del dictamen de expertos, suponiendo que no haya disponible suficiente investigación original para obtener factores de emisión específicos del país u otros parámetros de estimación.

Los métodos por defecto representan un compromiso entre el nivel de detalle que se necesitaría para crear las estimaciones más exactas para cada país y los datos de entrada más proclives a estar disponibles o de fácil

obtención en la mayoría de los países. Los métodos por defecto suelen ser simplificaciones y pueden introducir grandes incertidumbres en una estimación nacional. Dentro de muchos de los métodos por defecto se presentan diferentes niveles opcionales de detalle, para reflejar si los usuarios tienen datos detallados para su situación nacional o si deben confiar estrictamente en los valores generales por defecto. Puede haber una variación considerable en el grado de adecuación con el cual los valores por defecto representan las condiciones de la población real de actividades en un país dado. Por ejemplo, la incertidumbre relativa a los factores por defecto de emisiones de carbono para la población mundial de fuentes de combustión de combustible fósil puede caracterizarse bastante baja (de 5 a 10 por ciento) en la metodología del IPCC, pero los expertos nacionales para un país dado pueden saber que las características de esos combustibles en su país varían respecto de los valores promedio mundiales. En ese país, el uso de los valores por defecto introduce una incertidumbre mayor y, por lo tanto, es una *buena práctica* usar estimaciones específicas del país en la medida de lo posible. En consecuencia, siempre se debe considerar la aplicabilidad de los valores de incertidumbre por defecto.

Otro ejemplo es el uso de los valores por defecto para estimar las emisiones y absorciones específicas del país del Sector AFOLU. La incertidumbre puede ser alta, a menos que se conozca la adecuación de los parámetros por defecto disponibles para las circunstancias de un país. La aplicación de datos por defecto en un país o región que presenta características muy diferentes de aquellas de los datos de la categoría puede llevar a grandes errores sistemáticos (sesgo) en las estimaciones de emisiones o absorciones.

## INCERTIDUMBRES ASOCIADAS CON LOS DATOS DE LA ACTIVIDAD

Muchas veces, los datos de la actividad están más estrechamente vinculados a la actividad económica que los factores de emisión. Sin embargo, a diferencia de los datos de los factores de emisión, no suele haber disponible una muestra estadística de las estimaciones alternativas de los datos de la actividad para ajustar las distribuciones y estimar la incertidumbre. En general, hay incentivos de precios bien establecidos y requisitos fiscales para un registro exacto de la actividad económica. Por lo tanto, los datos de la actividad tienden a presentar incertidumbres menores y una correlación inferior entre los años que los datos del factor de emisión. Los organismos nacionales de estadísticas, que pueden haber evaluado las incertidumbres asociadas con sus datos como parte de los procedimientos de recopilación de datos, suelen recopilar y publicar los datos de la actividad. Es posible utilizar estas estimaciones de incertidumbre creadas con anterioridad para construir las FDP. No necesariamente se ha publicado esta información, por lo que se recomienda contactar directamente a los organismos de estadísticas. Puesto que no suelen recopilarse los datos de la actividad económica para estimar las emisiones y absorciones de gases de efecto invernadero, es una *buena práctica* evaluar la aplicabilidad de las estimaciones de incertidumbre, antes de usarlas.

Existen diversos métodos que pueden ser útiles para evaluar la incertidumbre de los datos de la actividad en circunstancias específicas.

**Datos de la actividad basados en muestras completas (censos):** los datos del censo son datos de la actividad basados, en principio, en el cómputo de cada instancia de una actividad en particular. El censo normalmente incluye tanto los errores sistemáticos como los aleatorios. Los primeros surgen a consecuencia de un cómputo sistemático demasiado bajo o doble. Los segundos suelen ser la suma de una gama de errores comunes. En general, puede esperarse que los errores aleatorios se distribuyan normalmente y no presenten una correlación en serie. Debido a que muchas veces son las mismas personas quienes recopilan los datos de la actividad, siguiendo los mismos procesos, para todas las observaciones, es probable que los errores sistemáticos adopten casi el mismo valor todos los años. Hay numerosos métodos para identificar la incertidumbre potencial de los datos de la actividad para las muestras completas. A menudo, estos métodos son parte integral de un plan de GC/CC:

- Para controlar el tamaño de los errores aleatorios, busque las fluctuaciones a través del tiempo, y las fluctuaciones diferenciales en las series que deberían estar muy correlacionadas con los datos de interés.
- Para controlar los errores de sesgo, haga una verificación cruzada de los datos de interés con otra información relacionada. Por ejemplo, se puede buscar combustibles en toda la cadena de abastecimiento, comparar la producción de carbón, la importación y exportación de carbón, y el consumo declarado. O se puede estudiar las actividades para las cuales se recopilan datos de forma independiente, pero estos deben estar muy correlacionados con los datos de interés, por ejemplo la entrada de combustible informada versus la salida de electricidad. Otra opción sería buscar los datos de la actividad de diferentes frecuencias (p. ej., mensual, anual), si se los recopila siguiendo distintos métodos.
- La interpretación de diferencias estadísticas, dentro de, por ejemplo, los datos de energía nacional, constituye un ejemplo de verificación cruzada. La comparación entre las emisiones de dióxido de carbono relacionadas con la energía, derivadas del método de referencia del IPCC, es una verificación cruzada con estimaciones de emisiones derivadas de otras fuentes.

Los datos de la actividad basados en censos suelen ser «precisos pero inexactos» en la taxonomía indicada en la Figura 3.2; los errores aleatorios son pequeños, pero puede haber errores de sesgo mayores. La verificación

cruzada puede sugerir límites superior e inferior para los posibles errores de sesgo, y a veces permite una estimación real del error de sesgo. Un posible error de sesgo que ronde dentro de estos límites puede caracterizarse como distribución uniforme truncada: la verificación cruzada muestra que el valor real no observable debe encontrarse dentro de una escala específica, pero puede no haber razón para pensar que un punto de esa escala sea más o menos propenso a ello. Sin embargo, puesto que los errores de sesgo de los datos de la actividad tienden a estar muy correlacionados, la diferencia que existe entre el valor declarado y el valor real desconocido probablemente sea igual todos los años, y se debe tomar en cuenta esta característica al estimar la incertidumbre de la tendencia.

**Datos de la actividad basados en muestras aleatorias:** algunos tipos de datos de la actividad se obtienen a partir de relevamientos de muestras, por ejemplo los de consumidores, uso de la tierra o cubierta forestal. En estos casos, los datos estarán sujetos a los errores de muestreo, que normalmente se distribuyen y no se correlacionan a través del tiempo. El organismo encargado de la muestra debe estar en condiciones de brindar asesoramiento sobre el error de muestreo. Si esta información no está disponible, quizá se pueda identificar o inferir el tamaño de la muestra y de la población, y calcular directamente el error de muestreo.

### 3.2.1.3 DICTAMEN DE EXPERTOS COMO FUENTE DE INFORMACIÓN

En muchas situaciones, los datos empíricos directamente pertinentes no están disponibles para las fuentes, los sumideros ni las entradas de la actividad para un inventario. En esos casos, una solución práctica para abordar la ausencia de datos adecuados es obtener dictámenes bien informados de los expertos en la materia, respecto de las mejores estimaciones e incertidumbres de entradas al inventario. El Capítulo 2, Métodos para la recopilación de datos, analiza las bases de los protocolos formales de solicitud de dictamen de expertos. En particular, la Sección 2.2 y el Anexo 2A.1 presentan el tratamiento general de los dictámenes de expertos y de su solicitud. El Anexo 2A.1 ofrece detalles respecto del protocolo de solicitud de dictamen de expertos. En este capítulo, los métodos para codificar incertidumbres basadas en el dictamen de expertos se recomiendan en la Sección 3.2.2.3.

## 3.2.2 Técnicas destinadas a cuantificar las incertidumbres

En esta sección se analizan las técnicas principales para cuantificar incertidumbres, desarrollar las fuentes de datos y la información descrita en la sección anterior. El acento de esta sección está puesto en la incertidumbre de los modelos, el análisis estadístico de los datos empíricos, la identificación y selección de FDP, y los métodos para codificar el dictamen de expertos en materia de incertidumbres.

### 3.2.2.1 INCERTIDUMBRE DE LOS MODELOS

La conceptualización y la incertidumbre del modelo pueden resultar más difíciles de abordar que las incertidumbres de las entradas al modelo. La inquietud más significativa respecto de la conceptualización y las incertidumbres del modelo es que tienen el potencial de producir un sesgo sustancial en las estimaciones de emisiones y absorciones. Los métodos para abordar estas causas de incertidumbres, por lo tanto, deben estar dirigidos a evaluar y corregir el sesgo conocido o sospechado.

Resulta evidente que la especificación correcta de la conceptualización está definida por las *Directrices de 2006*, cuya interpretación depende del aporte de los expertos y de las partes interesadas, quienes están familiarizados con los sistemas cuyas emisiones o absorciones deben estimarse. La conceptualización debe estar completa, dentro del alcance de *las presentes Directrices*, a través de la enumeración de todos los componentes principales, sin producir redundancia ni superposición parcial, y debe ser aplicable al alcance geográfico, al período temporal y al grupo acordado de gases de efecto invernadero cubiertos.

Típicamente, se aborda la incertidumbre del modelo de diversas formas. Un método consiste en reconocer las limitaciones de los modelos utilizados y analizar cualitativamente las implicancias para la incertidumbre en las estimaciones obtenidas a través del modelo. Sin embargo, las advertencias cualitativas no son útiles para aportar un conocimiento cuantitativo respecto de la magnitud posible de incertidumbre y, en sí mismas, no se las considera una *buena práctica*. Existen al menos tres métodos principales para estimar la incertidumbre: (1) comparación de los resultados del modelo con datos independientes a los fines de la verificación; (2) comparación de las predicciones de los modelos alternativos; y (3) dictamen de expertos respecto de la magnitud de la incertidumbre del modelo. Es posible combinar estos métodos.

Se puede usar la comparación de las predicciones del modelo con datos independientes para evaluar la precisión y la exactitud de éste, que es un aspecto importante de la verificación, como se estudia en el Capítulo 6. Dichas comparaciones pueden revelar si el modelo predice las cantidades de interés sistemáticamente por encima o por debajo de los valores. No obstante, puede resultar difícil obtener datos para la verificación directa de un modelo.

De todas maneras, a veces estos tipos de comparaciones son los mejores o los únicos disponibles, y permiten identificar las inherencias no explicadas que, a su vez, pueden implicar el sesgo del modelo que llega a corregirse a través de la selección de parámetros.

En otros casos, puede haber modelos alternativos utilizables para realizar predicciones para las mismas cantidades de interés. Hasta el punto en el que los modelos alternativos se basan en diferentes datos o hipótesis teóricas, la comparación de las predicciones del modelo puede brindar un conocimiento útil respecto de la magnitud del desacuerdo. El hecho de que dos o más modelos discrepen no es prueba concluyente de la incorrección de uno de ellos, puesto que ambos o todos podrían ser erróneos.

Sobre la base de los resultados de la comparación del modelo utilizado para el desarrollo del inventario con datos independientes y/o modelos alternativos, puede resultar aconsejable revisar las hipótesis o los parámetros del modelo para reducir el sesgo. Luego, se puede evaluar la incertidumbre restante de forma cuantitativa a través del dictamen de expertos, acerca de la forma en la que se combinan las incertidumbres de los datos usados para crear el modelo y sus parámetros, o más formalmente a través del análisis de Monte Carlo.

### 3.2.2.2 ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE LOS DATOS EMPÍRICOS

El análisis estadístico de los datos empíricos es un método que puede emplearse para cuantificar la incertidumbre de los inventarios, los factores de emisión y otros parámetros de estimación, y se lo puede resumir en los siguientes pasos principales (p. ej., Frey y Zheng, 2002):

- Paso 1: compilación y evaluación de una base de datos para detectar factores de emisión, datos de la actividad y otros parámetros de estimación. Esos datos suelen representar la variabilidad.
- Paso 2: visualización de los datos para desarrollar funciones de distribución empírica (en las cuales se trazan los datos verticalmente según el orden de jerarquía y horizontalmente según su valor numérico; véase Cullen y Frey, 1999, para conocer detalles) para la actividad individual y los factores de emisión.
- Paso 3: ajuste, evaluación y selección de modelos de FDP alternativos para representar la variabilidad de los datos de la actividad y de los factores de emisión.
- Paso 4: caracterización de la incertidumbre en la media de las distribuciones para variabilidad. Si el error estándar de la media es pequeño (como se analiza en la Sección 3.2.1.2), es posible crear una hipótesis de normalidad independientemente del tamaño de la muestra o del sesgo de los datos. Si el error estándar de la media es grande, se puede hacer una hipótesis de lognormalidad o emplear otros métodos (p. ej., la simulación *bootstrap*) para estimar la incertidumbre de la media. Pueden usarse herramientas de software disponibles para todo el público, para colaborar con lo último.
- Paso 5: tras haber especificado correctamente las incertidumbres, se las puede usar como entrada para un análisis probabilístico, a los fines de estimar la incertidumbre en las emisiones totales.
- Paso 6: se recomienda un análisis de sensibilidad para determinar cuál de las incertidumbres de entrada al inventario ofrece el aporte más sustancial a la incertidumbre general, y para priorizar los esfuerzos destinados a crear estimaciones aceptables de estas incertidumbres principales (véase el Capítulo 4, Opción metodológica e identificación de categorías principales).

El paso 3 suele incluir la identificación de la FDP paramétrica candidata para ajustar a los datos, la estimación de los parámetros de esas distribuciones y la evaluación de la bondad de ajuste (p. ej., Cullen y Frey, 1999). Es posible aplicar métodos rigurosos a los conjuntos de datos que contienen valores por debajo del límite de detección de un método de medición, llamados *no detecciones* (p. ej., Zhao y Frey, 2004a). Pueden usarse las distribuciones combinadas incluso cuando los datos contienen dos o más subgrupos que no pueden separarse de otra forma (p. ej., Zheng y Frey, 2004).

### 3.2.2.3 MÉTODOS PARA CODIFICAR LOS DICTÁMENES DE EXPERTOS

Si faltan datos empíricos o si no se los considera del todo representativos para todas las causas de incertidumbre (Cuadro 3.1), quizá resulte necesario el dictamen de expertos para estimar la incertidumbre. Esta sección se concentra en los métodos de codificación (cuantificación) del dictamen de expertos respecto de la incertidumbre en forma de FDP. La codificación es el proceso por el cual se convierte el dictamen de expertos acerca de la incertidumbre en una FDP cuantitativa. El Capítulo 2 ofrece una orientación sobre la definición de un experto, consideraciones para elegir a los expertos, fuentes de sesgo posible en el dictamen de expertos y la forma de evitarlo, así como un protocolo recomendado para solicitar el dictamen. En el contexto de las incertidumbres, uno de los objetivos principales de la solicitud del dictamen de expertos es caracterizar el estado del conocimiento en cuanto a los valores posibles de una variable en

particular. Por lo tanto, no es necesario ni aconsejable tratar de forzar el consenso entre los expertos; por el contrario, es más útil tomar en cuenta todo el abanico de valores al obtener los dictámenes de dos o más expertos para la misma variable.

El objetivo del proceso de solicitud (obtención) del dictamen de expertos es desarrollar una FDP que tome en cuenta la información pertinente, como ser:

- ¿La categoría es similar a otras? ¿Cómo es probable que se compare la incertidumbre?
- ¿Se entiende bien el proceso de emisión o absorción? ¿Se identificaron todas las fuentes o los sumideros posibles?
- ¿Existen límites físicos sobre la cantidad de variación del factor de emisión o de otro parámetro de estimación? Las consideraciones acerca del equilibrio de la masa u otros datos del proceso pueden establecer un límite superior sobre las tasas de emisiones o absorciones.
- ¿Las estimaciones de emisiones y absorciones son coherentes con los datos independientes que se pueden usar para ayudar a verificar el inventario?

Una cuestión principal relacionada con la solicitud del dictamen de expertos es la de superar el típico sesgo heurístico de *disponibilidad, representatividad, y anclaje y ajuste* (como se describe en el Capítulo 2, Anexo 2A.1, Protocolo para solicitud del dictamen de expertos), para evitar el posible problema de obtener una estimación «demasiado confiada» de la incertidumbre. El «exceso de confianza» hace referencia a una situación en la cual el rango estimado de incertidumbre es demasiado estrecho. Es aconsejable evitar el exceso de confianza, para no subestimar la incertidumbre real. Una *buena práctica* es utilizar un protocolo formal de solicitud de dictamen de expertos, como el protocolo Stanford/SRI que se detalla en el Capítulo 2, Anexo 2A.1. En particular, estos protocolos incluyen varios pasos antes del paso real de codificación, a los fines de familiarizar al experto con el objetivo y los métodos de solicitud de dictamen, y alentarlos a pensar en todos los datos, modelos y teorías pertinentes, así como en otros métodos de inferencia. Con estos antecedentes, el experto se encuentra en mejor posición para efectuar una estimación insesgada de la incertidumbre.

El método que debe utilizarse para la codificación debe depender de la familiaridad del experto con las FDP. Algunos de los métodos usados comúnmente son:

- Valor fijo: se estima la probabilidad de ser mayor (o menor) que un valor arbitrario y se repite típicamente tres o cinco veces. Por ejemplo, ¿qué probabilidad hay de que un factor de emisión sea menor que 100?
- Probabilidad fija: se estima el valor asociado con una probabilidad especificada de ser mayor (o menor). Por ejemplo, cuál es el factor de emisión tal que solo un 2,5 por ciento de probabilidad (o 1 posibilidad en 40) de que el factor de emisión sea menor (o mayor) que ese valor.
- Métodos de intervalo: este método se concentra en la media y en los cuartiles. Por ejemplo, se le pide al experto que seleccione un valor del factor de emisión, de modo que sea igualmente probable que el factor real de emisión sea mayor o menor que ese valor. Así se obtiene la mediana. Luego, el experto divide el rango inferior en dos cubos de modo que lo consideró igualmente posible (25 por ciento de probabilidad) que el factor de emisión esté en cualquiera de los cubos, y se repite esta operación para el otro extremo de la distribución. Por último, podrían usarse los métodos de probabilidad fija o valor fijo para obtener dictámenes para los valores extremos.
- Graficación: el experto dibuja sus propias distribuciones. Se debe utilizar este método con precaución porque algunos expertos están demasiado confiados en su conocimiento de las FDP.

En el Recuadro 3.1, se presenta un ejemplo de solicitud del dictamen de expertos que arroja como resultado la codificación (cuantificación) de una FDP.

A veces, el único dictamen de expertos disponible consta de un rango, quizá citado en conjunto con un valor más probable. En estas circunstancias, se considera que las reglas enumeradas a continuación constituyen una *buena práctica*:

- En los casos en los que los expertos solamente presentan un valor superior y uno inferior, suponer que la función de densidad de probabilidad es uniforme y que el rango corresponde al intervalo de confianza del 95 por ciento.
- En los casos en los que los expertos también incluyen un valor más probable (generalmente el mismo que la estimación por puntos utilizada para crear el inventario), suponer una función de densidad de probabilidad triangular, usando como modo los valores más probables y suponiendo que los valores superior e inferior excluyen al 2,5 por ciento de la población. No es necesario que la distribución sea simétrica. Es posible elegir otras opciones razonables de distribución, como la normal o lognormal, si se incluyen las justificaciones correspondientes.

Entre algunas otras fuentes de información acerca de la solicitud de dictamen de expertos se incluyen Spetzler y von Holstein (1975), Morgan y Henrion (1990), Merkhofer (1987), Hora y Iman (1989), y NCRP (1996).

La naturaleza subjetiva del dictamen de expertos aumenta la necesidad de aplicar procedimientos de garantía y control de calidad para mejorar la comparabilidad de las estimaciones de incertidumbre entre los países. Por lo tanto, se deben

documentar los dictámenes de expertos como parte del proceso de archivo nacional, y se alienta a los compiladores del inventario a aplicar procedimientos de GC/CC a dichos dictámenes, en particular para las *categorías principales* (véase el Capítulo 6).

En el Anexo 2A.1 del Capítulo 2 se analizan los requisitos de documentación para el dictamen de expertos.

#### RECUADRO 3.1

##### BREVE EJEMPLO DEL DICTAMEN DE EXPERTOS DETALLADO

Supongamos que el compilador del inventario ha identificado un experto en emisiones de CH<sub>4</sub> de las centrales eléctricas y desea obtener su dictamen respecto de la incertidumbre en las emisiones promedio anuales para esta categoría. Como parte del paso de motivación, el solicitante le explicó al experto el objetivo general del análisis y el protocolo de solicitud de dictamen que debe utilizarse. En el paso de estructuración, el solicitante trabaja con el experto para establecer el protocolo específico de solicitud de dictamen de expertos. Por ejemplo, si bien lo único que el compilador del inventario puede querer es una estimación de la incertidumbre promedio anual, el experto puede indicarle que prefiere presentar los dictámenes por separado para las operaciones de puesta en marcha, carga parcial y carga completa de la planta, y que estos tres dictámenes deben ponderarse para obtener la incertidumbre combinada para el promedio anual. Tras estructurar el problema, el solicitante revisa la información del experto pertinente para la evaluación, como las mediciones efectuadas en tipos similares de centrales eléctricas u otras fuentes de combustión. En el paso de solicitud de dictamen, el solicitante puede pedirle al experto un valor superior de modo que haya una sola posibilidad en 40 (probabilidad del 2,5 por ciento) de obtener un valor mayor. Tras obtener el valor, el solicitante le pide al experto que explique la justificación lógica de la estimación, como ser el ámbito de funcionamiento en la planta que pueda llevar a un índice de emisión tan alto. Luego, puede repetirse el proceso para el extremo inferior del rango y quizá para la mediana y los percentiles 25° y 75°. Podría utilizarse una mezcla de preguntas de valor fijo y probabilidad fija. El solicitante debe trazarlas en un gráfico para poder identificar y corregir las posibles incoherencias durante el tiempo disponible con el experto. En el paso de verificación, el solicitante se cerciora de que el experto esté satisfecho con la representación adecuada de su dictamen. El solicitante también puede ver cómo reaccionaría el experto ante la posibilidad de incluir valores fuera del intervalo para el cual se realizaron los dictámenes, con el fin de garantizar que éste no caiga en el exceso de confianza.

### 3.2.2.4 ORIENTACIÓN DE BUENAS PRÁCTICAS PARA SELECCIONAR FUNCIONES DE DENSIDAD DE PROBABILIDAD

Antes de seleccionar una FDP, es una *buena práctica* dar cuenta del sesgo de los datos en la medida de lo posible. Como se mencionó con anterioridad, los procedimientos de recopilación de datos y GC/CC pueden ayudar a evitar o corregir el sesgo. Por ejemplo, si existen estadísticas nacionales sobre la recolección de madera, pero también se sugiere que estas estadísticas tienen un sesgo del 5 por ciento, se puede ajustar la estimación media en un 5 por ciento, antes de estimar el componente aleatorio de la incertidumbre. Es una *buena práctica* hacer los ajustes del sesgo al elaborar el inventario de emisiones de estimaciones por puntos. Otra consideración es que la cantidad de sesgo puede cambiar a través del tiempo, a medida que cambian los procedimientos de medición o recopilación de datos, o que se modifica el alcance geográfico y temporal de la recopilación de datos. En consecuencia, las correcciones de sesgo pueden ser diferentes para los distintos años.

Sin embargo, hasta el punto en que se cree o se sabe que hay sesgo en los datos, incluso después de haber aplicado procedimientos de GC/CC, es posible aplicar técnicas empíricas o basadas en el dictamen para dar cuenta del sesgo. Puede surgir el sesgo evidente en el análisis probabilístico al menos por dos motivos: (1) una distribución ajustada puede tener una media diferente del valor más probable utilizado en la estimación por puntos del inventario (p. ej., una distribución triangular sesgada basada en el dictamen de expertos); y (2) el valor medio de una predicción de un modelo no lineal que tiene ciertas entradas puede ser diferente de la estimación por puntos obtenida del mismo modelo, si se utilizan únicamente estimaciones por puntos de los valores medios de las entradas. Así, hay algunos tipos de sesgo que pueden revelarse únicamente después de haber hecho el análisis de incertidumbre.

#### TIPOS DE FUNCIONES DE DENSIDAD DE PROBABILIDAD

Hay muchas FDP planteadas en la bibliografía estadística que suelen representar situaciones reales específicas. La elección de un tipo específico de FDP depende, al menos en parte, del dominio de la función (p. ej., si puede tener valores positivos y negativos o solamente no negativos), el rango de la función (p. ej., si el rango es angosto o si cubre los órdenes de magnitud), la forma (p. ej., la simetría) y los procesos que generaron los datos

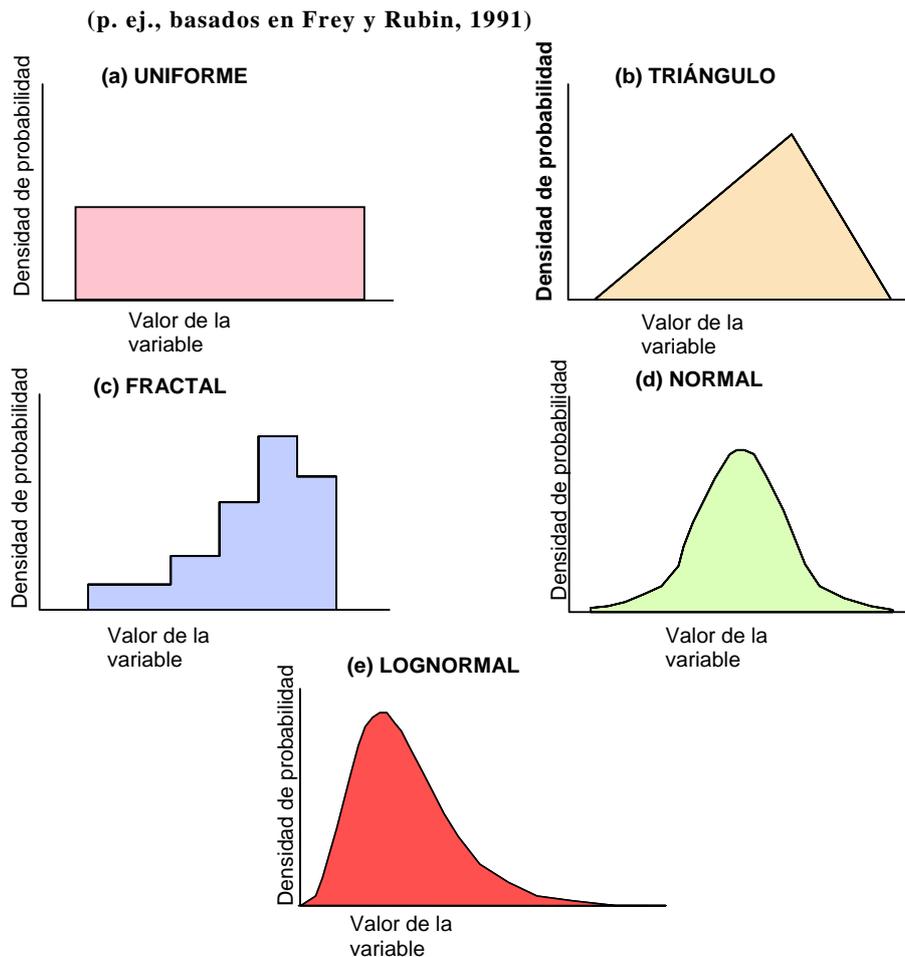
(p. ej., aditivo, multiplicativo). A continuación, se desarrollan estas consideraciones mediante un análisis breve de las distribuciones más comúnmente utilizadas de importancia práctica. Constituyen ejemplos de esas funciones y de las situaciones que representan<sup>4</sup>:

- *La distribución normal* resulta más adecuada cuando el rango de incertidumbre es pequeño y simétrico respecto de la media. Surge en situaciones en las que muchas entradas individuales contribuyen a una incertidumbre general, y en las que ninguna de las incertidumbres domina la incertidumbre total. Del mismo modo, si un inventario es la suma de incertidumbres de muchas categorías individuales, no obstante, ninguna de las cuales domina la incertidumbre total, es probable que la incertidumbre general sea normal. Una hipótesis de normalidad suele ser apropiada para muchas categorías para las cuales el rango relativo de incertidumbre es pequeño; p. ej., los factores de emisión del combustible fósil y los datos de la actividad.
- *La distribución lognormal* puede resultar apropiada cuando las incertidumbres son grandes para una variable no negativa y se sabe que están sesgadas positivamente. El factor de emisión del óxido nítrico del fertilizante aplicado al suelo brinda un ejemplo típico de inventario. Si se multiplican muchas variables inciertas, el producto se acerca asintóticamente a la lognormalidad. Puesto que las concentraciones son el resultado de procesos combinados, que a su vez son multiplicativos, los datos de la concentración tienden a distribuirse de forma similar a la lognormal. No obstante, los datos reales pueden no tener la cola tan pesada como una distribución lognormal. Las distribuciones de Weibull y Gamma tienen aproximadamente propiedades similares a la lognormal, pero tienen la cola menos pesada y, por lo tanto, se ajustan mejor a los datos que la lognormal.
- *La distribución uniforme* describe una probabilidad igual de obtener cualquier valor dentro de un rango. A veces, la distribución uniforme es útil para representar cantidades ligadas físicamente (p. ej., una fracción que debe variar entre 0 y 1) o para representar el dictamen de expertos cuando un experto puede especificar un límite superior e inferior. La distribución uniforme es un caso especial de la distribución Beta.
- *La distribución triangular* es adecuada si los expertos proporcionan los límites superior e inferior y un valor preferido, pero no hay otra información acerca de la FDP. La distribución triangular puede ser asimétrica.
- *La distribución fractal* es un tipo de distribución empírica en la cual se realizan dictámenes respecto de la probabilidad relativa de diferentes rangos de valores para una variable, como se ilustra en la Figura 3.5. Este tipo de distribución a veces resulta útil para representar el dictamen de expertos respecto de la incertidumbre.

---

<sup>4</sup> Cullen y Frey (1999) ofrecen e ilustran más información sobre los métodos para elaborar distribuciones sobre la base del análisis estadístico de los datos. Entre otras referencias útiles se incluyen Hahn y Shapiro (1967), Ang y Tang (1975) D'Agostino y Stephens (1986), Morgan y Henrion (1990), y U.S.EPA (1996, 1997, 1999). Frey y Zheng (2002) y Frey y Zhao (2004) presentan algunos ejemplos de análisis probabilísticos aplicados a los inventarios de emisiones.

**Figura 3.5 Ejemplos de algunos modelos de la función de densidad de probabilidad comúnmente usados**



### CUESTIONES QUE SE DEBEN TENER EN CUENTA AL DESARROLLAR LA FUNCIÓN DE DENSIDAD DE PROBABILIDAD

A continuación, se describe de qué forma los compiladores del inventario pueden satisfacer los principios de comparabilidad, coherencia y transparencia en los inventarios de emisiones al seleccionar una FDP.

- Si los datos empíricos están disponibles, la primera consideración es si la distribución normal resulta adecuada como representación de la incertidumbre. Si la variable debe ser no negativa, la desviación estándar de la distribución normal no debe superar el 30 por ciento del valor medio para evitar una probabilidad inaceptablemente alta de valores negativos de predicción errónea. En general, se debe evitar el truncamiento de la cola inferior de la distribución normal porque modifica la media y otras estadísticas de la distribución. Típicamente, la mejor alternativa al truncamiento es buscar una distribución más apropiada que se ajuste mejor a los datos. Por ejemplo, para los datos sesgados positivamente que deben ser no negativos, las distribuciones lognormal, Weibull o Gamma, muchas veces pueden ofrecer el ajuste aceptable; sin embargo, también se puede usar una distribución empírica de los datos;
- Si se utiliza el dictamen de expertos, la función de distribución adoptada puede ser normal o lognormal, complementada por la distribución uniforme, triangular o fractal, según corresponda;
- Es posible usar otras distribuciones si hay razones de peso, derivadas de las observaciones empíricas o del dictamen de expertos con el respaldo del argumento teórico.

Identificar qué función se ajusta mejor a un conjunto de datos puede ser difícil. Un método consiste en usar el cuadrado del sesgo y la kurtosis para buscar formas funcionales que ajusten los datos (Cullen y Frey, 1999). Solamente se debe aplicar la kurtosis y el sesgo si hay datos suficientes que permitan estimar estos valores. Luego se ajusta la función a los datos según el método del cuadrado mínimo u otro. Hay tests que permiten evaluar la bondad de ajuste, incluido el de ji cuadrado y otros (Cullen y Frey, 1999). En muchos casos, diversas funciones ajustan los datos de manera satisfactoria, dentro de un límite de probabilidad dado. Estas diferentes funciones pueden tener distribuciones radicalmente diferentes en los extremos, donde hay pocos o ningún dato

para limitarlas, y la elección de una función por sobre otra puede modificar sistemáticamente el resultado de un análisis de incertidumbre. Cullen y Frey (1999) reiteran el consejo de los autores anteriores en estos casos, de que *el conocimiento de los procesos físicos subyacentes debe gobernar la elección de una función de probabilidad*. A la luz de este conocimiento físico, los tests brindan orientación acerca de si esta función ajusta los datos satisfactoriamente o no.

Para usar datos empíricos como base para desarrollar las FDP, el primer paso clave es determinar si los datos son una muestra aleatoria y representativa, en el caso de una muestra tomada de una población. Cabe mencionar, entre algunas preguntas clave que se deben formular respecto de los datos:

- ¿Los datos son representativos de las condiciones relativas a los factores de emisión o de la actividad específicos para las circunstancias nacionales? Por ejemplo, en el Sector AFOLU, ¿los datos son representativos de las prácticas de gestión y de otras circunstancias nacionales?
- ¿Los datos son una muestra aleatoria?
- ¿Cuál es el tiempo de promedio asociado al conjunto de datos? y ¿es el mismo para la evaluación (que es para las emisiones anuales de un año dado)? Por ejemplo, sería posible medir los datos de las emisiones durante un periodo breve y no para todo un año. Por ello, quizá se requiera el dictamen de expertos para extrapolar los datos del corto plazo a una base de un plazo más largo.

Si los datos son una muestra aleatoria y representativa, es posible establecer la distribución directamente por medio de las técnicas estadísticas clásicas, aunque el tamaño de la muestra sea pequeño. Lo ideal es que los datos disponibles representen un promedio anual, pero probablemente sea necesario convertir los datos usando un tiempo de promedio adecuado. Para las distribuciones normales, el intervalo de confianza del 95 por ciento sería más o menos el doble de la desviación estándar estimada de la población. En otros casos, los datos pueden representar un censo exhaustivo de la suma de toda la actividad (p. ej. el uso total de la energía para un combustible en particular). En este caso, la información relativa a los errores de las mediciones o de los instrumentos usados para el relevamiento crearía la base para evaluar la incertidumbre. El rango de incertidumbre de los datos de la actividad puede ligarse por métodos independientes o controles de coherencia. Por ejemplo, se pueden comparar los datos de consumo con las estimaciones de producción, incluidas las estimaciones de producción a través de diferentes métodos.

Existe una distinción entre la incertidumbre en la media y la variabilidad de los datos para aquellas situaciones en las cuales los datos representan la variabilidad intra países dentro de una categoría. Puesto que el objetivo es estimar las emisiones anuales promedio en el nivel de un país individual, los datos que representan la variabilidad intra países deben promediarse sobre toda la superficie geográfica del país, y se debe evaluar y utilizar la incertidumbre de este promedio como base para el inventario. Por el contrario, si los datos internacionales están disponibles a un nivel agregado, sin detalles de respaldo que indiquen cómo se pueden desagregar los datos por país, se produce en la escala una desigualdad más difícil de corregir. Típicamente, en este caso, la incertidumbre tiende a aumentar a medida que se reduce el alcance geográfico; es decir, si la cantidad de categorías incluidas se reduce y no hay disponibles datos de emisiones específicos del sitio. De esta forma, es posible que se deban ampliar los rangos de incertidumbre desarrollados para los datos internacionales agregados, para poder aplicarlos a los países en forma individual. Ante la ausencia de una base empírica para estimar el rango relativo de la incertidumbre al nivel del país, en contraposición al nivel internacional agregado, puede utilizarse el dictamen de expertos.

Para una muestra de una población subyacente, es necesario evaluar si los datos son aleatorios y representativos de la población. De ser así, se pueden usar los métodos estadísticos clásicos para definir la distribución. Caso contrario, se necesita una combinación de análisis de datos y solicitud de dictamen de expertos respecto de las distribuciones. En el primer caso, Cullen y Frey (1999) sugieren la exploración del conjunto de datos con estadísticas de resumen y gráficos para evaluar las características esenciales (p. ej., la tendencia central, el rango de variación, el sesgo). Se debe tener en cuenta el conocimiento obtenido del estudio de los datos, combinado con el conocimiento de los procesos que generaron los datos al seleccionar una representación matemática o numérica de la distribución, para introducir en los Métodos 1 o 2. (Véase la Sección 3.2.3.)

En caso de seleccionar una distribución paramétrica como candidata para ajustar el conjunto de datos, es posible usar técnicas como la «estimación de probabilidad máxima<sup>5</sup>» o el «método de momentos coincidentes<sup>6</sup>» para estimar los parámetros de la distribución. Se puede evaluar la bondad de ajuste de la distribución de diversas

<sup>5</sup> El método de probabilidad máxima selecciona como estimaciones los valores de los parámetros que maximizan la probabilidad de la muestra observada (p. ej., Holland y Fitz-Simons, 1982).

<sup>6</sup> El método de momentos busca estimadores de parámetros desconocidos equiparando la muestra correspondiente y los momentos de la población. Es fácil de emplear y proporciona estimadores coherentes. En muchos casos, el método de los estimadores de momentos está sesgado (Wackerly, Mendenhall III y Scheaffer, 1996; páginas 395-397).

formas, incluida la comparación de la función de distribución acumulativa (FDA) ajustada con el conjunto de datos original, los trazados de probabilidad y los tests de bondad de ajuste (p. ej., Cullen y Frey, 1999). Es importante que la selección de una distribución paramétrica para representar un conjunto de datos se base no solamente en los tests de la bondad de ajuste, sino en las similitudes de los procesos que generaron los datos, versus la base teórica para una distribución (p. ej. Hahn y Shapiro, 1967).

Si se promedian los datos en un período inferior a un año, puede ser necesario extrapolar la incertidumbre para todo el año. Consideremos un ejemplo en el cual el conjunto de datos representa la variabilidad de las mediciones de emisiones promedio diarias correspondientes a una categoría en particular. Un método, descrito en detalle por Frey y Rhodes (1996), consiste en ajustar una distribución paramétrica al conjunto de datos según la variabilidad diaria, usar una técnica numérica conocida como simulación *bootstrap* para estimar la incertidumbre de los parámetros de la distribución, y usar la simulación de Monte Carlo para simular los promedios anuales aleatorizados del factor de emisión. Por medio de la simulación *bootstrap*, es posible simular la incertidumbre de la distribución de muestreo para los parámetros de la distribución ajustada (p. ej., Efron y Tibshirani, 1993; Frey y Rhodes, 1996; Frey y Bammi, 2002).

## DEPENDENCIA Y CORRELACIÓN ENTRE LAS ENTRADAS

En esta sección se presenta un breve panorama general de las cuestiones relativas a la dependencia y la correlación entre las entradas. Se pueden encontrar más detalles sobre este tema en Morgan y Henrion (1990), Cullen y Frey (1999), y Smith *et al.* (1992).

Al establecer un análisis probabilístico, es preferible definir el modelo para que las entradas sean estadísticamente independientes en la medida de lo posible. Por ejemplo, en vez de intentar estimar los datos de la actividad para muchas subcategorías para las cuales se derivan los datos al menos en parte por diferencias, quizá sea mejor asignar las incertidumbres a las medidas agregadas más conocidas de la actividad. Por ejemplo, se puede estimar el uso del combustible residual como la diferencia entre el consumo total y la utilización en los sectores del transporte, la industria y el comercio. En este caso, la estimación de la incertidumbre en el uso del combustible residencial guarda una correlación negativa con las incertidumbres en el uso del combustible de otras subcategorías, y hasta puede ser muy grande en comparación con la incertidumbre del consumo total. Por lo tanto, en vez de intentar estimar las incertidumbres por separado para cada subcategoría, quizá resulte más práctico estimar la incertidumbre para las categorías agregadas, para las cuales puede haber disponibles estimaciones y verificaciones cruzadas aceptables.

Las dependencias, si existen, pueden no siempre ser importantes para la evaluación de las incertidumbres. Las dependencias entre entradas importan únicamente si existen entre dos entradas a las cuales la incertidumbre del inventario es sensible y si son lo suficientemente sólidas. En contraposición a ello, las dependencias débiles entre entradas, o dependencias fuertes entre entradas a las cuales la incertidumbre del inventario no es sensible, suelen tener una repercusión leve para el análisis. Sin duda, algunas interdependencias son importantes y la incapacidad de dar cuenta de esas relaciones puede llevar a resultados erróneos. Las correlaciones positivas entre entradas tienden a aumentar el rango de incertidumbre en el resultado, mientras que las negativas tienden a reducirlo. Sin embargo, las correlaciones positivas de las incertidumbres, si se comparan dos años como parte del análisis de la tendencia, reducen la incertidumbre de ésta.

Es posible considerar técnicas para incluir las dependencias en el análisis; entre ellas:

- estratificar o agregar las categorías para minimizar el efecto de las dependencias;
- modelizar la dependencia de forma explícita;
- simular la correlación por medio de métodos de apareamiento restringido (incluidos en muchos paquetes de software);
- usar técnicas de remuestreo en los casos en los que hay disponibles conjuntos de datos de variables múltiples;
- considerar los casos de ligado o sensibilidad (p. ej., en un caso se presupone independencia y en otro una correlación positiva completa); y
- pueden usarse técnicas de la serie temporal para analizar o simular la autocorrelación temporal.

A modo de ejemplo sencillo, Zhao y Frey (2004a) evaluaron las implicancias derivadas de considerar o no las estimaciones de incertidumbre del factor de emisión para diferentes categorías obtenidas de la misma fuente de datos dependientes o independientes entre las categorías, y descubrieron que no afecta a la incertidumbre general del inventario. Obviamente, este resultado es específico de los estudios de casos concretos y debe ensayarse en otras aplicaciones. Como ejemplo más complejo presentado en el Recuadro 3.2, Ogle *et al.* (2003) dieron cuenta

de las dependencias en los factores de manejo de las labores de cultivo, que se estimaron a partir de un conjunto común de datos de un modelo de regresión simple, determinando la covarianza<sup>7</sup> entre factores para el manejo reducido de las labores de cultivo y de no cultivo, y luego usando esa información para generar valores del factor de labores de cultivo con la correlación adecuada durante una simulación de Monte Carlo<sup>8</sup>. Se debe considerar el potencial de las correlaciones entre las variables de entrada y concentrarse en aquellas proclives a presentar las mayores dependencias (p. ej., aplicar factores de manejo para la misma práctica en años distintos de un inventario, o correlaciones entre las actividades de gestión de un año al siguiente).

#### RECUADRO 3.2

##### EJEMPLO DE EVALUACIÓN DE LA INCERTIDUMBRE DE MONTE CARLO RESPECTO DE LAS CORRELACIONES

Ogle *et al.* (2003) efectuaron un análisis de Monte Carlo para evaluar la incertidumbre de un inventario de Nivel 2 que abordaba los cambios del suelo C atribuidos al uso de la tierra y al manejo de tierras agrícolas en los Estados Unidos. Se estimaron los factores de manejo a partir de unos 75 estudios publicados, que utilizaban los modelos de efecto mixto lineal. Se derivaron las FDP para el efecto de manejo a una profundidad de 30 cm, 20 años después de su implementación. Se estimaron las existencias de referencia por medio de una base de datos nacional de caracterización del relevamiento del suelo, que contenía datos del pedón recopilados por el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA, del inglés, *United States Department of Agriculture*). Se basaron las FDP en la media y en la varianza de unos 3.700 pedones, tomando en cuenta la autocorrelación espacial de las ubicaciones del pedón debidas al aglutinamiento de los padrones de distribución. Los datos del uso de la tierra y de la actividad de manejo se registraron en el Inventario nacional de recursos del USDA, que se ocupa del seguimiento del manejo de las tierras agrícolas en más de 400 000 ubicaciones puntuales en los Estados Unidos, junto con los datos complementarios de las prácticas de labores de cultivo provistas por el Centro Tecnológico de la Información y la Comunicación (CTIC). Se implementó el análisis de Monte Carlo por medio de un software comercial y un código desarrollado por analistas estadounidenses. Su análisis dio cuenta de las dependencias existentes entre los parámetros de estimación derivados de los conjuntos de datos comunes. Por ejemplo, los factores correspondientes a las tierras reservadas y al cambio de uso de la tierra entre condiciones de cultivo y sin cultivo se derivaron de un único análisis de regresión para el que se usó una variable de indicador para las tierras reservadas y, en consecuencia, fueron interdependientes. El análisis también dio cuenta de las dependencias en los datos de la actividad de manejo y el uso de la tierra. Al simular los valores de entrada, se consideraron factores totalmente dependientes del año de base y del año actual en el inventario, porque se presupuso que la influencia relativa del manejo en el suelo C era la misma, independientemente del año de implementación de la práctica. Como tal, se simularon los factores con idénticos valores de semilla aleatoria. En contraste, se simuló en forma independiente el carbono almacenado de referencia para los diversos tipos de suelos de cada región climática, con diferentes semillas aleatorias, porque se construyeron las existencias para cada región a partir de conjuntos de datos independientes y aparte. Los analistas estadounidenses decidieron usar 50 000 iteraciones para el análisis de Monte Carlo. Resultó satisfactorio porque solamente declaraban un dígito tras la coma decimal, y los resultados de la simulación se consideraron relativamente estables en ese nivel de significación. Ogle *et al.* (2003) estimaron que los suelos minerales ganaron un promedio de 10,8 Tg C anual<sup>-1</sup> entre 1982 y 1997, con un intervalo de confianza del 95 por ciento variable de 6,5 a 15,3 Tg C anual<sup>-1</sup>. En contraste, los suelos orgánicos manejados perdieron un promedio de 9,4 Tg C anual<sup>-1</sup>, variable de 6,4 a 13,3 Tg C anual<sup>-1</sup>. Asimismo, Ogle *et al.* (2003) descubrieron que la variabilidad de los factores de manejo contribuyeron el 90 por ciento de la incertidumbre general para las estimaciones finales de cambio del carbono del suelo.

### 3.2.3 Métodos para combinar las incertidumbres

Una vez determinadas las incertidumbres de los datos de la actividad, el factor de emisión o las emisiones para una categoría, se los puede combinar para lograr estimaciones de incertidumbre para todo el inventario en

<sup>7</sup> La covarianza entre dos variable ( $x$  e  $y$ ) mide la dependencia mutua entre ellas. La covarianza de una muestra que consta de  $n$  pares de valores es el total de los productos de la desviación de los valores individuales de  $x$  del valor de  $x$  medio por la desviación del valor de  $y$  individual correspondiente de la media de los valores de  $y$ , dividido por  $(n-1)$ .

<sup>8</sup> Un mayor análisis con más ejemplos de estos tipos de métodos se incluye en Cullen y Frey (1999), Morgan y Henrion (1990), y USEPA (1996). Estos documentos también contienen listas de referencias con la mención de la bibliografía pertinente.

cualquier año, y la incertidumbre de la tendencia del inventario general a través del tiempo. Se pueden usar los resultados de la teoría del muestreo, como se describe en la Sección 2.5.1, Inventarios de nivel 3 basados en mediciones, del Capítulo 2, Volumen 4, para el Sector AFOLU, en los casos en los que se aplica el muestreo para la medición directa de, p. ej., los cambios en las existencias de carbono. En estas situaciones, la teoría del muestreo brinda una estimación de la incertidumbre en las emisiones/absorciones para una categoría dada, sin necesidad de caracterizar por separado una actividad y un factor de emisión.

En las siguientes secciones, se presentan dos métodos para la estimación de las incertidumbres combinadas: el Método 1 utiliza las ecuaciones simples de propagación de errores, mientras que el Método 2 utiliza la técnica de Monte Carlo o similar. Se puede usar cualquiera de los Métodos para fuentes o sumideros de emisiones, sujeto a las hipótesis y limitaciones de cada Método y a la disponibilidad de los recursos. En las secciones 3.7.1 y 3.7.2 se presenta una explicación suplementaria, paso a paso, de la metodología de cálculo estadístico de los Métodos.

Se debe abordar el sesgo antes de aplicar el Método 1 o 2, como se establece en la Sección 3.2.2.1. Por ejemplo, como se analiza en la Sección 3.2.2.1, se debe realizar una evaluación del sesgo y de los posibles desacuerdos entre los métodos de modelización, y se debe tomar toda medida identificada para mejorar la estimación del inventario. Los Métodos 1 y 2 se centran en la cuantificación del componente aleatorio de la incertidumbre de los resultados del inventario, donde se quitaron las fuentes de sesgo conocidas. Las estimaciones del inventario aún pueden incluir el sesgo desconocido y, en el análisis, se presupone que todos los errores se comportan de forma aleatoria (Winiwarter y Rypdal, 2001).

### 3.2.3.1 MÉTODO 1: PROPAGACIÓN DEL ERROR

El Método 1 se basa en la propagación de errores y se lo utiliza para estimar la incertidumbre en las categorías individuales, en todo el inventario, y en las tendencias entre un año de interés y el año de base. Aquí se describen las hipótesis, los requisitos y los procedimientos principales.

Se debe instrumentar el Método 1 mediante el Cuadro 3.2, Cálculo de la incertidumbre en el Método 1, que se puede instalar en un software de hoja de cálculo comercial. Se completa el cuadro en el nivel de la categoría utilizando los rangos de incertidumbre para los datos de la actividad y los factores de emisión, de forma coherente con la *orientación de buenas prácticas*<sup>9</sup> por sectores. Se deben especificar los diferentes gases por separado como equivalentes de CO<sub>2</sub>.

#### HIPÓTESIS PRINCIPALES DEL MÉTODO 1

En el Método 1, se puede propagar la incertidumbre de las emisiones o absorciones a partir de las incertidumbres de los datos de la actividad, el factor de emisión y otros parámetros de estimación, a través de la ecuación de propagación del error (Mandel, 1984, Bevington y Robinson, 1992). Si hay correlaciones, se la puede incluir de forma explícita o se pueden agregar datos a un nivel adecuado, de forma tal que las correlaciones sean menos importantes. Teóricamente, el Método 1 también exige que la desviación estándar dividida por el valor medio sea inferior a 0,3. En la práctica, no obstante, el método arroja resultados informativos aunque no se cumpla estrictamente este criterio y subsistan algunas correlaciones. El Método 1 presupone que los rangos relativos de incertidumbre de los factores de emisión y actividad son iguales en el año de base y en el año  $t$ . Esta hipótesis suele ser correcta o aproximadamente correcta. Si no se aplica ninguna de las hipótesis principales del Método 1, se puede desarrollar una versión alternativa del Método 1 (p. ej., véase la Sección 3.4) o, en su lugar, se puede utilizar el Método 2.

Si la desviación estándar dividida por la media es mayor que 0,3, se puede mejorar la fiabilidad del Método 1. La sección «Manejo de incertidumbres grandes y asimétricas en los resultados del Método 1» de esta sección describe la forma de hacerlo.

#### REQUISITOS PRINCIPALES DEL MÉTODO 1

Para cuantificar la incertidumbre siguiendo el Método 1, se necesitan las estimaciones de la media y la desviación estándar para cada entrada, así como la ecuación a través de la cual se combinan todas las entradas para estimar una salida. Entre las ecuaciones más simples se incluyen las entradas estadísticamente independientes (no correlacionadas).

<sup>9</sup> Si las estimaciones se derivan de los modelos, especifique la incertidumbre asociada con los datos de la actividad usados para crear el modelo, y la incertidumbre asociada con los parámetros del modelo en vez de la incertidumbre del factor de emisión. Quizá sea necesario utilizar el dictamen de expertos, o los cálculos de propagación de errores asociados con la estructura del modelo. Si no es posible separar la estimación de incertidumbre obtenida de un modelo para una categoría en componentes individuales de actividad y factor de emisión, especifique la incertidumbre total de la categoría en la columna del factor de emisión y asigne incertidumbre cero a la columna del factor de la actividad.

Una vez determinadas las incertidumbres de las categorías, el factor de emisión o las emisiones para una categoría, se los puede combinar para lograr estimaciones de incertidumbre para todo el inventario en cualquier año, y la incertidumbre de la tendencia del inventario general a través del tiempo. Tal como se explica a continuación, es posible combinar estas estimaciones de incertidumbre mediante dos reglas convenientes de combinación de las incertidumbres no correlacionadas bajo la suma y la multiplicación.

### PROCEDIMIENTO DEL MÉTODO 1

El análisis del Método 1 estima las incertidumbres mediante la ecuación de propagación del error en dos pasos. Primero, se utiliza la aproximación de la Ecuación 3.1 para combinar el factor de emisión, los datos de la actividad y otros rangos de parámetros de estimación por categoría y gas de efecto invernadero. Segundo, se utiliza la aproximación de la Ecuación 3.2 para llegar a la incertidumbre general de las emisiones nacionales y la tendencia de las emisiones nacionales entre el año de base y el año actual.

#### Incertidumbre de una estimación anual

La ecuación de propagación del error<sup>10</sup> arroja dos reglas convenientes para combinar las incertidumbres no correlacionadas bajo la suma y la multiplicación.

- En los casos en los que se deben combinar las cantidades inciertas por multiplicación, la desviación estándar de la suma es la raíz cuadrada de la suma de los cuadrados de las desviaciones estándar de las cantidades que se suman, con las desviaciones estándar expresadas como coeficientes de variación, que son las relaciones de las desviaciones estándar con los valores medios adecuados. Esta regla es aproximada para todas las variables aleatorias. En circunstancias típicas, esta regla tiene una exactitud razonable, mientras el coeficiente de variación sea inferior a aproximadamente 0,3. Esta regla no es aplicable a la división.

Luego se puede derivar una ecuación simple (Ecuación 3.1) para la incertidumbre del producto, expresada en términos porcentuales:

**ECUACIÓN 3.1**  
**COMBINACIÓN DE INCERTIDUMBRES – MÉTODO 1 - MULTIPLICACIÓN**

$$U_{total} = \sqrt{U_1^2 + U_2^2 + \dots + U_n^2}$$

Donde:

- $U_{total}$  = el porcentaje de incertidumbre del producto de las cantidades (la mitad del intervalo de confianza del 95 por ciento, dividido por el total y expresado como porcentaje);
- $U_i$  = el porcentaje de incertidumbre asociado con cada una de las cantidades.

- En los casos en los que se deben combinar las cantidades inciertas por suma o resta, la desviación estándar de la suma es la raíz cuadrada de la suma de los cuadrados de las desviaciones estándar de las cantidades que se suman con las desviaciones estándar, todas expresadas en términos absolutos (esta regla es exacta para las variables no correlacionadas).

Tomando esta interpretación, se puede derivar una ecuación simple (Ecuación 3.2) para la incertidumbre de la suma, expresada en términos porcentuales:

**ECUACIÓN 3.2**  
**COMBINACIÓN DE INCERTIDUMBRES – MÉTODO 1 – SUMA Y RESTA**

$$U_{total} = \frac{\sqrt{(U_1 \cdot x_1)^2 + (U_2 \cdot x_2)^2 + \dots + (U_n \cdot x_n)^2}}{|x_1 + x_2 + \dots + x_n|}$$

Donde:

- $U_{total}$  = el porcentaje de incertidumbre de la suma de las cantidades (la mitad del intervalo de confianza del 95 por ciento, dividido por el total (es decir, la media) y expresado como porcentaje). Este término «incertidumbre» se basa en el intervalo de confianza del 95 por ciento;
- $x_i$  y  $U_i$  = las cantidades inciertas y el porcentaje de incertidumbres asociado, respectivamente.

El inventario de gases de efecto invernadero es, principalmente, la suma de los productos de los factores de emisión, los datos de la actividad y otros parámetros de estimación. Por lo tanto, es posible usar en forma repetida las Ecuaciones 3.1 y 3.2 para estimar la incertidumbre del inventario total. En la práctica, las incertidumbres que se encuentran en las categorías del inventario varían de un porcentaje menor hasta órdenes de

<sup>10</sup> Tal como se analiza más en profundidad en el Anexo 1 de *Orientación sobre las buenas prácticas y la gestión de la incertidumbre en los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero (GPG2000, IPCC, 2000)*, y en el Anexo I de las *Directrices del IPCC, versión revisada en 1996* (Instrucciones para la generación de informes) (*1996 IPCC Guidelines, IPCC, 1997*).

magnitud, y pueden estar correlacionadas. Ello no es coherente con las hipótesis de las Ecuaciones 3.1 y 3.2 acerca de la no correlación de las variables, ni con la hipótesis de la Ecuación 3.2 acerca del coeficiente de variación menor que un 30 por ciento, pero en estas circunstancias, aún se pueden usar las Ecuaciones 3.1 y 3.2 para obtener un resultado aproximado.

### **Incertidumbre en la tendencia**

Se estiman las incertidumbres de la tendencia por medio de dos sensibilidades:

- *Sensibilidad del tipo A*: el cambio en la diferencia de las emisiones totales entre el año de base y el año actual, expresado como porcentaje, resultado de un incremento del 1 por ciento de las emisiones o absorciones de una categoría dada y el gas en el año de base y en el año actual.
- *Sensibilidad del tipo B*: el cambio en la diferencia de las emisiones totales entre el año de base y el año actual, expresado como porcentaje, resultado de un incremento del 1 por ciento de las emisiones o absorciones de una categoría dada y el gas solamente en el año actual.

Las sensibilidades de tipo A y B son simplemente variables intermedias que simplifican el procedimiento de cálculo. Los resultados del análisis no se limitan a un cambio de uno por ciento únicamente, sino que dependen del rango de incertidumbre de cada categoría.

Conceptualmente, la sensibilidad de tipo A surge de las incertidumbres que afectan igualmente a las emisiones o absorciones del año de base y del año actual, y la sensibilidad de tipo B surge de las incertidumbres que afectan únicamente a las emisiones o absorciones del año actual. Las incertidumbres que están totalmente correlacionadas entre los años se asocian con las sensibilidades de tipo A, y las incertidumbres no correlacionadas entre los años se asocian con las sensibilidades de tipo B. Las incertidumbres del factor de emisión (y otros parámetros de estimación) tienden a tener sensibilidades del tipo A, y las incertidumbres de los datos de la actividad tienden a tenerlas del tipo B. Sin embargo, esta asociación no siempre se sostiene y es posible aplicar las sensibilidades del tipo A a los datos de la actividad, y las del tipo B a los factores de emisión, para reflejar las circunstancias nacionales particulares. Las sensibilidades de tipo A y B son simplificaciones incluidas para el análisis aproximado de la correlación.

Una vez calculadas las incertidumbres incluidas en el inventario nacional por sensibilidades de tipo A y B, se las puede sumar por medio de la ecuación de propagación del error (Ecuación 3.1) para obtener la incertidumbre general de la tendencia.

### **Hoja de trabajo para el cálculo de la incertidumbre en el Método 1**

Las columnas del Cuadro 3.2, Cálculo de la incertidumbre en el Método 1, están identificadas con las letras de la A a la M y contienen la siguiente información, de la cual se presenta la derivación de las ecuaciones principales en las secciones 3.7.1, 3.7, Antecedentes técnicos.

- A y B muestran la categoría del IPCC y el gas de efecto invernadero.
- C y D son las estimaciones del inventario en el año de base y en el año actual<sup>11</sup> respectivamente, para la categoría y el gas especificado en las Columnas A y B, expresado en equivalentes de CO<sub>2</sub>.
- E y F contienen las incertidumbres para los datos de la actividad y los factores de emisión, respectivamente, derivados de una mezcla de datos empíricos y dictamen de expertos, como se describió con anterioridad en este capítulo, especificadas como la mitad del intervalo de confianza del 95 por ciento dividido por la media y expresado como porcentaje. El motivo por el cual se divide por la mitad el intervalo de confianza del 95 por ciento es que el valor introducido en las columnas E y F corresponde al valor familiar más o menos, cuando las incertidumbres se citan en términos generales como «más o menos x por ciento», por lo que los dictámenes de expertos de este tipo pueden introducirse directamente en la hoja de cálculo. Si se sabe que la incertidumbre es muy asimétrica, especifique la mayor diferencia porcentual entre la media y el límite de confianza.
- G es la incertidumbre combinada por categoría derivada de los datos de las Columnas E y F mediante la ecuación de propagación del error (Ecuación 3.2). Por lo tanto, la entrada de la Columna G es la raíz cuadrada de la suma de los cuadrados de las entradas de las Columnas E y F.
- H muestra la incertidumbre de la Columna G como porcentaje de las emisiones nacionales totales en el año actual. La entrada de cada fila de la Columna H es el cuadrado de la entrada de la Columna G multiplicado por el cuadrado de la entrada de la Columna D, dividido por el cuadrado del total al pie de la Columna D. El valor al pie de la Columna H es una estimación del porcentaje de incertidumbre de las emisiones netas

<sup>11</sup> El año actual es el año más reciente para el cual están disponibles los datos del inventario.

nacionales totales del año actual, calculado a partir de las entradas anteriores, por medio de la Ecuación 3.1. Se obtiene este total sumando las entradas de la Columna H y tomando la raíz cuadrada.

- I muestra el porcentaje de diferencia de las emisiones entre los cambios del año de base y del año actual, en respuesta a un incremento del uno por ciento de las emisiones/absorciones de la categoría para el año de base y para el año actual. Muestra la sensibilidad de la tendencia en las emisiones a una incertidumbre sistemática en la estimación (es decir, una que se correlaciona entre el año de base y el año actual). Es la sensibilidad del tipo A, como se definió antes.
- J muestra el porcentaje de diferencia de las emisiones entre los cambios del año de base y del año actual, en respuesta a un incremento del uno por ciento de las emisiones/absorciones de la categoría solo para el año actual. Muestra la sensibilidad de la tendencia de las emisiones al error aleatorio de la estimación (es decir, una que no se correlaciona entre el año de base y el año actual). Es la sensibilidad del tipo B, como se describió antes.
- K utiliza la información de las Columnas I y F para mostrar la incertidumbre introducida en la tendencia de emisiones por la incertidumbre del factor de emisión, según la hipótesis de que la incertidumbre de los factores de emisión se correlaciona entre los distintos años. Si el usuario decide que las incertidumbres del factor de emisión no se correlacionan entre los distintos años, se debe usar la entrada de la Columna J en vez de la entrada de la Columna I, y multiplicar el resultado por  $\sqrt{2}$ .
- L utiliza la información de las Columnas J y E para mostrar la incertidumbre introducida en la tendencia de emisiones por la incertidumbre de los datos de la actividad, según la hipótesis de que la incertidumbre de los datos de la actividad no se correlaciona entre los distintos años. Si el usuario decide que las incertidumbres de los datos de la actividad se correlacionan entre los distintos años, se debe usar la entrada de la Columna I en vez de la entrada de la Columna J, y no se aplica el factor  $\sqrt{2}$ .
- M es una estimación de la incertidumbre introducida en la tendencia de las emisiones nacionales por la categoría en cuestión. Según el Método 1, se deriva de los datos de las columnas K y L mediante la Ecuación 3.2. Por lo tanto, la entrada de la Columna M es la suma de los cuadrados de las entradas de las Columnas K y L. El total al pie de esta columna es una estimación de la incertidumbre total de la tendencia, calculada a partir de las entradas precedentes por medio de la ecuación de propagación del error. Se obtiene este total sumando las entradas de la Columna M y tomando la raíz cuadrada. La incertidumbre de la tendencia es un rango de *punto porcentual* relativo a la tendencia del inventario. Por ejemplo, si las emisiones del año actual son 10 por ciento mayores que las emisiones del año de base, y si la incertidumbre de la tendencia al pie de la Columna M se declara como 5 por ciento, la incertidumbre de la tendencia es de  $10\% \pm 5\%$  (o un aumento de 5% a 15%) para las emisiones del año actual respecto de las emisiones del año de base.
- Las notas al pie explicativas van al final del cuadro y ofrecen referencias documentales de los datos de la incertidumbre (incluidos los datos medidos) u otros comentarios pertinentes.

En la Sección 3.6, Método 1, ejemplo de cálculo de la incertidumbre, se presenta un ejemplo de la hoja de cálculo con todos los datos numéricos completados. En la Sección 3.7.1 se incluyen los detalles de este método y la derivación de la incertidumbre de la tendencia figura en la Sección 3.7.2.

**CUADRO 3.2  
CÁLCULO DE LA INCERTIDUMBRE EN EL MÉTODO 1**

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
Categoría del IPCC	Gas	Emisiones o absorciones del año de base	Emisiones o absorciones del año <i>t</i>	Incertidumbre de los datos de la actividad	Incertidumbre del factor de emisión / parámetro de estimación	Incertidumbre combinada	Contribución a la varianza por categoría en el año <i>t</i>	Sensibilidad del tipo A	Sensibilidad del tipo B	Incertidumbre en la tendencia de las emisiones nacionales introducida por la incertidumbre del factor de emisión / parámetro de estimación	Incertidumbre en la tendencia de emisiones nacionales introducidas por la incertidumbre de los datos de la actividad	Incertidumbre introducida en la tendencia en el total de emisiones nacionales
		Datos de entrada	Datos de entrada	Datos de entrada Nota A	Datos de entrada Nota A	$\sqrt{E^2 + F^2}$	$\frac{(G \cdot D)^2}{(\sum D)^2}$	Nota B	$\left  \frac{D}{\sum C} \right $	$I \cdot F$ Nota C	$J \cdot E \cdot \sqrt{2}$ Nota D	$K^2 + L^2$
		Equivalente de Gg CO <sub>2</sub>	Equivalente de Gg CO <sub>2</sub>	%	%	%		%	%	%	%	%
P. ej., I.A.1. Energía Industrias Combustible 1	CO <sub>2</sub>											
P. ej., I.A.1. Energía Industrias Combustible 2	CO <sub>2</sub>											
Etc.	...											
Total		$\sum C$	$\sum D$				$\sum H$					$\sum M$
					Porcentaje de incertidumbre del inventario total:		$\sqrt{\sum H}$				Incertidumbre de la tendencia:	$\sqrt{\sum M}$

Nota A: Si se conoce únicamente la incertidumbre total para una categoría (no para el factor de emisión ni los datos de la actividad, por separado), entonces:

- Si la incertidumbre está correlacionada a través de los años, especifique la incertidumbre en la Columna F, y escriba 0 en la Columna E;
- Si la incertidumbre no está correlacionada a través de los años, especifique la incertidumbre en la Columna E, y escriba 0 en la Columna F

Nota B: Valor 
$$\frac{0,01 \cdot D_x + \sum D_i - (0,01 \cdot C_x + \sum C_i)}{(0,01 \cdot C_x + \sum C_i)} \cdot 100 - \frac{\sum D_i - \sum C_i}{\sum C_i} \cdot 100$$
 de:

Donde:

$C_x, D_x$  = entrada de la fila  $x$  del cuadro desde la columna correspondiente, que representa una categoría específica

$\sum C_i, \sum D_i$  = Suma de todas las categorías (filas) del inventario de la columna correspondiente

Nota C: Si no se presupone correlación entre los factores de emisión, se debe usar la sensibilidad B y multiplicar el resultado por  $\sqrt{2}$ :

$$K_x = J_x \cdot F_x \cdot \sqrt{2}$$

Nota D: Si se presupone la correlación entre los datos de la actividad, se debe usar la sensibilidad A y no se necesita  $\sqrt{2}$ :

$$L_x = I_x \cdot E_x$$

## MANEJO DE INCERTIDUMBRES GRANDES Y ASIMÉTRICAS

La Sección 3.7.3 proporciona detalles acerca de la forma de interpretar los resultados del Método 1 si el rango relativo de incertidumbre es grande para una cantidad que debe ser no negativa. El método de propagación del error que constituye la base para el Método 1 funciona bien si las incertidumbres son relativamente pequeñas, lo que significa que la desviación estándar dividida por la media es inferior a 0,3. Si las incertidumbres son mayores, puede seguir usándose el Método 1 y proporcionar resultados informativos. No obstante, sin correcciones, este método tiende a subestimar la incertidumbre de los términos multiplicativos (o cociente). Además, si las incertidumbres relativas son grandes para las cantidades no negativas, los rangos de incertidumbre suelen ser asimétricos, y el Método 1 no cuantifica esa asimetría. Una segunda opción es utilizar el Método 2; sin embargo, puede no ser siempre factible. Una tercera opción es usar el Método 1 con correcciones. Por ejemplo, como se analiza luego en más detalle en la Sección 3.7.3, una incertidumbre de -65% a +126% relativa a la media puede estimarse simplemente en más o menos 100 por ciento. Este ejemplo puede abordarse correctamente con algunas correcciones de los resultados del Método 1. La ventaja que ofrece usar la corrección aplicada al Método 1 (donde corresponda), en vez del Método 2, es que se pueden usar métodos de cálculo relativamente simples basados en la hoja de cálculo y no es necesario usar el software especializado de simulación de Monte Carlo.

### 3.2.3.2 MÉTODO 2: SIMULACIÓN DE MONTE CARLO

El análisis de Monte Carlo es adecuado para una evaluación detallada, categoría por categoría, de la incertidumbre, en particular en los casos en los que las incertidumbres son grandes, la distribución no es normal, los algoritmos son funciones complejas y/o hay correlaciones entre algunos de los conjuntos de actividades, factores de emisión o ambos.

En la simulación de Monte Carlo, se generan muestras pseudo aleatorias de las entradas del modelo según las FDP especificadas para cada entrada. Las muestras se denominan «pseudo aleatorias» porque las genera un algoritmo, denominado generador de números pseudo aleatorios (PRNG, del inglés, *pseudo-random number generator*), que puede proporcionar una serie reproducible de números (según las semillas aleatorias asignadas como entrada al PRNG) pero para el cual toda serie tiene propiedades de aleatoriedad. Los detalles están disponibles en muchos otros sitios (p. ej., Barry, 1996). Si el modelo tiene dos o más entradas, se generan las muestras aleatorias desde la FDP para cada entrada, y se especifica en el modelo un valor aleatorio para cada entrada, para llegar a una estimación de la salida del modelo. Se repite este proceso la cantidad de veces deseada para llegar a múltiples estimaciones de la salida del modelo. Las múltiples estimaciones son valores de muestra de la FDP del resultado del modelo. Al analizar las

muestras de la FDP para conocer el resultado del modelo, se puede inferir la media, la desviación estándar, el intervalo de confianza del 95 por ciento y otras propiedades de la FDP de salida. Dado que la simulación de Monte Carlo es un método numérico, la precisión de los resultados suele mejorar al aumentar la cantidad de repeticiones. Hahn y Shapiro (1967); Ang y Tang (1984); y Morgan y Henrion (1990) ofrecen más detalles acerca de la metodología de la simulación de Monte Carlo, así como respecto de técnicas similares como el muestreo por hipercubo latino (LHS, del inglés, *Latin Hypercube Sampling*).

## HIPÓTESIS PRINCIPALES DEL MÉTODO 2

Según el Método 2, se pueden relajar las hipótesis de simplificación necesarias para el Método 1. De esta forma, las técnicas estadísticas numéricas, en particular la de Monte Carlo, puesto que se las puede aplicar de forma general, son más adecuadas que el Método 1 para estimar la incertidumbre de las emisiones/absorciones (a partir de las incertidumbres de las medidas de la actividad y los parámetros de estimación/factores de emisión) cuando:

- las incertidumbres son grandes;
- su distribución no es Gaussiana;
- los algoritmos son funciones complejas;
- se producen correlaciones entre algunos de los conjuntos de datos de la actividad, los factores de emisión, o ambos;
- las incertidumbres son diferentes para los diferentes años del inventario.

## REQUISITOS PRINCIPALES DEL MÉTODO 2

La simulación de Monte Carlo exige que el analista especifique las FDP (véase Fishman, 1996) que representen de forma razonable cada entrada del modelo para la cual se cuantifica la incertidumbre. Es posible obtener las FDP a través de numerosos métodos, como se describe en la Sección 3.2.2.4, incluido el análisis estadístico de datos o la solicitud del dictamen de expertos. Una consideración principal es desarrollar las distribuciones para las variables de entrada al modelo de cálculo de emisión/absorción, para que se basen en hipótesis subyacentes coherentes respecto del tiempo de promedio, la ubicación y otros factores condicionantes relativos a la evaluación concreta (p. ej., las condiciones climáticas que influyen sobre las emisiones de gases de efecto invernadero agrícolas).

El análisis de Monte Carlo puede abordar las funciones de densidad de probabilidad de cualquier forma y ancho físicamente posible, así como manejar diversos grados de correlación (tanto en tiempo y entre categorías de fuente/sumidero). El análisis de Monte Carlo puede abordar modelos simples (p. ej., los inventarios de emisiones que son la suma de las fuentes y los sumideros, cada uno de los cuales se estima mediante factores multiplicativos) así como modelos más complejos (p. ej., la descomposición de primer orden para el CH<sub>4</sub> de los vertederos).

## PROCEDIMIENTOS DEL MÉTODO 2

El principio del análisis de Monte Carlo es seleccionar valores aleatorios de factor de emisión, datos de la actividad y otros parámetros de estimación de sus funciones de densidad de probabilidad individuales y calcular los valores de emisión correspondientes. Se repite este procedimiento muchas veces, con computadora, y los resultados de cada instancia de cálculo incrementan la función general de densidad de probabilidad de emisiones. Se puede realizar el análisis de Monte Carlo en el nivel de la categoría, para agregación de categorías o para el inventario en su totalidad. Existe software estadístico, algunos de los cuales incluyen algoritmos de Monte Carlo muy fáciles de usar<sup>12</sup>.

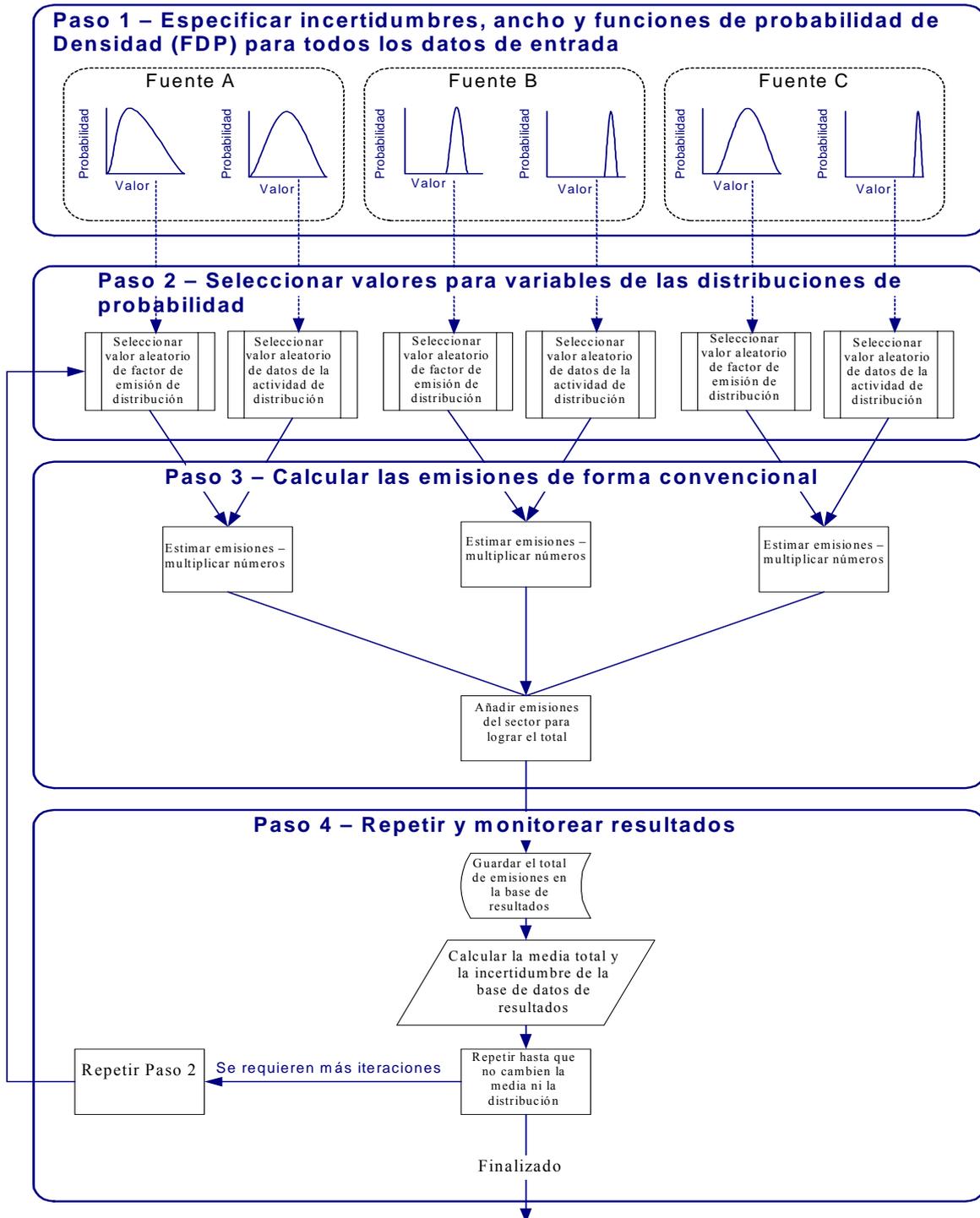
Al igual que todos los métodos, el análisis de Monte Carlo ofrece resultados satisfactorios si se lo instrumenta correctamente. Exige que el analista comprenda el inventario desde lo científico y lo técnico. Sin duda, los resultados son válidos únicamente hasta el punto en el que los datos de entrada, incluidos los dictámenes de expertos, son lógicos.

El método de Monte Carlo consta de cuatro pasos claramente definidos, que se muestran en la Figura 3.7. Solamente el primero exige el esfuerzo del usuario, mientras que de los restantes se ocupa el software. El cálculo del inventario de emisiones, las FDP, y los valores de correlación deben configurarse en el paquete de Monte Carlo. El software realiza los pasos siguientes. En algunos casos, el compilador del inventario puede decidir configurar su propio programa para ejecutar una simulación de Monte Carlo; se lo puede hacer con el software estadístico. La siguiente Sección, «Selección de una técnica de simulación y del tamaño de la muestra» contiene un análisis breve de diversos programas de software.

---

<sup>12</sup> Winiwarter y Rypdal (2001), Eggleston *et al.* (1998) y Monni *et al.* (2004) ofrecen ejemplos del análisis de Monte Carlo aplicado a los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero, para estimar las incertidumbres en las emisiones generales y en las tendencias de emisión. Otro ejemplo del uso del análisis de Monte Carlo se da en McCann *et al.* (1994). Más descripciones y aplicaciones detalladas de este método se presentan en los trabajos de Bevington y Robinson (1992), Manly (1997), Morgan y Henrion (1990), y Cullen y Frey (1999). Un ejemplo sucinto de la aplicación del análisis de Monte Carlo figura en el Recuadro 3.2 basado en el trabajo de Ogle *et al.* (2003).

Figura 3.6 Ilustración del método de Monte Carlo



**Paso 1: Especificar incertidumbres de la categoría.** Incluye los parámetros de estimación y los datos de la actividad, sus medias y FDP asociadas, y las correlaciones. Es posible evaluar las incertidumbres siguiendo la orientación de las Secciones 3.2.1 y 3.2.2. Para la orientación sobre la evaluación de correlaciones, véase «Dependencia y correlación entre las entradas» en esta sección y en el Recuadro 3.2.

**Paso 2: Seleccionar variables aleatorias.** Seleccionar los valores de entrada. Los valores de entrada son las estimaciones aplicadas al cálculo del inventario. Es el comienzo de las iteraciones. Para cada dato de entrada, se selecciona un número en forma aleatoria de la FDP de esa variable.

**Paso 3: Estimar emisiones y absorciones.** Las variables seleccionadas en el Paso 2 se utilizan para estimar las emisiones y absorciones anuales, sobre la base de los valores de entrada. Las correlaciones de 100 por ciento son fáciles de incorporar, y el buen software de Monte Carlo permite incluir otras correlaciones. Dado que los

cálculos de emisiones deben ser iguales a los utilizados para estimar el inventario nacional, se podría integrar totalmente el proceso de Monte Carlo en las estimaciones de emisiones anuales.

**Paso 4: Repetir y monitorear los resultados.** Repetir y monitorear los resultados. Se guarda el total calculado en el Paso 3, y el proceso luego se repite desde el Paso 2. Los resultados de las repeticiones se usan para calcular la media y la FDP.

## MÉTODO 2 – INCERTIDUMBRES DE LAS TENDENCIAS

Se puede usar el método de Monte Carlo 2 para estimar las incertidumbres de la tendencia y del valor de emisión absoluto de un año dado. El procedimiento es una simple extensión de lo descrito en la sección anterior.

Aquí se define la tendencia como diferencia porcentual<sup>13</sup> entre el año de base y el año de interés (año  $t$ ). Por lo tanto, el análisis de Monte Carlo debe configurarse para estimar los dos años en simultáneo. Los pasos siguientes muestran el procedimiento.

**Paso 1: especificar las incertidumbres de la categoría de fuente/sumidero.** Determinar las funciones de densidad de probabilidad de los factores de emisión, los datos de la actividad y otros parámetros de estimación. Es el mismo proceso que el antes descrito, con la salvedad de que se lo debe hacer para el año de base y para el año actual, y se deben considerar las relaciones entre los datos. Para muchas categorías, se utiliza el mismo factor de emisión para cada año (es decir, los factores de emisión para ambos años están correlacionados el 100 por ciento). En estos casos, se describe una distribución y se utiliza el valor seleccionado para cada año en el paso 3. Los cambios de las tecnologías o las prácticas alteran el factor de emisión a través del tiempo. En este caso, deben utilizarse dos factores de emisión, que tengan una correlación menor o cero. Si los factores de emisión contienen un elemento aleatorio o varían de forma no predecible de un año a otro, también deben usarse los factores de emisión aparte (p. ej., con contenido de carbono de combustible fósil que puede modificarse según la oferta del mercado del combustible y también contiene su propia incertidumbre). En general, se supone que la incertidumbre de los datos de la actividad no está correlacionada entre los años, por lo que se deben especificar dos distribuciones, aunque los parámetros sean iguales, de forma que dos selecciones aleatorias diferentes de estas distribuciones se generen en el paso 3. El software utilizado puede activar otras correlaciones para configurar y pueden usarse estas capacidades si hay disponible suficiente información. Sin embargo, probablemente sea necesario en pocos casos.

**Paso 2: seleccionar variables aleatorias.** El programa procede como se describió con anterioridad, tomando en cuenta toda correlación entre las funciones de densidad de probabilidad (FDP). La Figura 3.7, a continuación, muestra el esquema de cálculo para el análisis de tendencia.

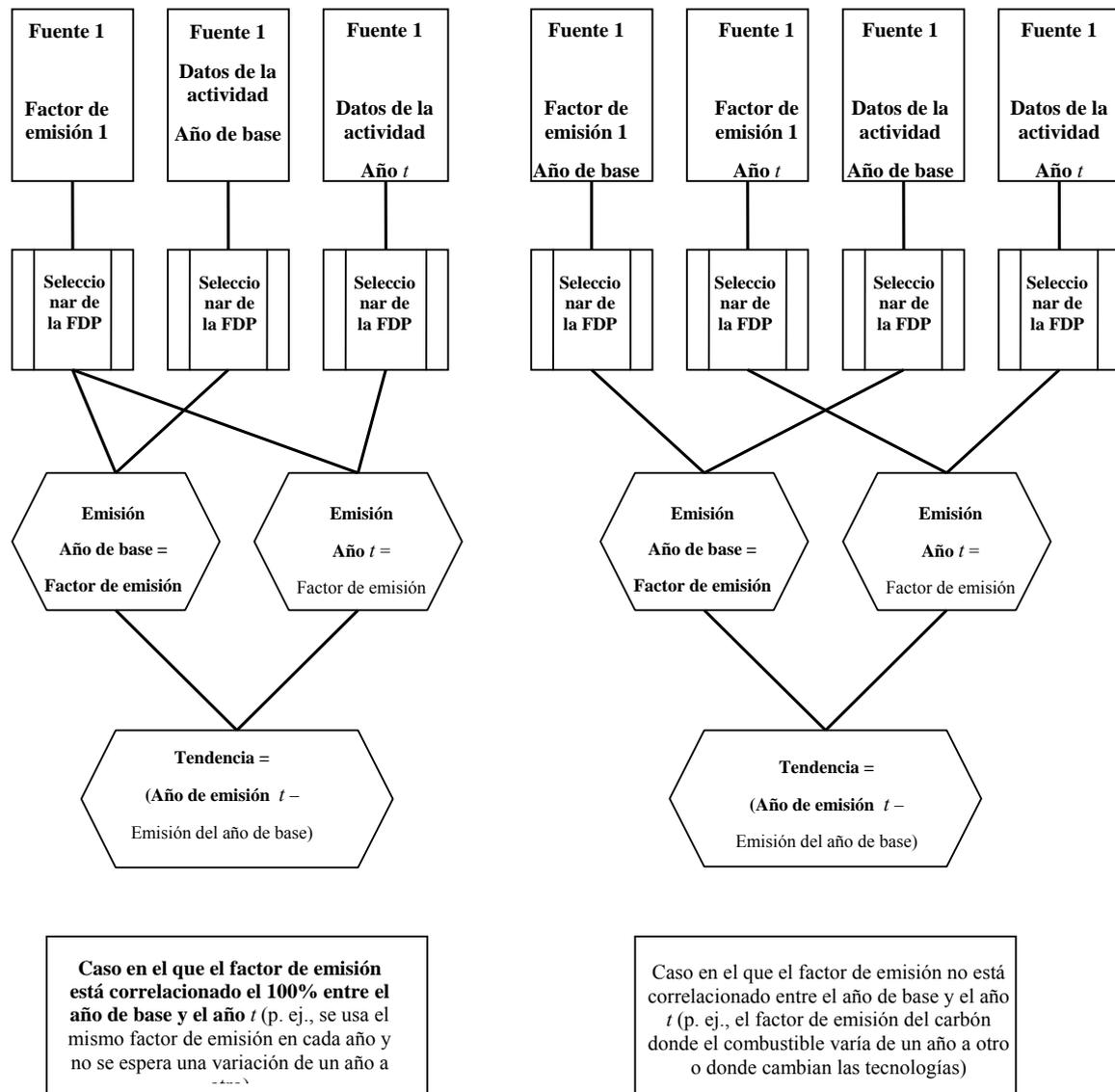
**Paso 3: estimar las emisiones.** Al igual que en la descripción anterior, se usan las variables seleccionadas en el Paso 2 para estimar las emisiones totales.

**Paso 4: resultados.** El total de emisiones calculado en el Paso 3 se guarda en un archivo de datos. Luego se repite el proceso desde el Paso 2, hasta que haya una convergencia adecuada de los resultados. Las consideraciones para este paso son idénticas a las descritas antes. Se estima un rango de resultados al mismo tiempo, incluidas las emisiones/absorciones totales y por sector para el año de base, las emisiones/absorciones totales y por sector para el año  $t$ , y las diferencias porcentuales (tendencias) entre éstas para el total y cualquier sector de interés.

---

<sup>13</sup> diferencia porcentual = (valor en el año  $t$  – valor en el año de base) / valor en el año de base

**Figura 3.7** Esquema de cálculo para el análisis de Monte Carlo de las emisiones absolutas y la tendencia de una sola categoría, estimada como factor de emisión por un índice de actividad



### SELECCIÓN DE UNA TÉCNICA DE SIMULACIÓN Y DEL TAMAÑO DE LA MUESTRA

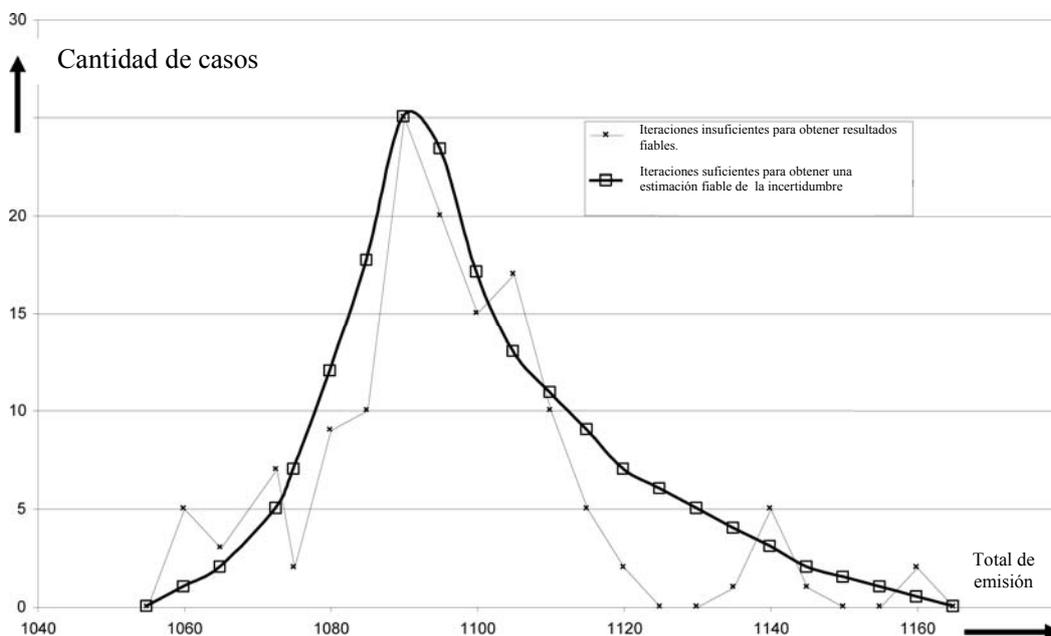
Es posible utilizar diversas herramientas de software disponibles en el comercio para realizar la simulación de Monte Carlo. Estas herramientas pueden ser independientes o se las puede usar como accesorios de los programas de hoja de cálculo usados comúnmente. Muchas herramientas ofrecen una opción de distintos métodos de muestreo, incluida la simulación de Monte Carlo aleatoria y las variaciones de LHS, que pueden producir distribuciones de resultado del modelo de aspecto «más suave» para los tamaños de muestra de apenas cientos de unidades. La desventaja que plantea el uso de LHS es que se debe decidir con antelación cuántas iteraciones utilizar. Ello se debe que no se puede combinar dos o más simulaciones de LHS, puesto que provocan la superposición parcial de estratos, lo que se traduce en dificultades a la hora de interpretar los resultados. En algunos casos, los LHS pueden arrojar subestimaciones de los momentos más altos de FDP, porque el método de estratificación también puede impedir el agrupamiento de valores muy altos o muy bajos, como puede suceder en el caso de los conjuntos de datos aleatorios. La sugerencia general es la de utilizar la simulación aleatoria de Monte Carlo como método por defecto, porque brinda la flexibilidad necesaria para continuar una simulación

aleatoria a tamaños de muestra de simulación cada vez más grandes, si fuera necesario, hasta la convergencia de la distribución del resultado del modelo<sup>14</sup>.

La cantidad de iteraciones puede determinarse definiendo la cantidad de ejecuciones del modelo, a priori, como 10 000, y permitiendo continuar la simulación hasta alcanzar la cantidad establecida, o permitiendo que la media alcance un punto relativamente estable antes de terminar la simulación. Por ejemplo, si se determina que la estimación para el rango de confianza del 95 por ciento está dentro del  $\pm 1\%$ , se ha encontrado un resultado adecuadamente estable. Es posible verificarlo mediante un trazado de frecuencia de las estimaciones de la emisión. Este trazado debe ser razonablemente homogéneo (véase la Figura 3.8).

Otra alternativa es evaluar la precisión de la cantidad actual de réplicas sobre la base de los errores estándar de los percentiles usados para construir los intervalos de confianza del 95 por ciento. Si el rango de los intervalos de confianza para cada percentil (2,5 y 97,5) es inferior a la precisión declarada, la cantidad de iteraciones debe ser adecuada (p. ej., las emisiones son valores declarados para un solo dígito después de la posición decimal y los intervalos de confianza del percentil son inferiores a 0,1, como ser 0,005). Por lo tanto, las estimaciones de percentil de Monte Carlo no tienden a modificarse en los dígitos declarados para otras simulaciones con la misma cantidad de iteraciones.

**Figura 3.8 Ejemplo de trazados de frecuencia de los resultados de una simulación de Monte Carlo**



### 3.2.3.3 COMBINACIONES HÍBRIDAS DE LOS MÉTODOS 1 Y 2

Para algunos inventarios, quizá sea posible usar el Método 1, para la mayoría de las categorías de fuentes y sumideros, aunque no para todas. Por ejemplo, se pueden cuantificar muchas fuentes y sumideros usando los factores de emisión y los datos de la actividad, pero para algunos es necesario usar un modelo o un procedimiento de cálculo más complejo. Asimismo, las dependencias pueden ser importantes para algunas categorías aunque no para otras, o el rango de incertidumbres puede ser grande para algunas categorías y no para otras. Para estos casos, un método basado en el de Monte Carlo resulta más flexible y debería producir mejores resultados.

Si el compilador del inventario completó el Método 2 solamente para un subconjunto de categorías, se pueden combinar los resultados con el Método 1 para producir una estimación de la incertidumbre en las emisiones nacionales totales y en la tendencia. Se puede lograr especificando información en un nivel desagregado, si las correlaciones lo permiten, en el Método 1. Si hay correlaciones significativas entre un subconjunto de categorías, se puede tratar el subconjunto de forma individual en el Método 2, pero como agregación de categorías en el Método 1. En el último caso, se especifica el total de emisiones para la agregación del subconjunto en el año de

<sup>14</sup> Cullen y Frey (1999) ofrecen más información acerca de la comparación de LHS y la simulación de Monte Carlo (páginas 207-213).

base y en el año  $t$  en las columnas C y D del cuadro del Método 1. Los resultados del análisis del Método 2 para la incertidumbre del total de emisiones del año  $t$  se especifican en la Columna G y los resultados del análisis del Método 2 para la contribución a la tendencia del total de emisiones nacionales se especifican en la Columna M. Las contribuciones de incertidumbre de las categorías afectadas pueden combinarse con las de otras categorías mediante las reglas de propagación del error del Método 1.

En algunos casos, puede estimarse la mayoría de las incertidumbres de la categoría de un inventario con el Método 2, mientras que se estiman relativamente pocas con el Método 1. Es posible incorporar las estimaciones del Método 1 de incertidumbre para algunas categorías en una metodología del Método 2, para combinar las incertidumbres para el inventario total. Se logra usando el medio rango de incertidumbre obtenido con el Método 1, para especificar un modelo de FDP adecuado para representar la incertidumbre para cada categoría, como parte de la simulación de Monte Carlo. Típicamente, la distribución normal es la elección razonable si el rango de incertidumbre es pequeño y la distribución lognormal suele ser adecuada si el rango de incertidumbre es grande. Véase también la sección «Manejo de incertidumbres grandes y asimétricas en los resultados del Método 1» de la Sección 3.2.3.1 para ver un análisis más exhaustivo de las hipótesis de distribución normal versus lognormal.

### 3.2.3.4 COMPARACIÓN DE LOS MÉTODOS

Se han presentado dos métodos para el análisis de la incertidumbre:

- *Método 1:* estimación de incertidumbres por categoría con las Ecuaciones 3.1 y 3.2, y combinación simple de incertidumbres por categoría, para estimar la incertidumbre general para un año y la incertidumbre de la tendencia.
- *Método 2:* estimación de incertidumbres por categoría con el análisis de Monte Carlo, seguido por la utilización de las técnicas de Monte Carlo para estimar la incertidumbre general para un año y la incertidumbre de la tendencia.

También se puede usar el análisis de Monte Carlo de forma restringida dentro del Método 1 para combinar los datos de la actividad y las incertidumbres del factor de emisión que poseen FDP muy amplias o no normales, o ambas. Este método también puede ayudar a abordar las categorías del Método 1 que se estiman por modelos de proceso y no por el cálculo clásico de «factor de emisión por datos de la actividad». La elección de uno u otro método se analiza en la Sección 3.2.3.5.

El uso de cualquiera de los métodos aporta conocimientos sobre la forma en la que las categorías individuales y los gases de efecto invernadero contribuyen a la incertidumbre de las emisiones totales de cualquier año y a la tendencia de las emisiones a través del tiempo.

La aplicación del Método 2 al inventario del Reino Unido (Baggott *et al.*, 2005) sugiere que el intervalo de confianza del 95 por ciento es asimétrico y se ubica entre un 6 por ciento por debajo y un 17 por ciento por encima del valor medio estimado en 2003. El resultado para el Reino Unido toma en cuenta el gran rango relativo de incertidumbre de flujo de N<sub>2</sub>O de los suelos, así como el gran aporte al total de emisiones de la quema del combustible fósil. La aplicación del Método 1 al mismo inventario sugiere una incertidumbre de aproximadamente  $\pm 17\%$ . En la tendencia, entre 1990 y 2003, se estima que las emisiones totales netas del Reino Unido en equivalente de CO<sub>2</sub> cayeron un 13 por ciento. La aplicación del Método 2 sugiere que el intervalo de confianza del 95 por ciento es más o menos simétrico y se ubica entre el -11% y el -16%. El resultado correspondiente del Método 1 arroja un rango de aproximadamente  $\pm 2\%$  (es decir, de -11% a -15%). Así es que ambos métodos arrojan magnitudes similares en la incertidumbre de la tendencia.

En el caso de Finlandia, como se indica en la Sección 3.6, la incertidumbre del año 2003 (incluidos las fuentes y los sumideros de los gases de efecto invernadero) fue de -14 a +15% según el Método 2, y  $\pm 16\%$  con el Método 1. Para Finlandia, los cambios en las existencias de carbono del Sector AFOLU son las fuentes dominantes de incertidumbre, mientras que los combustibles fósiles contribuyen a la porción mayor de las emisiones totales. Puesto que las aproximaciones inherentes al Método 1 significan que no puede abordar la asimetría, esta comparación es alentadora. Físicamente, el motivo de la asimetría identificada bajo el Método 2 es que el rango de incertidumbre de algunas categorías muy inciertas está limitado por el conocimiento de que las emisiones no pueden ser inferiores a cero. El Método 2 puede utilizar este conocimiento extra, pero el Método 1 no. En el caso de la tendencia de 1990 a 2003, la incertidumbre en Finlandia fue de -18 a +23% (puntos porcentuales) con el Método 2 y  $\pm 19\%$  (puntos porcentuales) con el Método 1.

Una evaluación aparte del Método 1 y del Método 2 para los estudios de casos basada en los datos sintéticos del inventario reveló un acuerdo excelente cuando se usó el mismo conjunto de hipótesis de entrada y cuando las incertidumbres eran relativamente pequeñas (Frey, 2005). Por ejemplo, en un estudio de caso para el cual el Método 1 arrojó una estimación de  $\pm 6\%$  en el inventario del año actual y de  $\pm 10\%$  en la tendencia (en cuanto a

puntos porcentuales relativos al cambio del porcentaje medio), los resultados del Método 2 para las mismas hipótesis de entrada arrojaron básicamente el mismo resultado. Cuando se duplicaron los rangos de incertidumbre para los factores de emisión y los datos de la actividad, la incertidumbre de las estimaciones de base siguió correspondiendo bien a los Métodos 1 y 2, a alrededor de  $\pm 13\%$  de las emisiones totales medias. La incertidumbre de la tendencia fue de alrededor de  $\pm 20\%$  (puntos porcentuales) en ambos casos. Sin embargo, la incertidumbre de la tendencia fue apenas asimétrica en el resultado del Método 2, en  $-19\%$  a  $+22\%$ . Así, a medida que aumentan los rangos de incertidumbre, se espera que el Método 2 caracterice de forma más apropiada el rango y el sesgo de las incertidumbres que el Método 1.

Si bien los Métodos 1 y 2 se concentran en la propagación del componente aleatorio de la incertidumbre a través de un modelo, es una *buena práctica* combinar métodos para abordar la incertidumbre del modelo con cualquiera de los Métodos. En el Recuadro 3.3 se presenta un ejemplo del abordaje de la incertidumbre del modelo en el contexto del Nivel 3.

Asimismo, aunque el Método 1 se basa en hipótesis de simplificación principales, es posible aumentar la flexibilidad del método aumentando la complejidad de las ecuaciones de propagación del error. Por ejemplo, las ecuaciones de propagación del error que contienen términos adicionales pueden propagar la incertidumbre de forma más exacta para los modelos multiplicativos y de cociente, y cuando las incertidumbres están sesgadas.

### RECUADRO 3.3

#### ABORDAJE DE LA INCERTIDUMBRE DEL MODELO EN UN ANÁLISIS PROBABILÍSTICO

El método de modelización de Nivel 3 está diseñado para brindar flexibilidad, de modo que se pueda realizar un inventario nacional a través de un modelo más refinado que represente las circunstancias nacionales mejor que en el Nivel 1 o 2. En particular, es una *buena práctica* abordar las incertidumbres atribuidas a las entradas y la estructura del modelo. La incertidumbre de entrada se ocupa de los datos de la actividad y quizá otra información auxiliar necesaria para describir el entorno, como las características del clima y del suelo en un inventario para el Sector AFOLU. Se atribuye la incertidumbre de la estructura del modelo a la imperfección de los algoritmos y la parametrización. Los métodos empíricos suelen utilizarse para evaluar las incertidumbres estructurales (Monte *et al.* 1996). Este método incluye comparar las estimaciones de las emisiones modelizadas con las mediciones de los experimentos o una red nacional de monitoreo, diseñada para validación de los inventarios basados en el modelo, y ocuparse tanto del sesgo como de la varianza de los valores modelizados (Falloon y Smith 2003).

Se puede usar una relación derivada estadísticamente para cuantificar las incertidumbres del error estructural del modelo para un inventario de Nivel 3, y abordar la imprecisión sobre la base de la varianza estimada, o una medida similar como el error de la raíz cuadrada media, y al tiempo abordar el sesgo sobre la base de las diferencias estadísticamente significativas entre los valores modelizados y medidos (Falloon y Smith 2003). En la práctica, se realiza el ajuste del sesgo de las emisiones modelizadas para que representen de forma más exacta las emisiones para los fines de la generación de informes. Además, una relación derivada estadísticamente arroja una medida de la varianza para cada condición asociada con los valores modelizados, similar a las incertidumbres atribuidas a los factores de emisión de los métodos de Nivel 1 y 2. Para finalizar la evaluación, las incertidumbres de las entradas del modelo, como los datos de la actividad, se combinan con la incertidumbre estructural del modelo usando ecuaciones de propagación del error o un método de Monte Carlo.

### 3.2.3.5 ORIENTACIÓN SOBRE LA ELECCIÓN DEL MÉTODO

Si se cumplen las condiciones de aplicabilidad (una incertidumbre relativamente baja, falta de correlación entre las fuentes, excepto aquellas que aborda explícitamente el Método 1), el Método 1 y el 2 arrojan los mismos resultados. Sin embargo, y quizá paradójicamente, es más probable que se cumplan estas condiciones en los casos en los que se usan ampliamente y se aplican al inventario los métodos de Nivel 2 y 3, porque estos métodos deben brindar los resultados más exactos y quizá más precisos. Por lo tanto, no existe una conexión teórica directa entre la elección del Método y del Nivel. En la práctica, al aplicar los métodos del Nivel 1, se suele usar el Método 1 mientras que es más probable aplicar el Método 2 en los casos en los que se utiliza la metodología de niveles 2 y 3, además para cuantificar la incertidumbre de las estimaciones de emisiones/absorciones de sistemas complejos tales como en el Sector AFOLU.

Si se selecciona el Método 2 como parte de las actividades de GC/CC, también se alienta a los organismos encargados del inventario a aplicar el Método 1 debido al conocimiento que ofrece y a que no exige demasiado trabajo extra. Si se utiliza el Método 2, se deben preferir sus estimaciones de la incertidumbre general al declarar las incertidumbres (véase la Sección 3.2.3.3.).

### 3.3 INCERTIDUMBRE Y AUTOCORRELACIÓN TEMPORAL

En aquellos casos en los que varían los factores de emisión, las fuentes de datos de la actividad o los métodos de estimación dentro de una serie temporal, también pueden modificarse las fuentes de incertidumbre asociadas. El Método 2 puede dar cuenta explícita de ello al configurar las FDP de los componentes. En el Método 1, se deben especificar en el cuadro las incertidumbres porcentuales actuales, y en los casos en los que los cambios producidos en toda la serie temporal significan que ya no es válida la hipótesis de la correcta correlación de incertidumbre en los factores de emisión entre los años, se debe usar la sensibilidad del Tipo A y no la del Tipo B. Si los datos anuales están autocorrelacionados, lo común es que haya menos diferencia al comparar dos años que si no estuvieran autocorrelacionados, suponiendo que la autocorrelación sea positiva.

La cuestión de la «serie temporal» puede referirse a la comparación interanual de emisiones de un año  $t$  en comparación con un año de base, según se establece en el Cuadro 3.2 y el cuadro general de generación de informes 3.3, o puede referirse a un conjunto más amplio de metodologías estadísticas para tomar en cuenta la autocorrelación temporal. Respecto de la última interpretación, pueden usarse técnicas estadísticas de la serie temporal para tomar en cuenta con más exactitud las autocorrelaciones temporales y reducir la estimación de incertidumbre. Por ejemplo, si varían las emisiones en un plazo corto, como ser las emisiones de una central eléctrica, las emisiones de un período dado van a depender de las emisiones en los períodos inmediatamente anteriores, así como de las emisiones de los puntos previos del ciclo. A modo de ejemplo, una central eléctrica necesita un tiempo para lograr un cambio significativo de la carga. Así, las emisiones de la hora actual están limitadas según las emisiones de la hora anterior. Además, una central eléctrica puede responder a las fluctuaciones diarias de la carga, que son similares de un día para el siguiente. Por ello, las emisiones de una determinada hora del día pueden correlacionarse con las de una determinada hora del día anterior. Del mismo modo, puede haber ciclos estacionales de plazo más largo, como de un año al siguiente, que pueden inducir una correlación temporal. Los métodos estadísticos de series temporales pueden ajustarse a una muestra adecuada de datos empíricos, para explicar estas correlaciones temporales. La parte no explicada de la respuesta del modelo se denomina término aleatorio o ruido blanco. El término ruido blanco es un indicio de la incertidumbre en la capacidad de predecir la salida de las emisiones. Abdel-Aziz y Frey (2003) presentan un ejemplo detallado de la aplicación de los modelos de serie temporal a la estimación de emisiones.

### 3.4 UTILIZACIÓN DE OTRAS TÉCNICAS DECUADAS

La orientación que aquí se presenta no tiene por objeto descartar el uso de otros métodos mejorados. Por ejemplo, al aplicar el Método 1, el compilador del inventario quizá desee derivar un método similar al de las ecuaciones generalizadas de propagación del error, para dar cuenta de las correlaciones más complejas o de las diferencias de rangos de incertidumbre del año  $t$ , versus las del año de base. Esas mejoras son coherentes con la *buena práctica* en la medida en la que se las documente y justifique adecuadamente. Asimismo, el presente documento no cubre todas las situaciones que pueda enfrentar un analista. Por lo tanto, se alienta al compilador del inventario a consultar las referencias citadas al final del capítulo para conocer sugerencias adicionales sobre la forma de efectuar el análisis de incertidumbre.

### 3.5 GENERACIÓN DE INFORMES Y DOCUMENTACIÓN

Se puede dedicar mucho esfuerzo a recopilar información y datos para una evaluación de incertidumbre cuantificada e implementar un modelo para combinar las incertidumbres de todos los parámetros, las categorías y el inventario todo. Sin embargo, todo ese esfuerzo puede traducirse en un beneficio mínimo para el inventario del país si no se siguen, además, los pasos necesarios para informar y documentar los resultados de una evaluación de incertidumbre, para que puedan llevar a mejoras reales en la calidad de los datos recopilados y del inventario en su totalidad. La integración de los esfuerzos de evaluación de incertidumbre de un país con la implementación de las investigaciones de la calidad de los datos dentro de su sistema de GC/CC puede ayudar a solucionar este problema.

Dada la gran cantidad de entradas e hipótesis necesarias para documentar un análisis de incertidumbre, no es factible declarar toda la información. La información declarada debe ser suficiente para proporcionar las

hipótesis principales, la elección de los métodos y los resultados detallados. En general, la documentación debe ser suficiente para respaldar las estimaciones y permitir la duplicación de las estimaciones de la incertidumbre. En particular, la documentación debe tocar los siguientes temas (puesto que guardan relación con una variable específica):

- Qué causas de incertidumbre se abordan (véase el Cuadro 3.1).
- Qué métodos se utilizaron para abordar la incertidumbre (véase el Cuadro 3.1).
- Qué fuente de datos o modelos se utilizaron como base para estimar la incertidumbre.
- Para una estimación del sesgo, explicar cuál es la magnitud del error expresado sobre una base relativa o absoluta, según corresponda (especificar cuál e incluir las unidades correctas).
- Si se estimó la incertidumbre sobre la base de los datos, explicar cómo se diferencia la incertidumbre de la variabilidad y cómo se abordó el alcance geográfico adecuado, el tiempo de promedio (p. ej., anual) y otras consideraciones acerca de la representatividad al seleccionar y analizar los datos. Incluir un breve resumen de los datos, que contenga la media, la desviación estándar de la muestra y el tamaño de ésta. Incluir más detalles, según corresponda, si se estratificaron los datos o si contienen otros componentes de incertidumbre (p. ej., precisión y exactitud de los métodos de medición usados para obtener los datos).
- Para una estimación del error aleatorio en forma de un rango o una distribución, brindar suficiente información para especificar de forma exclusiva el rango (p. ej., más o menos la variación porcentual respecto de la media, o los parámetros de una FDP).
- Para el caso de las estimaciones de incertidumbre basadas en el dictamen de expertos, se debe documentar y archivar la siguiente información:
  - (i) número de referencia para el dictamen;
  - (ii) fecha;
  - (iii) nombre del experto participante;
  - (iv) experiencia del experto (referencias, funciones, etc.);
  - (v) la variable que está analizándose;
  - (vi) la base lógica del dictamen, incluidos los datos que se toman en cuenta. Debe incluir la justificación lógica de la tendencia superior, inferior y central de la distribución;
  - (vii) la FDP resultante, o el rango y el valor más probable, así como la FDP inferida con posterioridad;
  - (viii) identificación de revisores externos;
  - (ix) resultados de la revisión externa;
  - (x) aprobación por parte del compilador del inventario con especificación de fecha y persona.
- Explicación de toda correlación o dependencia justificada entre dos o más entradas o respecto de la autocorrelación.
- Explicación de cualquier consideración especial que pueda ser exclusiva de un país o una situación en particular, como el uso de diversas técnicas estadísticas para el caso de no detecciones, distribuciones de mezclas, extrapolación, etc.
- Explicación de las diferencias entre los resultados del Método 1 y del 2.

Además de la documentación de las estimaciones de incertidumbre para las entradas a un inventario, se debe incluir documentación respecto del método general usado y si se basa principalmente en el Método 1 o en el 2. Se debe explicar y justificar adecuadamente toda modificación de estos Métodos.

La generación de informes acerca de las incertidumbres también exige un análisis de las limitaciones y advertencias de cualquier estimación de incertidumbre producida, que se sospeche está presente en una representación incompleta de todas las causas de incertidumbre. Durante el proceso de recopilación de información sobre las entradas para una evaluación de incertidumbre (p. ej., justificación empírica o dictamen de expertos como base de las FDP, caracterizaciones de conceptualización e incertidumbre del modelo), se deben documentar las causas similares de las diversas incertidumbres identificadas, incluido el sesgo potencial. Es preciso documentar estas causas probables, estuvieren cuantificadas o no e incluyeren recomendaciones específicas disponibles respecto de la forma en la que se las puede reducir.

Del mismo modo, al declarar e interpretar los resultados de una evaluación cuantitativa de incertidumbre, es importante tener en cuenta las limitaciones del método usado para combinar las incertidumbres. Por ejemplo, aunque el Método 1 puede abordar algunas causas de correlación, debe documentarse el sesgo posible asociado con otras causas de correlaciones que puedan existir (p. ej., entre categorías) e identificado en el curso de una evaluación de incertidumbre.

El Cuadro 3.3 es una presentación generalizada para informar acerca de la incertidumbre de un inventario, independientemente del Método seguido. Si la estimación del punto y la estimación media de las emisiones/absorciones no son el mismo valor, es una *buena práctica* estimar los rangos de incertidumbre indicados en las Columnas E, F, G y J respecto de las estimaciones puntuales usadas al informar el inventario nacional. Si la estimación por puntos y las estimaciones medias difieren, se recomienda considerar por qué difieren y quizá repasar la estimación por puntos para identificar el sesgo y dar cuenta de él.

**CUADRO 3.3**  
**CUADRO PARA GENERACIÓN DE INFORMES GENERAL ACERCA DE LA INCERTIDUMBRE**

A	B	C	D	E		F		G		H	I	J		K
				(-) %	(+) %	(-) %	(+) %	(-) %	(+) %			(fracción)	(%) del año de base	
Categoría del IPCC	Gas	Emisiones/absorciones de año de base  Equivalente de Gg CO <sub>2</sub>	Emisiones/absorciones de año <i>t</i>  Equivalente de Gg CO <sub>2</sub>	Incertidumbre de los datos de la actividad		Incertidumbre del parámetro de factor de emisión/estimación (combinado si se usa más de un parámetro de estimación)		Incertidumbre combinada		Contribución a la varianza del año <i>t</i>	Tendencia del inventario en las emisiones nacionales para el incremento del año <i>t</i> respecto del año de base	Incertidumbre introducida en la tendencia en las emisiones nacionales totales respecto del año de base		Método y comentarios
P. ej., 1.A.1. Energía Industrias Combustible 1	CO <sub>2</sub>													
P. ej., 1.A.1. Energía Industrias Combustible 2	CO <sub>2</sub>													
Etc.	...													
<b>Total</b>										1,000				

Notas:

**Columna C:** emisiones del año de base en equivalente de Gg CO<sub>2</sub> por categoría y por gas.

**Columna D:** emisiones del año *t* en equivalente de Gg CO<sub>2</sub> por categoría y por gas. El año *t* es el año de interés o el año actual.

**Columnas E y F:** En la medida de lo posible, se deben declarar las incertidumbres de las estimaciones de la actividad y el factor de emisión (Columnas E y F), pero se entiende que algunos métodos de cálculo para ciertas categorías pueden no ser aptos para este tipo de generación de informes. Así, en los casos en los que esta información no está disponible, la entrada del cuadro puede quedar en blanco.

**Columna G:** se debe informar una estimación de incertidumbre para cada categoría, respecto de la estimación media, aunque no sea posible desagregar más las incertidumbres por actividad y factor de emisión en un caso específico. Para el pie del cuadro, declare la incertidumbre en el inventario total. Se debe obtener mediante los cálculos del Método 1 o 2, y no se puede determinar con solo sumar las cantidades de las columnas.

**Columna H:** informe el «aporte a la incertidumbre». Se estima dividiendo la varianza de cada categoría por la varianza total del inventario ( $\sigma_x^2 / \sum \sigma_x^2$ ). Si se utilizó el Método 1, se calcula dividiendo cada entrada de la Columna H del Cuadro 3.2 por el valor, en la misma columna, de la línea «total» del Cuadro 3.2. En la Sección 3.2.3 se incluye la metodología general que debe aplicarse cuando se usa el Método 2 y cuando la incertidumbre es asimétrica.

**Columna I:** declare la tendencia del inventario, estimada como:

$$\text{Tendencia media (\%)} = \left( \frac{\text{Emisiones año } t - \text{emisiones año de base}}{\text{Emisiones año de base}} \right) \cdot 100$$

Declare por separado cada categoría por fila y para el inventario total al pie de la columna.

**Columna J:** es la incertidumbre de la tendencia por categoría. Para el «total» del pie del cuadro, se debe proporcionar la incertidumbre total de la tendencia para todo el inventario. La incertidumbre de la tendencia se basa en *puntos porcentuales* respecto de la tendencia del inventario. Por ejemplo, si ésta es -5%, y si el rango de probabilidad del 95% de la tendencia es de -8% a -3%, la incertidumbre de la tendencia se declara como -3% a +2%.

**Columna K:** indique si se usó el Método 1 o el 2, e incluya cualquier otro comentario que pueda ayudar a clarificar la metodología o las fuentes de información.

**Comentarios generales acerca de las columnas E, F, G y J:** para cada una de estas columnas, se incluyen dos subcolumnas para facilitar la generación de informes de los rangos de incertidumbre asimétricos. Por ejemplo, si el rango de incertidumbre es de -50% a +100%, se debe declarar «50» en la columna titulada «(-)%» y «100» en la columna titulada «(+)%».

## 3.6 EJEMPLOS

En esta sección se presentan dos ejemplos de las estimaciones de incertidumbre para los inventarios, basadas en el inventario finlandés de 2003 sobre emisiones de gases de efecto invernadero. Estos ejemplos son específicos del país y se incluyen aquí únicamente a los fines de ilustrar los procedimientos y los conocimientos generales. Las estimaciones específicas de incertidumbre y los resultados difieren de un país a otro.

El ejemplo del Cuadro 3.4 se basa en el Método 1, y se muestra en el formato general de la hoja de trabajo del Método 1 (Cuadro 3.2). Los resultados indican que las emisiones netas del año *t*, que es el año 2003 en este ejemplo, son de 67.730 equivalente Gg CO<sub>2</sub> con una incertidumbre de ±15,9%, que corresponde a un rango de probabilidad de 95 por ciento de 56 970 a 78 490 de equivalente Gg CO<sub>2</sub>. Sobre la base de los inventarios del año de base total y del año *t* declarados en el cuadro, la tendencia promedio es un incremento del 42 por ciento en las emisiones de 1990 a 2003. la incertidumbre de la tendencia es ±19% (puntos porcentuales), que corresponde a un rango de probabilidad del 95 por ciento para la tendencia de 24% a 61% respecto de las emisiones del año de base.

El ejemplo del Cuadro 3.5 se basa en el Método 2, y se muestra con el formato del Cuadro para generación de informes general acerca de la incertidumbre, indicado en el Cuadro 3.3. Los resultados indican que las emisiones netas del año *t* son 67 730 equivalente de Gg CO<sub>2</sub> con un rango de incertidumbre de -14 a +15 por ciento, que corresponde a un rango de probabilidad del 95 por ciento de 58 490 a 78 130 de equivalente de Gg CO<sub>2</sub>. Sobre la base de los inventarios del año de base total y del año *t* informados en el cuadro, la tendencia promedio es un incremento del 42 por ciento en las emisiones de 1990 a 2003. La incertidumbre de la tendencia es -18 a +23% (puntos porcentuales), que corresponde a un rango de probabilidad del 95 por ciento para la tendencia de 25% a 65% respecto de las emisiones del año de base.

Estos ejemplos ilustran que los resultados de los Métodos 1 y 2 pueden ser muy similares cuando la incertidumbre general es relativamente pequeña. No obstante, el Método 2 es un abordaje más flexible que permite la cuantificación de la asimetría en los rangos de probabilidad, como para el inventario del año *t*.

**CUADRO 3.4**

**EJEMPLO DE UN ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRE DEL MÉTODO 1 PARA FINLANDIA (BASADO EN ESTADÍSTICAS DE FINLANDIA, 2005)**

El nivel de agregación y las estimaciones de incertidumbre son específicos para Finlandia y no representan las incertidumbres recomendadas ni el nivel de agregación para otros países.

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
Categoría del IPCC	Gas	Emisiones o absorciones del año de base	Emisiones o absorciones del año <i>t</i>	Incetudim bre de los datos de la actividad	Incetudim bre del factor de emisión / parámetro de estimación	Incetudim bre combinada	Aporte a la varianza por categoría de fuente/sumidero en el año <i>t</i>	Sensibilidad del tipo A	Sensibilidad del tipo B	Incetudim bre en la tendencia de las emisiones nacionales introducida por la incetudim bre del factor de emisión / parámetro de estimación	Incetudim bre en la tendencia de emisiones nacionales introducida por la incetudim bre de los datos de la actividad	Incetudim bre introducida en la tendencia en el total de emisiones nacionales
		Equivalente de Gg CO <sub>2</sub>	Equivalente de Gg CO <sub>2</sub>	%	%	%		%	%	%	%	%
<b>1.A Actividades de quema del combustible</b>												
Líquido	CO <sub>2</sub>	27 232	27 640	2%	2%	3%	0,0001	0,2320	0,5806	0,46%	1,64%	0,03%
Sólido	CO <sub>2</sub>	15 722	22 753	2%	3%	3%	0,0001	0,0080	0,4780	0,02%	1,08%	0,01%
Gas	CO <sub>2</sub>	5 073	9 350	1%	1%	1%	0,0000	0,0447	0,1964	0,04%	0,28%	0,00%
Turba	CO <sub>2</sub>	5 656	10 676	4%	5%	7%	0,0001	0,0552	0,2243	0,28%	1,36%	0,02%
<b>1.A.1 Industrias de la energía</b>												
Líquido	CH <sub>4</sub>	6	7	2%	75%	75%	0,0000	0,0000	0,0001	0,00%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	26	30	2%	75%	75%	0,0000	0,0001	0,0006	0,01%	0,00%	0,00%
Sólido	CH <sub>4</sub>	9	16	2%	75%	75%	0,0000	0,0001	0,0003	0,01%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	85	162	2%	50%	50%	0,0000	0,0009	0,0034	0,04%	0,01%	0,00%
Gas	CH <sub>4</sub>	4	9	1%	75%	75%	0,0000	0,0001	0,0002	0,01%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	18	51	1%	50%	50%	0,0000	0,0005	0,0011	0,03%	0,00%	0,00%
Biomasa	CH <sub>4</sub>	2	31	20%	50%	54%	0,0000	0,0006	0,0006	0,03%	0,02%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	10	80	20%	150%	151%	0,0000	0,0014	0,0017	0,21%	0,05%	0,00%
Turba	CH <sub>4</sub>	5	7	5%	50%	50%	0,0000	0,0000	0,0002	0,00%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	141	226	5%	150%	150%	0,0000	0,0005	0,0047	0,08%	0,03%	0,00%
<b>1.A.2 Industrias manufactureras y de la construcción</b>												
Líquido	CH <sub>4</sub>	9	7	2%	75%	75%	0,0000	0,0001	0,0001	0,01%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	39	41	2%	75%	75%	0,0000	0,0003	0,0009	0,02%	0,00%	0,00%
Sólido	CH <sub>4</sub>	4	2	2%	75%	75%	0,0000	0,0001	0,0001	0,01%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	108	90	2%	50%	50%	0,0000	0,0013	0,0019	0,07%	0,01%	0,00%

CUADRO 3.4 (CONTINUACIÓN)

EJEMPLO DE UN ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRE DEL MÉTODO 1 PARA FINLANDIA (BASADO EN ESTADÍSTICAS DE FINLANDIA, 2005)

El nivel de agregación y las estimaciones de incertidumbre son específicos para Finlandia y no representan las incertidumbres recomendadas ni el nivel de agregación para otros países.

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
Categoría del IPCC	Gas	Emisiones o absorciones del año de base Equivalente de Gg CO <sub>2</sub>	Emisiones o absorciones del año <i>t</i> Equivalente de Gg CO <sub>2</sub>	Incertidumbre de los datos de la actividad %	Incertidumbre del factor de emisión / parámetro de estimación %	Incertidumbre combinada %	Aporte a la varianza por categoría de fuente/sumidero en el año <i>t</i>	Sensibilidad del tipo A %	Sensibilidad del tipo B %	Incertidumbre en la tendencia de las emisiones nacionales introducida por la incertidumbre del factor de emisión / parámetro de estimación %	Incertidumbre en la tendencia de emisiones nacionales introducida por la incertidumbre de los datos de la actividad %	Incertidumbre introducida en la tendencia en el total de emisiones nacionales %
Gas	CH <sub>4</sub>	5	6	1%	75%	75%	0,0000	0,0000	0,0001	0,00%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	17	19	1%	50%	50%	0,0000	0,0001	0,0004	0,01%	0,00%	0,00%
Biomasa	CH <sub>4</sub>	20	19	15%	50%	52%	0,0000	0,0002	0,0004	0,01%	0,01%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	111	81	15%	150%	151%	0,0000	0,0016	0,0017	0,24%	0,04%	0,00%
Turba	CH <sub>4</sub>	4	3	5%	50%	50%	0,0000	0,0001	0,0001	0,00%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	56	29	5%	150%	150%	0,0000	0,0011	0,0006	0,16%	0,00%	0,00%
<b>1.A.3 Transporte</b>												
a. Aviación civil	CH <sub>4</sub>	0,4	0,3	5%	100%	100%	0,0000	0,0000	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	4	4	5%	150%	150%	0,0000	0,0000	0,0001	0,01%	0,00%	0,00%
b. Transporte terrestre												
Gasolina	CH <sub>4</sub>	78	40	1%	50%	50%	0,0000	0,0015	0,0008	0,07%	0,00%	0,00%
Automóviles con convertidores catalíticos	N <sub>2</sub> O	32	410	1%	378%	378%	0,0005	0,0076	0,0086	2,89%	0,01%	0,08%
Automóviles sin convertidores catalíticos	N <sub>2</sub> O	59	22	1%	259%	259%	0,0000	0,0013	0,0005	0,34%	0,00%	0,00%
Diesel	CH <sub>4</sub>	12	6	1%	50%	50%	0,0000	0,0002	0,0001	0,01%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	68	84	1%	158%	158%	0,0000	0,0003	0,0018	0,04%	0,00%	0,00%
Gas natural	CH <sub>4</sub>	0,0	2	1%	50%	50%	0,0000	0,0000	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	0,0	0,0	1%	150%	150%	0,0000	0,0000	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%
c. Ferrocarriles	CH <sub>4</sub>	0,2	0,2	5%	110%	110%	0,0000	0,0000	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	2	1	5%	150%	150%	0,0000	0,0000	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%
d. Navegación marítima y fluvial												

**CUADRO 3.4 (CONTINUACIÓN)**

**EJEMPLO DE UN ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRE DEL MÉTODO 1 PARA FINLANDIA (BASADO EN ESTADÍSTICAS DE FINLANDIA, 2005)**

El nivel de agregación y las estimaciones de incertidumbre son específicos para Finlandia y no representan las incertidumbres recomendadas ni el nivel de agregación para otros países.

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
Categoría del IPCC	Gas	Emisiones o absorciones del año de base	Emisiones o absorciones del año <i>t</i>	Incertidumbre de los datos de la actividad	Incertidumbre del factor de emisión / parámetro de estimación	Incertidumbre combinada	Aporte a la varianza por categoría de fuente/sumidero en el año <i>t</i>	Sensibilidad del tipo A	Sensibilidad del tipo B	Incertidumbre en la tendencia de las emisiones nacionales introducida por la incertidumbre del factor de emisión / parámetro de estimación	Incertidumbre en la tendencia de emisiones nacionales introducida por la incertidumbre de los datos de la actividad	Incertidumbre introducida en la tendencia en el total de emisiones nacionales
		Equivalente de Gg CO <sub>2</sub>	Equivalente de Gg CO <sub>2</sub>	%	%	%	%	%	%	%	%	%
Petróleo y gas residuales / diesel oil	CH <sub>4</sub>	0,5	1	10%	100%	100%	0,0000	0,0000	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	2	3	10%	150%	150%	0,0000	0,0000	0,0001	0,00%	0,00%	0,00%
Gasolina	CH <sub>4</sub>	7	4	20%	100%	102%	0,0000	0,0001	0,0001	0,01%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	0,4	0,6	20%	150%	151%	0,0000	0,0000	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%
e. Otro tipo de transporte												
Gasolina y diesel	CH <sub>4</sub>	5	6	30%	50%	58%	0,0000	0,0000	0,0001	0,00%	0,01%	0,00%
Gasolina	N <sub>2</sub> O	1	1	30%	150%	153%	0,0000	0,0000	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%
Diesel	N <sub>2</sub> O	4	4	30%	150%	153%	0,0000	0,0000	0,0001	0,01%	0,00%	0,00%
<b>1.A.4 Otros sectores</b>												
Líquido	CH <sub>4</sub>	19	15	3%	75%	75%	0,0000	0,0002	0,0003	0,02%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	56	47	3%	75%	75%	0,0000	0,0007	0,0010	0,05%	0,00%	0,00%
Sólido	CH <sub>4</sub>	2	0,6	10%	75%	76%	0,0000	0,0001	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	0,5	0,3	10%	50%	51%	0,0000	0,0000	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%
Gas	CH <sub>4</sub>	0,1	0,3	5%	75%	75%	0,0000	0,0000	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	1	1	5%	50%	50%	0,0000	0,0000	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%
Biomasa	CH <sub>4</sub>	282	307	15%	150%	151%	0,0000	0,0020	0,0064	0,30%	0,14%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	56	61	15%	150%	151%	0,0000	0,0004	0,0013	0,06%	0,03%	0,00%
Turba	CH <sub>4</sub>	1	1	25%	50%	56%	0,0000	0,0000	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	1	2	25%	150%	152%	0,0000	0,0000	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%

CUADRO 3.4 (CONTINUACIÓN)

EJEMPLO DE UN ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRE DEL MÉTODO 1 PARA FINLANDIA (BASADO EN ESTADÍSTICAS DE FINLANDIA, 2005)

El nivel de agregación y las estimaciones de incertidumbre son específicos para Finlandia y no representan las incertidumbres recomendadas ni el nivel de agregación para otros países.

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
Categoría del IPCC	Gas	Emisiones o absorciones del año de base	Emisiones o absorciones del año <i>t</i>	Incertidumbre de los datos de la actividad	Incertidumbre del factor de emisión / parámetro de estimación	Incertidumbre combinada	Aporte a la varianza por categoría de fuente/sumidero en el año <i>t</i>	Sensibilidad del tipo A	Sensibilidad del tipo B	Incertidumbre en la tendencia de las emisiones nacionales introducida por la incertidumbre del factor de emisión / parámetro de estimación	Incertidumbre en la tendencia de emisiones nacionales introducida por la incertidumbre de los datos de la actividad	Incertidumbre introducida en la tendencia en el total de emisiones nacionales
		Equivalente de Gg CO <sub>2</sub>	Equivalente de Gg CO <sub>2</sub>	%	%	%		%	%	%	%	%
<b>1.A.5 No especificado</b>												
Líquido	CH <sub>4</sub>	2	2	7%	75%	75%	0,0000	0,0000	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	6	9	7%	75%	75%	0,0000	0,0000	0,0002	0,00%	0,00%	0,00%
Gas	CH <sub>4</sub>	0,3	0,4	13%	75%	76%	0,0000	0,0000	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	1	2	13%	50%	52%	0,0000	0,0000	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%
<b>1.B Emisiones fugitivas provenientes de la fabricación de combustibles</b>												
<b>1.B.2 Petróleo y gas natural</b>												
a.ii. Petróleo – quema en antorcha	CO <sub>2</sub>	123	63	50%	0%	50%	0,0000	0,0024	0,0013	0,00%	0,09%	0,00%
a.iii.4 Petróleo – refinación	CH <sub>4</sub>	8	10	2%	90%	90%	0,0000	0,0000	0,0002	0,00%	0,00%	0,00%
b.iii.4 Gas natural – transmisión y almacenamiento	CH <sub>4</sub>	4	12	3%	0%	3%	0,0000	0,0001	0,0003	0,00%	0,00%	0,00%
b. iii.5 Gas natural - distribución	CH <sub>4</sub>	0	40	5%	0%	5%	0,0000	0,0008	0,0008	0,00%	0,01%	0,00%
<b>2 Procesos industriales y uso de productos</b>												
2.A.1 Producción de cemento	CO <sub>2</sub>	786	500	2%	5%	5%	0,0000	0,0130	0,0105	0,06%	0,03%	0,00%
2.A.2 Producción de cal	CO <sub>2</sub>	383	513	2%	3%	4%	0,0000	0,0007	0,0108	0,00%	0,03%	0,00%
2.A.3 y 2.A.4 Uso de piedra caliza y de dolomita <sup>1</sup>	CO <sub>2</sub>	99	148	7%	9%	11%	0,0000	0,0002	0,0031	0,00%	0,03%	0,00%
2.A.3 y 2.A.4 Uso de la ceniza de sosa <sup>1</sup>	CO <sub>2</sub>	18	20	7%	2%	7%	0,0000	0,0001	0,0004	0,00%	0,00%	0,00%
2.B.2 Producción de ácido nítrico	N <sub>2</sub> O	1 595	1 396	5%	100%	100%	0,0004	0,0184	0,0293	1,84%	0,21%	0,03%
2.B.8.b Etileno	CH <sub>4</sub>	4	5	5%	20%	21%	0,0000	0,0000	0,0001	0,00%	0,00%	0,00%
2.B.10 Otros	CO <sub>2</sub>	60	147	12%	5%	13%	0,0000	0,0013	0,0031	0,01%	0,05%	0,00%
2.C.1 Producción del hierro y del acero	CH <sub>4</sub>	5	9	3%	20%	20%	0,0000	0,0000	0,0002	0,00%	0,00%	0,00%
2.D Uso de productos no energéticos	CO <sub>2</sub>	640	830	50%	5%	50%	0,0000	0,0017	0,0174	0,01%	1,23%	0,02%

**CUADRO 3.4 (CONTINUACIÓN)**

**EJEMPLO DE UN ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRE DEL MÉTODO 1 PARA FINLANDIA (BASADO EN ESTADÍSTICAS DE FINLANDIA, 2005)**

El nivel de agregación y las estimaciones de incertidumbre son específicos para Finlandia y no representan las incertidumbres recomendadas ni el nivel de agregación para otros países.

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
Categoría del IPCC	Gas	Emisiones o absorciones del año de base Equivalente de Gg CO <sub>2</sub>	Emisiones o absorciones del año <i>t</i> Equivalente de Gg CO <sub>2</sub>	Incertidumbre de los datos de la actividad %	Incertidumbre del factor de emisión / parámetro de estimación %	Incertidumbre combinada %	Aporte a la varianza por categoría de fuente/sumidero en el año <i>t</i>	Sensibilidad del tipo A %	Sensibilidad del tipo B %	Incertidumbre en la tendencia de las emisiones nacionales introducida por la incertidumbre del factor de emisión / parámetro de estimación %	Incertidumbre en la tendencia de emisiones nacionales introducida por la incertidumbre de los datos de la actividad %	Incertidumbre introducida en la tendencia en el total de emisiones nacionales %
de combustibles y de solvente												
2.F.1 Refrigeración y aire acondicionado	HFC	0	578	26%	0%	26%	0,0000	0,0121	0,0121	0,00%	0,45%	0,00%
2.F.2 Agentes espumantes	HFC	0	25	24%	0%	24%	0,0000	0,0005	0,0005	0,00%	0,02%	0,00%
2.F.4 Aerosoles	HFC	0	63	10%	0%	10%	0,0000	0,0013	0,0013	0,00%	0,02%	0,00%
2.G.1 Equipos eléctricos	SF <sub>6</sub>	87	22	88%	0%	88%	0,0000	0,0021	0,0005	0,00%	0,06%	0,00%
2.G.3.a Aplicaciones médicas	N <sub>2</sub> O	62	40	30%	20%	36%	0,0000	0,0010	0,0008	0,02%	0,04%	0,00%
2.H.3 Otros (datos agrupados de los gases f)	HFC, PFC, SF <sub>6</sub>	8	21	38%	0%	38%	0,0000	0,0002	0,0004	0,00%	0,02%	0,00%
<b>3 AFOLU</b>												
3.A.1 Fermentación entérica	CH <sub>4</sub>	1 868	1 537	0%	31%	31%	0,0000	0,0235	0,0323	0,72%	0,00%	0,01%
3.A.2 Gestión del estiércol	CH <sub>4</sub>	215	222	0%	16%	16%	0,0000	0,0018	0,0047	0,03%	0,00%	0,00%
3.A.2 Gestión del estiércol	N <sub>2</sub> O	623	461	0%	83%	83%	0,0000	0,0089	0,0097	0,74%	0,00%	0,01%
<b>3.B.1.a Tierras forestales que permanecen como tales</b>												
Cambio en las existencias de carbono en la biomasa	CO <sub>2</sub>	-23 798	-21 354	0%	35%	35%	0,0122	0,2640	0,4486	9,24%	0,00%	0,85%
<b>3.B.2.a Tierras de cultivo que permanecen como tales</b>												
cambio en las existencias netas de carbono en los suelos minerales	CO <sub>2</sub>	-535	-1 113	0%	100%	100%	0,0003	0,0074	0,0234	0,74%	0,00%	0,01%
cambio en las existencias netas de carbono en los suelos orgánicos	CO <sub>2</sub>	1 813	1 324	20%	90%	92%	0,0003	0,0264	0,0278	2,37%	0,79%	0,06%

CUADRO 3.4 (CONTINUACIÓN)

EJEMPLO DE UN ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRE DEL MÉTODO 1 PARA FINLANDIA (BASADO EN ESTADÍSTICAS DE FINLANDIA, 2005)

El nivel de agregación y las estimaciones de incertidumbre son específicos para Finlandia y no representan las incertidumbres recomendadas ni el nivel de agregación para otros países.

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
Categoría del IPCC	Gas	Emisiones o absorciones del año de base Equivalente de Gg CO <sub>2</sub>	Emisiones o absorciones del año <i>t</i> Equivalente de Gg CO <sub>2</sub>	Incertidumbre de los datos de la actividad %	Incertidumbre del factor de emisión / parámetro de estimación %	Incertidumbre combinada %	Aporte a la varianza por categoría de fuente/sumidero en el año <i>t</i>	Sensibilidad del tipo A %	Sensibilidad del tipo B %	Incertidumbre en la tendencia de las emisiones nacionales introducida por la incertidumbre del factor de emisión / parámetro de estimación %	Incertidumbre en la tendencia de emisiones nacionales introducida por la incertidumbre de los datos de la actividad %	Incertidumbre introducida en la tendencia en el total de emisiones nacionales %
<b>3.B.3.a Pastizales que permanecen como tales</b>												
cambio en las existencias netas de carbono en los suelos minerales	CO <sub>2</sub>	-1 181	2 907	0%	100%	100%	0,0018	0,0964	0,0611	9,64%	0,00%	0,93%
cambio en las existencias netas de carbono en los suelos orgánicos	CO <sub>2</sub>	109	67	30%	90%	95%	0,0000	0,0019	0,0014	0,17%	0,06%	0,00%
<b>3.B.4.ai Bonales que permanecen como tales</b>	CO <sub>2</sub>	503	547	15%	208%	208%	0,0003	0,0036	0,0115	0,74%	0,08%	0,01%
<b>3.B.4.ai Bonales que permanecen como tales</b>	CH <sub>4</sub>	5	6	15%	208%	208%	0,0000	0,0000	0,0001	0,01%	0,00%	0,00%
<b>3.C.1.a Quemado de biomasa en tierras forestales</b>	CO <sub>2</sub>	180	91	10%	70%	71%	0,0000	0,0035	0,0019	0,24%	0,03%	0,00%
<b>3.C.1.a Quemado de biomasa en tierras forestales</b>	CH <sub>4</sub>	16	8	10%	70%	71%	0,0000	0,0003	0,0002	0,02%	0,00%	0,00%
<b>3.C.1.a Quemado de biomasa en tierras forestales</b>	N <sub>2</sub> O	2	1	10%	70%	71%	0,0000	0,0000	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%
<b>3.C.2 Encalado</b>	CO <sub>2</sub>	618	277	20%	20%	28%	0,0000	0,0127	0,0058	0,25%	0,16%	0,00%
<b>3.C.4 Emisiones directas de N<sub>2</sub>O de los suelos gestionados: Suelos agrícolas</b>	N <sub>2</sub> O	3 486	2 608	0%	227%	227%	0,0077	0,0494	0,0548	11,23%	0,00%	1,26%
<b>3.C.4 Emisiones directas de N<sub>2</sub>O de los suelos gestionados: Aplicación de fertilizantes de N, tierras forestales</b>	N <sub>2</sub> O	27,0	11,3	10%	380%	380%	0,0000	0,0006	0,0002	0,22%	0,00%	0,00%
<b>3.C.5 Emisiones indirectas de N<sub>2</sub>O de los suelos gestionados</b>	N <sub>2</sub> O	735	592	0%	334%	334%	0,0009	0,0095	0,0124	3,18%	0,00%	0,10%
<b>4 Desechos</b>												
<b>4.A Eliminación de desechos sólidos</b>	CH <sub>4</sub>	3 678	2 497	0%	43%	43%	0,0003	0,0574	0,0525	2,47%	0,00%	0,06%

**CUADRO 3.4 (CONTINUACIÓN)**

**EJEMPLO DE UN ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRE DEL MÉTODO 1 PARA FINLANDIA (BASADO EN ESTADÍSTICAS DE FINLANDIA, 2005)**

El nivel de agregación y las estimaciones de incertidumbre son específicos para Finlandia y no representan las incertidumbres recomendadas ni el nivel de agregación para otros países.

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
Categoría del IPCC	Gas	Emisiones o absorciones del año de base  Equivalente de Gg CO <sub>2</sub>	Emisiones o absorciones del año <i>t</i>  Equivalente de Gg CO <sub>2</sub>	Incertidumbre de los datos de la actividad  %	Incertidumbre del factor de emisión / parámetro de estimación  %	Incertidumbre combinada  %	Aporte a la varianza por categoría de fuente/sumidero en el año <i>t</i>	Sensibilidad del tipo A  %	Sensibilidad del tipo B  %	Incertidumbre en la tendencia de las emisiones nacionales introducida por la incertidumbre del factor de emisión / parámetro de estimación  %	Incertidumbre en la tendencia de emisiones nacionales introducida por la incertidumbre de los datos de la actividad  %	Incertidumbre introducida en la tendencia en el total de emisiones nacionales  %
<b>4.D.1 Tratamiento y eliminación de aguas residuales domésticas</b>												
zonas escasamente pobladas	CH <sub>4</sub>	118	95	15%	32%	35%	0,0000	0,0015	0,0020	0,05%	0,04%	0,00%
zonas densamente pobladas	CH <sub>4</sub>	12	13	5%	104%	105%	0,0000	0,0001	0,0003	0,01%	0,00%	0,00%
zonas escasamente pobladas	N <sub>2</sub> O	21	18	10%	380%	380%	0,0000	0,0002	0,0004	0,09%	0,01%	0,00%
zonas densamente pobladas	N <sub>2</sub> O	84	66	5%	380%	380%	0,0000	0,0011	0,0014	0,43%	0,01%	0,00%
<b>4.D.2 Tratamiento y eliminación de aguas residuales industriales</b>	CH <sub>4</sub>	22	19	10%	104%	105%	0,0000	0,0003	0,0004	0,03%	0,01%	0,00%
<b>4.D.2 Tratamiento y eliminación de aguas residuales industriales</b>	N <sub>2</sub> O	28	17	5%	380%	380%	0,0000	0,0005	0,0004	0,17%	0,00%	0,00%
<b>4.E Otros: entrada de N proveniente de la piscicultura</b>	N <sub>2</sub> O	8	3	10%	380%	380%	0,0000	0,0002	0,0001	0,07%	0,00%	0,00%
<b>Total</b>		<b>47 604</b>	<b>67 730</b>				<b>0,0252</b>					<b>0,0349</b>
					<b>Porcentaje de incertidumbre del inventario total</b>		<b>15,9%</b>				<b>Incertidumbre de la tendencia</b>	<b>18,7%</b>
<sup>1</sup> Se realizó la evaluación de incertidumbre en el nivel de agregación utilizado por Finlandia en el inventario de 2003 y, por lo tanto, no se pudo separar la producción del vidrio.												

**CUADRO 3.5**

**EJEMPLO DE GENERACIÓN DE INFORMES DEL ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRE DEL MÉTODO 2 MEDIANTE EL USO DEL CUADRO PARA GENERACIÓN DE INFORMES GENERAL PARA LA INCERTIDUMBRE**

Las emisiones, absorciones e incertidumbres provienen del Inventario nacional de Finlandia correspondiente al año 2003 (Statistics Finland, 2005). El nivel de agregación y las estimaciones de incertidumbre son específicos para Finlandia y no representan las incertidumbres recomendadas ni el nivel de agregación para otros países.

A	B	C	D	E		F		G		H	I	J		K
				Incertidumbre de los datos de la actividad	(-) %	(+) %	Incertidumbre del factor de emisión	(-) %	(+) %			Incertidumbre combinada	(-) %	
Categoría del IPCC	Gas	Emisiones o absorciones del año de base Equivalente de Gg CO <sub>2</sub>	Emisiones o absorciones de año $t$ Equivalente de Gg CO <sub>2</sub>							(fracción)	(% del año de base)			Método 2
<b>I.A Actividades de quema del combustible</b>														
Líquido	CO <sub>2</sub>	27 232	27 640	2	2	2	2	3	3	0,0061	1	-3	3	
Sólido	CO <sub>2</sub>	15 722	22 753	2	2	3	3	3	3	0,0061	45	-3	3	
Gas	CO <sub>2</sub>	5 073	9 350	1	1	1	1	1	1	0,0002	84	-3	3	
Turba	CO <sub>2</sub>	5 656	10 676	4	4	5	5	6	7	0,0050	89	-11	11	
<b>I.A.1 Industrias de la energía</b>														
Líquido	CH <sub>4</sub>	6	7	2	2	75	10	75	12	0,0000	18	-32	39	
	N <sub>2</sub> O	26	30	2	2	75	10	75	12	0,0000	15	-30	39	
Sólido	CH <sub>4</sub>	9	16	2	2	75	10	75	12	0,0000	91	-43	59	
	N <sub>2</sub> O	85	162	2	2	50	50	50	50	0,0001	91	-23	25	
Gas	CH <sub>4</sub>	4	9	1	1	75	10	76	11	0,0000	140	-57	87	
	N <sub>2</sub> O	18	51	1	1	50	50	51	50	0,0000	188	-37	39	
Biomasa	CH <sub>4</sub>	2	31	20	20	50	50	52	57	0,0000	1 370	-398	544	
	N <sub>2</sub> O	10	80	20	20	70	150	71	154	0,0001	729	-260	374	
Turba	CH <sub>4</sub>	5	7	5	5	50	50	50	50	0,0000	37	-18	21	
	N <sub>2</sub> O	141	226	5	5	70	150	70	148	0,0007	60	-33	41	
<b>I.A.2 Industrias manufactureras y de la construcción</b>														
Líquido	CH <sub>4</sub>	9	7	2	2	75	10	75	12	0,0000	-19	-21	27	
	N <sub>2</sub> O	39	41	2	2	75	10	75	12	0,0000	4	-25	30	

CUADRO 3.5 (CONTINUACIÓN)

EJEMPLO DE GENERACIÓN DE INFORMES DEL ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRE DEL MÉTODO 2 MEDIANTE EL USO DEL CUADRO PARA GENERACIÓN DE INFORMES GENERAL PARA LA INCERTIDUMBRE

Las emisiones, absorciones e incertidumbres provienen del Inventario nacional de Finlandia correspondiente al año 2003 (Statistics Finland, 2005). El nivel de agregación y las estimaciones de incertidumbre son específicos para Finlandia y no representan las incertidumbres recomendadas ni el nivel de agregación para otros países.

A	B	C	D	E		F		G		H	I	J		K
				Incertidumbre de los datos de la actividad	Incertidumbre del factor de emisión	Incertidumbre combinada	Contribución a la varianza del año $t^a$	Tendencia del inventario en las emisiones nacionales para el incremento del año $t$ respecto del año de base	Incertidumbre introducida en la tendencia en las emisiones nacionales totales respecto del año de base			Método y comentarios		
Categoría del IPCC	Gas	Emisiones o absorciones del año de base Equivalente de Gg CO <sub>2</sub>	Emisiones o absorciones de año $t$ Equivalente de Gg CO <sub>2</sub>	(-) %	(+) %	(-) %	(+) %	(-) %	(+) %	(fracción)	(% del año de base)	(-) %	(+) %	Método 2
Sólido	CH <sub>4</sub>	4	2	2	2	75	10	74	12	0,0000	-44	-13	20	
	N <sub>2</sub> O	108	90	2	2	50	50	50	50	0,0000	-17	-11	12	
Gas	CH <sub>4</sub>	5	6	1	1	75	10	75	11	0,0000	35	-35	45	
	N <sub>2</sub> O	17	19	1	1	50	50	50	50	0,0000	13	-14	16	
Biomasa	CH <sub>4</sub>	20	19	15	15	50	50	51	53	0,0000	-7	-20	26	
	N <sub>2</sub> O	111	81	15	15	70	150	70	151	0,0001	-28	-20	27	
Turba	CH <sub>4</sub>	4	3	5	5	50	50	50	50	0,0000	-29	-9	11	
	N <sub>2</sub> O	56	29	5	5	70	150	70	150	0,0000	-49	-11	14	
<b>1.A.3 Transporte</b>														
a. Aviación civil	CH <sub>4</sub>	0,4	0,3	5	5	57	100	57	100	0,0000	-12	-12	15	
	N <sub>2</sub> O	4	4	5	5	70	150	70	148	0,0000	-1	-17	21	
b. Transporte terrestre														
Gasolina	CH <sub>4</sub>	78	40	1	1	50	50	50	50	0,0000	-49	-6	6	
Automóviles con conversores catalíticos	N <sub>2</sub> O	32	410	1	1	94	378	94	392	0,0174	1 176	-446	643	
Automóviles sin conversores catalíticos	N <sub>2</sub> O	59	22	1	1	86	259	86	259	0,0000	-63	-11	16	
Diesel	CH <sub>4</sub>	12	6	1	1	50	50	50	50	0,0000	-51	-5	5	
	N <sub>2</sub> O	68	84	1	1	99	158	99	157	0,0001	23	-59	94	
Gas natural	CH <sub>4</sub>		2	1	1	50	50	49	50					
	N <sub>2</sub> O		0,0	1	1	70	150	70	149					
c. Ferrocarriles	CH <sub>4</sub>	0,2	0,2	5	5	60	110	60	110	0,0000	-30	-11	13	

CUADRO 3.5 (CONTINUACIÓN)

EJEMPLO DE GENERACIÓN DE INFORMES DEL ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRE DEL MÉTODO 2 MEDIANTE EL USO DEL CUADRO PARA GENERACIÓN DE INFORMES GENERAL PARA LA INCERTIDUMBRE  
 Las emisiones, absorciones e incertidumbres provienen del Inventario nacional de Finlandia correspondiente al año 2003 (Statistics Finland, 2005). El nivel de agregación y las estimaciones de incertidumbre son específicos para Finlandia y no representan las incertidumbres recomendadas ni el nivel de agregación para otros países.

A	B	C	D	E		F		G		H	I	J		K
Categoría del IPCC	Gas	Emisiones o absorciones del año de base Equivalente de Gg CO <sub>2</sub>	Emisiones o absorciones de año t Equivalente de Gg CO <sub>2</sub>	Incertidumbre de los datos de la actividad		Incertidumbre del factor de emisión		Incertidumbre combinada		Contribución a la varianza del año t <sup>a</sup> (fracción)	Tendencia del inventario en las emisiones nacionales para el incremento del año t respecto del año de base (% del año de base)	Incertidumbre introducida en la tendencia en las emisiones nacionales totales respecto del año de base		Método y comentarios  Método 2
				(-) %	(+) %	(-) %	(+) %	(-) %	(+) %			(-) %	(+) %	
	N <sub>2</sub> O	2	1	5	5	70	150	70	149	0,0000	-30	-13	17	
d. Navegación marítima y fluvial														
Petróleo y gas residuales / diesel oil	CH <sub>4</sub>	1	1	10	10	57	100	57	99	0,0000	2	-19	22	
	N <sub>2</sub> O	2	3	10	10	70	150	70	149	0,0000	36	-30	39	
Gasolina	CH <sub>4</sub>	7	4	20	20	57	100	59	104	0,0000	-42	-16	22	
	N <sub>2</sub> O	0,4	1	20	20	70	150	71	154	0,0000	56	-49	71	
e. Otro tipo de transporte														
Gasolina y diesel	CH <sub>4</sub>	5	6	30	30	50	50	54	63	0,0000	15	-43	67	
Gasolina	N <sub>2</sub> O	1	1	30	30	70	150	72	156	0,0000	9	-41	67	
Diesel	N <sub>2</sub> O	4	4	30	30	70	150	72	158	0,0000	-5	-37	60	
I.A.4 Otros sectores														
Líquido	CH <sub>4</sub>	19	15	3	3	75	10	74	13	0,0000	-19	-18	20	
	N <sub>2</sub> O	56	47	3	3	75	10	76	13	0,0000	-15	-21	25	
Sólido	CH <sub>4</sub>	2	1	10	10	75	10	76	20	0,0000	-72	-6	8	
	N <sub>2</sub> O	0,5	0,3	10	10	50	50	51	52	0,0000	-27	-12	14	
Gas	CH <sub>4</sub>	0,1	0,3	5	5	75	10	75	15	0,0000	132	-49	62	
	N <sub>2</sub> O	1	1	5	5	50	50	50	50	0,0000	124	-27	32	
Biomasa	CH <sub>4</sub>	282	307	15	15	70	150	71	151	0,0013	9	-28	38	
	N <sub>2</sub> O	56	61	15	15	70	150	71	150	0,0000	9	-28	38	
Turba	CH <sub>4</sub>	1	1	25	25	50	50	53	60	0,0000	1	-32	46	
	N <sub>2</sub> O	1	2	25	25	70	150	71	155	0,0000	13	-38	57	

<b>CUADRO 3.5 (CONTINUACIÓN)</b>														
<b>EJEMPLO DE GENERACIÓN DE INFORMES DEL ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRE DEL MÉTODO 2 MEDIANTE EL USO DEL CUADRO PARA GENERACIÓN DE INFORMES GENERAL PARA LA INCERTIDUMBRE</b>														
Las emisiones, absorciones e incertidumbres provienen del Inventario nacional de Finlandia correspondiente al año 2003 (Statistics Finland, 2005). El nivel de agregación y las estimaciones de incertidumbre son específicos para Finlandia y no representan las incertidumbres recomendadas ni el nivel de agregación para otros países.														
A	B	C	D	E		F		G		H	I	J		K
Categoría del IPCC	Gas	Emisiones o absorciones del año de base	Emisiones o absorciones de año <i>t</i>	Incertidumbre de los datos de la actividad		Incertidumbre del factor de emisión		Incertidumbre combinada		Contribución a la varianza del año <i>t</i> <sup>a</sup>	Tendencia del inventario en las emisiones nacionales para el incremento del año <i>t</i> respecto del año de base	Incertidumbre introducida en la tendencia en las emisiones nacionales totales respecto del año de base		Método y comentarios
		Equivalente de Gg CO <sub>2</sub>	Equivalente de Gg CO <sub>2</sub>	(-) %	(+) %	(-) %	(+) %	(-) %	(+) %	(fracción)	(% del año de base)	(-) %	(+) %	Método 2
<b>1.A.5 No especificado</b>														
Líquido	CH <sub>4</sub>	2	2	7	7	75	10	75	17	0,0000	43	-31	46	
	N <sub>2</sub> O	6	9	7	7	75	10	75	17	0,0000	45	-33	43	
Gas	CH <sub>4</sub>	0,3	0,4	13	13	75	10	75	23	0,0000	64	-41	55	
	N <sub>2</sub> O	1	2	13	13	50	50	51	52	0,0000	64	-31	37	
<b>1.B Emisiones fugitivas provenientes de la fabricación de combustibles</b>														
<b>1.B.2 Petróleo y gas natural</b>														
a.ii Petróleo – quema en antorcha	CO <sub>2</sub>	123	63					50	50	0,0000	-49	-29	85	b
a.iii.4 Petróleo – refinación	CH <sub>4</sub>	8	10	2	2	90	90	90	90	0,0000	27	-41	53	
b.iii.4 Gas natural – transmisión y almacenamiento	CH <sub>4</sub>	4	12					3	3	0,0000	236	-113	334	b
b.iii.5 Gas natural - distribución	CH <sub>4</sub>	0	40					5	5	0,0000				b,c
<b>2 Procesos industriales</b>														
2.A.1 Producción de cemento	CO <sub>2</sub>	786	500	2	2	5	5	5	5	0,0000	-36	-2	2	
2.A.2 Producción de cal	CO <sub>2</sub>	383	513	2	2	3	3	4	4	0,0000	34	-4	4	
2.A.3 y 2.A.4 Uso de piedra caliza y de dolomita	CO <sub>2</sub>	99	148	4	7	9	5	10	10	0,0000	50	-13	14	d
2.A.3 y 2.A.4 Uso de la ceniza de sosa	CO <sub>2</sub>	18	20	4	7	2	1	5	7	0,0000	10	-9	10	d
2.B.2 Producción de ácido nítrico	N <sub>2</sub> O	1 595	1 396	5	5	57	100	57	100	0,0126	-13	-7	8	
2.B.8.b Etileno	CH <sub>4</sub>	4	5	5	5	20	20	20	21	0,0000	32	-9	10	
2.B.10 Otros	CO <sub>2</sub>	60	147	8	12	5	5	10	13	0,0000	145	-35	40	
2.C.1 Producción del hierro y del acero	CH <sub>4</sub>	5	9	3	3	20	20	20	20	0,0000	85	-8	8	

CUADRO 3.5 (CONTINUACIÓN)

EJEMPLO DE GENERACIÓN DE INFORMES DEL ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRE DEL MÉTODO 2 MEDIANTE EL USO DEL CUADRO PARA GENERACIÓN DE INFORMES GENERAL PARA LA INCERTIDUMBRE  
 Las emisiones, absorciones e incertidumbres provienen del Inventario nacional de Finlandia correspondiente al año 2003 (Statistics Finland, 2005). El nivel de agregación y las estimaciones de incertidumbre son específicos para Finlandia y no representan las incertidumbres recomendadas ni el nivel de agregación para otros países.

A	B	C	D	E		F		G		H	I	J		K
Categoría del IPCC	Gas	Emisiones o absorciones del año de base	Emisiones o absorciones de año <i>t</i>	Incertidumbre de los datos de la actividad		Incertidumbre del factor de emisión		Incertidumbre combinada		Contribución a la varianza del año <i>t</i> <sup>a</sup> (fracción)	Tendencia del inventario en las emisiones nacionales para el incremento del año <i>t</i> respecto del año de base (% del año de base)	Incertidumbre introducida en la tendencia en las emisiones nacionales totales respecto del año de base		Método y comentarios  Método 2
		Equivalente de Gg CO <sub>2</sub>	Equivalente de Gg CO <sub>2</sub>	(-) %	(+) %	(-) %	(+) %	(-) %	(+) %			(-) %	(+) %	
2.D Uso de productos no energéticos de combustibles y de solvente	CO <sub>2</sub>	640	830	50	50	5	5	50	50	0,002	30	-71	156	
2.F.1 Refrigeración y aire acondicionado	HFC, PFC	0	578					11	26	0,0001	4 584 122	-519 745	1 206 234	b
2.F.2 Agentes espumantes	HFC		25					24	24	0,0000				b,c
2.F.4 Aerosoles	HFC		63					10	10	0,0000				b,c
2.G.1 Equipos eléctricos	SF <sub>6</sub>	87	22					88	88	0,0000	-75	-22	41	b
2.G.3.a Aplicaciones médicas	N <sub>2</sub> O	62	40	30	30	20	20	34	38	0,0000	-36	-23	35	
2.H.3 Otros (datos agrupados de los gases f)	HFC, PFC, SF <sub>6</sub>	8	21					38	38	0,0000	164	-123	292	b
<b>3 AFOLU</b>														
3.A.1 Fermentación entérica	CH <sub>4</sub>	1 868	1 537					20	31	0,0015	-18	-3	3	b
3.A.2 Gestión del estiércol	CH <sub>4</sub>	215	222					16	16	0,0000	3	-4	5	b
3.A.2 Gestión del estiércol	N <sub>2</sub> O	623	461					83	27	0,0006	-26	-15	17	b
<b>3.B.1.a Tierras forestales que permanecen como tales</b>														
Cambio en las existencias de carbono en la biomasa	CO <sub>2</sub>	-2 3798	-2 1354					35	35	0,5662	-10	-19	25	b
<b>3.B.2.a Tierras de cultivo que permanecen como tales</b>														
cambio en las existencias netas de carbono en los suelos minerales	CO <sub>2</sub>	-535	-1 113					99	101	0,0125	108	-242	393	b
cambio en las existencias netas de carbono en los suelos orgánicos	CO <sub>2</sub>	1 813	1 324	20	20	90	90	89	95	0,0152	-27	-32	54	
<b>3.B.3.a Pastizales que permanecen como tales</b>														
cambio en las existencias netas de carbono en los suelos minerales	CO <sub>2</sub>	-1 181	2 907					99	100	0,0852	-346	-2223	1067	b

CUADRO 3.5 (CONTINUACIÓN)

EJEMPLO DE GENERACIÓN DE INFORMES DEL ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRE DEL MÉTODO 2 MEDIANTE EL USO DEL CUADRO PARA GENERACIÓN DE INFORMES GENERAL PARA LA INCERTIDUMBRE  
 Las emisiones, absorciones e incertidumbres provienen del Inventario nacional de Finlandia correspondiente al año 2003 (Statistics Finland, 2005). El nivel de agregación y las estimaciones de incertidumbre son específicos para Finlandia y no representan las incertidumbres recomendadas ni el nivel de agregación para otros países.

A	B	C	D	E		F		G		H	I	J		K
				Incertidumbre de los datos de la actividad	Incertidumbre del factor de emisión	Incertidumbre combinada	Contribución a la varianza del año $t^a$	Tendencia del inventario en las emisiones nacionales para el incremento del año $t$ respecto del año de base (% del año de base)	Incertidumbre introducida en la tendencia en las emisiones nacionales totales respecto del año de base			Método y comentarios		
Categoría del IPCC	Gas	Emisiones o absorciones del año de base Equivalente de Gg CO <sub>2</sub>	Emisiones o absorciones de año $t$ Equivalente de Gg CO <sub>2</sub>	(-) %	(+) %	(-) %	(+) %	(-) %	(+) %	(fracción)	(%) del año de base	(-) %	(+) %	Método 2
cambio en las existencias netas de carbono en los suelos orgánicos	CO <sub>2</sub>	109	67	30	30	90	90	90	103	0,0000	-39	-29	50	
<b>3.B.4.ai Bonales que permanecen como tales</b>	CO <sub>2</sub>	503	547	15	15	80	208	80	212	0,0074	9	-32	48	
<b>3.A.4.ai Bonales que permanecen como tales</b>	CH <sub>4</sub>	5	6	15	15	80	208	80	208	0,0000	6	-32	46	
<b>3.C.1.a Quemado de biomasa en tierras forestales</b>	CO <sub>2</sub>	180	91	10	10	70	70	71	71	0,0000	-50	-12	15	
<b>3.C.1.a Quemado de biomasa en tierras forestales</b>	CH <sub>4</sub>	16	8	10	10	70	70	70	71	0,0000	-49	-12	15	
<b>3.C.1.a Quemado de biomasa en tierras forestales</b>	N <sub>2</sub> O	2	1	10	10	70	70	70	72	0,0000	-50	-11	15	
<b>3.C.2 Encalado</b>	CO <sub>2</sub>	618	277	20	20	20	3	25	22	0,0000	-55	-11	15	
<b>3.C.4 Emisiones directas de N<sub>2</sub>O de los suelos gestionados: Suelos agrícolas</b>	N <sub>2</sub> O	3 486	2 608					76	227	0,2170	-25	-19	29	b
<b>3.C.4 Emisiones directas de N<sub>2</sub>O de los suelos gestionados: Aplicación de fertilizantes de N, tierras forestales</b>	N <sub>2</sub> O	27	11	10	10	94	380	94	386	0,0000	-58	-17	32	
<b>3.C.5 Emisiones indirectas de N<sub>2</sub>O de los suelos gestionados</b>	N <sub>2</sub> O	735	592					81	334	0,0303	-19	-19	25	b
<b>4 Desechos</b>														
<b>4.A Eliminación de desechos sólidos</b>	CH <sub>4</sub>	3 678	2 497					43	43	0,012	-32	-14	16	b
<b>4.D.1 Tratamiento y eliminación de aguas residuales domésticas</b>														
zonas escasamente pobladas	CH <sub>4</sub>	118	95	15	15	32	20	34	27	0,000	-20	-16	20	
zonas densamente pobladas	CH <sub>4</sub>	12	13					60	109	0,000	9	-16	20	b
zonas escasamente pobladas	N <sub>2</sub> O	21	18	10	10	94	380	94	378	0,000	-13	-29	40	
zonas densamente pobladas	N <sub>2</sub> O	84	66	5	5	94	380	94	378	0,000	-21	-25	34	

CUADRO 3.5 (CONTINUACIÓN)

EJEMPLO DE GENERACIÓN DE INFORMES DEL ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRE DEL MÉTODO 2 MEDIANTE EL USO DEL CUADRO PARA GENERACIÓN DE INFORMES GENERAL PARA LA INCERTIDUMBRE  
 Las emisiones, absorciones e incertidumbres provienen del Inventario nacional de Finlandia correspondiente al año 2003 (Statistics Finland, 2005). El nivel de agregación y las estimaciones de incertidumbre son específicos para Finlandia y no representan las incertidumbres recomendadas ni el nivel de agregación para otros países.

A	B	C	D	E		F		G		H	I	J		K
Categoría del IPCC	Gas	Emisiones o absorciones del año de base	Emisiones o absorciones de año <i>t</i>	Incertidumbre de los datos de la actividad		Incertidumbre del factor de emisión		Incertidumbre combinada		Contribución a la varianza del año <i>t</i> <sup>a</sup> (fracción)	Tendencia del inventario en las emisiones nacionales para el incremento del año <i>t</i> respecto del año de base (% del año de base)	Incertidumbre introducida en la tendencia en las emisiones nacionales totales respecto del año de base		Método y comentarios  Método 2
		Equivalente de Gg CO <sub>2</sub>	Equivalente de Gg CO <sub>2</sub>	(-) %	(+) %	(-) %	(+) %	(-) %	(+) %			(-) %	(+) %	
4.D.2 Tratamiento y eliminación de aguas residuales industriales	CH <sub>4</sub>	22	19					61	109	0,000	-15	-17	22	b
4.D.2 Tratamiento y eliminación de aguas residuales industriales	N <sub>2</sub> O	28	17	5	5	94	380	94	388	0,000	-37	-19	27	
4.E Otros: entrada de N proveniente de la piscicultura	N <sub>2</sub> O	8	3	10	10	94	380	94	391	0,000	-62	-12	18	
<b>Total</b>		47 604	67 730					14	15		42	-18	23	

<sup>a</sup> Se obtienen las entradas de la Columna H dividiendo la varianza de cada categoría (obtenida con la herramienta de simulación de Monte Carlo) por la varianza total del inventario.

<sup>b</sup> Se utiliza un método más complejo para estimar las incertidumbres y, por lo tanto, las incertidumbres correspondientes a los datos de la actividad y al factor de emisión quedan en blanco. La incertidumbre resultante se muestra en la Columna G

<sup>c</sup> Tendencia sin calcular cuando las emisiones del año de base son cero

<sup>d</sup> Se realizó la evaluación de incertidumbre en el nivel de agregación utilizado por Finlandia en el inventario de 2003 y, por lo tanto, no se pudo separar la producción del vidrio.

## 3.7 ANTECEDENTES TÉCNICOS

### 3.7.1 Variables y ecuaciones del Método 1

Esta sección cubre la base para los métodos de cálculo estadístico que se usan en el Método 1, como información complementaria a la Sección 3.2.3.1, Método 1: Propagación de errores, y el Cuadro 3.2, Cálculo de la incertidumbre en el Método 1. En esta sección se definen las variables principales y las ecuaciones usadas para el cálculo.

#### Explicación de las variables

$C_x$  = valor de una entrada en la Columna C, fila  $x$ , emisiones o absorciones de cada categoría del inventario del año de base.

$\sum C_i$  = suma de emisiones y absorciones a través de todas las categorías (filas) del inventario del año de base.

$D_x$  = valor de una entrada en la Columna D, fila  $x$ , emisiones o absorciones de cada categoría en el inventario del año  $t$

$\sum D_i$  = suma de emisiones y absorciones a través de todas las categorías (filas) del inventario del año  $t$

#### Columnas A-F

Datos de entrada de incertidumbres de emisiones y absorciones, datos de la actividad y factores de emisión de cada categoría.

#### Columna G

Incertidumbre combinada usando la ecuación de propagación del error. Véase la Ecuación 3.1 en la Sección 3.2.3.1.

$$G_x = \sqrt{E_x^2 + F_x^2}$$

#### Columna H

Contribución a la incertidumbre. Véase también la Ecuación 3.2 en la Sección 3.2.3.1.

$$H_x = \frac{(G_x \cdot D_x)^2}{(\sum D_i)^2}$$

La incertidumbre total de las emisiones se obtiene usando la ecuación de la propagación del error.

$$\frac{\sqrt{\sum (G_i \cdot D_i)^2}}{\sum D_i} = \sqrt{\sum H_i}$$

#### Columna I

Las entradas de la Columna I muestran cómo la diferencia de las emisiones entre el año de base y el año  $t$  cambia en respuesta a un incremento de 1 por ciento en las emisiones de la categoría  $x$  en el año de base y en el año  $t$ . Esto muestra la sensibilidad de la tendencia en emisiones a una incertidumbre sistemática en la estimación de emisiones; es decir, una que guarda una correlación entre el año de base y el año  $t$ . Esta sensibilidad se describe como de Tipo A.

$I_x$  = tendencia en porcentaje si se aumenta la categoría  $x$  en 1 por ciento en ambos años; tendencia en porcentaje sin aumento

$$= \frac{0,01 \cdot D_x + \sum D_i - (0,01 \cdot C_x + \sum C_i) \cdot 100}{(0,01 \cdot C_x + \sum C_i)} \cdot 100 - \frac{\sum D_i - \sum C_i}{\sum C_i} \cdot 100$$

#### Columna J

Las entradas de la columna J muestran cómo la diferencia de las emisiones entre el año de base y el año  $t$  cambia en respuesta a un incremento de 1 por ciento en las emisiones de la categoría  $x$  en el año  $t$  exclusivamente. Esto muestra la sensibilidad de la tendencia en emisiones a una incertidumbre sistemática en la estimación de emisiones; es decir, una que no guarda una correlación entre el año de base y el año  $t$ . Esta sensibilidad se describe como de Tipo B.

$J_x$  = tendencia en porcentaje si se aumenta la categoría  $x$  en 1 por ciento en el año  $t$ ; tendencia en porcentaje sin aumento

$$= \frac{0,01 \cdot D_x + \sum D_i - \sum C_i}{\sum C_i} \cdot 100 - \frac{\sum D_i - \sum C_i}{\sum C_i} \cdot 100$$

$$= \frac{D_x}{\sum C_i}$$

**Columna K**

Sobre la hipótesis de que se usa el mismo factor de emisión en ambos años y que los factores de emisión en la práctica guardan una correlación total entre ellos, el error de porcentaje que introduce es igual en ambos años. Por lo tanto, la fórmula de la incertidumbre que el factor de emisión introdujo en la tendencia es:

$$K_x = \text{sensibilidad A} \cdot \text{incertidumbre del factor de emisión}$$

$$= I_x \cdot F_x$$

En caso de suponerse que los factores de emisión no guardan correlación entre sí, debe usarse la sensibilidad B y el resultado debe incrementarse por  $\sqrt{2}$ , por la razón que se da a continuación, en la derivación principal de la Columna L.

$$K_x = \text{sensibilidad B} \cdot \text{incertidumbre del factor de emisión} \cdot \sqrt{2}$$

$$= J_x \cdot F_x \cdot \sqrt{2}$$

**Columna L**

La tendencia es la diferencia entre las emisiones en el año de base y el año  $t$ . Por lo tanto, debe tomarse en consideración la incertidumbre de los datos de la actividad del año de base y del año  $t$ . Las dos incertidumbres combinadas usando la ecuación de propagación del error y la hipótesis de que la incertidumbre es la misma en el año de base y en el año  $t$  es:

$$= \sqrt{(\text{incertidumbre (datos de la actividad, año de base)})^2 + (\text{incertidumbre (datos de la actividad, año } t)})^2}$$

$$\approx \sqrt{(\text{incertidumbre (datos de la actividad, año } t)})^2 \cdot 2}$$

$$= E_x \cdot \sqrt{2}$$

Dado que se presupone que los datos de la actividad en los dos años son independientes, la Columna L es igual a:

$$L_x = \text{sensibilidad B} \cdot \text{incertidumbre combinada de los datos de la actividad de los dos años}$$

$$= J_x \cdot E_x \cdot \sqrt{2}$$

En caso de suponerse una correlación entre los datos de la actividad, debe usarse la sensibilidad A y no se aplica el factor  $\sqrt{2}$ .

$$L_x = I_x \cdot E_x$$

**Columna M**

Incertidumbre introducida en la tendencia por la incertidumbre en los datos de la actividad y el factor de emisión.

$$M_x = K_x^2 + L_x^2$$

Las entradas  $M_i$  de la Columna M se combinan para obtener la incertidumbre total de la tendencia usando la ecuación de propagación del error como se indica a continuación:

$$\text{Incertidumbre total de la tendencia} = \sqrt{\sum M_i}$$

### 3.7.2 Método 1 – detalles de las ecuaciones de incertidumbre de la tendencia

En los siguientes pasos se muestra cómo calcular la incertidumbre de la tendencia usando las sensibilidades de Tipos A y B (véase también la sección 3.2.3.1).

1) El método para evaluar el nivel de incertidumbre en el año Y supone que las categorías y los gases no guardan correlación entre sí, o que son agregados hasta que las categorías agregadas puedan ser tratadas como no correlacionadas.

2) La incertidumbre de la tendencia de las emisiones totales del país (la cantidad al pie de la Columna M) se estima como:

$$U_T = \sqrt{\sum_{i=1}^N U_i^2}$$

donde  $U_T$  es la incertidumbre de la tendencia de emisiones totales del país y  $U_i$  es la incertidumbre que introdujeron en  $U_T$  la categoría  $i$  y el gas.

3) Tomamos

$$U_i = \sqrt{(U_{E,i}^2 + U_{A,i}^2)}$$

donde  $U_{E,i}$  es la incertidumbre introducida en  $U_i$  por la incertidumbre vinculada al factor de emisión de la categoría  $i$  y el gas, y  $U_{A,i}$  es la incertidumbre introducida en  $U_i$  por la incertidumbre vinculada a los datos de la actividad de la categoría  $i$  y del gas.

4) Sabemos de las Columnas E y F que las incertidumbres vinculadas a los datos de la actividad y a los factores de emisión para la categoría  $i$  y el gas están expresadas en porcentajes, pero no sabemos aún cómo afectan estas incertidumbres la tendencia en las emisiones totales, que es lo que necesitamos para  $U_{E,i}$  y  $U_{A,i}$ . Para ello, escribimos

$$U_{E,i} = A_i u_{e,i} \quad \text{y} \quad U_{A,i} = B_i u_{a,i}$$

Donde  $A_i$  es la sensibilidad de Tipo A vinculada a la categoría  $i$  y al gas, y  $u_{e,i}$  es el porcentaje de incertidumbre vinculado al factor de emisión de la Columna F,  $B_i$  es la sensibilidad de Tipo B vinculada a la categoría  $i$  y al gas, y  $u_{a,i}$  es la incertidumbre expresada en porcentaje vinculada a los datos de la actividad de la Columna E. En esencia, las sensibilidades de tipo A y B son elasticidades vinculadas respectivamente a la diferencia expresada en porcentaje que está por sí misma correlacionada entre el año de base y el año Y, y una que no guarda correlación con el cambio en el porcentaje del total de emisiones. El método permite invertir esta hipótesis, o que tanto el factor de emisión como los datos de la actividad estén correlacionados entre sí entre años, o que ninguno esté correlacionado entre sí.

5) Las sensibilidades de Tipo A y de Tipo B son calculables a partir de fórmulas para la tendencia en términos de sumas a través de categorías y gases en el año de base y en el año Y. El factor adicional  $\sqrt{2}$  es introducido porque una incertidumbre no correlacionada puede afectar el año de base o el año Y. La formulación actual supone para la sensibilidad de Tipo B que las emisiones en el año Y no son demasiado diferentes de las del año de base; si no fuera el caso, deberíamos introducir una consideración separada del año de base y del año Y para las incertidumbres no correlacionadas, en lugar de usar el factor  $\sqrt{2}$ .

## DERIVACIÓN DE LA SENSIBILIDAD DE TIPO A

Se puede escribir la tendencia de la siguiente manera (suponiendo que 1990 es el año de base):

$$100 \cdot \left( \frac{\sum_{i=1}^N e_{i,Y} - \sum_{i=1}^N e_{i,1990}}{\sum_{i=1}^N e_{i,1990}} \right)$$

Si la categoría  $i$  y el gas se aumentan en 1 por ciento todo el tiempo (en forma coherente con la hipótesis de que la sensibilidad de Tipo A captura el efecto de incertidumbres que se correlacionan entre años), la tendencia se convierte en:

$$100 \cdot \left( \frac{\sum_{i=1}^N e_{i,Y} + 0,01 e_{i,Y} - \left( \sum_{i=1}^N e_{i,1990} + 0,01 e_{i,1990} \right)}{\sum_{i=1}^N e_{i,1990} + 0,01 e_{i,1990}} \right)$$

y la sensibilidad  $A_i$  se convierte en:

$$100 \cdot \left( \frac{\sum_{i=1}^N e_{i,Y} + 0,01 e_{i,Y} - \left( \sum_{i=1}^N e_{i,1990} + 0,01 e_{i,1990} \right)}{\sum_{i=1}^N e_{i,1990} + 0,01 e_{i,1990}} \right) - 100 \cdot \left( \frac{\sum_{i=1}^N e_{i,Y} - \sum_{i=1}^N e_{i,1990}}{\sum_{i=1}^N e_{i,1990}} \right)$$

Ésta es la misma expresión dada para la sensibilidad de Tipo A en la Nota B de la página 6.18 de *GPG2000*.

**SENSIBILIDAD TIPO B**

En la sensibilidad de Tipo B suponemos que la categoría *i* y el gas aumentan en 1 por ciento en el año y exclusivamente. En este caso, la tendencia se convierte en:

$$100 \cdot \left( \frac{\sum_{i=1}^N e_{i,y} + 0,01 e_{i,y} - \sum_{i=1}^N e_{i,1990}}{\sum_{i=1}^N e_{i,1990}} \right)$$

De modo que la sensibilidad  $B_i$  se convierte en:

$$100 \cdot \left( \frac{\sum_{i=1}^N e_{i,y} + 0,01 e_{i,y} - \sum_{i=1}^N e_{i,1990}}{\sum_{i=1}^N e_{i,1990}} \right) - 100 \cdot \left( \frac{\sum_{i=1}^N e_{i,y} - \sum_{i=1}^N e_{i,1990}}{\sum_{i=1}^N e_{i,1990}} \right)$$

Todos los términos del numerador entre corchetes se cancelan, con excepción de  $0,01 e_{i,y}$  que se convierte en  $e_{i,y}$  cuando se multiplica por 100. De tal modo, la expresión de  $B_i$  se simplifica a  $\frac{e_{i,y}}{\sum_{i=1}^N e_{i,1990}}$  que es la expresión que

aparece en la parte superior de la Columna J en la página 6.16 de *GPG2000*.

### 3.7.3 Manejo de incertidumbres grandes y asimétricas en los resultados del Método 1

En esta sección se ofrece orientación acerca de cómo corregir sesgos en estimaciones de incertidumbre de gran tamaño del Método 1 y cómo convertir los intervalos de incertidumbre en intervalos asimétricos del 95 por ciento de probabilidad, basándose en una distribución lognormal.

**Corrección de estimaciones de incertidumbre para grandes incertidumbres:** el método de propagación del error aproximado del Método 1 produce una estimación de medio intervalo de la incertidumbre (*U*), que se expresa como un porcentaje relativo a la media aritmética de los resultados del inventario. Cuanto mayor la incertidumbre del inventario total, el método de propagación del error subestima sistemáticamente la incertidumbre, salvo que el modelo sea de índole sumatoria pura. No obstante, la mayor parte de los inventarios se estiman basándose en la suma de términos, cada uno de los cuales es un producto (p. ej., de factores de emisión y de datos de la actividad). El método de propagación del error no es exacto para los términos multiplicativos de este tipo. Los resultados de estudios empíricos muestran que, en algunos casos, la incertidumbre estimada usando el Método 1 puede estar subestimada; el analista puede usar un factor de corrección, como el propuesto por Frey (2003). Frey (2003) evaluó el rendimiento de un método analítico para combinar la incertidumbre en comparación con una simulación del método de Monte Carlo con muestras de gran tamaño para numerosos casos que comprendían diferentes intervalos de incertidumbre para modelos sumatorios, multiplicativos y divisorios. La propagación del error y las estimaciones simuladas con el método de Monte Carlo de medio intervalo de la incertidumbre del resultado del modelo coincidió bien para valores de menos del 100%. A medida que la incertidumbre del inventario total aumentaba a niveles mayores, había una subestimación sistemática de la incertidumbre en el inventario total por el método de propagación del error. Se halló que la relación entre las estimaciones simuladas y las de propagación del error funcionaba. Por consiguiente, se desarrolló un factor de corrección a partir de la comparación que puede aplicarse si la incertidumbre *U* del inventario total es de gran tamaño (p. ej., mayor que el 100%) y está expresado de la siguiente manera:

**ECUACIÓN 3.3**  
**FACTOR DE CORRECCIÓN PARA MEDIO INTERVALO DE INCERTIDUMBRE**

$$F_C = \left[ \frac{(-0,720 + 1,0921U - 1,63 \cdot 10^{-3} U^2 + 1,11 \cdot 10^{-5} U^3)}{U} \right]^2$$

**Nota:** Úsese si  $U > 100\%$  y si el modelo contiene términos multiplicativos o divisorios  
No es necesariamente fiable si  $U > 230\%$   
No necesariamente para modelos que son de índole sumatoria pura

Donde:

$U$  = ½ intervalo de incertidumbre estimado a partir de la propagación del error, en unidades de porcentaje.

$F_c$  = Factor de corrección para la estimación analítica de la varianza, relación independiente de las dimensiones entre la incertidumbre corregida y la no corregida.

El factor de corrección basado en un modelo empírico produce valores entre 1,06 y 1,69 cuando  $U$  varía entre el 100 y el 230%. El factor de corrección se usa para desarrollar una estimación nueva, corregida, de medio intervalo de la incertidumbre del inventario total,  $U_{\text{corregida}}$ , que a su vez se usa para desarrollar intervalos de confianza.

**ECUACIÓN 3.4**  
**MEDIO INTERVALO DE INCERTIDUMBRE CORREGIDO**

$$U_{\text{corregida}} = U \cdot F_c$$

Donde:

$U_{\text{corregida}}$  = ½ intervalo de incertidumbre estimado a partir de la propagación del error corregido, en unidades de porcentaje.

Los errores en la estimación analítica de la varianza suelen ser pequeños para medios intervalos de incertidumbre ( $U$ ) menores de aproximadamente 100%. Si el factor de corrección se aplica para  $U > 100\%$  para valores de  $U$  de hasta 230%, se espera que el error típico en la estimación de  $U$  se encuentre en la mayor parte de los casos dentro de la gama de  $\pm 10\%$ . El factor de corrección no será necesariamente fiable para incertidumbres mayores, porque fue calibrado para el intervalo entre 10% y 230%.

**Cálculo de intervalos de confianza asimétricos para grandes incertidumbres:** para calcular intervalos de confianza para el resultado del modelo basado exclusivamente en la media aritmética y medio intervalo de la incertidumbre, debe suponerse una distribución. Para modelos que son puramente sumatorios, y para los que medio intervalo de incertidumbre es menor que aproximadamente 50%, una distribución normal es con frecuencia una hipótesis exacta de la forma del resultado del modelo. En este caso, puede suponerse un intervalo de incertidumbre simétrico con respecto a la media aritmética. Para modelos multiplicativos, o cuando la incertidumbre es grande para una variable que debe ser no negativa, una distribución lognormal es generalmente una hipótesis exacta de la forma del resultado del modelo. En tales casos, el intervalo de incertidumbre no es simétrico con respecto a la media aritmética, aún cuando la varianza del inventario total puede no haber sido estimada correctamente a partir del Método 1. Aquí ofrecemos una metodología práctica para calcular intervalos de incertidumbre aproximados, basados en los resultados de propagación del error, que se basa en una metodología desarrollada por Frey (2003). Una característica principal en los intervalos del 95% de confianza es que son aproximadamente simétricos en intervalos pequeños de incertidumbre y tienen un sesgo positivo para grandes intervalos de incertidumbre. El segundo resultado es necesario para una variable no negativa.

Los parámetros de la distribución lognormal pueden definirse de varias formas, como ser en términos de la media geométrica y la desviación geométrica estándar. La media geométrica puede estimarse basándose en la media aritmética y en la desviación aritmética estándar.

**ECUACIÓN 3.5**  
**INTERVALOS ASIMÉTRICOS DE CONFIANZA: MEDIA GEOMÉTRICA**

$$\mu_g = \exp \left\{ \ln(\mu) - \frac{1}{2} \ln \left( 1 + \left[ \frac{U}{200} \right]^2 \right) \right\}$$

Donde:

$\mu_g$  = media geométrica

$\mu$  = media aritmética

La desviación geométrica estándar se expresa de la siguiente manera:

**ECUACIÓN 3.6**  
**INTERVALOS ASIMÉTRICOS DE CONFIANZA: DESVIACIÓN GEOMÉTRICA ESTÁNDAR**

$$\sigma_g = \exp \left\{ \sqrt{\ln \left( 1 + \left[ \frac{U}{200} \right]^2 \right)} \right\}$$

Donde:

$\sigma_g$  = desviación geométrica estándar

Un intervalo de confianza puede estimarse basándose en la media geométrica, la desviación geométrica estándar y la distribución de la probabilidad acumulativa inversa de una distribución estándar normal (con una transformación logarítmica).

**ECUACIÓN 3.7**  
**MEDIO INTERVALO DE INCERTIDUMBRE INFERIOR/SUPERIOR DE PROPAGACIÓN DEL ERROR**

$$U_{baja} = \left( \frac{\exp \{ \ln(\mu_g) - 1,96 \ln(\sigma_g) \} - \mu}{\mu} \right) \times 100$$

$$U_{alta} = \left( \frac{\exp \{ \ln(\mu_g) + 1,96 \ln(\sigma_g) \} - \mu}{\mu} \right) \times 100$$

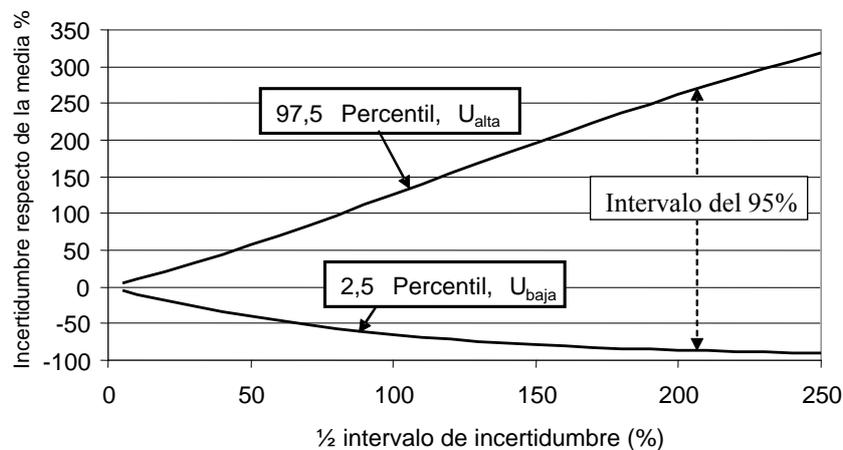
Donde:

$U_{baja}$  = ½ intervalo inferior de incertidumbre estimado a partir de la propagación del error, en unidades de porcentaje.

$U_{alta}$  = ½ intervalo superior de incertidumbre estimado a partir de la propagación del error, en unidades de porcentaje.

Para ilustrar el uso de estas ecuaciones, considere un ejemplo. Supongamos que la media es 1,0 y el ½ intervalo de incertidumbre estimado a partir de la propagación del error es 100%. En este caso, la media geométrica es 0,89 y la desviación geométrica estándar es 1,60. El intervalo de probabilidad del 95% como un porcentaje relativo a la media lo da el intervalo que va desde  $U_{baja}$  a  $U_{alta}$  en las Ecuaciones 3.7. En el ejemplo, el resultado es -65% a +126%. En contraste con ello, si se ha usado una distribución normal como base para la estimación de la incertidumbre, el intervalo debería haberse estimado como aproximadamente ±100% y habría una probabilidad de aproximadamente el 2% de obtener resultados negativos. La Figura 3.9 ilustra la sensibilidad de los límites inferior y superior del intervalo de probabilidad del 95%, que son los percentiles 2,5 y 97,5 respectivamente, calculados suponiendo una distribución lognormal basada en un medio intervalo de incertidumbre estimada a partir del método de propagación del error. El intervalo de incertidumbre es aproximadamente simétrico con respecto a la media, hasta un medio intervalo de incertidumbre de alrededor del 10 al 20 por ciento. A medida que crece el medio intervalo de incertidumbre,  $U$ , el intervalo de incertidumbre del 95% que se muestra en la Figura 3.9 se convierte en grande y asimétrico. Por ejemplo, si  $U$  es 73%, entonces el intervalo de probabilidad estimado es de aproximadamente -50% a +100%, o un factor de dos.

**Figura 3.9** Estimaciones de intervalos de incertidumbre asimétricos con respecto a la media aritmética, suponiendo una distribución lognormal basada en medio intervalo de incertidumbre calculado a partir del método de propagación del error



### 3.7.4 Metodología para el cálculo de la contribución a la incertidumbre

La metodología para el cálculo de la contribución a la incertidumbre se basa en relacionar las porciones de la varianza del inventario a la varianza de cada categoría.

Si la incertidumbre es simétrica, entonces la varianza se estima en base a una categoría, de la siguiente manera:

**ECUACIÓN 3.8**  
**CONTRIBUCIÓN DE LA VARIANZA DE LA CATEGORÍA X A LA INCERTIDUMBRE SIMÉTRICA**

$$\sigma_x^2 = \left( D_x \frac{U_x}{200} \right)^2$$

Donde:

$U_x$  = ½ intervalo de incertidumbre de la categoría  $x$ , en unidades de porcentaje;

$D_x$  = emisiones o absorciones totales de la categoría  $x$ , correspondientes a las entradas de la Columna D del Cuadro 3.5.

$\sigma_x^2$  = la varianza de las emisiones o las absorciones de la categoría  $x$ .

Incluso si la incertidumbre es asimétrica, la varianza puede estimarse basándose en la desviación aritmética estándar o en el coeficiente de la variación. La varianza es simplemente la desviación aritmética elevada al cuadrado. La varianza de la categoría puede estimarse a partir del coeficiente de variación,  $\nu_x$ , de la siguiente manera:

**ECUACIÓN 3.9**  
**CONTRIBUCIÓN DE LA VARIANZA DE LA CATEGORÍA X A LA INCERTIDUMBRE ASIMÉTRICA**

$$\sigma_x^2 = (D_x \nu_x)^2$$

Una vez conocida la varianza de una categoría, deben sumarse las varianzas en todas las categorías. El resultado es la varianza total aproximada del inventario. No obstante, es poco probable que este resultado concuerde exactamente con el resultado de una simulación de Monte Carlo del inventario, debido a por lo menos una y posiblemente más de una razón. (1) Por las fluctuaciones en la muestra de la simulación de Monte Carlo, la estimación de Monte Carlo de la varianza puede diferir del valor real; (2) el cálculo analítico se basa en hipótesis de normalidad o lognormalidad de las distribuciones para incertidumbres combinadas de categorías individuales, mientras que la simulación de Monte Carlo puede alojar una amplia variedad de hipótesis de distribución; y (3) la simulación de Monte Carlo puede tomar en cuenta variables no lineales y dependencias que no se toman en cuenta en el cálculo analítico de contribución a la varianza. Si los cálculos de los inventarios de emisiones son lineales o aproximadamente lineales, sin correlación sustancial alguna, entonces los resultados deberían ser bastante coincidentes. Más aún, los métodos para estimar la «contribución a la varianza» para los métodos de Monte Carlo son aproximados. Para aquellos métodos que potencialmente pueden tomar en cuenta todas las contribuciones a la varianza (p. ej., el método de Sobol, la Prueba de sensibilidad de la amplitud de Fourier), las mediciones de la sensibilidad son más complejas (p. ej., Mokhtari *et al.*, 2006). Por consiguiente, la metodología aquí descrita es un compromiso práctico.

## Referencias

- Abdel-Aziz, A., and Frey, H.C. (2003). 'Development of Hourly Probabilistic Utility NO<sub>x</sub> Emission Inventories Using Time Series Techniques: Part I-Univariate Approach', *Atmospheric Environment*, 37:5379-5389 (2003).
- Ang, A. H-S., and Tang, W.H., (1984). *Probability Concepts in Engineering Planning and Design, Volume 2: Decision, Risk, and Reliability*. John Wiley and Sons, New York .
- Ang, A. H-S., and Tang, W.H., (1975). *Probability Concepts in Engineering Planning and Design, Volume 1*. John Wiley and Sons, New York.
- Baggott, S.L., Brown, L., Milne, R., Murrells, TP., Passant, N., Thistlethwaite, G., Watterson, J.D. (2005) "UK Greenhouse Gas Inventory, 1990 to 2003: Annual Report for submission under the Framework Convention on Climate Change", April 2005. pub AEA Technology, UK ref AEAT/ENV/R/1971, ISBN 0-9547136-5-6.
- Barry, T.M. (1996), Recommendations on the testing and use of pseudo-random number generators used in Monte Carlo analysis for risk assessment, *Risk Assessment*, 16(1):93-105.
- Bevington, P.R. and Robinson, D.K. (1992). *Data Reduction and Error Analysis for the Physical Sciences*. McGraw-Hill: New York.
- Cohen A.C. and Whitten B. (1998). *Parameter Estimation in Reliability and Life Span Models*, M. Dekker: New York.
- Cullen, A.C. and Frey, H.C. (1999), *Probabilistic Techniques in Exposure Assessment: A Handbook for Dealing with Variability and Uncertainty in Models and Inputs*, Plenum: New York.
- D'Agostino, R.B. and Stephens, M.A. (eds.) (1986). *Goodness-of-Fit Techniques*, Marcel Dekker, New York.
- Efron, B. and Tibshirani, R.J. (1993). *An Introduction to the Bootstrap*, Chapman and Hall, New York.
- Eggleston, S., et al. (1998). Treatment of Uncertainties for National Greenhouse Gas Emissions, Report AEAT 2688-1 for DETR Global Atmosphere Division, AEA Technology, Culham, UK.
- Evans, J.S., Graham J.D., Gray, G.M., and Sielken Jr, R.L. (1994). "A Distributional Approach to Characterizing Low-Dose Cancer Risk," *Risk Analysis*, 14(1):25-34 (February 1994).
- Falloon, P. and Smith, P. (2003). Accounting for changes in soil carbon under the Kyoto Protocol: need for improved long-term data sets to reduce uncertainty in model projections. *Soil Use and Management*, 19, 265-269.
- Frey, H.C. and Rubin, E.S. (1991). *Development and Application of a Probabilistic Evaluation Method for Advanced Process Technologies*, Final Report, DOE/MC/24248-3015, NTIS DE91002095, Prepared by Carnegie-Mellon University for the U.S. Department of Energy, Morgantown, West Virginia, April 1991, 364p.
- Frey, H.C. and Rhodes, D.S. (1996). "Characterizing, Simulating, and Analyzing Variability and Uncertainty: An Illustration of Methods Using an Air Toxics Emissions Example," *Human and Ecological Risk Assessment: an International Journal*, 2(4):762-797 (December 1996).
- Frey, H.C. and Bammi, S. (2002). Quantification of Variability and Uncertainty in Lawn and Garden Equipment NO<sub>x</sub> and Total Hydrocarbon Emission Factors, *J. Air & Waste Manage. Assoc.*, 52(4), 435-448.
- Frey, H.C., Zheng, J., Zhao, Y., Li, S., and Zhu, Y. (2002). Technical Documentation of the AuvTool Software for Analysis of Variability and Uncertainty, Prepared by North Carolina State University for the Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC. February 2002.
- Frey, H.C. and Zheng, J. (2002). "Probabilistic Analysis of Driving Cycle-Based Highway Vehicle Emission Factors," *Environmental Science and Technology*, 36(23):5184-5191 (December 2002).
- Frey, H.C. (2003), "Evaluation of an Approximate Analytical Procedure for Calculating Uncertainty in the Greenhouse Gas Version of the Multi-Scale Motor Vehicle and Equipment Emissions System," Prepared for Office of Transportation and Air Quality, U.S. Environmental Protection Agency, Ann Arbor, MI, May 30, 2003.
- Frey, H.C. (2005), "Comparison of Approach 1 and Approach 2," January 2005, unpublished analysis done for this Chapter.

- Gelfand, A. E. (1996). *Gibbs Sampling, The Encyclopedia of Statistical Sciences* (editors: Kotz J., Reed C. and Banks D.), John Wiley and Sons, New York, 283-292.
- Hahn, G.J., and Shapiro, S.S. (1967) *Statistical Models in Engineering*, Wiley Classics Library, John Wiley and Sons, New York.
- Holland, D.M and Fitz-Simons, T. (1982) "Fitting statistical distributions to air quality data by the maximum likelihood method," *Atmospheric Environment*, 16(5):1071-1076.
- Hora, S.C. and Iman, R.L. (1989). Expert opinion in risk analysis: The NUREG-1150 methodology, *Nuclear Science and Engineering*, 102:323-331.
- 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.
- IPCC (2000). 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). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.
- ISO (1993). "Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement (GUM)" prepared by ISO, IEC, BIPM, IFCC, OIML, IUPAC, IUPAP and published by ISO, Switzerland in 1993.
- Kirchner, T.B. (1990). Establishing modeling credibility involves more than validation, Proceedings, On the Validity of Environmental Transfer Models, Biospheric Model Validation Study, Stockholm, Sweden, October 8-10.
- Manly, B.F.J. (1997). *Randomization, Bootstrap, and Monte Carlo Methods in Biology, Second Edition*, Chapman and Hall.
- McCann, T.J. and Associates, and Nosal, M. (1994). Report to Environmental Canada Regarding Uncertainties in Greenhouse Gas Emission Estimates, Calgary, Canada.
- Merkhofer, M.W. (1987). Quantifying judgmental uncertainty: Methodology, experiences, and insights, *IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics*. 17(5):741-752.
- Mokhtari, A., Frey H.C. and Zheng J. (2006). "Evaluation and recommendation of sensitivity analysis methods for application to Stochastic Human Exposure and Dose Simulation (SHEDS) models," *Journal of Exposure Assessment and Environmental Epidemiology*, Accepted December 2, 2005, In press.
- Monni, S., Syri, S. and Savolainen I. (2004). 'Uncertainties in the Finnish greenhouse gas emission inventory' *Environmental Science and Policy* 7, pp.87-98.
- Monte, L, Hakanson, L., Bergstrom, U., Brittain, J. and Heling, R. (1996). Uncertainty analysis and validation of environmental models: the empirically based uncertainty analysis. *Ecological Modelling*, 91, 139-152.
- Morgan, M.G., and Henrion, M. (1990). *Uncertainty: A Guide to Dealing with Uncertainty in Quantitative Risk and Policy Analysis*, Cambridge University Press, New York.
- NARSTO (2005). Improving Emission Inventories for Effective Air Quality Management Across North America, NARSTO, June 2005.
- NCRP (National Council on Radiation Protection and Measurements). (1996). A Guide for Uncertainty Analysis in Dose and Risk Assessments Related to Environmental Contamination, NCRP Commentary No. 14, Bethesda, MD.
- Ogle, S.M., Breidt, F.J., Eve, M.D. and Paustian, K. (2003). Uncertainty in estimating land use and management impacts on soil organic carbon storage for U.S. agricultural lands between 1982 and 1997. *Global Change Biology* 9:1521-1542.
- Smith, A.E, Ryan, P.B. and Evans J.S. (1992). The effect of neglecting correlations when propagating uncertainty and estimating the population distribution of risk, *Risk Analysis*, 12:467-474.
- Spetzler, C.S., and von Holstein, S. (1975). Probability Encoding in Decision Analysis, *Management Science*, 22(3).
- Statistics Finland. (2005). *Greenhouse gas emissions in Finland 1990-2003. National Inventory Report to the UNFCCC*, 27 May 2005.
- USEPA (1996). Summary Report for the Workshop on Monte Carlo Analysis, EPA/630/R-96/010, Risk Assessment Forum, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

- USEPA (1997). Guiding Principles for Monte Carlo Analysis, EPA/630/R-97/001, Risk Assessment Forum. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- USEPA (1999). Report of the Workshop on Selecting Input Distributions for Probabilistic Assessments, EPA/630/R-98/004, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, January 1999. <http://www.epa.gov/ncea/input.htm>
- Wackerly, D.D., Mendenhall III, W. and Scheaffer, R.L. (1996). *Mathematical Statistics with Applications*, Duxbury Press: USA.
- Winiwarter, W. and Rypdal K. (2001). "Assessing the uncertainty associated with national greenhouse gas emission inventories: a case study for Austria," *Atmospheric Environment*, 35(22):5425-5440.
- Zhao, Y. and Frey, H.C. (2004a). "Development of Probabilistic Emission Inventory for Air Toxic Emissions for Jacksonville, Florida," *Journal of the Air & Waste Management Association*, 54(11):1405-1421.
- Zhao, Y., and Frey, H.C. (2004b). "Quantification of Variability and Uncertainty for Censored Data Sets and Application to Air Toxic Emission Factors," *Risk Analysis*, 24(3):1019-1034 (2004).
- Zheng, J. and Frey H.C. (2004). "Quantification of Variability and Uncertainty Using Mixture Distributions: Evaluation of Sample Size, Mixing Weights and Separation between Components," *Risk Analysis*, 24(3):553-571 (June 2004).