NACIONES UNIDAS

EP

UNEP(DTIE)/Hg/INC.2/4

Distr.: General
11 de noviembre de 2010

Español
Original: Inglés

Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente

Comité intergubernamental de negociación encargado de elaborar un instrumento jurídicamente vinculante a nivel mundial sobre el mercurio
Segundo período de sesiones
Chiba, Japón, 24 a 28 de enero de 2011
Tema 3 del programa provisional *

Preparación de un instrumento jurídicamente vinculante a nivel mundial sobre el mercurio

Estudio sobre las fuentes y emisiones de mercurio y análisis del costo y la eficacia de las medidas de control

Nota de la secretaría

1. En el párrafo 29 de su decisión 25/5, el Consejo de Administración del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) pidió al Director Ejecutivo del PNUMA, para servir de punto de partida de la labor del comité intergubernamental de negociación, que encargase la realización de un estudio sobre los diversos tipos de fuentes de emisión de mercurio, así como sobre las tendencias actuales y futuras de las emisiones de mercurio, en el que se analizasen y determinasen los costos y la eficacia de tecnologías y medidas de control alternativas.

2. En el anexo de la presente nota figura el estudio solicitado, que se reproduce sin ser editado oficialmente. Al preparar el estudio, la secretaría reunió información de los gobiernos y otras fuentes para que el comité pudiese tomar en consideración una amplia diversidad de datos pertinentes. En el estudio figura la siguiente información:

a) Resumen de las emisiones mundiales de mercurio a la atmósfera basado en el inventario del PNUMA y del Programa de Vigilancia y Evaluación del Ártico correspondiente al año 2005, con inclusión de las nuevas estimaciones de las emisiones históricas mundiales;

b) Resumen de los informes nacionales sobre inventarios de emisiones y de los inventarios basados en las investigaciones preparados desde que el inventario mencionado en el apartado precedente fue publicado en 2008;

c) Descripciones técnicas y opciones para controlar las emisiones en los siguientes sectores seleccionados: termoeléctricas alimentadas con carbón y calderas industriales, producción de cemento, producción de metales no ferrosos e incineración de desechos;

d) Resumen de la información disponible sobre los costos de diversas tecnologías de control de las emisiones;

e) Ejemplos de cálculos de la eficacia en función de los costos de los sectores seleccionados.

3. El comité tal vez desee examinar la información presentada en el estudio cuando delibere sobre las emisiones.

* UNEP(DTIE)/Hg/INC.2/1.

Anexo

Estudio de las fuentes y emisiones de mercurio y análisis del costo y la eficacia de las medidas de control

Estudio de las fuentes y emisiones de mercurio y análisis del costo y la eficacia de las medidas de control

"Estudio del PNUMA pedido en el párrafo 29"



División de Tecnología, Industria y Economía (DTIE)
Subdivisión de Productos Químicos

Ginebra (Suiza)

Noviembre de 2010

Descargo de responsabilidad

Las designaciones empleadas y la presentación del material que figura en la presente publicación no entrañan opinión alguna de la secretaría sobre la situación jurídica de un país, territorio, ciudad o zona ni sobre sus autoridades o la delimitación de sus fronteras. Las opiniones vertidas en el documento no reflejan necesariamente las propias del PNUMA.

La mención de empresas específicas o de determinados productos de los fabricantes no significa respaldo o recomendación alguna por parte del PNUMA, ni preferencia en comparación con otros parecidos que no se mencionan. Se prohíbe el uso de información extraída de la presente publicación acerca de productos patentados con fines publicitarios o de propaganda.

El material que figura en la presente publicación se puede citar o reimprimir libremente, pero citando su origen y haciendo referencia al número de documento correspondiente. Deberá enviarse a Productos Químicos, PNUMA, una copia de la publicación que contenga la cita o reimpresión.

Si desea obtener la versión electrónica del presente documento, descárguela de: http://www.unep.org/hazardoussubstances/Mercury/tabid/434/Default.aspx, o solicite la versión impresa a:

Productos Químicos, PNUMA
11-13, chemin des Anémones
CH-1219 Châtelaine, Ginebra
Suiza
Teléfono: +41 22 917 1234
Correo electrónico: mercury@unep.org

La Subdivisión de Productos Químicos del PNUMA es parte de la División de Tecnología, Industria y Economía (DTIE) del PNUMA.

Autores

El PNUMA expresa su agradecimiento a quienes aportaron su contribución a este estudio y especialmente a los principales autores, que se citan a continuación, por su dedicación y compromiso.

John Munthe, Karin Kindbom, IVL, Instituto Sueco de Investigaciones Ambientales,

Jozef Pacyna, Kyrre Sundseth, Elisabeth Pacyna, Instituto Noruego de Investigación de la Atmósfera (NILU)

Simon Wilson, Programa de Vigilancia y Evaluación del Ártico (AMAP)

Damian Panasiuk, NILU, PL

1. Resumen

1.1. Introducción

1. La finalidad del presente informe es presentar una reseña de las emisiones de mercurio a la atmósfera, las opciones de control en determinados sectores y su eficacia y costos. Se pretende con ello apoyar el proceso de negociación en marcha para preparar un instrumento jurídicamente vinculante a nivel mundial sobre el mercurio.

1.2. Emisiones

2. Este informe sobre las emisiones se basa en el inventario mundial amplio sobre las emisiones de mercurio a la atmósfera, que fue preparado para el año 2005 (PNUMA/AMAP, 2008). En el estudio se actualiza dicho inventario con un análisis de la información sobre las emisiones de mercurio, que figura en las comunicaciones nacionales y en los informes publicados desde 2008. Además de esto, se llevó a cabo una evaluación de las tendencias en las emisiones mundiales, incluida la armonización de los datos y se completaron finalmente los inventarios publicados con anterioridad correspondientes al período comprendido entre 1990 y 2005.

3. Se calculó en 1921 toneladas métricas las emisiones de mercurio antropógeno a la atmósfera a nivel mundial en 2005. La principal categoría de fuentes es la quema de combustibles fósiles en las centrales eléctricas y las calderas industriales, que representa unas 500 toneladas (26% de las emisiones mundiales a la atmósfera). Otras 380 toneladas de mercurio (20%) proceden de la quema de combustibles fósiles para la calefacción residencial. La minería artesanal y en pequeña escala del oro aporta unas 323 toneladas (17%). Otros sectores importantes son la producción de cemento (190 toneladas, 10%), las industrias de metales no ferrosos (con exclusión del oro) (130 toneladas, 7%) y la producción de oro en gran escala (110 toneladas, 6%). El 15% restante dimana de la producción de hierro y acero, el tratamiento de los desechos, la cremación, la industria de cloroálcalis y la producción de mercurio.

4. También se dispone de los datos sobre las emisiones mundiales que se acaban de señalar en la forma de inventarios de las emisiones con distribución geoespacial (cuadriculados) que se utilizan como información de entrada para la modelización de la atmósfera. Se dispone asimismo de información sobre la especiación del mercurio entre tres tipos fundamentales de mercurio y compuestos de mercurio: mercurio elemental gaseoso, compuestos de mercurio divalente (bivalente) y mercurio adherido a partículas.

5. Se volvieron a analizar los inventarios mundiales del mercurio correspondientes a 1990, 1995, 2000 y 2005 para preparar una serie de inventarios históricos de las emisiones mundiales más comparables y facilitar un análisis de las tendencias mundiales de las emisiones de mercurio a la atmósfera. Este nuevo análisis incluyó también nuevas estimaciones de las emisiones de 'uso intencional' del mercurio durante los años 1990, 1995 y 2000. Del análisis se infiere que las emisiones mundiales han variado respecto de las 1967 toneladas registradas en 1990, se produjo una pequeña disminución a 1814 y 1819 toneladas en 1995 y 2000 respectivamente, y a 1921 toneladas en 2005. Por lo que se observa no se ha producido ningún cambio de importancia en las emisiones de mercurio a nivel mundial. La razón es un importante cambio en las cantidades de emisiones registradas entre regiones. Aunque las emisiones en Asia aumentaron en el período 1990-2005, las de América del Norte y Europa disminuyeron durante el mismo período.

6. Tras un examen de los informes recientes sobre inventarios de emisiones nacionales y de la documentación sobre investigaciones de las emisiones de mercurio se llegó a la conclusión de que,

en la mayoría de los casos, las nuevas estimaciones de las emisiones se mantenían en el intervalo de valores de emisión publicados en el estudio PNUMA/AMAP (2008).

7. Para la investigación de las opciones de control de las emisiones del presente estudio, se seleccionaron cuatro sectores sobre la base de la magnitud de las emisiones y de que el mercurio emitido de esas fuentes se origina fundamentalmente en el combustible, las materias primas o los desechos que son tratados o quemados a altas temperaturas. Estas características hasta cierto punto hacen que las opciones de control sean parecidas y, por consiguiente, esos sectores se prestan para la realización de un estudio en conjunto. Los sectores seleccionados son la combustión de carbón en las centrales y las calderas industriales, la producción de cemento, la producción de metales no ferrosos (incluido el oro) y la incineración de desechos que representaron en conjunto cerca del 51% del total de emisiones mundiales de mercurio a la atmósfera en 2005.

1.3. Opciones de control de las emisiones

1.3.1. Consideraciones generales acerca del control de las emisiones en los cuatro sectores seleccionados

8. La magnitud de las emisiones de mercurio en los cuatro sectores seleccionados depende de algunos factores entre los cuales figuran el contenido de mercurio y otras características de la composición de los combustibles y las materias primas, la configuración técnica de la instalación de origen y la presencia de equipo de control de las emisiones de contaminantes atmosféricos y de controles específicos del mercurio. Estos factores varían muchísimo entre las diferentes regiones del mundo, así como en cada región, lo que dificulta la determinación de las opciones de control que se aplican en general. Para determinar opciones de control idóneas para una planta/instalación específica, hace falta un conocimiento a fondo de la situación técnica prevaleciente en esa planta/instalación. Para la formulación de estrategias regionales o nacionales para la reducción de las emisiones de mercurio, hay que tener en cuenta también la situación económica de la región.

9. Un importante factor es el equipo con que se cuenta para la reducción de las emisiones de otros contaminantes atmosféricos (por ejemplo, partículas, dióxido de azufre, óxidos de nitrógeno u otros contaminantes tóxicos), que también puede reducir las emisiones de mercurio. El grado de control alcanzado en la reducción de las emisiones de mercurio puede variar significativamente, según las características de los materias primas y de las particularidades de los controles. Este aspecto hay que tenerlo en cuenta tanto al evaluar las actuales emisiones de mercurio como al considerar la necesidad de adoptar otras medidas, y en la formulación de escenarios futuros y estrategias para el control de las emisiones de mercurio.

10. Otro aspecto general aplicable a los cuatro sectores es que las medidas encaminadas a mejorar los resultados y aumentar el rendimiento energético terminarán por reducir el consumo de combustible y, por ende, las emisiones de mercurio de manera indirecta.

11. El cálculo de los costos del control de las emisiones de mercurio requiere el conocimiento del estado actual de las fuentes de emisiones, incluso de las descripciones tecnológicas del control de la contaminación atmosférica actuales y proyectadas. A menudo se logra cierto grado de control de las emisiones de mercurio cuando se aplican controles para frenar las emisiones de otros contaminantes a fin de cumplir las normas de contaminación atmosférica pertinentes. En este caso, se logra determinada reducción de las emisiones de mercurio sin costo adicional.

1.3.2. Termoeléctricas alimentadas con carbón y calderas industriales

12. Las medidas que se aplican antes de la quema, como el lavado del carbón, suelen realizarse para reducir el contenido de azufre y cenizas. Una fracción variable del mercurio presente en el

carbón se elimina también mediante esta operación. Se ha demostrado que las medidas previas a la quema reducen las emisiones de mercurio en un promedio del 30%. La mezcla del carbón con carbón de bajo contenido de mercurio reducirá proporcionalmente las emisiones.

13. La adición de halógenos (especialmente bromo) antes de la quema podría contribuir a la eliminación del mercurio al aumentar la oxidación de mercurio en el gas de combustión y, por ende incrementar la eficacia de la eliminación en el control de partículas durante el proceso y en el equipo de desulfuración de los gases de combustión.

14. La inyección de carbón activado, cuando se utiliza a escala comercial junto con un dispositivo de control de las partículas, por ejemplo, un precipitador electrostático o filtros de tela, puede producir una importante reducción de las emisiones de mercurio. Se han observado reducciones de más del 90%. Los carbonos tratados químicamente (por ejemplo, carbonos bromados) son más eficaces que el carbón activado convencional no tratado en el tratamiento de los gases de combustión que contienen cantidades mayores de vapor de mercurio elemental.

15. La determinación pormenorizada de los costos y la eficacia del control de las emisiones de mercurio requiere información detallada acerca de las características técnicas de las fuentes, así como sobre la disponibilidad de carbón para mezcla y de posibles aditivos. Las aplicaciones prácticas en los EE.UU. aportan datos sustanciales.

16. Los dispositivos de control de la contaminación atmosférica pueden transformar el mercurio del gas de combustión en residuos como cenizas volantes o sedimentos del depurador para la desulfuración de los gases de combustión. La determinación de los costos totales del control debe incluir posibles aumentos en los costos derivados del tratamiento de estos residuos debido a los posibles efectos de los cambios en la composición de los desechos, entre otros el aumento del contenido de mercurio.

1.3.3. Producción de cemento

17. El mercurio emitido por la producción de cemento tiene su origen en el carbón y otros combustibles utilizados y en materias primas, como la piedra caliza y otros aditivos. Las concentraciones de mercurio son muy variables en los combustibles y las materias primas, por eso se pueden lograr reducciones importantes de las emisiones simplemente cambiando a combustibles y materias primas que contengan menos mercurio.

18. La adsorción de mercurio en los hornos durante la producción de cemento depende en gran medida de las condiciones de funcionamiento de la planta, en que las temperaturas más bajas promueven la adsorción. La eliminación del mercurio durante el proceso se puede lograr eliminando el polvo del dispositivo de control de partículas, si la temperatura de los gases de escape es baja. Debido a que el polvo de los hornos de cemento eliminado de los gases que salen de las chimeneas durante la producción se recircula, en gran medida, durante el proceso, el uso de los métodos de inyección de carbón activado tal vez requiera una etapa más de eliminación de partículas, en la cual las partículas recogidas no recirculen.

19. Con tecnologías de control análogas a las que se utilizan en las termoeléctricas alimentadas con carbón se pueden lograr otros controles de los contaminantes atmosféricos en la etapa final de producción de cemento, por lo que cabe esperar una importante eliminación del mercurio, si se introduce la desulfuración de los gases de combustión con el fin de reducir primordialmente los gases ácidos.

1.3.4. Producción de metales no ferrosos

20. La producción de metales no ferrosos es un proceso industrial sumamente complejo con diferentes configuraciones, según los metales que se van a extraer, las características del mineral y

el procedimiento básico que se utilice. El contenido de mercurio de la mena (ore) puede variar muchísimo. En el procesamiento pirometalúrgico de los minerales, el primer paso es la calcinación, durante la cual el azufre de la mena se convierte en gas de dióxido de azufre. Todo el mercurio contenido en el mineral se liberará junto con el gas. Los grandes hornos de fundición de metales no ferrosos suelen estar equipados con dispositivos de control de la contaminación atmosférica muy eficaces que controlan las emisiones de partículas y de SO_2 dimanantes de los molinos, los hornos de fundición y los convertidores. El control de las emisiones de gases se logra mediante la absorción del dióxido de azufre en las plantas de ácido sulfúrico, que habitualmente forman parte de las plantas de fundición.

21. La eliminación del mercurio específicamente (de un 90 a 95%) se puede lograr utilizando, por ejemplo, la técnica Boliden Norzink, mediante la cual el mercurio es adsorbido en una solución de calomelanos (cloruro mercurioso) antes de pasar a la planta de ácido sulfúrico.

22. En el caso de otras unidades térmicas en la industria de producción del oro, como molinos, retortas y hornos, los mejores controles específicos del mercurio son los filtros de carbón impregnados de azufre, que logran rendimientos elevados de la reducción de las emisiones de mercurio del orden de 93 a >99%.

1.3.5. Incineración de desechos

23. Dado que todo el mercurio emitido a la atmósfera durante la incineración de desechos tiene su origen en el mercurio contenido en los desechos, la medida primaria más importante es reducir la entrada de mercurio en el incinerador. Esto se puede lograr separando los productos que contienen mercurio de la corriente de desechos antes de la incineración.

24. Los incineradores de desechos más modernos que utilizan los municipios están dotados de un control avanzado de las emisiones de diferentes contaminantes. Algunos de estos dispositivos se pueden optimizar en el caso del mercurio, por ejemplo, mediante un control de la temperatura.

25. El control específico del mercurio se puede lograr mediante la inyección de carbón o por medio de depuradores o de las dos maneras. El Organismo de Protección del Medio Ambiente de los EE.UU. ha informado de ejemplos de los costos relacionados con la inyección de carbón activado de varios procedimientos que rigen la combustión de desechos.

1.3.6. Conclusiones

26. Existen distintas tecnologías para la reducción de las emisiones de mercurio, que se están utilizando en diversos países en cada uno de los sectores examinados. Muchas de estas tecnologías tienen como fin reducir otros contaminantes atmosféricos (por ejemplo, partículas, dióxido de azufre, óxidos de nitrógeno u otros contaminantes tóxicos).

27. El equipo que actualmente se utiliza para reducir esas emisiones puede reducir también las emisiones de mercurio. Sin embargo, el grado de reducción de las emisiones de mercurio puede variar muchísimo, según las características de los materiales de input y los datos específicos de los controles. Este aspecto hay que tenerlo en cuenta tanto al determinar las emisiones de mercurio actuales, al considerar la necesidad de aplicar otras medidas como al formular escenarios futuros y estrategias para el control de las emisiones de mercurio.

28. Las medidas de carácter general encaminadas a mejorar los resultados y aumentar el rendimiento energético terminarán por reducir el consumo de combustible y, por ende, las emisiones de mercurio de manera indirecta.

29. El cálculo de los costos del control de las emisiones de mercurio requiere el conocimiento del estado actual de las fuentes de emisiones, incluso de las descripciones tecnológicas del control actual y proyectado de la contaminación atmosférica.

Índice

1. RESUMEN....5

1.1. INTRODUCCIÓN....5
1.2. EMISIONES....5
1.3. OPCIONES DE CONTROL DE LAS EMISIONES....6
1.3.1. Consideraciones generales acerca del control de las emisiones en los cuatro sectores seleccionados 6
1.3.2. Termoeléctricas alimentadas con carbón y calderas industriales....6
1.3.3. Producción de cemento....7
1.3.4. Producción de metales no ferrosos....7
1.3.5. Incineración de desechos....8
1.3.6. Conclusiones....8

2. INTRODUCCIÓN....12

2.1. ANTECEDENTES, ALCANCE Y MANDATO....12
2.2. FUENTES DE INFORMACIÓN....12

3. EMISIONES MUNDIALES DE MERCURIO....14

3.1. EMISIONES ANTROPÓGENAS DE MERCURIO A LA ATMÓSFERA A NIVEL MUNDIAL....14
3.2. TENDENCIAS EN LAS EMISIONES MUNDIALES DE MERCURIO A LA ATMÓSFERA....18
3.2.1. Emisiones por región geográfica....20
3.3. COMPARACIÓN DE LA INFORMACIÓN SOBRE LAS EMISIONES....21
3.3.1. Comparación de los estudios sobre emisiones mundiales publicados....21
3.3.2. Comparación de los inventarios en determinados países....23

4. CONTROL, EFICACIA Y COSTO DE LAS EMISIONES....28

4.1. CONTROL PRIMARIO DE LAS EMISIONES....28
4.2. CONTROL CONJUNTO DEL MERCURIO Y LOS CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS....29
4.3. COMBINACIÓN DE DIFERENTES TECNOLOGÍAS DE CONTROL PARA OPTIMIZAR EL CONTROL DEL MERCURIO....31
4.4. COSTO Y EFICACIA DEL CONTROL DEL MERCURIO....32

5. CARACTERIZACIÓN DE LOS SECTORES SELECCIONADOS....37

5.1. COMBUSTIÓN DE CARBÓN EN TERMOELÉCTRICAS Y CALDERAS INDUSTRIALES....37
5.1.1. Origen del mercurio y emisiones de la combustión de carbón....37
5.1.2. Tecnologías para la combustión de carbón....37
5.1.3. Medidas de control en la combustión de carbón....38
5.1.4. Costos y eficacia de las tecnologías de control para las plantas alimentadas con carbón....42
5.2. LA PRODUCCIÓN DE METALES NO FERROSOS....46
5.2.1. Origen y emisiones de mercurio dimanante de la producción de metales no ferrosos....47
5.2.2. Tecnologías para la producción de metales no ferrosos....48
5.2.3. Medidas de control en la producción de metales no ferrosos....48
5.2.4. Costo y eficacia de las tecnologías de control para la producción de metales no ferrosos. 50
5.3. PRODUCCIÓN DE CEMENTO....51
5.3.1. Origen de mercurio y emisiones dimanantes de la producción de cemento....51
5.3.2. Medidas de control en la producción de cemento....53
5.3.3. Costos y eficacia de las tecnologías de control para la producción de cemento.....55
5.4. INCINERACIÓN DE DESECHOS....56
5.4.1. Origen del mercurio y emisiones a partir de la incineración de desechos....56
5.4.2. Tecnologías para la incineración de desechos....56
5.4.3. Medidas de control en la incineración de desechos....57
5.4.4. Costos y eficacia de las tecnologías de control para la incineración de desechos.....59

6. CONCLUSIONES....61

6.1. EMISIONES....61
6.2. OPCIONES DE CONTROL DE LAS EMISIONES....61
6.2.1. Conclusiones básicas sobre el control de las emisiones en los cuatro sectores seleccionados.... 62
6.2.2. Centrales eléctricas alimentadas con carbón y calderas industriales....62
6.2.3. Producción de cemento....63
6.2.4. Producción de metales no ferrosos....63
6.2.5. Incineración de desechos....64

7. REFERENCIAS 65

ANEXO I RESUMEN DE LAS RESPUESTAS AL CUESTIONARIO 70

ANEXO II: ORIENTACIÓN PARA LA DETERMINACIÓN NACIONAL DE LAS ESTRATEGIAS NACIONALES DE REDUCCIÓN DE LAS EMISIONES DE MERCURIO A LA ATMÓSFERA 73

PREPARACIÓN DE LOS DATOS BÁSICOS 73
ESCENARIOS PARA AUMENTAR EL CONTROL DE LAS EMISIONES 74
MÁS INFORMACIÓN 74

Lista de abreviaturas

AMAP Programa de Vigilancia y Evaluación del Ártico

Emisiones de subproductos Emisiones dimanantes de fuentes, en las que el mercurio es un componente del combustible o la materia prima utilizados en el proceso.

ESPREME Evaluación integrada de las liberaciones de metales pesados en Europa. Proyecto de investigación financiado por la Unión Europea, remítase a la lista de referencias

UE Unión Europea

UE-27 Los 27 Estados miembros de la Unión Europea

FT filtros de tela

DGC desulfuración de los gases de combustión

HEIMTSA Proyecto de investigación financiado por la Unión Europea, remítase a la lista de referencias.

Hg^0 mercurio elemental

$HgCl_2$ cloruro de mercurio

OIE Organismo Internacional de Energía

INC Comité intergubernamental de negociación

Emisiones de uso intencional Emisiones dimanantes de fuentes, en las que el mercurio se utiliza intencionalmente, por ejemplo en productos o como parte de un proceso industrial.

VC neto valor calorífico neto (conocido también como valor calorífico más bajo)

NH_3 amoníaco

MP materia particulada

RSC reducción selectiva catalítica

RSNC reducción selectiva no catalítica

SO_2 dióxido de azufre

NETL Laboratorio Nacional de Tecnología Energética

EPRI Instituto de Investigaciones de la Energía Eléctrica

POG Directrices para la optimación de los procesos, remítase a la lista de referencias.

GAO Government Accountability Office (EE.UU.)

MVh megavatio hora (generación de energía)

MVhe megavatio hora de electricidad

2. Introducción

2.1. Antecedentes, alcance y mandato

1. Como se pide en el párrafo 29 de la decisión 25/5 III del Consejo de Administración/Foro Ambiental Mundial a Nivel Ministerial del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), se emprendió este estudio sobre diversos tipos de fuentes de emisión de mercurio y las tendencias actuales y futuras en las emisiones de mercurio, que incluye un análisis y evaluación del costo y la eficacia de tecnologías y medidas de control alternativas.

2. La finalidad del estudio es fundamentar la labor del comité intergubernamental de negociación y, en tal condición, ofrecer la información básica que viene al caso para la formulación de medidas de control de las emisiones de mercurio que podrían figurar en el instrumento jurídicamente vinculante que se está redactando.

3. Los principales objetivos del estudio son:

a) Presentar información actualizada y nueva sobre las emisiones de mercurio para los países y sectores seleccionados y las tendencias actuales en las emisiones de mercurio;

b) Ofrecer una reseña de las características técnicas de las principales fuentes de las emisiones de mercurio en sectores importantes en los países seleccionados;

c) Presentar un resumen de la información disponible sobre los costos y las eficiencias de diferentes tecnologías de control de las emisiones.

4. El estudio se centra en las categorías más generales de fuentes de las emisiones, que fueron seleccionadas sobre la base de informes anteriores del PNUMA sobre las emisiones y la información disponible en las publicaciones. También se tomó en consideración la disponibilidad de información sobre los costos y la eficacia de las tecnologías y las medidas de control alternativas y hasta qué punto estas podían documentar la labor del comité intergubernamental de negociación. Las fuentes de emisión de mercurio prioritarias determinadas son las termoeléctricas alimentadas con carbón y las calderas industriales; la producción de metales no ferrosos (en particular plomo, zinc, cobre y oro); la incineración de desechos; y la producción de cemento.

5. Este informe consta de un resumen de los conocimientos disponibles sobre las emisiones de mercurio a la atmósfera; una breve descripción de los sectores seleccionados para este estudio; la información sobre dónde entra el mercurio en los procesos y dónde/cómo se libera a la atmósfera; y las opciones de control y los costos conexos.

6. En consecuencia, el informe tiene como finalidad fundamentar las negociaciones en marcha sobre un acuerdo mundial para la reducción de las emisiones de mercurio dimanantes de los sectores seleccionados. En uno de los anexos del presente informe figuran orientaciones para los países que deseen llevar a cabo una evaluación más exhaustiva de las opciones de control a nivel nacional.

2.2. Fuentes de información

7. El presente informe se basa en comunicaciones sobre las emisiones mundiales de mercurio y la evaluación cualitativa de los costos y la eficacia de las opciones de control preparadas para el PNUMA en 2008, la información presentada por distintos países y organizaciones, así como la información reciente disponible en las publicaciones sobre emisiones, las opciones de control y los costos.

8. Los informes preparados por el PNUMA en 2008 que se utilizaron en el presente estudio son el Inventario Mundial de las Emisiones de Mercurio para 2005[1] (PNUMA/AMAP, 2008) (preparado en cooperación entre el PNUMA y el AMAP), y "Evaluación cualitativa general de los posibles costos y beneficios implícitos en cada uno de los objetivos estratégicos establecidos en el anexo 1 del informe de la primera reunión del Grupo de Trabajo de composición abierta[2]". La información adicional sobre las tecnologías de control se extrajo de publicaciones y de los resultados de proyectos de investigación financiados por la UE, como ESPREME y HEIMTSA.

9. Se pidió a los países que proporcionaran información sobre las emisiones, las opciones de control y los costos. Para facilitar la reunión de información, se distribuyeron cuestionarios y plantillas Excel. Los países seleccionados para el estudio fueron el Brasil, China, los Estados Unidos de América, la Federación de Rusia, la India y los 27 países de la Unión Europea. Se celebraron también reuniones de seguimiento con algunos gobiernos para prestarles asistencia en la recopilación de información.

10. Se han llevado a cabo dos exámenes en la preparación de este informe. El proyecto de informe sobre emisiones cero, de 4 de marzo de 2010, fue enviado directamente a los países antes mencionados y puesto a disposición del público en el sitio web del PNUMA para que fuera examinado. El proyecto final de 29 de septiembre de 2010 fue enviado para su examen por todos los interesados directos que habían presentado información.

11. En el anexo 1 figura un resumen de la información presentada. Las comunicaciones nacionales se pueden consultar también en el sitio web del PNUMA.

[1] http://www.chem.unep.ch/mercury/Atmospheric_Emisiones/Technical_background_report.pdf

[2] http://www.chem.unep.ch/mercury/OEWG2/documents/e52)/English/OEWG_2_5_add_1.pdf

3. Emisiones mundiales de mercurio

12. La finalidad de este capítulo es presentar una reseña de las emisiones antropógenas de mercurio a la atmósfera a nivel mundial, tanto las emisiones totales como las dimanantes de los sectores seleccionados y las regiones geográficas.

3.1. Emisiones antropógenas de mercurio a la atmósfera a nivel mundial

13. En un proyecto conjunto PNUMA/AMAP realizado en 2008 se preparó un inventario de las emisiones antropógenas de mercurio a la atmósfera a nivel mundial correspondientes a 2005. Este inventario se basó en las emisiones comunicadas por los países y en las calculadas para otros países sobre la base de los datos de actividad y los factores de emisión pertinentes. Debido a la falta general de mediciones directas de las emisiones de mercurio, la 'estimación' de las emisiones mundiales emplea esencialmente los mismos métodos utilizados para obtener la mayoría de los datos comunicados por los países. En el documento PNUMA/AMAP (2008) figuran los pormenores sobre los métodos, las fuentes de datos y otra información.

14. En el inventario de 2005 se abordaron los sectores que emiten debido al “uso intencional” y “no intencional”. Las emisiones “no intencionales” de mercurio a la atmósfera provienen fundamentalmente de la producción de energía y los sectores industriales, donde las emisiones de mercurio son un ‘subproducto no intencional’ relacionado con la presencia de mercurio en combustibles fósiles, como el carbón y las materias primas. Los sectores de emisión 'no intencional' son: combustión estacionaria de combustibles fósiles en las centrales eléctricas y para la calefacción residencial[3]; la producción de hierro en lingotes y acero; la producción de metales no ferrosos; la producción de cemento; la producción de mercurio; la producción de oro en gran escala; y determinadas actividades ‘de otra índole’. Las emisiones de mercurio procedentes de la industria de cloroálcalis también se tienen en cuenta en el inventario del sector 'no intencional', ya que habitualmente se informa como parte de los inventarios nacionales de las emisiones y por razones históricas (es decir concordancia con inventarios publicados anteriormente). En el caso de algunos países, la presentación de informes nacionales sobre las emisiones incluye también la incineración de desechos y otros sectores que se puede definir también como uso intencional. En muchas partes del mundo, sin embargo, las emisiones procedentes de fuentes de uso intencional se calculan fundamentalmente aplicando métodos que suponen un análisis del flujo de la sustancia o estimaciones del balance de masa (PNUMA/AMAP, 2008).

15. Los sectores de ‘uso intencional’ son la minería artesanal y en pequeña escala de oro; las emisiones dimanantes de la cremación de personas con trabajo dental hecho con amalgama de mercurio; la producción secundaria de acero; liberaciones difusas del uso de productos (por ejemplo, instrumental médico, baterías, lámparas, etc.) y la eliminación de los desechos (incluida la incineración de los desechos que contienen mercurio).

16. Como se evidencia en la figura 1, la combustión estacionaria del carbón en las centrales eléctricas y para la calefacción residencial y otras fuentes de combustión es la principal categoría de fuente de emisiones antropógenas de mercurio a la atmósfera. El mercurio está presente en el carbón como componente de menor importancia que se libera a la atmósfera durante la combustión. La quema de otros combustibles fósiles para la energía o la producción de calor contribuye también a las emisiones de mercurio, aunque en una proporción mucho menor que el carbón.

[3] En muchos países, se utilizan grandes cantidades de carbón (a menudo de mala calidad) para la calefacción y la cocina en los hogares. En otros países, las calderas pueden prestar servicios en un mayor número de residencias.

17. La extracción y el procesamiento industrial del mineral, en particular en la producción primaria de hierro y acero y en la producción de metales no ferrosos (especialmente la fundición de cobre, plomo y zinc) libera mercurio como resultado tanto de la quema de combustible como del mercurio que se halla presente en las impurezas de los minerales. Las fuentes de mercurio en la producción de metales incluyen también la minería y la producción de mercurio propiamente dicha (una fuente de relativamente poca importancia) y la producción de oro, en que el mercurio está presente en las menas y a la vez se utiliza en algunos procesos industriales para extraer oro de los yacimientos. El uso del mercurio para la extracción de oro en las operaciones de minería artesanal y en pequeña escala se considera uso intencional.

18. La tercera fuente principal de liberaciones “no intencionales” de mercurio tiene que ver con la producción de cemento. En la producción de cemento, el mercurio emitido tiene su origen en su presencia en el combustible utilizado para calentar los hornos de cemento (fundamentalmente carbón) junto con cualquier otro combustible o desechos utilizados, y la piedra caliza y otras materias primas y aditivos de menor importancia. De esta manera, las variaciones en el origen, así como la magnitud de las emisiones de mercurio procedentes de la producción de cemento, pueden ser considerables.

19. Entre los sectores que lo utilizan de forma intencional, según el inventario PNUMA/AMAP (2008), figura la producción artesanal y en pequeña escala de oro, que da origen a las mayores emisiones tanto a la atmósfera como en las descargas en el agua. A diferencia de la mayoría de los demás sectores, las descargas en el agua relacionadas con las actividades de minería artesanal y en pequeña escala de oro son tan abundantes o más que las emisiones a la atmósfera y pueden traer consigo importantes efectos ambientales a escala local. Otras emisiones de uso intencional estimadas en el inventario del PNUMA/AMAP (2008) son las dimanantes de la incineración de desechos y la eliminación de otros desechos, las emisiones del mercurio utilizado en odontología durante la cremación humana (pero que actualmente no incluyen las liberaciones durante la preparación de amalgama dental), y las liberaciones difusas del uso del mercurio en productos como baterías, lámparas y dispositivos de medición.

20. Las emisiones de mercurio antropógeno a la atmósfera calculadas a nivel mundial en 2005 en los diversos sectores se muestran en el cuadro 1 y en la figura 1**.**

21. En el cuadro 1, las emisiones y la contribución relativa a las emisiones mundiales de mercurio a la atmósfera en 2005 procedentes de los sectores seleccionados para su examen en este estudio se presentan en los cinco primeros renglones. En total, estos cinco sectores representan un 50% de las emisiones mundiales estimadas, en las que la combustión de carbón en las centrales eléctricas representa 26%; la producción de metales no ferrosos (con exclusión de la producción de oro) representa 7%; la producción de oro en gran escala, 6%; la producción de cemento, 10%; y la incineración de desechos en gran escala el 2%. Estos sectores se priorizaron en el actual estudio debido a su respectiva contribución relativa a las emisiones mundiales de mercurio a la atmósfera y porque se trata de sectores que consisten en gran medida en fuentes puntuales con una combustión o procesos a altas temperaturas, donde es viable la instalación y el uso de tecnologías análogas de control de las emisiones.

22. Las emisiones comunicadas y 'estimadas' a nivel nacional presentan grandes incertidumbres. En el caso de los sectores de ‘uso no intencional’, se citan incertidumbres en las estimaciones mundiales del orden de ±25% en el caso de la combustión de carbón y ±30% en la producción de metales ferrosos/no ferrosos y la producción de cemento, aunque estas cifras tal vez no reflejen las incertidumbres en las estimaciones de los distintos países. Las incertidumbres varían entre países y continentes según la disponibilidad y fiabilidad de los datos estadísticos sobre actividades y sobre el consumo de mercurio, así como de información que permita aplicar factores de emisión apropiados (por ejemplo, el contenido de mercurio en el combustible, tecnologías de control). Para sectores

como la producción de oro y las emisiones dimanantes de la incineración y la eliminación de los desechos, las incertidumbres son mucho mayores y las estimaciones máximas presentadas en el informe PNUMA/AMAP (2008) deberán considerarse como la emisión potencial máxima. Las estimaciones “conservadoras” representan la estimación más razonable de las emisiones procedentes de los sectores de 'uso intencional' presentada en el PNUMA/AMAP (2008).

Cuadro 1. *Emisiones antropógenas mundiales estimadas de mercurio a la atmósfera en 2005 procedentes de diversos sectores (revisadas en relación con el informe PNUMA/AMAP, 2008). Los sectores seleccionados para este estudio figuran en los primeros cinco renglones, debajo se indican otros sectores diversos.*

Sector	**Emisiones en 2005* (toneladas=1000 kg)**	**Contribución porcentual del total de emisiones a la atmósfera**
Combustión de carbón en termoeléctricas y calderas industriales	498 (339 a 657)	26
Metales no ferrosos (Cu, Zn, Pb)	132 (80 a 185)	7
Producción de oro en gran escala	111 (66 a 156)	6
Producción de cemento	189 (114 a 263)	10
Incineración de desechos	42	2
Calefacción residencial/combustión de otro tipo	382 (257 a 506)	20
Producción artesanal y en pequeña escala de oro	323	17
Otros desechos	74	4
Hierro en lingotes y acero, acero secundario	61 (35 a 74)	3
Industria de cloroálcalis	47 (29 a 64)	2
Amalgama dental (cremación)**	27	1
Otros	26	1
Producción de mercurio	9 (5 a 12)	0,5
Total	**1921**	

*Representa las mejores estimaciones: estimación (intervalo de incertidumbre) o estimación conservadora (sin intervalo alguno). Para el análisis de las incertidumbres, consulte PNUMA/AMAP (2008).

** No incluye otras liberaciones de la producción, el manejo, la utilización y la eliminación de la amalgama dental.

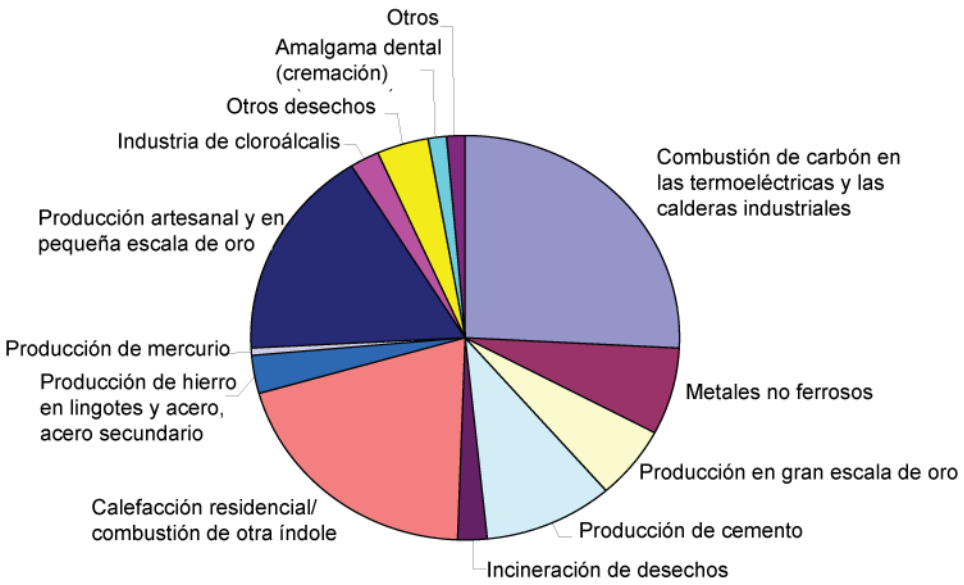

Figura 1. *Proporción de las emisiones antropógenas de mercurio a la atmósfera en todo el mundo procedentes de diversos sectores en 2005 (revisada en relación con el informe PNUMA/AMAP, 2008).*

23. El inventario mundial de emisiones antropógenas a la atmósfera correspondiente a 2005, descrito en el informe PNUMA/AMAP (2008) y resumido en PNUMA (2008) fue el inventario (mundial) más amplio elaborado hasta el presente. En una revisión realizada en 2010 se volvió a examinar este inventario junto con los inventarios publicados con anterioridad correspondientes a los años 1990, 1995 y 2000; en relación con 2005, esta revisión obligó a introducir algunos pequeños cambios en las emisiones totales de mercurio a la atmósfera a nivel mundial, esencialmente respecto de los sectores donde se utiliza de manera intencional, gracias a la información más precisa utilizada en relación con el consumo de mercurio en los sectores correspondientes. En el epígrafe 3.2 más adelante se explica con más detalle.

24. Del total de 1921 toneladas de emisiones de mercurio a la atmósfera estimadas en 2005, la quema de combustibles fósiles en las centrales eléctricas y las calderas industriales aportó unas 500 toneladas (26%). Otras 380 toneladas de mercurio (20% de las emisiones mundiales) proceden de la quema de combustibles fósiles para la calefacción residencial (PNUMA/AMAP, 2008, AMAP, 2010). En muchos países, grandes cantidades de carbón (a menudo de mala calidad) se utilizan para la calefacción y la cocina en los hogares. En otros países, las calderas pueden prestar servicios a un mayor número de hogares. Aunque es una importante fuente de emisiones de mercurio, la calefacción residencial no se ha seguido examinando en este estudio, ya que las opciones idóneas de control son muy diferentes de las de las centrales eléctricas y las calderas industriales. Deberían considerarse otros controles, como el cambio de combustible o la conversión a otras fuentes de energía para cocinar y para la calefacción, según las condiciones locales y la disponibilidad de recursos.

25. Casi el 70% del mercurio total que emiten las industrias no ferrosas procede de Asia (véase la sección 2.2. para más detalles sobre las emisiones por región geográfica). Se calcula que las industrias de metales no ferrosos (que realizan operaciones en gran escala) aportaron unas 130 toneladas a las emisiones totales de mercurio a la atmósfera en todo el mundo, y cerca de 50% de las emisiones estimadas dimanantes de este sector proceden de China, seguida de Corea del Sur (un 5%) Chile y Australia, que emiten, cada uno, cerca del 5%. La producción de oro en gran escala representa el 6% de las emisiones mundiales (cerca de 110 toneladas). En 2005, se calcula que China fue el principal emisor con un 40% de las emisiones del sector, seguido de Australia, los Estados Unidos e Indonesia, los cuales aportaron entre 5 y 7% de las emisiones del sector.

Recientemente, el PNUMA recibió información que indica que China ha dejado de utilizar el mercurio en la producción de oro en gran escala.

26. En 2005, unas 190 toneladas (10%) del total de las emisiones mundiales de mercurio a la atmósfera procedentes de fuentes antropógenas tuvieron su origen en la fabricación de cemento. Alrededor del 74% del mercurio total fue emitido por el sector del cemento en Asia, en el que China fue el principal emisor con un 45% de las emisiones totales a la atmósfera, seguida de la India (6%) y el Japón (5%). Los Estados Unidos son el siguiente gran emisor (3%) (PNUMA/AMAP, 2008).

27. Hay gran incertidumbre respecto de las emisiones de mercurio procedentes de los desechos domésticos y otros desechos. La mayoría de los países vierte grandes cantidades de basura en los vertederos o utiliza la quema al aire libre. Muchos países no cuentan con instalaciones para la incineración de desechos sólidos en gran escala a altas temperaturas. Por ende, a menudo no se comunican las emisiones de este sector o se incluyen en la categoría general de 'otras' emisiones. Los países que sí informan de sus emisiones procedentes de instalaciones de incineración en gran escala de desechos peligrosos municipales y médicos son los Estados Unidos, el Japón y algunos países de Europa – y, por esa razón, tal vez estén en cierta medida 'demasiado representados' en las emisiones correspondientes a esta parte del inventario del sector de los desechos. En otros países, la incineración de desechos se puede clasificar en la categoría de 'desechos y otros' en el inventario mundial. Las emisiones del sector de desechos calculadas sobre la base de los métodos de análisis del flujo de materiales o del balance de masa, junto con información sobre las prácticas de tratamiento de los desechos en los países se podrán comparar con las estimaciones comunicadas en relación con la incineración de desechos, cuando se conozcan esos datos. En lo que atañe a las estimaciones revisadas más recientes (AMAP, 2010) de las emisiones dimanantes de sectores donde se utilizaba intencionalmente en 2005 (véase el párrafo 30), se calcula que la incineración de desechos sólidos municipales en instalaciones de gran capacidad aporta aproximadamente 2% de las emisiones mundiales de mercurio a la atmósfera (con otro 4% registrado en la categoría 'otros desechos'). Observando las incertidumbres en la asignación de las emisiones a diferentes partes del sector de los desechos, América del Norte y Europa contribuyeron cada una cerca del 20% del mercurio que está directamente relacionado con la incineración de desechos en gran escala a nivel mundial, mientras que Asia representa cerca del 45%.

28. A los efectos de la elaboración de modelos de la atmósfera, se utilizan como información inicial inventarios de las emisiones distribuidos en forma geoespacial (cuadriculados). Además, los modelos también requieren que esas emisiones estén 'especiadas' a fin de dividir las emisiones primarias entre los tres tipos fundamentales de mercurio/compuestos de mercurio: el mercurio elemental gaseoso (abreviado también como Hg0 o Hg^0), los compuestos de mercurio divalente (Hg^2), y el mercurio adherido a partículas (Hg-P); en conjunto, representan las emisiones totales de mercurio (HgT). Las diferentes especies de mercurio tienen un comportamiento marcadamente diferente en el transporte, por lo que la información sobre la especiación es un requisito para determinar el destino del mercurio emitido. La información sobre especiación y las alturas de las chimeneas figura en el informe AMAP/PNUMA (2008).

3.2. Tendencias en las emisiones mundiales de mercurio a la atmósfera

29. Como parte de su evaluación del mercurio en el Ártico correspondiente a 2010, el Programa de Vigilancia y Evaluación del Ártico (AMAP) volvió a analizar los inventarios de las emisiones mundiales de mercurio correspondientes a 1990, 1995, 2000 y 2005 (Pacyna y Pacyna, 2002; Pacyna y Pacyna, 2005; Pacyna y otros, 2006) en un intento por preparar una serie de inventarios históricos de las emisiones mundiales más comparables y facilitar el análisis de las tendencias mundiales en las emisiones de mercurio a la atmósfera (AMAP, 2010). En este nuevo análisis se

empleó una metodología común, una base informativa más coherente para estimar determinadas emisiones y la actualización de los inventarios anteriores de diversos países y sectores, con lo que quedó demostrado que los conocimientos obtenidos durante el proceso de preparación de los inventarios en los últimos 15 años se habían perfeccionado. El análisis llevaba implícita también la continuación de la revisión del inventario 2005 a partir de los datos recientes de que se disponía sobre el consumo regional de mercurio sobre los que se basarían las estimaciones de las emisiones dimanantes de sectores 'de uso intencional'. Los detalles de las revisiones figuran en el informe AMAP, 2010.

30. En relación con 2005, la revisión arrojó una estimación de aproximadamente 5 toneladas menos o sea, 1921 toneladas comparadas con las 1926 toneladas de las emisiones mundiales de mercurio a la atmósfera estimadas en el informe PNUMA/AMAP (2008). Las emisiones 'no intencionales' permanecieron invariables en lo esencial respecto de las presentadas en el informe PNUMA/AMAP (2008); ahora bien, se revisaron en parte las estimaciones de las emisiones relacionadas con países que son específicas de los sectores de 'uso intencional'. Además de revisar las emisiones 'no intencionales' correspondientes a todos los años (1990, 1995, 2000 y 2005), el nuevo análisis introdujo estimaciones de las emisiones dimanantes del 'uso intencional' del mercurio durante los años 1990, 1995 y 2000, de las que (con excepción de las emisiones de la industria de cloroálcalis) no se dispuso anteriormente para estos inventarios 'históricos'.

31. En la figura 2 se presentan las estimaciones revisadas de las emisiones de mercurio a la atmósfera en 1990, 1995, 2000 y 2005 debido al uso 'no intencional' e 'intencional''. Es importante señalar que los datos presentados de las emisiones de los sectores de 'uso intencional' representan 'estimaciones conservadoras' mínimas.

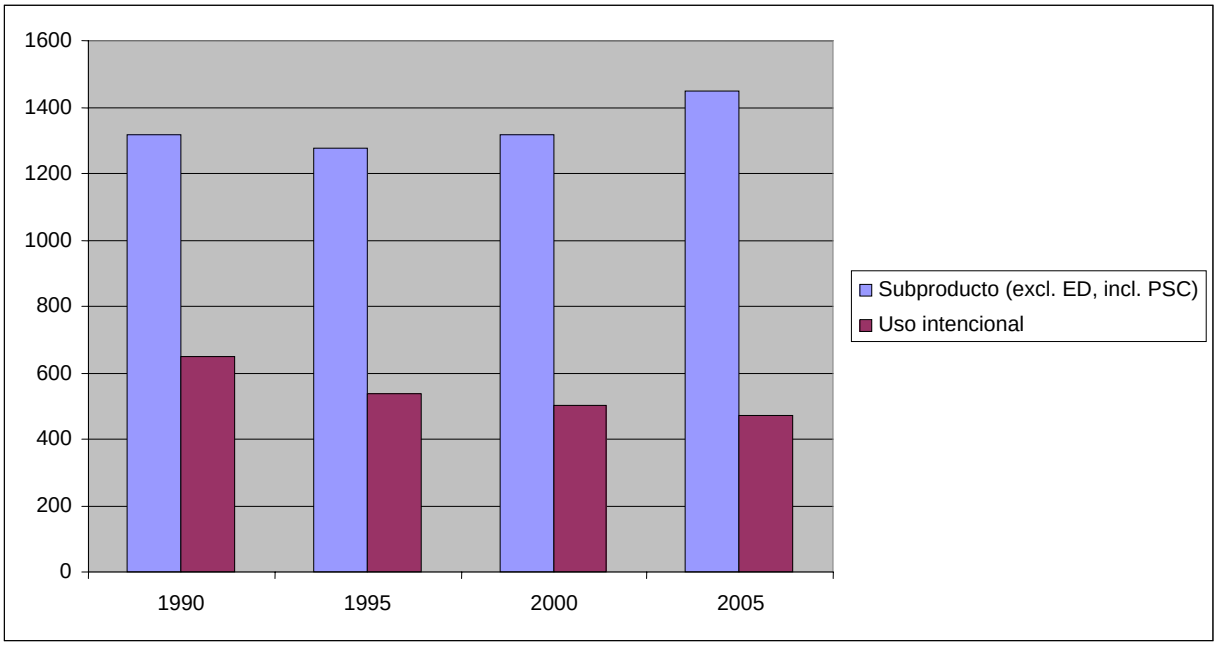

Figura 2. *Estimaciones revisadas del total de emisiones antropógenas mundiales de mercurio a la atmósfera (toneladas) procedentes de los sectores de emisiones de 'subproductos' y de 'uso intencional' en 1990, 1995, 2000 y 2005. (ED = eliminación de desechos, PSC = producción de sosa cáustica) (Fuente: AMAP, 2010)*

32. En la figura 2, la barra de la izquierda correspondiente a cada año indica las estimaciones revisadas de las emisiones de 'subproductos' durante los años respectivos. La barra de la derecha corresponde a las emisiones estimadas de mercurio a la atmósfera, procedentes de los sectores de 'uso intencional'. Según las estimaciones revisadas, las emisiones de 'subproductos' han aumentado

un poco entre 1990 y 2005, mientras que en el mismo período, las emisiones del sector de 'uso intencional' han disminuido. En general, cuando se suman las fuentes de los sectores de 'uso no intencional' y 'uso intencional', el nivel total de las emisiones de mercurio a la atmósfera a escala mundial se ha mantenido relativamente estable entre 1990 y 2005.

3.2.1. Emisiones por región geográfica

33. Pese a que el nivel total de las emisiones mundiales de mercurio a la atmósfera ha permanecido relativamente estable desde 1990, se ha producido un considerable cambio regional en el lugar de origen de las emisiones. Las tendencias regionales en las emisiones (combinadas) del uso 'no intencional' e 'intencional' correspondientes a 1990, 1995, 2000 y 2005 se resumen en la figura 3. La cifra indica que las emisiones antropógenas de mercurio a la atmósfera han aumentado sustancialmente en Asia, y en mucho menor grado en África y América del Sur, mientras que las emisiones en Europa, Europa-Asia (Rusia) y América del Norte han disminuido entre 1990 y 2005.

34. Según el informe de PNUMA/AMAP (2008), en 2005, los países de Asia aportaron cerca de 67% a las emisiones mundiales de mercurio a la atmósfera procedente de fuentes antropógenas, seguidos de América del Norte y Europa (PNUMA/AMAP 2008). Rusia, con su aporte de cerca del 4% a las emisiones mundiales, se considera por separado, debido a que sus territorios se encuentran en Europa y Asia.

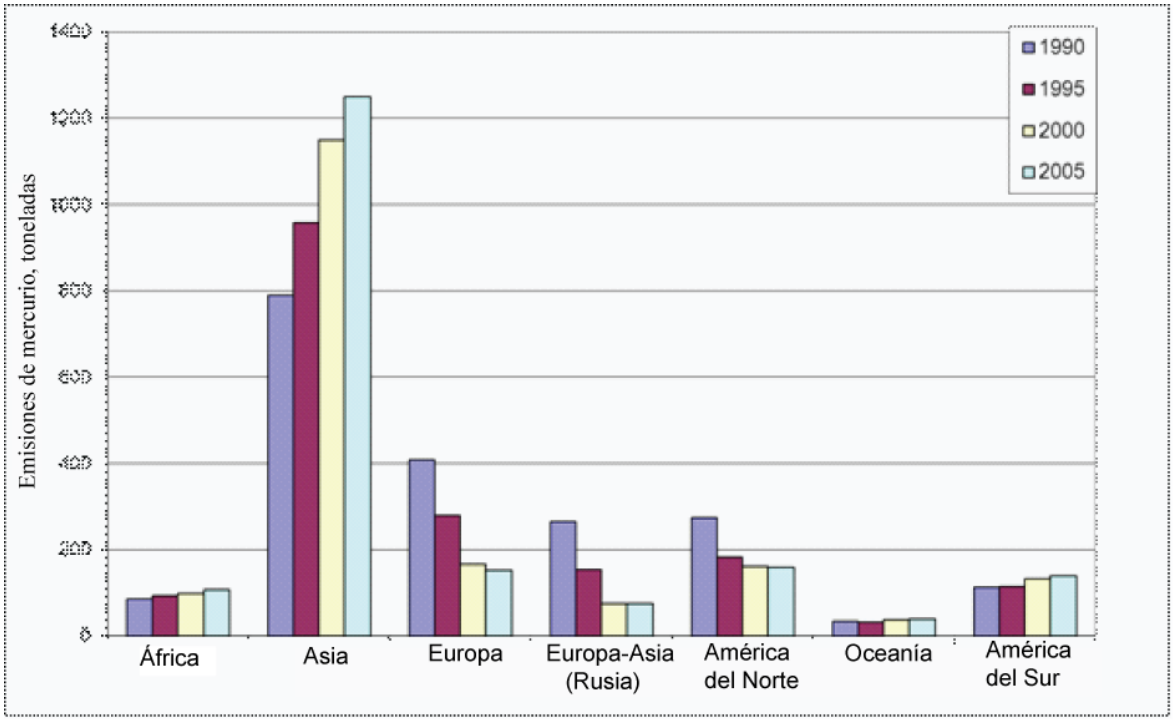

Figura 3. *Estimaciones revisadas de las emisiones antropógenas de mercurio a la atmósfera (toneladas) en 1990, 1995, 2000 y 2005 de diferentes continentes/regiones. (Fuente: AMAP, 2010)*

35. Se calculó que China, con su gran número de centrales eléctricas alimentadas con carbón, era el mayor emisor de mercurio a la atmósfera en todo el mundo en 2005. Las emisiones de las termoeléctricas son solo una parte del total de las emisiones de mercurio dimanantes de la combustión. Igualmente importantes son las emisiones dimanantes de la quema de carbón de mala calidad mezclado con diversos tipos de desechos en pequeñas unidades residenciales de las zonas rurales para calefacción y para cocinar los alimentos. Es probable que las emisiones del sector de la energía en China hayan disminuido desde 2005 (véase la sección 3.3.2)

36. En conjunto, tres países, China, los Estados Unidos y la India, representaron el 57% del total de emisiones mundiales estimadas de mercurio a la atmósfera en 2005 (1097 de las 1921 toneladas).

37. En la figura 4 se ilustra la distribución mundial de las emisiones antropógenas de mercurio en 2005 según su distribución geoespacial, conforme a la metodología descrita en el informe PNUMA/AMAP, 2008.

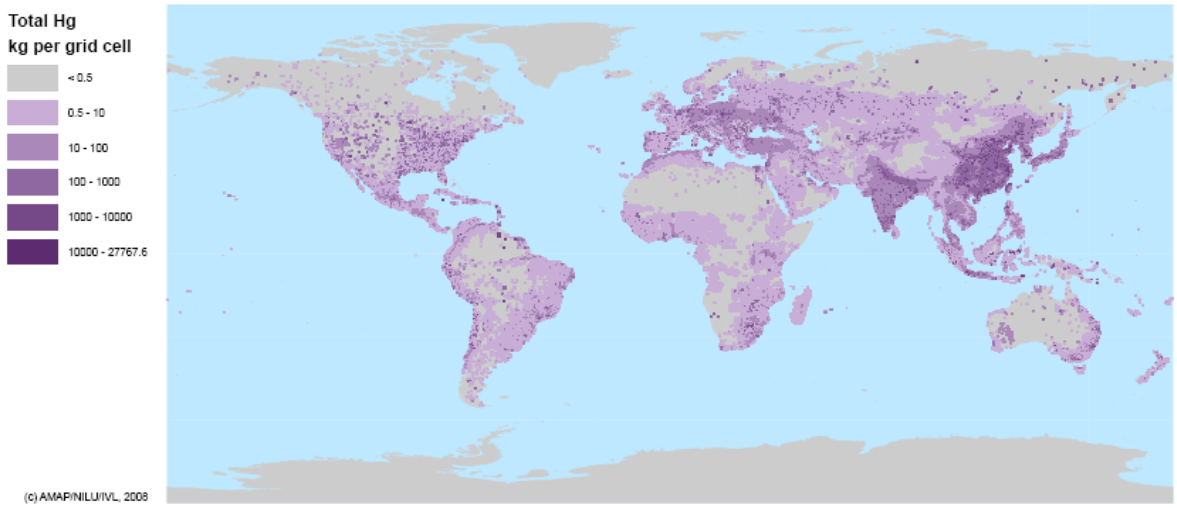

Figura 4. *Distribución espacial de las emisiones de mercurio (extraído de PNUMA/AMAP, 2008).*

3.3. Comparación de la información sobre las emisiones

3.3.1. Comparación de los estudios sobre emisiones mundiales publicados

38. El inventario PNUMA/AMAP (2008) de las emisiones antropógenas mundiales correspondientes al año 2005 se puede comparar con los inventarios presentados en otras evaluaciones de esa índole, como el de las emisiones mundiales de mercurio procedente de fuentes antropógenas y naturales realizado por Pirrone y otros (2010). En ese inventario se estiman las emisiones antropógenas mundiales a la atmósfera en 2320 toneladas, a partir de los datos de diferentes países correspondientes a los años 2003 a 2006, incluidas varias de las mismas fuentes utilizadas en la elaboración del inventario del PNUMA/AMAP para 2005 y, en el caso de Europa, Rusia y América del Sur, las estimaciones del PNUMA/AMAP. El inventario total (2.320 toneladas) se ajusta perfectamente a las estimaciones del inventario mundial que figuran en el informe del PNUMA/AMAP (2008), 1221 a 2950 toneladas (mejor estimación 1921 toneladas), al igual que las estimaciones correspondientes a determinados sectores (véase el cuadro 2). Por ejemplo, Pirrone y otros (2010) estimaron emisiones de 810 y 236 toneladas respectivamente para la combustión estacionaria del carbón (centrales eléctricas y calefacción residencial combinadas) y para la producción de cemento, parecidas a la estimación del PNUMA/AMAP de 878 (597 a 1163) y 189 (114 a 263) toneladas. En el caso de la producción de metales no ferrosos, sin embargo, la coincidencia no es tanta (310 toneladas frente a la estimación del PNUMA/AMAP de 132 (80 a 185) toneladas. De igual modo, en el caso de la industria de cloroálcalis, la estimación presentada por Pirrone y otros (2010) de 163 toneladas, supera con creces la presentada en el estudio del PNUMA/AMAP de 47 (29 a 64) toneladas. También se observan diferencias en las estimaciones de las emisiones presentadas en relación con distintos países. En algunos casos, estas diferencias se pueden explicar en parte por el uso de diferentes factores de emisión. Por ejemplo, el contenido de

mercurio del carbón varía muchísimo y cuando no se han medido las concentraciones, en los diferentes inventarios se parte de diferentes supuestos del contenido de mercurio en el carbón.

Cuadro 2. *Emisiones antropógenas de mercurio a la atmósfera estimadas a nivel mundial en 2005 procedentes de determinados sectores – comparación de cifras de los inventarios mundiales (toneladas)*

Sectores seleccionados	**PNUMA/AMAP 2008 (revisado)***	**Pirrone y otros (2010)**	**Hylander y Herbert (2008)**
	toneladas	**toneladas**	**toneladas**
Combustión estacionaria			
Combustión de carbón en termoeléctricas y calderas industriales	498 (339 a 657)	810 (de los cuales 747 proceden de la combustión de carbón en las termoeléctricas)	
Calefacción residencial /otro tipo de combustión	382 (257 a 506)		
Producción de metales no ferrosos			
Metales no ferrosos (Cu, Zn, Pb)	132 (80 a 185)	310	275
Producción en gran escala de oro	111 (66 a 156)	-	
Producción de cemento			
Producción de cemento	189 (114 a 263)	236	
Incineración de desechos			
Incineración de desechos	42	187 (eliminación de desechos)	
Otros desechos	74		
Otros sectores principales			
Hierro en lingotes y acero, acero secundario	61 (35 a 74)	43	
Producción artesanal y en pequeña escala de oro	323	400	
Industria de cloroálcalis	47 (29 a 64)	163	
Inventario general **	**1921 (1221 a 2950)**	**2320**	

* Representa las mejores estimaciones: estimación (intervalo de incertidumbre) o una estimación conservadora (sin intervalo alguno). Véase PNUMA/AMAP (2008) para un análisis de las incertidumbres.
** Incluye a otros sectores no mencionados en estos renglones.

39. Hylander y Herbert (2008) calcularon que a nivel mundial se emitieron unas 275 toneladas de mercurio dimanantes del tratamiento pirometalúrgico no ferroso de las menas de sulfuro de cobre (Cu), plomo (Pb) y zinc (Zn), de las cuales casi la mitad fueron emitidas por los hornos de fundición de Zn y el resto cabe dividirlo equitativamente entre los hornos de fundición de Cu y Pb. Una vez más, esta cifra es superior a la estimación de las emisiones comunicadas en el inventario del PNUMA/AMAP (2008), y cabe atribuirlo al uso de factores de emisión más altos que los aplicados en el documento del PNUMA/AMAP (aunque inferiores a los factores de emisión utilizados en parte de la labor presentada en el inventario de Pirrone y otros (2010)). Las evaluaciones de Pirrone y otros (2010) y de Hylander y Herbert (2008) indican que las emisiones a la atmósfera en el sector de metales no ferrosos en particular pueden ser incluso mayores que las estimadas en la evaluación del PNUMA/AMAP de 2008, y esto en parte tal vez guarde relación con las emisiones dimanantes de las operaciones de fundición en pequeña escala en países como China.

40. Comparar los inventarios se complica también por las diferencias entre los sectores seleccionados, por ejemplo, la minería en gran escala del oro no está clasificada en una categoría

aparte en los sectores de emisión presentados en el inventario de Pirrone y otros (2010), aunque se incluyen las emisiones ocasionadas por los incendios de lechos carboníferos (32 toneladas) y la producción de monómeros de cloruro de vinilo (24 toneladas) que no se incluyeron en el inventario del PNUMA/AMAP (las primeras se consideraron no antropógenas y las últimas quedaron excluidas debido a la falta de información suficiente sobre esa fuente).

41. El informe del PNUMA/AMAP (2008) incluye una descripción más detallada de algunas de las comparaciones antes mencionadas; pero todas estas comparaciones apuntan a la necesidad básica de contar con una mejor información sobre los principales parámetros, como el contenido de mercurio en el carbón, los factores de emisión apropiados (para diferentes tecnologías aplicadas, etc.), datos estadísticos sobre el consumo y el uso del mercurio y actividades en diferentes países, así como las medidas de control aplicadas. En el caso de países donde los inventarios mundiales indican grandes emisiones de mercurio, la falta de investigación nacional asegurada o de datos estadísticos para apoyar la verificación de las estimaciones de las emisiones sigue siendo un obstáculo para la reducción de las incertidumbres relacionadas con esas estimaciones, aunque las investigaciones sobre el sector de centrales alimentadas con carbón, sobre las que se ha informado recientemente al PNUMA, han mostrado progresos significativos (MEPC, 2010).

42. Gran parte de la labor realizada en relación con este estudio con el objeto de obtener más información de este tipo y la información adicional pertinente obtenida de varios países se analiza en la sección siguiente.

3.3.2. Comparación de los inventarios en determinados países

43. En los últimos años, varios países han preparado sus propios inventarios nacionales de las emisiones de mercurio a la atmósfera, y los han puesto a disposición del PNUMA para que se utilizara en el presente estudio. Parte de ellos se analizan a continuación y se incluyen comparaciones con las estimaciones de las emisiones presentadas en el informe PNUMA/AMAP (2008).

Australia

44. En el caso de Australia, Nelson y otros (2009) estimaron las emisiones antropógenas de mercurio a la atmósfera en unas 15 toneladas en 2006, que son menos de la mitad de las emisiones estimadas en el inventario del PNUMA/AMAP correspondiente a 2005. La producción de oro, que emite unas 7,6 toneladas, se incluye en los inventarios nacionales y mundial como el principal contribuyente a las emisiones antropógenas en Australia. La combustión de carbón en las termoeléctricas se considera la segunda fuente en orden de importancia en el inventario nacional, con emisiones de 2,3 toneladas, mientras que en el inventario del PNUMA/AMAP calcula la emisión en cerca de 8,8 toneladas porque se utilizó un contenido de mercurio diferente en el carbón; la combustión de carbón para la calefacción residencial no se especifica en el inventario preparado por Nelson y otros (2009). Otras fuentes de importancia en Australia son la producción de óxido de aluminio a partir de la bauxita (1,9 toneladas) y la extracción y fundición en la producción de metales no ferrosos (distinta de la fundición de oro; 0,89 toneladas), que en este caso también es más baja que en la estimación del PNUMA/AMAP de unas 6 toneladas anuales para estos sectores. Las estimaciones de las emisiones de actividades como la producción de coque (0,5 toneladas), la industria de cloroálcalis (0,34 toneladas) y las emisiones dimanantes de la producción de cemento y cal (0,31 toneladas) son comparables con las del inventario del PNUMA/AMAP.

Canadá

45. En el informe nacional del Canadá, las emisiones de las centrales alimentadas con carbón, la producción de metales no ferrosos y la producción de cemento son del orden de 2,0, 1,4 y 0,3 toneladas respectivamente, de una emisión total de aproximadamente 7,1 toneladas en 2007. Estos

datos, que se basan en el National Pollution Release Inventory (Inventario nacional de liberaciones contaminantes) (NPRI) correspondiente a 2007 son parecidos a los valores que se informaron en el inventario del PNUMA/AMAP correspondiente a 2005, que se basaron en gran medida en los datos del NPRI 2005, en el que las emisiones totales canadienses se estimaron en 8,0 (4,0 a 12,0) toneladas en 2005. En el documento del PNUMA/AMAP, las emisiones procedentes de la incineración de desechos en 2005 se calcularon en 0,8 toneladas sobre la base del método de flujo de masas, comparado con el valor comunicado de 1,1 toneladas en 2007. Los datos del NPRI indican cierta disminución de las emisiones de las centrales alimentadas con carbón y de la producción de metales no ferrosos y un pequeño incremento de las emisiones procedentes de la producción de cemento entre 2005 y 2007.

China

46. Pese a que se carece de estimaciones nacionales detalladas de las emisiones de China, en los últimos años se han publicado diversos estudios al respecto. Wu y otros, 2006, estimaron las emisiones antropógenas de mercurio en China en 696 toneladas en 2003, con un intervalo de incertidumbre de $\pm$ 307 toneladas. Esta cifra se puede comparar con las 794 toneladas (intervalo de 477 a 1113 toneladas) estimadas en el informe del PNUMA/AMAP. Li y otros (2010) calculan las emisiones de mercurio dimanantes de la producción primaria de zinc en China en 80,7 a 104,2 toneladas anuales (durante el período 2002-2006). En Streets y otros (2009), los datos relativos a la combustión de carbón fueron actualizados y extrapolados a las condiciones de 2005, con el resultado de que las emisiones de mercurio estimadas para la combustión de carbón en las centrales eléctricas y la industria representaban casi 295 toneladas en 2005. En un estudio del PNUMA preparado para el Ministerio de Protección del Medio Ambiente de China por la Universidad Tsinghua de Beijing (MMPAC en preparación, 2010), las emisiones de mercurio dimanantes de la combustión de carbón en las termoeléctricas alimentadas con ese combustible en 2005 se estiman en 108,6 toneladas (intervalo de confianza 65,2 a 195,4); en el informe PNUMA/AMAP (2008) se calcula que para este sector es de 195 (146 a 243 toneladas) también en 2005. Wu y otros (2006) calcularon en 225 toneladas las emisiones dimanantes de la combustión de carbón en las centrales y la industria (combinadas) (cifra parecida a la estimada por el PNUMA/AMAP para esta combinación). También se calcularon las emisiones procedentes de la fundición de metales no ferrosos en gran escala en 290 toneladas (considerablemente superiores a las estimadas por el PNUMA/AMAP de 77 a 143 toneladas para la producción de metales no ferrosos, que incluye la producción en gran escala de oro), la producción de cemento en 35 toneladas (por debajo de la estimación del PNUMA/AMAP del orden de 59 a 110 toneladas) y la quema de desechos domésticos aproximadamente 10 toneladas.

India

47. En relación con las actividades sectoriales de la Asociación sobre investigaciones del transporte y el destino del mercurio en la atmósfera, las emisiones de mercurio a la atmósfera dimanantes de las fuentes industriales de la India fueron calculadas por Mukherjee y otros (2009) para los años 2000 y 2004. Debido a la escasez de información específica del país, las estimaciones se basaron en los factores de emisión correspondientes a la Unión Europea (UE) y los EE.UU., en publicaciones y en la información limitada recibida de la India. Según estas estimaciones, en 2004, las emisiones disminuyeron de 321 toneladas en 2000 a 253 toneladas debido a la considerable disminución de las emisiones de las plantas de cloroálcalis; esto puede compararse con la estimación del PNUMA/AMAP de 180 (108 a 252) toneladas en 2005. La India es un gran productor de carbón, que es la principal fuente de emisiones de mercurio a la atmósfera en ese país; Mukherjee y otros (2009) calcularon que las termoeléctricas alimentadas con carbón habían emitido unas 121 toneladas. La diferencia entre esta estimación y la del documento PNUMA/AMAP (2008) para 2005 (52 a 87 toneladas) se explica en gran medida por el hecho de que Mukherjee y

otros utilizaron un valor más alto para el mercurio contenido en el carbón (0,376 mg/kg) que el utilizado en el estudio del PNUMA/AMAP. Kumari (2010) calculó un aumento de las emisiones de mercurio de las termoeléctricas indias de 95 a 112 toneladas entre 2006 y 2008, con un intervalo de incertidumbre de 59 a 200 toneladas en 2008. Según Mukherjee y otros (2009), la producción de metales no ferrosos, en la que se utilizan diferentes tecnologías para la producción de cobre, plomo y zinc, liberó a la atmósfera 15,5 toneladas de mercurio en la India en 2004, un aumento de unas 8 toneladas respecto de 2000. Kumari (2010) calculó emisiones de los hornos de fundición de metales no ferrosos en un intervalo de 7,6 a 21,7 toneladas en 2007; la estimación de PNUMA/AMAP para 2005 es de 3 a 5,6 toneladas. La industria del cemento en la India, que según Mukherjee y otros (2009) ocupa el segundo lugar en el mundo, emite, según cálculos, unas 4,7 toneladas de mercurio en 2004, menos que las 8 a 14,8 toneladas estimadas en el informe PNUMA/AMAP. En la India, algunas fábricas de cemento Portland son muy modernas y avanzadas. Mukherjee y otros (2009) señalan que el consumo de energía en la producción de cemento es bastante elevado, pero se desconoce si alguna central utiliza desechos como combustible alternativo. Por regla general, los desechos sólidos municipales en la India se eliminan en vertederos al aire libre y mediante la quema al aire libre. Los desechos médicos se incineran en algunos hospitales, pero no se cuenta con información completa.

República de Corea

48. En un inventario de emisiones de la República de Corea correspondiente a 2007 (Kim y otros 2010), se determinó una emisión total de mercurio a la atmósfera estimada en 12,8 toneladas (variación de 6,5 a 20,2 toneladas), en la que 54,8% se originaba en las industrias, 45,0% en fuentes de combustión estacionarias y 0,02% en fuentes móviles. Los principales emisores eran las termoeléctricas (26%), las refinerías de petróleo (25%), los hornos de cemento (20%) y la incineración de desechos (municipales, industriales, médicos y fangos cloacales) (20%). Las emisiones de la producción de metales no ferrosos se consideraron de poca importancia y hasta mucho menos que en las estimaciones del informe PNUMA/AMAP.

49. Aunque en el documento PNUMA/AMAP se estimaron emisiones de menos de 32,3 (19,4 a 45,2) toneladas para la República de Corea, Kim y otros (2010) señalan que las emisiones disminuyeron en forma pronunciada entre 2000 y 2007 relacionadas con la introducción de la tecnología de control; tampoco se cuantifican las emisiones de la combustión de carbón residencial. Las emisiones de las centrales eléctricas estimadas por Kim y otros (2010) en 1,1 a 4,5 toneladas, son un factor de tres por debajo de las estimadas en el informe PNUMA/AMAP en 6,7 a 11,3 toneladas, sin embargo, las estimaciones relativas a la incineración de desechos (1,8 toneladas) son superiores a las estimaciones del PNUMA/AMAP (0,3 toneladas).

50. El estudio sobre el que informaron Kim y otros (2010) incluyó un amplio programa de medición de las emisiones procedentes de diversas fuentes en la República de Corea. Esto facilita la determinación de factores de emisión específicos del país, que aumentan significativamente la exactitud del inventario sobre el que informan Kim y otros (2010). Los factores de emisión obtenidos fueron, por regla general, más bajos que los publicados en la bibliografía. Corea utiliza dispositivos de control de la contaminación atmosférica eficientes y buenas prácticas de gestión ambiental. Las prácticas que se aplican en Corea son un reglamento sobre el mercurio relativo a los productos, los desechos de mercurio y el control de las emisiones de las fuentes, así como un mayor control conjunto del mercurio en los actuales dispositivos de control de la contaminación atmosférica, combustibles menos contaminantes, cierre de instalaciones muy contaminantes y de menos rendimiento, reglamento estricto relativo a la contaminación atmosférica y aumento de los conocimientos de los dueños de plantas y del público para que limiten el uso del mercurio en productos (Kim y otros 2010).

Sudáfrica

51. Masekoameng y otros (2010) han calculado emisiones de mercurio a la atmósfera procedentes de fuentes sudafricanas para el período comprendido entre 2000 y 2006. Utilizando una combinación de la información anual sobre la actividad y los factores de emisión específicos de Sudáfrica, se calculó para cada actividad los factores de emisión basados en el Instrumental del PNUMA para la cuantificación de las emisiones de mercurio a la atmósfera. En general se produjo un aumento estimado en el total de emisiones de mercurio a la atmósfera de cerca de 34 toneladas en 2000 a 50 toneladas en 2006. El principal emisor de mercurio, con 38,9 toneladas, fueron las centrales alimentadas con carbón, seguidas de la producción de cemento con 3,9 toneladas en 2006. Este inventario de las emisiones de Sudáfrica concuerda bastante con el presentado en el informe PNUMA/AMAP en relación tanto con el total de emisiones como con casi todos los distintos sectores considerados.

52. En el caso de las centrales alimentadas con carbón, los cálculos se basaron en el consumo de carbón específico de cada central y el contenido de mercurio de los carbones, así como en los dispositivos de control de las emisiones y la presunta eficacia de su eliminación.

Inventarios nacionales basados en el Instrumental del PNUMA

53. Varios países han preparado, o están en vías de preparar un inventario nacional de las emisiones de mercurio que utilizan el Instrumental del PNUMA (PNUMA, 2005 y PNUMA, 2010). Los inventarios mencionados a continuación han sido presentados oficialmente al PNUMA y se pueden consultar en el sitio web del PNUMA.

54. En América del Sur y Centroamérica, Chile, Ecuador, México, Panamá y la República Dominicana han presentado estimaciones. Se estimó que las emisiones antropógenas de mercurio a la atmósfera en Chile eran del orden de 1,7 a 9 toneladas anuales (Gobierno de Chile, 2008); cifra que está por debajo del estimado de 12,6 toneladas que figura en el informe PNUMA/AMAP (2008). En el inventario de emisiones de Panamá, basado también en el Instrumental del PNUMA, se obtuvieron estimaciones de las emisiones de mercurio a la atmósfera de 0,24 a 4,8 toneladas anuales (Autoridad Nacional del Ambiente, Panamá, 2009), frente a las estimadas de 0,8 toneladas en el informe PNUMA/AMAP. El Ecuador calculó emisiones antropógenas de mercurio entre 0,9 a 16 toneladas en 2005 (Ministerio del Ambiente, Ecuador, 2008), frente a estimaciones de 6,5 toneladas en el documento PNUMA/AMAP. México comunicó emisiones de 50 toneladas en 2004; mientras que la estimación hecha en el informe PNUMA/AMAP (2008) para México fue de 14,7 toneladas de todas las fuentes consideradas. La República Dominicana comunicó emisiones de mercurio a la atmósfera de 1,1 toneladas (Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2010), frente a una estimación de 0,654 toneladas en el informe PNUMA/AMAP.

55. Varios países de Asia han presentado las siguientes estimaciones nacionales de las emisiones de mercurio a la atmósfera valiéndose del Instrumental del PNUMA:

- Camboya: 0,8 a 14,8 toneladas (aunque el desglose entre las emisiones a la atmósfera y al agua no son muy precisas en este caso), frente a una estimación de 2,3 (1,4 a 3,3 toneladas) en el informe PNUMA/AMAP (2008);
- Pakistán: 2, 1 a 5,7 toneladas frente a 5,9 (3,5 a 8,3 toneladas) en el documento PNUMA/AMAP (2008);
- Filipinas: 80,7 toneladas (de las cuales 32 toneladas se atribuyen a la producción de energía geotérmica y 39,5 toneladas a la producción de oro) frente a 14,4 (8,6 a 20,1 toneladas) en el documento PNUMA/AMAP (2008);
- República Árabe Siria: 1,3 a 7,1 toneladas frente a una estimación de 0,7 (0,4 a 1,0 toneladas) en el informe PNUMA/AMAP (2008);

- Yemen: 0,2 a 1,8 toneladas frente a una estimación de 0,4 (0,2 a 0,5 toneladas) en el informe PNUMA/AMAP (2008).

56. En África, se han producido inventarios basados en el Instrumental del PNUMA para:

- Burkina Faso: 0,5 toneladas frente a una estimación de 2,4 (1,2 a 3,6 toneladas) en el informe PNUMA/AMAP (2008); y
- Madagascar: 15 toneladas (relacionadas en gran medida con la eliminación de desechos) frente a una estimación de 0,9 (0,4 a 1,3 toneladas) en el informe PNUMA/AMAP (2008).

57. Cabe señalar que algunos de estos inventarios nacionales tienen todavía carácter preliminar y la comparación directa de las estimaciones totales de las emisiones con las del informe PNUMA/AMAP (2008) tal vez no siempre sea apropiada debido a las fuentes incluidas (por ejemplo, la producción de energía geotérmica en el caso de Filipinas, que no se aborda en el informe PNUMA/AMAP). Por lo mismo, las emisiones dimanantes de la combustión de carbón distintas de las centrales eléctricas (por ejemplo, el uso de carbón en los hogares para la calefacción y para cocinar) no se cuantifican en muchos de los inventarios nacionales y están sujetas a grandes incertidumbres en todos los inventarios en los que fueron incluidas.

58. Todavía la mayoría de los países, incluidos los principales países emisores, no han preparado sus inventarios nacionales o, en todo caso, están incompletos. Cuando no existen esos inventarios, los cálculos basados en los datos estadísticos disponibles (recopilados a nivel mundial), los factores de emisión y las hipótesis sobre la tecnología y las prácticas son la única manera de inferir las estimaciones cuantitativas de las emisiones mundiales. Estos cálculos presentan cierta incertidumbre, que se calculó en un 25% en el informe AMAP/PNUMA (2008) en el caso de la combustión estacionaria de combustibles fósiles y en 30% en el caso de los sectores de producción de metales no ferrosos, hierro y acero y en la producción de cemento. En cuanto a la eliminación de desechos, la incertidumbre es mucho mayor, hasta un factor de 5. En lo relativo a la producción de mercurio y oro, no se hizo estimación alguna de la incertidumbre debido a la gran incertidumbre en el cálculo de las emisiones dimanantes de la producción artesanal de oro. Se indicó también la incertidumbre de las estimaciones de las emisiones totales para diferentes regiones que variaba entre 27 y 30% para América del Norte, Europa y Australia, y de 40 a 50% para el resto del mundo. En el presente estudio no se han revisado esas incertidumbres, aunque se dispone de muchos más inventarios de las emisiones nacionales (que se presentan en esta sección) con información valiosa que permite la preparación de inventarios de las emisiones que aumentarán la exactitud en el futuro. Además de las incertidumbres relacionadas con el uso de datos estadísticos y factores de emisión mundiales, cabe señalar también que posiblemente las emisiones hayan cambiado desde el año de base 2005 utilizado en el informe AMAP/UNEP (2008). El aumento del uso de la energía y la producción industrial pueden haber aumentado las emisiones de mercurio en algunas regiones, mientras que las medidas para reducir las emisiones de contaminantes a la atmósfera o las medidas especificas para reducir las emisiones de mercurio pueden haber dado lugar a una reducción de las emisiones de mercurio en otros sectores y regiones. Un ejemplo de ello es China donde, según la información presentada por el país para este estudio, las emisiones de mercurio dimanantes de las termoeléctricas alimentadas con carbón han disminuido en 35 toneladas entre 2005 y 2008, fundamentalmente como resultado de un mayor rendimiento energético en el sector y de las medidas para reducir las emisiones de SO_2.

4. Control, eficacia y costo de las emisiones

59. Esta sección se propone hacer una introducción de las tecnologías disponibles para reducir las emisiones de mercurio en los sectores seleccionados, sus rendimientos y los costos correspondientes, el control conjunto del mercurio y los contaminantes atmosféricos, así como un breve análisis general y ejemplos de cómo proceder para el cálculo de los costos.

4.1. Control primario de las emisiones

60. El mercurio entra en los procesos de combustión o en los procesos industriales a altas temperaturas analizados en el presente estudio como componente de menor importancia del combustible, la materia prima utilizada en el proceso o los desechos (en la incineración), y una fracción variable de este mercurio será emitida a la atmósfera después de la combustión. Pese a que el método más práctico de reducción de las emisiones de mercurio probablemente sea mediante controles de los gases de escape, en muchos casos, otras medidas pueden desempeñar una importante función. Una de las medidas de control primario es, pues, reducir la cantidad de mercurio en el combustible, las materias primas o los desechos antes de que se produzca la combustión. Otro procedimiento general para reducir las emisiones es aumentar el rendimiento de las operaciones, con lo que disminuye la cantidad de combustible o de materias primas utilizados y, por ende, las emisiones de mercurio y otros contaminantes resultantes.

61. Hay algunas medidas de carácter más general que se pueden considerar como mejor práctica y que pueden ser eficaces para reducir las emisiones de mercurio de todo tipo, por regla general, a bajo costo, en particular si se compara con los costos generales de establecer y por en funcionamiento una planta (PNUMA 2006, PNUMA en preparación, 2010):

- *Capacitación, educación y motivación del personal y los operadores.* Los procesos industriales están bajo la supervisión de personas. Por esa razón, la formación apropiada y específica del personal puede ser una manera eficaz en función de los costos de reducir las descargas de sustancias peligrosas.
- *Optimización del control de los procesos.* Para poder reducir diferentes contaminantes simultáneamente y mantener bajas emisiones, es imprescindible prestar una atención rigurosa al control del proceso.
- *Mantenimiento periódico.* Para mantener la eficacia de las unidades técnicas de los procesos industriales y mantener los sistemas de reducción correspondientes funcionando a un alto nivel, hay que velar por un mantenimiento adecuado de rutina.
- *Conocimiento operacional de la importancia de la gestión ambiental.* Un sistema de gestión ambiental que defina con claridad las responsabilidades respecto de las operaciones ambientalmente pertinentes es un instrumento necesario de una gestión responsable. Aumenta los conocimientos al tiempo que incluye los objetivos y las medidas, el proceso y las instrucciones de trabajo, las listas de comprobación y otra documentación pertinente, según proceda.

62. Para el control de las emisiones de mercurio en los gases de combustión después del proceso de combustión, se pueden aplicar algunos métodos técnicos diferentes. En muchos casos, el control conjunto de las emisiones de mercurio y de otros contaminantes atmosféricos se logra cuando se emplean tecnologías de control de las emisiones a la atmósfera. Para el control adicional de las emisiones de mercurio a la atmósfera, se han creado tecnologías de control específicas a menudo basadas en la adición de sorbentes, como el carbón activado (tratado químicamente o no) para atrapar el mercurio.

63. En el caso de los sectores seleccionados en este estudio, muchos de los controles conjuntos que se podrían aplicar y de las tecnologías de control específico del mercurio son parecidos y, por consiguiente, no se presentan por separado por cada sector en este documento. Sin embargo, debido a las variaciones entre sectores y dentro de éstos, en los epígrafes a se analiza información más específica de cada sector.

4.2. Control conjunto del mercurio y los contaminantes atmosféricos

64. Las modernas plantas de combustión y de procesos industriales y muchas plantas más viejas, que han sido modernizadas, cuentan con una gama de equipos diferentes para la reducción de las emisiones (Cuadro 3). Para varias de las tecnologías de reducción, el objetivo primordial es un tipo de contaminante, pero la tecnología también puede contribuir a la eliminación de otros contaminantes dimanantes de los gases de combustión, por ejemplo, los filtros de tela realizan una función secundaria en relación con el control de los gases ácidos y lo mismo hace el depurador por vía húmeda en relación con el control de las partículas. A menudo hace falta una combinación de diferentes sistemas de control para lograr el control deseado de diversos contaminantes. Por regla general, el equipo de reducción instalado es el que se destina a la reducción de las emisiones de contaminantes, como son las partículas (MP, materias particuladas), el dióxido de azufre (SO_2) y los óxidos de nitrógeno, que en diverso grado también pueden afectar las emisiones de mercurio. Para lograr las reducciones de mercurio que excedan los niveles ya alcanzados como beneficio conjunto de las tecnologías más comunes de reducción de los contaminantes atmosféricos, hace falta aplicar otras medidas para reducir específicamente el mercurio.

Cuadro 3. *Algunas tecnologías comunes de control de los contaminantes atmosféricos (fundamentalmente las incluidas en la guía de inventarios de emisiones de contaminantes atmosféricos EMEP/EEA, 2007).*

Tecnologías de control de los contaminantes atmosféricos	**Descripción**
Filtros de tela	Se trata de un material semipermeable en la forma de bolsas o mangas que atrapan las partículas y que se montan en un compartimento estanco (cámara de filtros) dividido en varias secciones. Los filtros de tela se utilizan también como segunda etapa en los sistemas de control de los gases ácidos (por ejemplo, el control del SO_2).
Precipitadores electrostáticos	Aplican el principio de atracción electrostática para eliminar partículas retenidas de los gases de combustión. Consisten en filas de electrodos de descarga (alambres o delgadas varillas de metal), a las que se aplica alto voltaje, y que atraviesa el conjunto de filas paralelas de placas de metal, que recolectan las partículas cargadas.
Depuradores por vía húmeda	Elimina gases ácidos (por ejemplo, HCl, HF y SO_2) lavando los gases de combustión en una torre de reacción diseñada para facilitar en gran medida el contacto entre los gases y el líquido. En la primera etapa, los gases se enfrían rociando agua, y eliminan el HCl, el HF, algunas partículas y algunos metales pesados. En la segunda etapa, se utiliza hidróxido de calcio u otro álcali idóneo para eliminar el SO_2 y todo el HCl restante. Con la depuración por vía húmeda con cal/piedra caliza, la eficacia de la reducción del SO_2 es de > 90%. A veces se emplean también depuradores por vía húmeda con el objetivo primordial de eliminar partículas. La mayoría de los sistemas de desulfuración de los gases de combustión utilizados en todo el mundo son depuradores de piedra caliza por vía húmeda.
Depuradores por vía semiseca /sistemas de absorción por rociadura (secado por aspersión)	Utilizan una suspensión reactiva alcalina (por regla general, hidróxido de calcio), que se introduce como una rociadura de gotitas finas. Los gases ácidos (por ejemplo, SO_2) son absorbidos en la etapa acuosa sobre la superficie de estas gotitas y neutralizados; el calor de los gases de combustión va secando la suspensión hasta formar un producto seco, que se recoge en un precipitador electrostático o en filtros de tela. La eficacia de la reducción del SO_2 es de > 90%.

Tecnologías de control de los contaminantes atmosféricos	Descripción
Sistemas de inyección en seco	Supone la inyección de un reactivo alcalino (por ejemplo, hidróxido de calcio o bicarbonato de sodio) como polvo seco y fino para eliminar y neutralizar los gases ácidos. El producto neutralizado se recoge comúnmente en un filtro de tela.
Reducción selectiva no catalítica (RSNC) y reducción selectiva catalítica (RSC)	La finalidad es reducir los óxidos de nitrógeno en los gases de combustión. El proceso de reducción selectiva no catalítica supone la inyección de amoníaco o urea cerca del horno. El sistema de reducción selectiva catalítica se basa en reacciones selectivas con aditivos inyectados en presencia de un catalizador. Los aditivos utilizados son fundamentalmente amoníaco (gaseoso y en solución), y también urea. La reducción de las emisiones de óxidos de nitrógeno mediante la reducción selectiva no catalítica puede ser limitada (hasta el 50%) pero en el caso de la reducción selectiva catalítica es de entre 70 y 95%.
Adsorción que utiliza carbón activado/coque de lignito activado	Se han creado varias tecnologías diferentes para el control del mercurio, los compuestos orgánicos volátiles y las dioxinas. Estos sistemas pueden ser también muy eficaces para eliminar el HCl y el SO_2.

65. Los filtros de tela y los precipitadores electrostáticos se utilizan primordialmente para reducir las partículas contenidas en los gases de combustión, pero pueden también, en cierta medida, reducir las emisiones de mercurio a la atmósfera eliminando el mercurio adsorbido en las partículas. La eficiencia de la eliminación del mercurio de los filtros depende de la capacidad de eliminación de partículas de pequeño tamaño que tenga el filtro, en el que el mercurio puede ser adsorbido y de la presencia de componentes en la corriente de gases de combustión que puedan ser captados en los filtros y servir como lugar donde adsorber el mercurio.

66. Los sistemas destinados a eliminar el SO_2 (y otros gases ácidos) de los gases de combustión, llamados también sistemas de desulfuración de los gases de combustión, son depuradores por vía húmeda, depuradores por vía semiseca/sistemas de absorción por atomización e inyección en seco. Todos se basan en la reacción del SO_2 con un agente alcalino añadido como sólido o como suspensión o solución del agente en el agua para formar las respectivas sales. El uso de procesos de desulfuración de gases de combustión puede reducir también las emisiones de partículas y las emisiones de mercurio y de otros metales. Otros sistemas húmedos se configuran fundamentalmente para eliminar partículas, pero también reducirán las emisiones de gases solubles en agua, como el SO_2.

67. La finalidad de la reducción selectiva no catalítica y la reducción selectiva catalítica es reducir las emisiones de óxidos de nitrógeno, lo que puede surtir un efecto positivo en la eliminación del mercurio al aumentar la oxidación del mercurio elemental a formas divalentes.

68. El control conjunto de las emisiones de mercurio dimanantes de fuentes de combustión se determina fundamentalmente por la capacidad del sistema de control de la contaminación atmosférica (filtros o depuradores) instalado para adsorber el mercurio de la etapa gaseosa a la sólida o líquida, que entonces puede ser separada del gas circulante. La combustión del carbón libera mercurio en la forma de mercurio oxidado (Hg^{2+}), elemental (Hg^0) o en partículas (Hg^p). El mercurio está presente en el carbón en trazas, y el proceso de combustión lo libera en los gases de escape como mercurio elemental, que posteriormente puede ser oxidado a medida que se va enfriando el gas de combustión. Las especies oxidadas son adsorbidas de inmediato en los sorbentes líquidos y sólidos y, por consiguiente, pueden ser eliminadas con más eficacia del gas de combustión. El mercurio que se adsorbe en las superficies sólidas se conoce como mercurio adherido a las partículas. La formación de especies oxidadas depende de la temperatura, pero

también de la composición del gas de combustión que, a su vez, depende de las condiciones de combustión, la composición del combustible y la presencia de aditivos, etc. La presencia de cloro en el carbón es un ejemplo de un parámetro importante. De costumbre, concentraciones más altas de cloro en el carbón producen una concentración más alta de especies de cloro en el gas de combustión y una oxidación más eficaz del Hg^0 en forma divalente. A todos los efectos prácticos, la especiación del mercurio está determinada por algunos parámetros y puede ser también sumamente variable. El mercurio oxidado prevalece más en el gas de combustión dimanante de la quema de carbón bituminoso, y es relativamente fácil captarlo utilizando controles del SO_2, como los depuradores por vía húmeda a base de piedra caliza. El mercurio ligado a las partículas es también relativamente fácil de captar en los actuales dispositivos de control de partículas. El mercurio elemental, que prevalece más en los gases de combustión del lignito y el carbón subbituminoso, es más difícil de captar con los actuales controles de la contaminación.

69. Se puede obtener información adicional sobre las técnicas disponibles pertinentes para los sectores seleccionados en, por ejemplo, los documentos relativos a la labor de la Oficina Europea de Control y Prevención Integrados de la Contaminación (IPPC) (Best available technique REFerence (BREF) en http://eippcb.jrc.es/reference/, o en el manual sobre factores de emisión de la Environmental Protection Agency (USEPA) de los Estados Unidos (USEPA, AP-42) en http://www.epa.gov/ttnchie1/ap42/ y en el Clean Air Technology Center de la USEPA, que figura en http://www.epa.gov/ttn/catc/.

4.3. Combinación de diferentes tecnologías de control para optimizar el control del mercurio

70. El control de las emisiones de mercurio procedentes de las fuentes de combustión se puede lograr mediante algunas medidas diferentes o una combinación de medidas de control. Las tecnologías de control de la contaminación atmosférica (destinadas primordialmente a otros contaminantes, pero que hasta cierto punto reducirán también las emisiones de mercurio) se explican en la sección 4.2. En las subsecciones pertinentes del capítulo 5 relativas a cada sector, se ofrecen ejemplos de los controles específicos del mercurio disponibles. Para formular las estrategias apropiadas de control del mercurio, se deben considerar combinaciones de tecnologías de control de la contaminación atmosférica y tecnologías específicas para controlar el mercurio. El tipo de dispositivos de control de la contaminación atmosférica que se instalen dependerá también, claro está, de otras prioridades como la reducción de las emisiones de partículas o de dióxido de azufre. Por eso, es difícil presentar combinaciones de diferentes tecnologías de control que sean, en general, aplicables para un control óptimo de las emisiones de mercurio sin el conocimiento de la situación real del control de la contaminación atmosférica en general. Otros parámetros que afectarán la selección de opciones de control posibles son la especificación tecnológica de la fuente de emisión y las características del gas de combustión (por ejemplo, otros componentes, especiación del mercurio).

71. De los cuatro sectores seleccionados en este estudio, abunda más la información acerca del control del mercurio en las centrales eléctricas alimentadas con carbón, basada fundamentalmente en investigaciones realizadas en los EE.UU. (véase la sección 5.1). En relación con este sector y en las condiciones específicas de las termoeléctricas de los EE.UU. objeto de estudio, se puede lograr una importante reducción de las emisiones de mercurio inyectando carbón activado, posiblemente complementado con otros dispositivos para la eliminación de partículas, como filtros de telas. Por ejemplo, la inyección de carbón activado ya está reduciendo el mercurio en un 90% en

aproximadamente 30 calderas de los EE.UU. (GAO, 2009; NESCAUM, 2010)[4]. El carbón activado se puede tratar o, como se ha hecho en fecha más reciente, someter a tratamiento químico, en particular con halógenos, como bromo o cloro. El tratamiento químico aumenta la proporción de mercurio oxidado (Hg^{2+}) en el gas de combustión, lo que aumenta la eficacia de la desulfuración de los gases de combustión y de los precipitadores electrostáticos en la eliminación del mercurio (Weem, 2010). Esto interesa en particular en el caso del lignito de baja calidad o de los carbones subbituminosos. Se sigue perfeccionando y poniendo a prueba la técnica de inyección de carbón activado sometido a tratamiento químico, aunque también ya se puede adquirir en la red comercial en los EE.UU.

72. La inyección de carbón activado se ha aplicado fundamentalmente en las centrales eléctricas que cuentan con un equipo de control de la contaminación atmosférica (por ejemplo, un precipitador electrostático, desulfuración, control de óxidos de nitrógeno). Tal vez solo haga falta seguir ensayando y estudiando la eficacia de la inyección de carbón activado en las centrales alimentadas con carbón dotadas de, por ejemplo, un precipitador electrostático. Pese a que la inyección de carbón activado y otros controles directos del mercurio pueden funcionar bien junto con otros controles de la contaminación atmosférica, no siempre puede ocurrir que haga falta controles más modernos de las emisiones para el funcionamiento apropiado de los controles del mercurio. Ahora bien, dado que la finalidad de los controles específicos del mercurio es aumentar la cantidad de mercurio adsorbido en las partículas, el control de las emisiones de partículas (por ejemplo, precipitadores electrostáticos y filtros de tela) es un requisito básico. Para la formulación de las proyecciones nacionales de las emisiones de mercurio y de estrategias de reducción de las emisiones, hace falta pues, como primera medida, evaluar el estado técnico actual y proyectado del control de las emisiones de contaminantes atmosféricos. En regiones donde solo se controlan las emisiones de partículas y no se proyecta aplicar controles de otros contaminantes atmosféricos, cabe la posibilidad de considerar el empleo directo de sorbentes o de agentes oxidantes. También se puede considerar la aplicación de medidas previas a la combustión, como el lavado del carbón o la mezcla de combustibles (con combustible de menor contenido de mercurio).

4.4. Costo y eficacia del control del mercurio

73. Para la estimación de los costos del control de las emisiones de mercurio es indispensable conocer el estado en que se encuentran las fuentes de emisiones, incluso las descripciones tecnológicas del control actual y futuro de la contaminación atmosférica. Por eso, si se han aplicado o se están aplicando controles con fines de frenar las emisiones de contaminantes distintos del mercurio (por ejemplo, MP, dióxido de azufre, óxidos de nitrógeno) para cumplir las normas pertinentes relativas a la contaminación atmosférica, el costo de la reducción de las emisiones de mercurio resultante se considera cero. El costo real del control del mercurio debería considerarse solamente como costo de las medidas adoptadas concretamente para reducir las emisiones de mercurio. Toda la información sobre costos que se ofrece en el presente informe deberá ser evaluada en ese contexto. Por último, está claro que los costos del control del mercurio dependen también del grado de control del mercurio que se logre.

74. En las siguientes secciones específicas de este sector, se presenta información general sobre los costos del control del mercurio basada fundamentalmente en estudios llevados a cabo en Europa y América del Norte.

[4] El Institute of Clean Air Companies tiene una lista de 155 controles de mercurio mediante inyección de carbón activado que se ha aplicado en centrales eléctricas de los EE.UU. y el Canadá a partir de junio de 2010; muchos de los cuales ya están funcionando. http://www.icac.com/files/members/Commercial_Hg_Bookings_060410.pdf

75. Los costos de modernización de las tecnologías de control de los contaminantes en una instalación existente son, por regla general, superiores cuando se incluyen medidas análogas en el diseño de una instalación nueva. Ello obedece a factores como un rendimiento más bajo de las instalaciones viejas, necesidades especiales de espacio y diseño de la nueva tecnología y pérdida de ingresos ocasionada por la instalación y el consiguiente período de inactividad en la producción. Los gastos de inversión anuales pueden ser más altos también ya que la planta existente podría funcionar durante menos tiempo que la nueva, de ahí que sean menos los años que quedarían para distribuir los costos de inversión. Por regla general, se supone que los costos de modernización relacionados con las tecnologías más costosas, como la desulfuración de gases de combustión y la reducción selectiva catalítica, añaden un 30% a los costos anuales de capital, mientras que los costos de modernización de las tecnologías de control de partículas son mucho más bajos.

76. La reducción de las emisiones de mercurio, lograda mediante diferentes combinaciones de instalaciones de control se indica en los cuadros 4 y 5, y en los siguientes capítulos relativos a cada uno de los cuatro sectores que abarca el presente estudio. En algunos de los cuadros se ofrece una sola cifra en relación con la eficacia de la eliminación para cada combinación de tecnologías de control, como mejor estimación general de la eficacia de la reducción. En realidad, la eficacia de la eliminación debería considerarse más bien como conjunto de valores, debido a que la eliminación en cualquiera de las plantas depende de una multitud de factores, como la calidad del carbón, las condiciones de combustión, etc.

77. Es importante también señalar que la eficacia de los controles del mercurio en el presente informe se presenta como reducción porcentual de las emisiones de mercurio. Las emisiones totales de una instalación dependerán de otros factores, como la actividad total y la cantidad de mercurio en los materiales de entrada o de alimentación (por ejemplo, carbón, menas, desechos).

78. Es característico que el costo de inversión (capital) refleja el costo de adquirir el equipo y la infraestructura, los instrumentos y los controles necesarios. Además, incluyen costos de flete e instalación, impuestos, así como los honorarios por servicios técnicos.

79. Los costos de funcionamiento y conservación reflejan el costo de la fuerza de trabajo, el costo de la energía, el costo de la conservación, la sustitución periódica de artículos, el costo del control, así como el costo variable del material de adsorción que se añade. Estos costos se pueden compensar en parte con la venta de subproductos especiales para reducir la contaminación, como el yeso obtenido a partir de la desulfuración de gases de combustión de la caliza por vía húmeda. Algunos costos de funcionamiento y mantenimiento, como los costos de la fuerza de trabajo y la energía, suelen ser característicos de un país y pueden, en cierta medida, ser diferentes de un país a otro. En el presente informe, los costos se basan primordialmente en los costos comunicados por los Estados Unidos o Europa, aunque se pueden calcular costos más exactos específicos de un país ajustando el PIB/la paridad del poder adquisitivo per cápita de ese país. Ahora bien, en el caso de tecnologías dedicadas a la eliminación del mercurio, estos costos son solo una pequeña fracción del total de gastos de funcionamiento y mantenimiento y tal vez no sea necesario dicho ajuste. En algunos casos, los costos de la vigilancia obligatoria de las emisiones se incluyen también en los costos de funcionamiento y mantenimiento.

80. La EPA de los EE.UU. (2005) informa de un intervalo de incertidumbre en los datos sobre costos del orden de -30 a +80%. Es característico que los costos de las tecnologías que se encuentran en la etapa inicial de aplicación vayan disminuyendo con el tiempo. Los costos también están muy relacionados con el lugar, de ahí que sea normal que se presenten como costos indicativos extraídos de un conjunto de publicaciones relacionadas con plantas de diferentes tamaños y localizaciones, lo que hace menos cierta la extrapolación a otras plantas.

81. Sobre la base de una evaluación de los costos del control realizada en el proyecto de investigación europeo ESPREME, se estableció una base de datos de los costos[5] y la eficacia de algunas opciones de control diferentes. Los ejemplos de costos anualizados de determinadas combinaciones de tecnologías para la reducción de los contaminantes por actividad y su eficacia para la reducción de las emisiones de mercurio en la combustión de carbón en los sectores de los metales no ferrosos, el cemento y la incineración de desechos publicados en Pacyna y otros 2010, figuran en los cuadros 4, 5 y 6. Obsérvese que el análisis de otras opciones de control se reproduce en el capítulo 5 del presente informe.

Cuadro 4. *Ejemplo de costos de control de las emisiones y de eficacia de la eliminación en relación con la combustión de carbón extraído de Pacyna y otros 2010.*

Tecnología de control de las emisiones	Reducción estimada de Hg (%)	Costos anuales[b] (en dólares EE.UU. a precios de 2008/MVhe)		
		Costo de inversión	Costos de funcionamiento y mantenimiento	Costo total
Precipitador electrostático seco	> 63	0,5	0,9	1,4
Filtros de tela	> 93	0,5	1,5	1,9
Filtros de tela + depurador por vía húmeda o seca+inyección de sorbente	> 98	2,7	3,0	5,7
Precipitador electrostático en seco + depurador por vía húmeda o seca + inyección de sorbentes	> 98	2,7	2,4	5,1

a. Cabría esperar costos de explotación anuales de cerca de 20 dólares EE.UU./MVh en el caso de nuevas tecnologías, como oxidación electrocatalítica o ciclo combinado de gasificación integrada.

[b] La exactitud de las estimaciones de costos del cuadro es del orden de ± 50%.

[5] Se basa en costos de inversión/capital para un presunto ciclo de vida de la tecnología de **15 años**, que incluye un tipo de descuento del 4%.

Cuadro 5. *Ejemplos de costos del control de las emisiones y de su eficacia relacionados con la producción de metales no ferrosos y de cemento extraídos de Pacyna y otros (2010).*

Sector	Indicador específico de la actividad	Tecnología de control de las emisiones	Reducción de Hg (%)	Costos anuales [a] (USD 2008/SAI)		
				Costo de inversión	Costo de funcionamiento y mantenimiento	Costo total
Plomo primario	Tonelada métrica plomo primario	precipitador electrostático en seco	5	0,1	0,04	0,1
	tonelada métrica plomo primario	filtros de tela	10	0,1	1,1	1,2
	tonelada métrica plomo primario	Inyección de carbón activado +filtros de tela+desulfuración de gases de combustión	90	2,5	1,3	3,8
Zinc primario	tonelada métrica zinc primario	precipitador electrostático en seco	5	0,1	0,06	0,2
	tonelada métrica zinc primario	filtros de tela	10	4,5	1,1	5,6
Cobre primario	tonelada métrica cobre primario	filtros de tela	5	1,8	13,8	15,6
	tonelada métrica cobre primario	Filtros de tela – tecnología moderna	10	3,9	25,7	29,5
Plomo secundario	tonelada métrica plomo secundario	precipitador electrostático en seco	5	0,1	0,06	0,2
	tonelada métrica plomo secundario	filtros de tela	10	6,8	1,1	7,9
Zinc secundario	tonelada métrica zinc secundario	precipitador electrostático en seco	5	0,1	0,06	0,2
	tonelada métrica zinc secundario	filtros de tela	10	0,1	1,4	1,5

Sector	Indicador específico de la actividad	Tecnología de control de las emisiones	Reducción de Hg (%)	Costos anuales [a] (USD 2008/SAI)		
				Costo de inversión	Costo de funcionamiento y mantenimiento	Costo total
Cobre secundario	tonelada métrica cobre secundario	precipitador electrostático en seco	5	10,9	15,9	26,8
	tonelada métrica cobre secundario	filtros de tela	10	6,6	44,0	50,6
Producción de cemento	tonelada métrica cemento	filtros de tela	5	0,2	0,2	0,4
	tonelada métrica cemento	filtros de tela – optimizado	98	0,4	0,4	0,8
	tonelada métrica cemento	desulfuración húmeda de gases de combustión	90	1,4	0,5	1,8

[a] La exactitud de las estimaciones de costos del cuadro es de ± 50%.

Cuadro 6 *Ejemplo de costos del control de las emisiones y de la eficacia de la eliminación en el caso de la incineración de desechos extraído de Pacyna y otros 2010.*

Tecnología de control de las emisiones	Reducción de Hg (%)	Costos anuales[a] (dólares EE.UU. a precios de 2008/tonelada métrica de desechos)		
		Costo de inversión	Costo de explotación	Costo total
Depurador por vía húmeda con aditivos alcalinos – eficacia media si se controlan las emisiones	20	0,1	0,1	0,2
Separación de los desechos – medio	60	0,6	0,6	1,2
Precipitador electrostático en seco	70	1,8	7,0	8,8
Precipitador electrostático en seco + depurador por vía húmeda + carbón activado con cal + filtros de tela	99	2,3	2,5	4,8
Depurador de dos etapas + precipitador electrostático por vía húmeda –	90	2,3	1,8	4,1
Inyección de carbón activado +filtros de tela	80	2,2	4,0	6,2
Inyección de carbón activado + depurador venturi + precipitador electrostático por vía seca –	95	5,3	6,2	11,4
Inyección de carbón activado + depurador venturi con lechada +sosa cáustica + filtros de tela	99	5,8	7,1	12,7

[a] La exactitud de las estimaciones de gastos de este cuadro es del orden de ± 50%.

5. Caracterización de los sectores seleccionados

82. La finalidad de este capítulo es ofrecer breves descripciones técnicas e información acerca de las emisiones de mercurio a la atmósfera, con hincapié en las opciones disponibles para controlar las emisiones de mercurio en los sectores seleccionados y los costos conexos. Se presentan también ejemplos de estimaciones de gastos para distintas instalaciones.

En el proyecto de documento de orientación del PNUMA sobre optimización de los procesos (PNUMA 2010 en preparación) figura información más detallada sobre las termoeléctricas alimentadas con carbón

5.1. Combustión de carbón en termoeléctricas y calderas industriales

83. La finalidad de la combustión de carbón es proporcionar calor y electricidad para la industria y la sociedad en general. La combustión de carbón se puede lograr utilizando varias tecnologías diferentes.

5.1.1. Origen del mercurio y emisiones de la combustión de carbón

84. El mercurio se halla presente naturalmente en el carbón en la forma de oligoelemento y se libera durante la combustión, pasando a la atmósfera por la vía de los gases de combustión. Las concentraciones de mercurio en el carbón varían de una región geográfica a otra y suelen ser del orden de 0,1 a 0,3 ppm, aunque también se pueden encontrar niveles distintos a estos y valores hasta de 1 ppm que han medido en el lignito algunos laboratorios acreditados. USGS publicó recientemente un Inventario Mundial de la Calidad del Carbón con más de 1500 muestras de carbón de todo el mundo, y uno de los parámetros analizados era el contenido de mercurio (disponible en http://pubs.usgs.gov/of/2010/1196).

5.1.2. Tecnologías para la combustión de carbón

85. La combustión de carbón pulverizado es la tecnología de combustión de carbón que predomina en todo el mundo y se suele emplear en unidades más grandes, ya sea que se trate de la tecnología tradicional de vapor de primera generación, con rendimiento de hasta el 40%, calculada sobre la base de un valor calorífico neto (VC neto) de una tecnología de vapor en estado supercrítico de segunda generación, con un rendimiento de hasta 47% (VC neto). Se pueden lograr rendimientos parecidos con la tecnología del ciclo combinado de gasificación integrada (IGCC), aunque apenas se está empezando a aplicar a la combustión de carbón como resultado de su ventaja especial para la captación y el almacenamiento del carbón. La combustión en lecho fluido se utiliza un poco menos, aunque actualmente solo en las unidades grandes con rendimientos de hasta 44% (VC neto). Tanto la combustión de carbón pulverizado como la combustión en lecho fluido requieren el tratamiento previo del carbón mediante trituración, etc. para lograr fracciones de tamaño idóneo del carbón. Los sistemas de control de las emisiones de estas unidades, por regla general, más grandes son comunes y económicamente viables. Durante un siglo, los sistemas de fogón se han utilizado en calderas de pequeño tamaño que se alimentan con carbón grueso para la combustión. Estos sistemas tienen relativamente poco rendimiento y son inestables debido al restringido acceso del oxígeno al material combustible. La tecnología del ciclo combinado de gasificación integrada convierte el carbón en gas antes de la combustión, con lo que se logran bajas emisiones sin tener que aplicar controles de reducción secundarios que son costosos.

86. La tecnología de combustión de carbón pulverizado está bien desarrollada, y existen miles de unidades en todo el mundo (Clean Coal Centre del OIE). La combustión de carbón pulverizado se puede utilizar para encender una amplia diversidad de carbones, aunque no siempre es apropiada para las que tienen un alto contenido de cenizas.

87. La combustión en lecho fluido consiste en un lecho de materia inerte que es agitado o "fluidizado" por medio de aire precalentado inyectado mediante una placa porosa o una parrilla desde abajo. El resultado es una mezcla turbulenta de gases y sólidos. La acción de agitación, muy parecida al borboteo de un líquido, crea reacciones químicas efectivas y transferencia de calor. Las emisiones de contaminantes atmosféricos relativamente bajas típicas de la combustión en lecho fluido se logran mediante bombeo de aire, la adición de piedra caliza y temperaturas de combustión de unos 750 a 950 °C. La combustión en lecho fluido es particularmente apropiada para los carbones ricos en cenizas y combustibles de diversa calidad (EMEP/EEA, 2009, CE 2006). Sin embargo, tiene la ventaja de crear una gran corriente de desechos debido a que no puede utilizar los productos del proceso de desulfuración de la manera en que se utiliza el yeso de la desulfuración de los gases de combustión obtenido de la combustión de carbón pulverizado.

88. La combustión en las centrales eléctricas convierte la energía química almacenada en los combustibles a energía eléctrica o calor, o ambos. Las plantas de calor y energía combinados tienen un mayor rendimiento al utilizar la energía liberada, mientras que en las centrales de tipo fogón más viejas, las pérdidas totales de energía al medio ambiente podrían llegar al 70% de la energía química de los combustibles, según el tipo de combustibles y la tecnología específica. En una central moderna de alto rendimiento, las pérdidas se reducen a cerca de la mitad de la energía química contenida en los combustibles. En una planta de calor y energía combinados, una fracción mayor de la energía en el combustible se distribuye a los usuarios finales, ya sea como electricidad o como calor (para los procesos industriales o la calefacción residencial o para usos análogos). En el Documento de consulta de la UE sobre la mejor técnica disponible para las grandes plantas de combustión se establece la norma de generación combinada de calor y energía para la combustión de carbón con un rendimiento de 70 a 90% (VC neto).

5.1.3. Medidas de control en la combustión de carbón

89. Una medida de control primario es reducir la cantidad de mercurio en el combustible, por ejemplo seleccionando un carbón que tenga naturalmente un bajo contenido de mercurio, mediante el tratamiento previo del carbón o mediante planes de sustitución del combustible (por ejemplo, sustitución del carbón con gas natural o fuentes de energía renovable). Otro método general para reducir las emisiones es aumentar el rendimiento operacional, con lo que disminuiría la cantidad de combustible necesario y, por ende, la emisión de mercurio y otros contaminantes resultantes. Para controlar las emisiones de mercurio después de la combustión, cabe aplicar diversas medidas técnicas de control específicas del mercurio y de control de la contaminación atmosférica. A continuación se ofrecen resúmenes sucintos de estas opciones.

Tratamiento previo del carbón

90. Aparte de la calidad del carbón y de su contenido de mercurio, la química del mercurio en el carbón influye también en las emisiones de mercurio dimanantes de la combustión de carbón. El carbón de diferentes regiones geográficas puede presentar características muy diferentes. Las principales clases de carbón son la antracita, el carbón bituminoso, el carbón subbituminoso y el lignito, de los cuales la antracita posee el mayor contenido de carbón y el mayor valor energético, mientras que el lignito es de más bajo contenido y el de menos valor. En otro sistema de nomenclatura, el carbón con más alto contenido se denomina a veces "hulla magra" y el de más bajo contenido "carbón bituminoso"[6].

[6] A nivel internacional se están utilizando diferentes sistemas para la clasificación y la nomenclatura de los tipos de carbón, sobre la base fundamentalmente del grado de cambio experimentado por un carbón a medida que madura de turba a antracita, proceso conocido como coalification. Los carbones de baja calidad, como el lignito y los carbones subbituminosos son generalmente materiales más blandos y friable con una apariencia terrosa mate. Se caracterizan por altos niveles de humedad y bajo contenido de carbón y, por tal motivo, un contenido de energía más bajo. Por regla general, los carbones de más alta calidad son más duros y

91. Se puede lograr una disminución de las emisiones de mercurio procedentes de las centrales eléctricas instalando tecnologías de tratamiento del carbón antes de la combustión. Las tecnologías de tratamiento del carbón examinadas en el contexto del rendimiento de la planta y la eliminación del mercurio son el lavado convencional del carbón, el tratamiento del carbón para eliminar el contenido de mercurio, la mezcla de carbón y la inyección de aditivos.

92. Aunque el lavado y los tratamientos del carbón pueden producir tasas relativamente altas de reducción del mercurio en algunos tipos de carbón, no es procedente utilizarlas como método fiable para la reducción del mercurio en todos los tipos de carbón. El lavado con el objetivo primordial de reducir el azufre en los carbones bituminosos reduce también la concentración de mercurio en relación con las concentraciones en tierra. La eficacia de la eliminación varía según la fracción de mercurio contenida en los sulfuros del carbón y según la eficacia de la eliminación del sulfuro (Kolker y otros, 2006, en Sloss, 2008). Otros procesos de limpieza del carbón como la flotación por espuma, la aglomeración selectiva, los quemadores de turbulencia y los métodos químicos tienen también como finalidad eliminar el azufre y, por consiguiente, toda reducción del mercurio es un beneficio colateral. La reducción del mercurio en estos procesos registra desde un 10% hasta tanto como 70%, con una media de 30% basada en el equivalente energético (Sloss, 2008).

Mejores procedimientos de explotación

93. El aumento del rendimiento de la planta (por ejemplo, con miras a reducir los costos de producción) puede entrañar la adopción de algunas medidas destinadas a conservar el combustible (carbón) que redunden en una reducción de la cantidad de emisiones de mercurio. Algunas de las medidas que más se aplican en las instalaciones alimentadas con carbón son: nuevos quemadores, mejores precalentadores de aire, perfeccionamiento del intercambiador de calor, mejores medidas de combustión, minimización por ciclado corto, minimización de los depósitos en la superficie de termosimbiosis en fase gaseosa, minimización de la infiltración de aire e instalación de turbinas más modernas. Además, las prácticas de explotación y mantenimiento surten un efecto importante en el rendimiento de la planta, lo que incluye su eficacia, fiabilidad y el costo de explotación. Una planta que funcione bien y tenga un buen mantenimiento experimentará un deterioro menos rápido del rendimiento térmico; de ahí que las propias prácticas de explotación y mantenimiento influyan en el uso del carbón y en las emisiones de mercurio. Las buenas prácticas de explotación y mantenimiento deberían ser de interés permanente para el funcionamiento cotidiano de la planta. Sin embargo, el rendimiento máximo de las actuales plantas de combustión de carbón pulverizado está limitado a un 40%, ya que las mejoras ulteriores solo se estarán logrando mediante la instalación de nuevas calderas de agua en estado supercrítico.

Control conjunto de mercurio en las instalaciones de combustión de carbón

94. Las tecnologías de control de múltiples contaminantes descritas en el capítulo 3 se utilizan ampliamente en las instalaciones de combustión de carbón. Sloss (2008) recopiló información sobre la eficacia conocida de las tecnologías de control actuales y los beneficios colaterales de los métodos de captación del mercurio en las instalaciones de combustión de carbón, información que se resume en el cuadro 7. En el cuadro se observa que los intervalos de captación de mercurio para determinada combinación de controles pueden ser bastante amplios, y que el grado de captación depende también de la calidad del carbón (bituminoso, subbituminoso o lignito). Por esa razón, la evaluación de la captación de mercurio como beneficio conjunto del equipo de control de la

densos y a menudo tienen un lustre vítreo negro. Contienen más carbón, un contenido de humedad más bajo y producen más energía. La antracita se considera la de más alta calidad y en correspondencia contiene más carbón y energía y un grado de humedad más bajo. Una nomenclatura alternativa es “carbón bituminoso” para el carbón de baja calidad y “hulla magra” o “carbón negro” para el de más alta calidad.

contaminación atmosférica debe llevarse a cabo según las características de cada planta e incluir información sobre la calidad del combustible, la composición de los gases de combustión y detalles específicos acerca del control de la contaminación atmosférica instalada.

Cuadro 7. *Ejemplo de controles de la contaminación atmosférica y su eficacia (porcentual) en la captación de mercurio en las termoeléctricas alimentadas con carbón, adaptado de Sloss (2008). MP=materia particulada, SO_2= dióxido de azufre y óxidos de nitrógeno.*

Control de las materias particuladas	**Carbón bituminoso**	**Carbón subbituminoso***	**Lignito***
Precipitador electrostático situado en la parte menos caliente	0 a 63	0 a 18	0 a 2
Precipitador electrostático situado en la parte más caliente	0 a 48	0 a 27	-¤
Filtros de tela	84 a 93	53 a 67	-
Control de materia particulada y SO_2			
Precipitador electrostático situado en la parte menos caliente + DGC por vía húmeda	64 a 74	0 a 58	21 a 56
Precipitador electrostático situado en la parte más caliente + DGC por vía húmeda	6 a -54	0 a 42	-
Filtros de tela + depurador por vía húmeda	muy alta		más baja
Filtros de tela + DGC por vía húmeda	62 a 89		
Control de óxidos de nitrógeno, materia particulada y SO_2			
RSC + rociador + filtros de tela	94 a 99	0 a 47	0 a 96

DGC – desulfuración de gases de combustión, RSC – reducción selectiva catalítica.
*La variación se basa en un conjunto limitado de pruebas realizadas en instalaciones de los EE.UU.
¤ - no hay datos

95. En los EE.UU. se han desplegado grandes esfuerzos para crear tecnologías para el control de las emisiones de mercurio a partir de la combustión de carbón, que incluyen amplios ensayos en escala natural de la eficacia de los dispositivos de control del mercurio, según el tipo de carbón, el tipo de sorbente y otros aditivos, temperatura y condiciones de funcionamiento. Los resultados se resumen en PNUMA 2010 (en preparación) y Sloss (2008). Obsérvese que los controles del mercurio ya se están utilizando en decenas de instalaciones, como se indica en la sección 4.3

96. Algunos ejemplos recientes de las investigaciones sobre la eliminación del mercurio en los dispositivos de control de la contaminación atmosférica indican rendimientos del orden de 68% a 91%, en el caso de las termoeléctricas de Corea que tienen el rendimiento más alto en relación con el mercurio, que coincide con el control de la contaminación atmosférica de alto rendimiento (fundamentalmente reducción selectiva catalítica, precipitador electrostático situado en la parte menos caliente y desulfuración de gases de combustión húmeda) (Kim y otros 2010; Pudasainee, 2009).

Control específico del mercurio en las instalaciones de combustión de carbón

97. Además de los beneficios compartidos con otras tecnologías de control de la contaminación atmosférica, los controles específicos del mercurio pueden ser utilizados ampliamente, y están siéndolo, a escala comercial en los EE.UU.

98. Cuando se diseñan tecnologías de control específico del mercurio, a menudo éstas se basan en la adsorción de mercurio por un sorbente añadido, como el carbón activado para reforzar la capacidad de adsorción. Los sorbentes originales no tratados fueron menos efectivos con los

carbones de menos calidad, debido a su mayor proporción de mercurio elemental en los gases de combustión, que es más difícil de captar. Sin embargo, actualmente se dispone de sorbentes que han sido tratados químicamente, por ejemplo con halógenos como el bromo y el cloro. Estos halógenos convierten el mercurio elemental más difícil de captar en una forma divalente (oxidada) que es más fácil de captar, con lo que se logra una alta reducción de mercurio en todos los tipos de carbón.

99. Desde los años noventa se ha estado aplicando en Alemania la inyección de sorbentes en los gases de combustión de las calderas de carbón para el control del mercurio (Wirling, 2000) y esta técnica se ha demostrado en los Estados Unidos en varios sistemas comerciales en gran escala (GAO, 2009, NESCAUM 2010). Se pueden añadir sorbentes al comenzar el proceso en el dispositivo de control de las partículas instalado y el mercurio se recolecta en la fracción de las cenizas volantes. Otras alternativas son cuando el sorbente se inyecta después de los dispositivos de control de partículas existentes, en cuyo caso es necesario otra unidad de control de partículas para captar el sorbente que contiene mercurio (por ejemplo, la configuración del proceso de control de las emisiones tóxicas [TOXECON^{TM}]). Una tercera configuración para la inyección de sorbentes es TOXECON II^{TM}, en la que el sorbente se inyecta en los campos medios de los precipitadores electrostáticos existentes. El método TOXECON^{TM}, creado y patentado por el EPRI (Electric Power Research Institute) incluye una unidad secundaria de control de partículas (filtros de tela) y se ha demostrado que puede reducir las emisiones de mercurio en más del 90%. La mayor parte de las cenizas volantes se recoge pues antes de la etapa de control del mercurio, por lo que tiene un mayor uso y es más comercializable. En la etapa secundaria se recoge la fracción de cenizas mucho más pequeña que contiene el carbón activado y el mercurio.

100. Algunos de los factores que afectan el rendimiento de cualquier sorbente específico respecto de la captación de mercurio son (Pavlish y otros, 2003 y Srivastava y otros, 2006, NESCAUM 2010):

- Propiedades físicas y químicas del sorbente
- Régimen de inyección y distribución del sorbente
- Parámetros de la combustión de gases, como temperatura, concentraciones de especies halógenas (por ejemplo, HCl, HBr), y concentración de trióxido de azufre (SO_3)
- La configuración actual de los controles de contaminación atmosférica.

101. La mayoría de las pruebas resumidas en el Documento de orientación del PNUMA sobre optimización de los procesos (en preparación) y en Sloss (2008) se llevaron a cabo con inyección de sorbentes en la parte superior de los controles de materias particuladas existentes. Algunas de las principales conclusiones son:

- La captación de mercurio aumenta con el aumento de la cantidad de sorbente añadido, aunque en algunos casos se determinó una cantidad óptima, puesto que las nuevas adiciones produjeron solo efectos pequeños.
- Temperaturas más bajas (<150 ^{o}C) en la entrada del precipitador electrostático favorecen una mayor captación de mercurio.
- Un control eficaz utilizando carbón activado no tratado depende de la formación de mercurio oxidado en los gases de combustión, a lo que contribuyen, en general, las altas concentraciones de cloro en el carbón. Se puede lograr un mayor rendimiento con el carbón tratado con halógenos, especialmente en plantas alimentadas con carbón de baja calidad con bajo contenido de cloro.

102. Un aspecto negativo detectado de la inyección de carbón activado para el control del mercurio es que el mercurio (así como el carbón activado añadido) terminará en las cenizas volantes, lo que puede reducir la posibilidad de eliminarlo en condiciones seguras o de utilizar las cenizas en, por ejemplo, la construcción y la fabricación de cemento. Para evitarlo, se puede instalar una segunda unidad de eliminación de partículas y añadir el carbón activado después del dispositivo ordinario de control de partículas, por ejemplo en el método TOXECON™ descrito en párrafos anteriores.

103. Las adiciones de bromo para aumentar la oxidación de mercurio en los gases de combustión se han ensayado como aditivo previo a la combustión a niveles equivalentes a 25 ppm en el carbón. Se observó una constante reducción de las emisiones de mercurio de 92 a 97% en una unidad de 600 MV alimentadas con carbón subbituminoso y dotada de un equipo de reducción selectiva catalítica y desulfuración de gases de combustión por vía húmeda (Rini y Vosteen, 2009). Se han llevado a cabo pruebas análogas en 14 unidades que utilizan carbones de bajo contenido de cloro y los resultados muestran más del 90% de la oxidación de mercurio en los gases de combustión en el caso de adiciones de bromo equivalente de 25 a 300 ppm en el carbón (Chang y otros, 2008). El uso de halógenos como aditivos previos a la combustión, especialmente bromo, tiene la posibilidad de reducir las emisiones de mercurio en más del 80% en determinadas situaciones (PNUMA, en preparación, 2010).

5.1.4. Costos y eficacia de las tecnologías de control para las plantas alimentadas con carbón

Tratamiento previo del carbón

104. El tratamiento previo del carbón incluye procedimientos (como molienda, secado y lavado) cuyo objetivo es aumentar el rendimiento y la producción de energía en el proceso de combustión o reducir las emisiones de sustancias peligrosas. A veces se añaden reactivos químicos o se mezcla el carbón para lograr un mejor rendimiento. El lavado del carbón es primordialmente una medida para reducir su contenido de ceniza y azufre, pero también puede disminuir el contenido de mercurio. Por eso resulta difícil asignar específicamente al control del mercurio los costos directos del tratamiento previo del carbón. Los costos de mezclar el carbón (es decir, la mezcla con otros tipos de carbón o combustibles con bajo contenido de mercurio) dependen de la disponibilidad y la demanda de mercado del combustible mezclado (EPA, 2005).

Mejores procedimientos de explotación

105. Los cambios en el diseño y el funcionamiento de la planta benefician tanto al rendimiento como a la fiabilidad de la planta y, por consiguiente, pueden reducir los gastos de explotación y mantenimiento. No se encontraron datos de calidad suficiente sobre estos costos o sobre costos reducidos.

Control conjunto del mercurio en las instalaciones que queman carbón

106. El Clean Coal Centre (Sloss, 2008) realizó un amplio examen de las tecnologías de control y los costos asociados.

107. Un aspecto importante a la hora de calcular los costos de control de las emisiones de mercurio son las condiciones existentes en una planta específica. Los gastos de eliminación del mercurio serán muy diferentes si en las condiciones existentes se incluyeran centrales eléctricas equipadas con un sistema moderno de control de la contaminación atmosférica en lugar de instalar controles de las emisiones muy simples. La optimización de las actuales instalaciones de control de las emisiones pueden reducir las emisiones de mercurio, aunque no se dispone de estimaciones generales de los costos.

108. La EPA de los EE.UU. elaboró un manual (CUECost - Coal Utility Environmental Cost manual) para estimar los costos del control de la contaminación atmosférica (incluido el mercurio) en las centrales eléctricas. El método se puede utilizar para calcular los costos de instalación de doce tecnologías diferentes para la eliminación de SO_2, óxidos de nitrógeno, CO_2 y mercurio, ya sea como componentes separados o como sistema de control integrado de la contaminación atmosférica http://www.epa.gov/nrmrl/pubs/600r09131/600r09131.html.

109. Sobre la base de una evaluación de los costos de control llevada a cabo en el proyecto de investigación europeo ESPREME, se creó una base de datos de los costos y la eficacia de diferentes opciones de control. Los costos anualizados de determinadas tecnologías de reducción de muchos contaminantes por actividad y su eficacia para la reducción de las emisiones de mercurio en el sector de la combustión de carbón se publicaron también en Pacyna y otros 2010. Los costos totales anuales[7] (es decir, los costos anuales de capital y de explotación y mantenimiento) fluctúan de 1,3 dólares EE.UU. a los precios de 2008/MVhe por instalación de precipitador electrostático con una eliminación de mercurio estimada de >63% a entre 2,5 y 5 dólares EE.UU. a los precios de 2008/MVhe para un control más avanzado de la contaminación atmosférica (eliminación de partículas y azufre en el depurador) con una eficacia de eliminación del mercurio calculada en >93%. Estos resultados representan las condiciones europeas y posiblemente no se puedan transferir a otras regiones.

110. El costo de capital del equipo de reducción a nivel de mejor técnica disponible (control de partículas + desulfuración de gases de combustión) representa menos del 5% de los costos totales de una central alimentada con carbón (sin los costos del combustible). Si el costo del carbón se incluye en el costo de la planta, este aporte es del orden de 3 a 3,5%. El fundamento para la estimación se infiere (Rokke, 2006) en relación con el costo de producción de una nueva planta de carbón de 60 dólares EE.UU. por MVh, que incluye el costo de combustible de 14,10 dólares EE.UU. por MVh, junto con un costo total de la mejor técnica disponible de 2,28 dólares EE.UU. por MVh.

Control específico del mercurio en la combustión de carbón

111. La reducción de las emisiones de mercurio procedentes de la combustión de carbón es un efecto de la aplicación de tecnologías de control de los contaminantes atmosféricos convencionales (partículas, SO_2 y óxidos de nitrógeno) y tecnologías específicas para la eliminación de metales pesados. Los ejemplos de las termoeléctricas de los EE.UU. que figuran en el informe 10-47 (2009) de la Government Accountability Office (GAO) de los Estados Unidos y NESCAUM (2010) indican que el control del mercurio se logra a nivel comercial en muchas centrales a un costo relativamente bajo utilizando la inyección de carbón, pero en algunos casos tal vez haga falta aplicar otras medidas de control. También hay ejemplos en que las instalaciones convencionales de control de la contaminación atmosférica son suficientes para lograr un control del mercurio de >90%. Algunos tipos de calderas pueden lograr también este nivel de eliminación del mercurio sin controles adicionales. Los costos de adquisición e instalación de sistemas de inyección de carbón (y sorbentes) y de equipos de vigilancia son del orden de 1,2 millones de dólares a 6,2 millones (a precios del dólar de los EE.UU. en 2008) por central eléctrica, muchísimo menos que para otros tipos de control de la contaminación atmosférica destinados a la materia particulada, el dióxido de azufre o de los óxidos de nitrógeno. En comparación, el costo de inversión media (adquisición e instalación) de un depurador por vía húmeda para el control del dióxido de azufre, es de más de 86 millones de dólares de los EE.UU. (a precios de 2008) por caldera. En el caso de las centrales eléctricas que invierten en filtros de telas, además de los sistemas de inyección de sorbentes, el costo de inversión era de 12,7 a 24,5 millones de dólares EE.UU. (a precios de 2008). Las cifras

[7] Los costos de capital se calculan a partir de un ciclo vital de la tecnología de **20 años**, con un 4% de descuento.

reales del mercurio eliminado no se comunican en el presente estudio (GAO, 2009). Sin embargo, en el informe de NESCAUM (2010) se incluyen datos sobre la eficacia del control del mercurio de algunas centrales alimentadas con carbón en los EE.UU.

112. Según las actividades de investigación del Laboratorio Nacional de Tecnología Energética (NETL) patrocinadas por el Departamento de Energía de los EE.UU., los costos de inyección de sorbentes para la eliminación del mercurio han mostrado importantes progresos junto con la posibilidad de lograr reducciones en los gastos generales de instalación y explotación. En un análisis económico del Departamento de Energía publicado en 2007 se señala que el costo del control del mercurio podría disminuir drásticamente en comparación con las estimaciones originales debido a una reducción en la proporción de inyección de un sorbente, cuando se utilizan sorbentes tratados más eficaces, e incluso compensando los costos más elevados de los sorbentes tratados. El análisis indicó que el costo del control de las emisiones de mercurio en 90% por medio de inyección de carbón activado fluctuó entre unos 30.000 dólares a menos de 10.000 dólares por libra (igual a 22.000 a 66.000 dólares /kg) de mercurio eliminado para los lugares de experimentación del Departamento de Energía (Feeley, 2008). En estos polígonos de ensayo del Departamento de Energía se utilizó carbón activado sometido a tratamiento químico (bromado). Aunque el costo de capital del sistema de control del mercurio es relativamente bajo, el costo del sorbente propiamente dicho representa el gasto principal. En general, el carbón bromado requiere un porcentaje de inyección más bajo (sorbente en masa/flujo de gas de combustión) que el carbón no tratado para lograr el mismo grado de eliminación del mercurio. Por eso, pese a que los carbones tratados químicamente son más costosos que los no tratados, el uso de carbones tratados químicamente permite reducir significativamente el costo de eliminación del mercurio.

113. Es posible reutilizar las cenizas volantes captadas por los dispositivos de control de la contaminación atmosférica para aplicaciones técnicas, lo que aporta valor económico. La adición de absorbentes como el carbón activado puede afectar la calidad de las cenizas volantes (y del yeso) y obstaculizar las ventas. Por eso, los costos de control del mercurio se ven afectados también por la posible pérdida de ingresos en el caso de las plantas que venden sus cenizas volantes con fines de reutilización óptima. En un informe reciente de Northeast States for Coordinated Air Use Management (NESCAUM), en el que se resumen las pruebas realizadas por el Departamento de Energía, se indicaba que se observaba un incremento de 170 a 300% en los costos de eliminación del mercurio, si se tenía en cuenta la pérdida de ingresos derivados de las cenizas (US DOE, 2006 y NESCAUM, 2010). Sin embargo, este impacto económico ha dado lugar a adelantos tecnológicos en la forma de creación de sorbentes que son más idóneos para el concreto, lo que a la larga compensaría ese costo.

114. El Departamento de Energía de los EE.UU. ha calculado costos de capital para la inyección de carbón activado en una planta de 360 MV que quema carbón con bajo contenido de azufre, poco cloro y alta alcalinidad equipada con un deshidratador de aspersión con frasco de absorción más los filtros de tela (Departamento de Energía de los EE.UU., 2006). En el caso de esta planta, el costo de capital (definido como necesidad total de capital) fue determinado en 3,6 dólares EE.UU./kv (0,03 dólares EE.UU. a precios de 2010/MVhe). Los costos totales de funcionamiento y mantenimiento para este ejemplo se estimaron en 600.000 dólares/año (0,21 dólares a precios de 2010/MVhe) para una eliminación de mercurio del 90%. Otro gasto de explotación imputable al sistema de inyección de carbón activado fue el impacto del subproducto o el valor de los costos de eliminación más el ingreso no obtenido de la venta de cenizas (debido a la contaminación del carbón activado con cenizas volantes). Se calculó en 1.430.000 dólares EE.UU./año, el impacto de los subproductos para la planta de 360 MV.

115. En el cuadro 4 se ofrecen otros ejemplos de costos de capital y de explotación para diferentes configuraciones de tecnologías de control de la contaminación atmosférica.

116. En el cuadro 8, se muestran los costos de añadir el control de las emisiones específicas de mercurio a una central hipotética con una determinada configuración del equipo existente. Las estimaciones de gastos se indican tal como fueron presentadas en Sloss (2008) (eliminación del mercurio al 80%) y se basaron en el costo notificado de la inyección de carbón activado por el Laboratorio Nacional de Tecnología Energética (NETL) resumido en el informe de NESCAUM. Estos costos calculados por NETL se basaron en sus programas de ensayos sobre el terreno de la segunda etapa, que presentan diversas hipótesis de costos para distintos tipos de carbón, de configuración y de grado de control del mercurio. En el caso de la tecnología de sorbentes (la inyección de carbón activado), los análisis incluyeron escenarios relacionados con el control de carbones bituminosos, subbituminosos y lignito en 50%, 70% y 90%, y con tecnologías de oxidación (catalizadores y aditivos, como $CaBr_2$), los análisis incluyeron hipótesis relativas a la reducción del mercurio en 73% en el caso del carbón subbituminoso y el lignito (NESCAUM, 2010). Es característico que los costos de añadir bromo ($CaBr_2$) guarden relación con los costos de los productos químicos, como en el caso de las tecnologías de sorbentes, mientras que el costo de los catalizadores suele estar vinculado con los costos de inversión/capital y de regeneración (NESCAUM, 2010).

117. A partir de los datos del cuadro 8, se pueden ofrecer ejemplos de cálculos hipotéticos. En el caso de una central eléctrica de 220 MV y solamente un precipitador electrostático, que introduzca la tecnología de inyección de carbón activado se eliminarían 180 gramos (90%) de mercurio por tonelada de lignito consumido que contenga 0,2 ppm de mercurio a un costo de 0,13 a 1,20 dólares/MVhe. Con la adición de bromo, una central de 500 MV con una configuración de precipitador electrostático + desulfuración de los gases de combustión eliminaría 73 gramos (73%) del mercurio a un costo de 0,08 dólares/MVhe por tonelada de carbón sub-bituminoso que contenga 0,1 ppm de mercurio o eliminaría 146 gramos de mercurio por tonelada de lignito que contenga 0,2 ppm de mercurio.

Cuadro 8. *Ejemplos de costos de capital y de explotación y mantenimiento, así como eficiencia de la eliminación para diferentes configuraciones de controles de emisión específicos del mercurio. Basados en datos extraídos de Sloss (2008)/ Curs (2007) y NESCAUM (2010)*

Configuración del equipo instalado 1=lignito 2=carbón subbituminoso	Nueva configuración del equipo	Costo de capital (dólares EE.UU. a precios de 2010/MVhe)	Costo de explotación y mantenimiento (dólares EE.UU. a precios de 2010/MVhe)	Eficacia de eliminación (%) / capacidad de la planta (MV)	Publicaciones
Precipitador electrostático en la parte menos caliente	+ inyección de carbón activado	0,15	4,06	80 /	Sloss, 2008
Precipitador electrostático en la parte menos caliente +DGC	+ inyección de carbón activado	0,15	4,06	80 /	Sloss, 2008
Depurador por vía seca +FT	+ inyección de carbón activado	0,02	0,32	80 /	Sloss, 2008
Precipitador electrostático [1]	+ inyección de carbón activado	0,04	0,09 a 1,16	90 / 220	NESCAUM, 2010
Precipitador electrostático [2]	+ inyección de carbón activado	0,06 a 0,07	0,14 a 1,06	90 / 240 y 140	NESCAUM, 2010
Precipitador electrostático+ DGC por vía húmeda[1]	+ CaBr2	0,01	0,07[8]	73 / 500	NESCAUM, 2010
Precipitador electrostático+DGC por vía húmeda[2]	+ CaBr2	0,01	0,07	73 / 500	NESCAUM, 2010
Precipitador electrostático+DGC por vía húmeda[1]	+ catalizador de Pd	0,02	N.a.	73 / 500	NESCAUM, 2010
Precipitador electrostático+DGC por vía húmeda[2]	+ catalizador de Au	0,03	N.a.	73 / 500	NESCAUM, 2010

5.2. La producción de metales no ferrosos

118. La producción de metales no ferrosos incluye la producción de, por ejemplo, zinc, cobre, plomo y oro. Los metales no ferrosos se producen a partir de las menas extraídas, que se tratan en varias etapas del proceso para extraer el producto final.

[8] Los costos de explotación y mantenimiento se basan en declaraciones de expertos relativas al estudio mencionado en el párrafo 29 (tecnología KNX) de 1,6 millones de dólares EE.UU. anuales.

5.2.1. Origen y emisiones de mercurio dimanante de la producción de metales no ferrosos

119. Las emisiones de mercurio dimanantes de la producción de metales no ferrosos dependen fundamentalmente del contenido de mercurio en las menas de metales no ferrosos utilizadas y del tipo de tecnología industrial, así como de la tecnología de control empleada en la producción de metales no ferrosos. El mercurio se presenta como impureza en muchas menas de sulfuro. En esas menas, el mercurio puede ocupar el lugar de elementos como el zinc, el cobre, el cadmio, el bismuto, el plomo y el arsénico. En algunas menas de metal se presenta también como mercurio elemental o como aleación con otros metales (amalgamas). En algunos de estos yacimientos, el contenido de mercurio era suficientemente alto para procurar la producción de mercurio como subproducto. Se ha calculado una media mundial de 123 mg de mercurio/kg de mineral de zinc, lo que produce 600 t de mercurio durante la producción de zinc (Hageman y otros 2010 y las referencias correspondientes). La mayor parte del mercurio asociado con el cobre se encuentra en yacimientos masivos de sulfuro. La fracción de mercurio está en función de la concentración de zinc y de las condiciones ambientales durante la formación del yacimiento. Es habitual que el mercurio se encuentre asociado con los yacimientos de oro, aunque la cantidad de mercurio en la mena de oro puede variar muchísimo, de menos de 0,1 mg/kg a más de 100 mg/kg (Hagemann y otros, 2010 y las referencias correspondientes).

120. La tecnología industrial empleada determinará, en gran medida, el destino del mercurio que contiene la mena. Si se utilizan procesos a altas temperaturas (es decir, calcinación y sinterización) en el tratamiento inicial del mineral, el mercurio será liberado en la fase gaseosa, mientras que si se emplean procesos electrolíticos, el mercurio permanecerá en la fase líquida (figura 5).

121. En el proceso a altas temperaturas, se espera que la mayor parte del mercurio en el concentrado se evapore debido a la oxidación. El mercurio evaporado sigue la corriente de gases que se puede limpiar mediante filtros de partículas y precipitadores electrostáticos secos y húmedos o depuradores, lo que da lugar a desechos sólidos secos o fangos que contienen mercurio (Instrumental del PNUMA). El ácido sulfúrico suele ser un producto colateral en las fábricas de metales no ferrosos debido a que la mayoría de las menas son ricas en azufre. El azufre, así como el mercurio, es liberado del concentrado durante la oxidación inicial en la fase de calcinación/sinterización y el mercurio contenido en la corriente de gas sulfúrico pasa a la planta de ácido sulfúrico. Las técnicas de eliminación específica del mercurio pueden ser instaladas para garantizar un contenido de mercurio suficientemente bajo en el ácido sulfúrico producido. Cabe esperar que el mercurio que queda después de la calcinación o la sinterización siga con el residuo hasta el reciclado o la deposición.

122. El proceso de lixiviación como parte del proceso electrolítico da por resultado un mercurio que contiene el producto de lixiviación líquido y un residuo sólido. Partes del mercurio remanente puede continuar en los precipitados hasta seguir procesándose a partir del proceso de purificación. No se han conocido datos sobre emisiones de mercurio de la fase electrolítica (Instrumental del PNUMA).

123. El proceso de fundición puede incluir materiales secundarios que, en principio, podrían representar una fuente de mercurio. El mercurio en la corriente de alimentación de un horno de fundición se volatilizará y entrará en la corriente de gases.

124. Las emisiones de mercurio dimanantes de los combustibles utilizados en los procesos de calefacción se consideran menos importantes.

125. En la figura 5 se pueden observar los principales fases de la producción primaria de los metales no ferrosos y el mercurio fluye de una fase a otra.

5.2.2. Tecnologías para la producción de metales no ferrosos

126. Hay muchas tecnologías que se utilizan para la producción primaria de metales no ferrosos. Se puede establecer una distinción entre el proceso hidrometalúrgico (electrolítico) que es el más utilizado, y los procesos pirometalúrgicos (térmicos).

127. En el proceso pirometalúrgico, los minerales y las menas y concentrados metalúrgicos reciben tratamiento térmico para extraer el metal, por lo que la mayoría de los procesos pirometalúrgicos requieren insumo energético para sostener la temperatura en la que tiene lugar el proceso. La energía suele adoptar la forma de quema de combustibles fósiles.

128. En el proceso hidrometalúrgico, se utiliza la química para recuperar metales a partir del mineral, los concentrados y los materiales reciclados o residuales.

129. En las etapas descritas en la figura 5 se pueden emplear diferentes tecnologías y combinaciones de tecnologías. Si necesita una descripción detallada de las distintas tecnologías para la producción de metales no ferrosos, remítase al Proyecto de documento de consulta de la CE relativo a las industrias de metales no ferrosos en http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/.

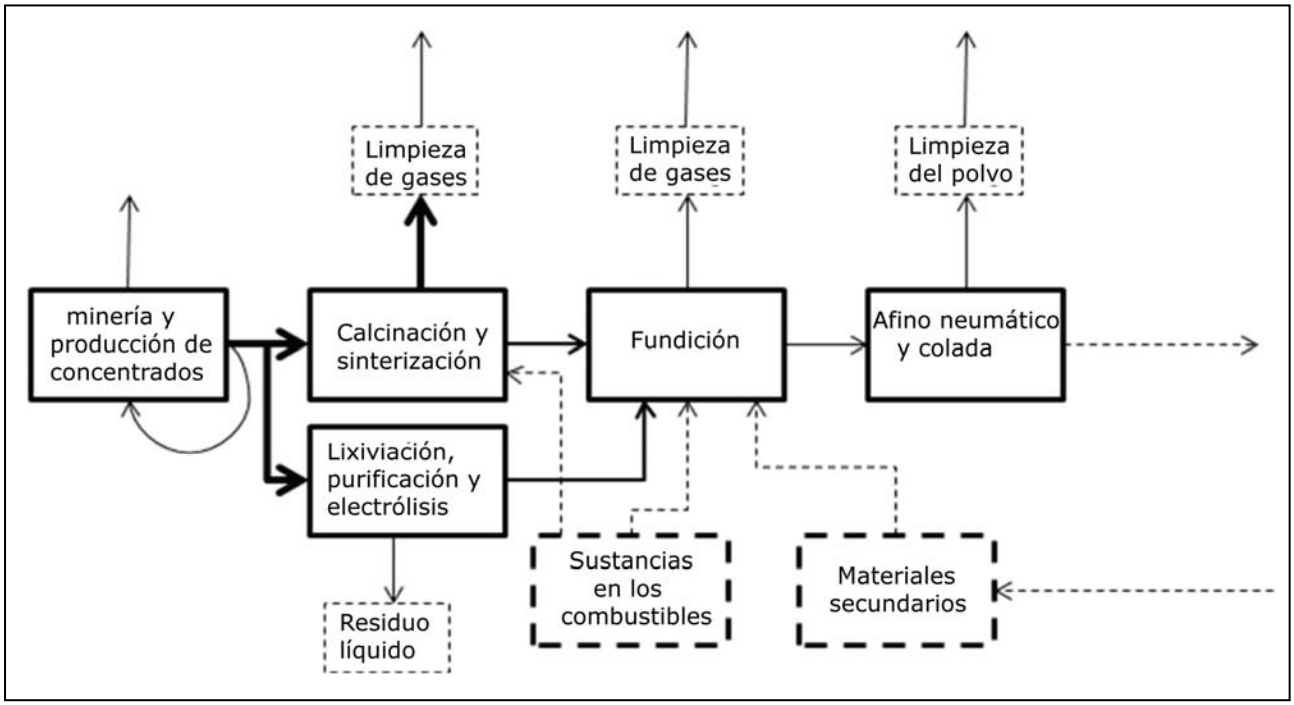

Figure 5. *Etapas principales de la producción de metales no ferrosos y del flujo del mercurio en cada etapa. La calcinación/sinterización y fundición son procesos que tienen lugar a altas temperaturas donde el mercurio puede ser emitido a la atmósfera en forma primaria.*

5.2.3. Medidas de control en la producción de metales no ferrosos

130. Las menas de metales no ferrosos (por ejemplo, cobre, zinc, pirita, plomo y oro) suelen contener mercurio como oligoelemento. Las tecnologías de control técnico de los contaminantes atmosféricos en general, descritas en el capítulo 4, se utilizan en las fábricas que producen metales no ferrosos. Los controles de la contaminación atmosférica pueden también, en diverso grado, captar el mercurio de los gases de combustión. Además de los beneficios conjuntos las tecnologías de control común de la contaminación atmosférica, se han creado técnicas específicas de eliminación del mercurio que se utilizan en la producción de metales no ferrosos. El afán por reducir las emisiones a la atmósfera y también impedir que el mercurio contamine el ácido

sulfúrico, algo que se puede producir después de la calcinación de minerales que contienen azufre, ha impulsado la creación de tecnologías de control del mercurio para las plantas de producción de metales no ferrosos. Parte del mercurio se eliminará de los gases de combustión mediante precipitación (por ejemplo, en un depurador o en filtros para el control de la contaminación atmosférica) con el selenio o el sulfato ya presentes en las menas.

131. En las mediciones efectuadas en el horno de fundición hidrometalúrgica de zinc en China (Wang y otros 2010) se registraron los coeficientes de eliminación del mercurio obtenidos en dispositivos de control de la contaminación atmosférica que manipulan los gases de desecho que dimanan del horno de calcinación. La eficacia en la eliminación del mercurio medida en cada etapa se indica como valor porcentual medio de reducción ± la desviación estándar. Después de pasar por una caldera de recuperación, el quemador de turbulencia y el precipitador electrostático, el gas es sometido a una limpieza del gas de combustión en un depurador por vía húmeda que utiliza ácido sulfúrico reciclado diluido. Este equipo de limpieza de los gases de combustión demostró una eficiencia de eliminación del mercurio de 17,4 ± 0,5%. El siguiente paso es un retenedor electrostático para eliminar el vapor de agua, que extrae 30,3 ± 10,9% del mercurio. La eficacia de la torre de recuperación para eliminar el mercurio fue de 87,9 ± 3.5%. Esta torre de recuperación utiliza el proceso Boliden Norzink para extraer el mercurio del gas antes de que entre en la planta de ácido sulfúrico. En la planta de ácidos propiamente dicha se eliminó 97,4 ± 0,6% del mercurio procedente del gas que entraba en la planta de ácidos.

132. Hylander y Herbert (2008), en su inventario de emisiones de mercurio a partir de la producción de metales no ferrosos, suponen una eficiencia en la eliminación de mercurio de entre 95 y 99%, si una planta de ácido sulfúrico está presente en un horno de fundición pirometalúrgica de cobre, plomo o zinc, siempre y cuando se impida que el mercurio contamine el ácido sulfúrico producido. Si solo se instalan precipitadores electrostáticos o depuradores o ambos, se infiere una eliminación de mercurio del 80%, si los precipitadores electrostáticos y los depuradores son eficientes, y 40% si son menos eficientes. Si hay pocos dispositivos de eliminación del azufre o ninguno y no existen controles específicos del mercurio, la presunta eliminación del mercurio es del 10%.

133. Se dispone de varios métodos diferentes para la eliminación específica del mercurio de los gases de combustión en la industria de metales no ferrosos. Los procesos en los que el mercurio se convierte en un compuesto químico sólido que se puede eliminar mediante precipitación, depuración o filtrado son los procesos Outokumpu y Bolkem, en los que el mercurio se precipita como compuestos de sulfato sólidos y el proceso Boliden Norzink, donde el mercurio se precipita en la forma de cloruro mercurioso. Otros métodos son los filtros de carbón o selenio (para un tratamiento a baja concentración) o depuradores de selenio (Instrumental del PNUMA, 2010). Obtenga más información en http://www.sulphuric-acid.com/techmanual/GasCleaning/gcl_hg.htm.

134. Según las respuestas al cuestionario recibidas, hay diversas tecnologías de eliminación específica del mercurio que se utilizan en la producción industrial de oro en los EE.UU. Estas se suman a los usos del control de materia particulada en los filtros de bolsa o los precipitadores electrostáticos en la mayoría de las plantas, y a lo controles del SO_2 con, por ejemplo, depuradores en algunas plantas. Los controles específicos del mercurio son un condensador de mercurio en combinación con diversos tipos de lechos o filtros de adsorción del carbono, lo que arroja una eficacia de eliminación de 93 a 99.6%. También se instalan en algunas plantas depuradores, por ejemplo, los de inyección de cloruro mercurioso o de hipoclorito, que logran una elevada eficacia de eliminación del mercurio.

135. En lo que respecta a la producción industrial de oro, el Departamento de Protección Ambiental del Nevada (NDEP) puso en marcha en 2006 el Programa de Control del Mercurio de Nevada (NMCP) para lograr reducciones de las emisiones a la atmósfera dimanantes de las

operaciones con metales preciosos (es decir, plantas de producción de oro y plata). Aunque algunas de las plantas de producción industrial de oro en los EE.UU. cuentan ya con controles efectivos específicos del mercurio, este programa del NMCP necesitará plantas que utilicen las mejores tecnologías disponibles para el control de las emisiones de mercurio a la atmósfera en todas las plantas de producción de oro y plata de Nevada en que se lleva a cabo algún proceso térmico (por ejemplo, hornos, molinos, autoclaves, hornos secadores, extracción electrolítica, retortas, etc.).

136. Por otra parte, los Estados Unidos están redactando un reglamento nacional para las emisiones de mercurio en la producción industrial de oro. Si se aplicase en todas sus partes el reglamento propuesto para debate público el 28 de abril de 2010, junto con el Programa de mercurio de Nevada, los EE.UU. estiman que las emisiones nacionales de mercurio de esta industria se reducirían en cerca del 94% respecto de los niveles de emisión de 1999 y en más del 96% respecto de los posibles niveles de emisión no controlados. La reducción de las emisiones de mercurio durante los procesos de tratamiento previo del mineral (por ejemplo calcinación) sería de 94% frente a condiciones no controladas y de 64% en comparación con las condiciones de 2007. De las etapas de producción de oro subsiguientes, que incluyen, por ejemplo, hornos secadores, retortas y fundición, se calcula una reducción de 98 a 99% frente a condiciones no controladas y de aproximadamente 90% si se calcula en comparación con las condiciones de 2007.

137. En conclusión cabe señalar que hay muchas opciones diferentes para la eliminación del mercurio en la industria de los metales no ferrosos. Sin embargo, debido a que existen diferentes menas de metales no ferrosos y a que cada yacimiento puede tener características muy diferentes, es prácticamente imposible generalizar acerca de la viabilidad, los costos, etc. (PNUMA, 2006).

5.2.4. Costo y eficacia de las tecnologías de control para la producción de metales no ferrosos.

138. Los grandes hornos de fundición de metales no ferrosos utilizan dispositivos de control de la contaminación atmosférica de alto rendimiento para controlar emisiones de partículas y SO_2 dimanantes de los molinos, los hornos de fundición y los convertidores. El mercurio es emitido mayormente en forma gaseosa y, por eso, los filtros de telas o los precipitadores electrostáticos no son muy eficaces en la eliminación de elementos. El control de las emisiones de gases de combustión se logra mediante la absorción de dióxido de azufre en las plantas de ácido sulfúrico, que habitualmente forman parte de las plantas de fundición. La combinación de un precipitador electrostático seco, depuradores por vía húmeda, eliminación del mercurio y un precipitador electrostático húmedo se considera una de las mejores técnicas disponibles en la UE (CE, 2001a). La cantidad de emisiones restantes depende del contenido de mercurio de la mena.

139. De las tecnologías de eliminación de mercurio, específicas para la producción de metales no ferrosos, se informa de que el proceso Boliden-Norzink requiere los costos de capital y de explotación más bajos, pese a determinado costo de la energía para hacer funcionar el depurador. (PNUMA, 2006, capítulo 5.3, producción de metales (no ferrosos) reciclados. No se hallaron datos sobre los costos en relación con el proceso Boliden-Norzink. Como se señala en la sección 5.2.3, también la propia planta de ácido sulfúrico tiene el efecto no intencional de eliminar el mercurio del gas.

140. Los costos anualizados de determinadas tecnologías de reducción de múltiples contaminantes por producción de 1 tonelada de producción de metal indicados como indicador de la actividad específica, y su eficacia para la reducción de las emisiones de mercurio fue analizada en el proyecto ESPREME (http://espreme.ier.uni-stuttgart.de**)**. Las instalaciones de control de las emisiones con un menor potencial para la eliminación del mercurio del orden de 5 a 10% (por ejemplo, precipitadores electrostáticos) son relativamente poco costosos, con el costo total anual del orden de entre 0,1 y 0,2 dólares EE.UU. a precios de 2008/tonelada de metal producido. Los filtros de tela

con un potencial parecido de reducción de las emisiones de Hg, son casi de un orden de magnitud más costosos que los precipitadores electrostáticos tanto para la producción de plomo primario como de zinc primario. Esta diferencia es aún mayor en el caso del sector de producción de cobre primario que alcanza un costo total anual de 15,0 a 30,0 dólares EE.UU./tonelada de cobre producido.

141. Las medidas específicas relacionadas con el mercurio, como la inyección de carbón activado utilizado en combinación con precipitadores electrostáticos, filtros de tela y desulfuración de gases de combustión en la producción de plomo primario y zinc primario, aumentan el costo total anual por un factor de cerca de 3 en comparación con precipitadores electrostáticos/DGC o FT/DGC utilizados solamente (Pacyna y otros 2010).

142. Gracias a que la EPA de los EE.UU. elaboró un proyecto de reglamento sobre el mercurio se dispone de información exhaustiva sobre los costos y la eficacia de la reducción de las emisiones de mercurio dimanantes de la producción de oro. Mediante la determinación de los costos y la eficacia relacionada con la producción industrial de oro en Nevada se obtuvieron estimaciones de la reducción de las emisiones de 99,7% gracias a los controles, que incluyen enfriamiento por gas, control de MP y el depurador de calomelanos Boliden Norzinc. Los costos de instalación rondaron cerca de los 3,5 millones de dólares y los costos de explotación se estimaron en 660.000 dólares anuales en relación con controles que se han estado aplicando durante unos 10 años. En el caso de otras unidades térmicas, en la industria de producción de oro como molinos, retortas y hornos, los mejores controles son filtros de carbón impregnados de azufre, que logran una reducción de cerca de 93% a 99%. La estimación del costo de instalación de un sistema de adsorción de carbón en una de las instalaciones (con una tasa de flujo volumétrico de 2500 pies cúbicos por minuto) fue de alrededor de 184.000 dólares. Los costos estimados anuales de la fuerza de trabajo para este adsorbedor de carbón es de cerca de 10.000 dólares anuales y el costo estimado de sustitución del carbón es de 54.000 dólares anuales. En el sitio web del NDEP puede consultar más información: http://ndep.nv.gov/baqp/hg/clearinghouse.html

5.3. Producción de cemento

5.3.1. Origen de mercurio y emisiones dimanantes de la producción de cemento

143. El mercurio está presente en forma natural en las materias primas (por ejemplo, piedra caliza) utilizadas para la producción de cemento, y también en los combustibles utilizados en el proceso, lo que ocasiona que el mercurio entre en el sistema de hornos de cemento.

144. Las materias primas naturales para la producción de cemento como piedra caliza, arcilla calcárea, pizarra o arcilla se extraen mediante operaciones de cantería y minería (por ejemplo, perforación de rocas, voladura, excavación, tracción y compresión), antes de ser trituradas en un molino o prensa y homogeneizadas por medios químicos mediante la mezcla de materias primas en proporciones controladas.

145. El producto bruto (polvo seco o fangos de lavado) del proceso de extracción y preparación se alimenta al horno de calcinación y es sometido a tratamiento térmico para producir el clinker. El tratamiento térmico supone 1) secado y precalentamiento, 2) calcinaciones y 3) sinterización. Después de enfriada, la torta se muele junto con el yeso ($CaSO_4$) para producir el cemento.

146. Debido a sus propiedades, las cenizas de las centrales (cenizas volantes o pulverulentas), la escoria de los altos hornos u otros residuos del proceso (escoria de hierro, fangos, vapores de sílice, cenizas de pirita y fosfoyeso) se pueden mezclar en el cemento. Las cenizas volantes usadas

pueden contener mercurio (<0.002 a 0,8 mg/kg según Renzoni y otros, 2010), pero es difícil determinar cuánto mercurio pasa al medio ambiente por esta vía.

147. Independientemente de los tipos de procesos y del tipo de horno de cochura (por ejemplo, procesos de cochura por vía húmeda y seca), el mercurio es introducido en el horno de cochura con las materias primas, donde el contenido de mercurio varía de una región a otra, y con combustibles de diverso contenido de mercurio. Se espera que el principal producto de mercurio en el proceso de fabricación del clínker se produzca en el horno de cochura, en donde el mercurio deja el horno con el polvo y los gases de escape.

148. Muy pocas cantidades de mercurio que no son emitidas a la atmósfera o captadas en el equipo de control de las emisiones pueden permanecer en el polvo del horno de calcinación de cemento o en el producto final. De conformidad con el Instrumental del PNUMA, se espera que el contenido de cemento sea de entre 0,02 a 0,1 g de mercurio por tonelada de cemento, y Renzoni y otros (2010) presenta valores medios de estudios para los EE.UU. y el Canadá de 0,014 g de mercurio por tonelada y para los cementos alemanes de 0,06 g de mercurio por tonelada, que fluctúa desde determinados valores por debajo del límite de detección a valores muy por encima de los intervalos indicados en el Instrumental del PNUMA.

149. Dado que la producción de cemento incluye procesos que requieren gran cantidad de energía, el uso del combustible representa una gran parte de los costos de producción. Se utilizan diversos combustibles para generar el calor requerido para el proceso de fabricación del clinker, fundamentalmente carbón pulverizado (carbón negro y lignito) y coque de petróleo, fueloil pesado y gas natural, aunque también otros combustibles de desecho poco costosos, como desechos municipales desmenuzados, caucho recortado, y los disolventes de desechos se utilizan ampliamente y pueden contribuir a las emisiones de mercurio dimanante de la producción de cemento (Pacyna y otros, 2010). Según el documento sobre prevención y control integrados de la contaminación relativo a las mejores técnicas disponibles en las industrias de fabricación de cemento (CE, 2010), en el consumo de combustible en la industria del cemento europea en 2006 predominaron el coque de petróleo (39%), el carbón (19%) o una mezcla tanto de coque de petróleo como de carbón (16%), pero también se utilizó fueloil (3%), lignito y otros combustibles sólidos (5%), gas (1%), así como diferentes tipos de combustibles de desecho (18%). Según la respuesta de los EE.UU. al cuestionario, el carbón (63%) y el coque de petróleo (21%) son los combustibles utilizados en cantidades más grandes, seguidos de otros combustibles de diversos tipos (12%), gas natural (3%) y usos menos importantes de otros combustibles fósiles. En el Brasil, según las respuestas al cuestionario, el coque de petróleo predomina entre los combustibles, aunque también se utilizan el carbón y otros combustibles.

150. El origen del mercurio emitido de la producción de cemento pueden ser tanto las impurezas de las materias primas y de los combustibles utilizados. Las contribuciones relativas varían entre plantas y entre países y no hay una sola verdad general si los combustibles o las materias primas contribuyen la mayor parte del mercurio que entra en los hornos. En un estudio de la EPA de los EE.UU. (EPA, 2009) sobre las normas nacionales de emisión de contaminantes atmosféricos peligrosos de la industria de fabricación de cemento Portland quedó demostrado que cerca del 55% de los hornos de los EE.UU., el mercurio no contenido en la piedra caliza representaba más del 50% de las emisiones de mercurio de los hornos (es decir, que se origina a partir de otras materias primas o de los combustibles). Cabe señalar, no obstante, que se observó una gran variación en el origen del mercurio entre los hornos objeto de estudio. En un estudio realizado por la Université de Liège, se llegó a la conclusión de que, en la mayoría de los casos, los principales contribuyentes a la entrada total de mercurio en el sistema del horno en Europa son las materias primas naturales y no los combustibles (Renzoni y otros, 2010).

5.3.2. Medidas de control en la producción de cemento

151. Las medidas primarias para reducir las emisiones de mercurio en la producción de cemento son la selección y el control cuidadoso de las sustancias que entran en el horno (CE, 2010), de ahí que sea importante la selección de las materias primas y de combustibles con bajo contenido de mercurio. Otra medida primaria es garantizar un funcionamiento eficaz de la planta, por ejemplo, reducir los combustibles o controlar las temperaturas y los flujos de gas en diferentes etapas del proceso para aprovechar el potencial del control del flujo de mercurio en todo el sistema. En la producción de cemento existen mecanismos integrados y condiciones de funcionamiento del proceso que permiten que los hornos de cemento aumenten la captación de mercurio y reduzcan las emisiones de mercurio a la atmósfera (Senior, 2010, Renzoni y otros, 2010).

152. Por ejemplo, la adsorción de mercurio por las partículas que se encuentran en el sistema del horno de calcinación por vía seca puede aumentarse haciendo pasar los gases de escape del precalentador por el proceso de calcinación/trituración de materias primas en el molino tubular. Este puede estar conectado (en funcionamiento) o fuera de servicio (desconectada). Cuando el molino está conectado, los gases del precalentador pasan por el molino antes de entrar en el dispositivo de control de partículas (figura 6). Cuando el molino está fuera de servicio, los gases de escape no pasan por el molino y van directamente al dispositivo de control de partículas antes de ser enfriados.

153. La gran carga de polvo y el aumento del tiempo de contacto entre los sólidos y el gas, cuando el molino está funcionando, aumenta más la adsorción de mercurio en los sólidos antes de pasar por el dispositivo de control de las partículas (Renzoni y otros 2010). En un proyecto de la Asociación de Cemento Portland, que incluía la recopilación y el examen de los datos sobre las emisiones de las chimeneas (Schreiber y otros, 2009) se llegó a la conclusión de que los hornos de precalentamiento/precalcinación emitían una mayor cantidad de mercurio a la atmósfera cuando la trituradora estaba fuera de servicio, lo que obedece a que falta la capacidad de adsorción de las partículas recién trituradas en el molino. Apagar el molino es un procedimiento ordinario en el funcionamiento de las plantas de cemento.

154. El mercurio volatilizado se condensa a una temperatura relativamente baja (120 a 150°C) en partículas de materia prima en el sistema del horno (Instrumental del PNUMA, 2010). Con una temperatura del gas de combustión suficientemente baja, el mercurio adsorbido en las partículas será recolectado junto con las partículas en un dispositivo de captación de partículas. Es común que el polvo recogido en el dispositivo de control de partículas (que se suele denominar polvo del molino de cemento) se vuelve a reciclar en el proceso de producción (Senior, 2010).

155. Una manera de reducir las emisiones de mercurio a la atmósfera es la purga periódica del polvo del molino de cemento para eliminar el mercurio adsorbido del sistema en las partículas. La eficacia de esta medida depende en parte de la cantidad de polvo eliminado del sistema y de la temperatura prevaleciente en el dispositivo de control de la contaminación atmosférica (Renzoni y otros 2010).

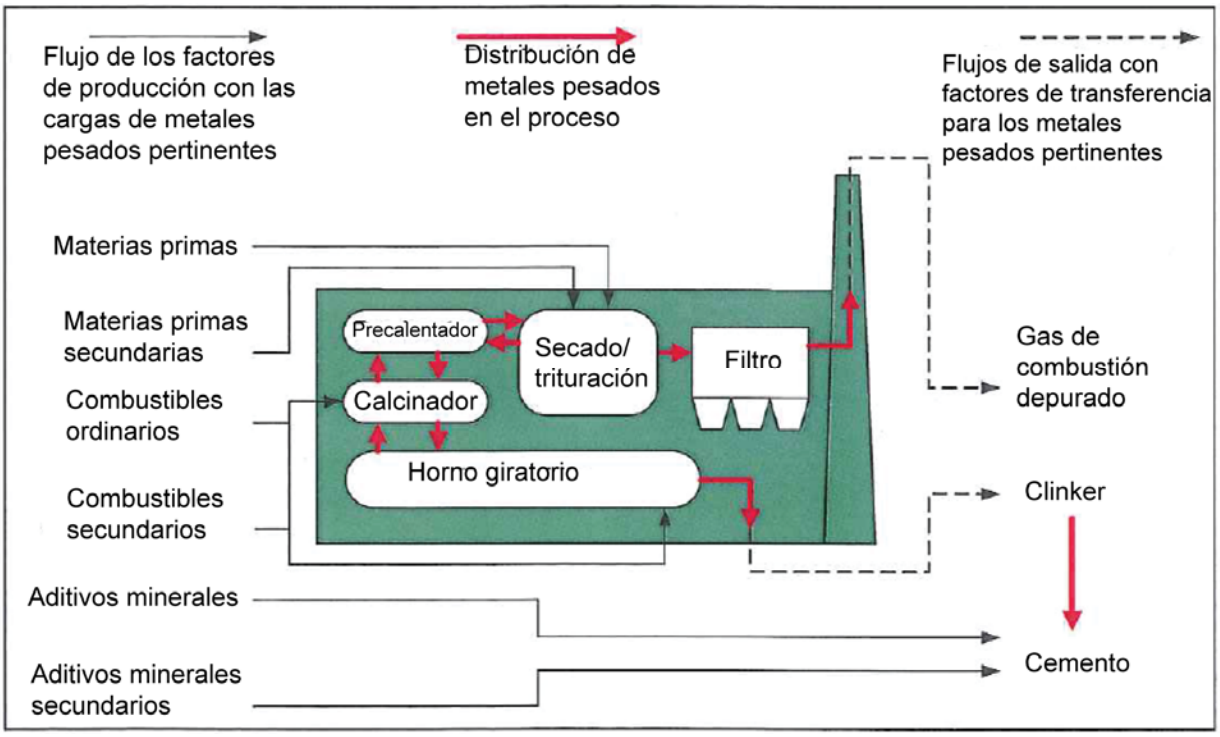

Figura 6. *Trayectorias de los metales en los hornos de cemento con precalentador en un proceso por vía seca (CE, 2010 y referencias correspondientes).*

156. De la información presentada por los países (véase el anexo I sobre la información sobre los países que proporcionaron información), es evidente que muchos de los equipos más comunes de control de la contaminación atmosférica de las plantas de cemento en esos países son diversos tipos de dispositivos de control de las partículas. Según la información presentada, los controles de partículas como los precipitadores electrostáticos o los filtros de bolsa/filtros de tela son comunes en las plantas de cemento (Brasil, Chipre, Islandia, Reino Unido, EE.UU.). También en algunas plantas del Reino Unido y algunas de los EE.UU. se utiliza también la reducción selectiva no catalítica. En los EE.UU., algunas plantas también están dotadas de depuradores por vía húmeda o seca para la eliminación del SO_2. De la información presentada se infiere que en las fábricas de cemento no se han instalados controles específicos del mercurio, excepto en una. Los EE.UU. informaron de un horno de cemento, en el que actualmente funciona un sistema de inyección de carbón activado específicamente para el control del mercurio.

157. El uso de la tecnología de reducción como filtros de tela o precipitadores electrostáticos es común en las fábricas de cemento, pero escasea la información sobre la eficacia de la eliminación del mercurio específicamente en los hornos de cemento. En general, cabe esperar que la eficacia de la eliminación del mercurio en los hornos pueda ser mayor que la obtenida en dispositivos análogos empleados, por ejemplo, en las centrales, o comparable, siempre y cuando sea activamente purgado y eliminado el polvo del horno de calcinación de cemento.

158. Según Renzoni y otros (2010), las técnicas de eliminación de las emisiones, que se han ensayado en la industria del cemento incluyen la adsorción de coque activado (Polvitec) y la inyección de carbón activado. La inyección de carbón activado es más complicada que en las centrales alimentadas con carbón. Dado que es común que el polvo recogido sea reciclado de los filtros de tela como parte integrante del sistema de procesamiento de la materia prima en la planta de cemento, la inyección de carbón activado no es conveniente porque terminaría en el polvo del horno de calcinación de cemento que se ha recogido. La temperatura de este sistema tendría que ser controlada cuidadosamente a menos de 200ºC para asegurar la debida adsorción del mercurio y reducir el riesgo de que se incendie el carbón activado en los filtros de tela o en el sistema de

manipulación de sólidos. Si fracasan las demás medidas, una opción es la de instalar un sistema de inyección del carbón activado y otro dispositivo desempolvador en la parte baja del filtro principal del horno (Renzoni y otros 2010).

5.3.3. Costos y eficacia de las tecnologías de control para la producción de cemento.

159. Un aspecto importante a la hora de calcular los costos del control de las emisiones de mercurio son las hipótesis de las condiciones básicas. Las diferencias en los costos de eliminación del mercurio serán muy diferentes si las condiciones básicas son plantas de cemento dotadas de modernos sistemas de control de la contaminación atmosférica o si se instalan controles muy simples de las emisiones. Cabe esperar que algunos controles, como los filtros electrostáticos, sean poco eficaces para eliminar el mercurio debido al alto porcentaje de Hg0 en los gases.

160. A continuación se indican los costos anualizados de determinadas tecnologías de reducción de múltiples contaminantes por cada tonelada de cemento producida y su eficacia en la reducción de las emisiones de mercurio.

161. Sobre la base de la información disponible de los documentos de consulta sobre las mejores técnicas disponibles en relación con la producción de cemento, cal y óxido de magnesio (CE, 2010), los costos anualizados[9] (con el costo de capital entre paréntesis) de determinadas tecnologías de reducción de múltiples contaminantes por cada tonelada de cemento producida[10] sería como promedio cerca de 0,56 (0,34) dólares de los EE.UU. a precios de 2010 y 0,69 (0,32) dólares de los EE.UU. a precios de 2010 para el uso de precipitadores electrostáticos y filtros de tela respectivamente. Con la introducción depuradores por vía seca o húmeda exclusivamente se lograría un costo medio de 1,94 (1,12) y 2,63 (0,81) dólares a precios de 2010. Se puede lograr una mayor eficacia en la eliminación (de hasta 90%) combinando filtros de tela y depuradores a un costo medio de 2,63 (1,13) dólares de los EE.UU. a precios de 2010.

162. El análisis realizado por la EPA de los EE.UU. acerca de los costos de instalación del equipo de inyección de carbón activado para controlar el mercurio en un horno de cemento incluye una cámara de filtros para limpiar el polvo por atracción electrostática. Gran parte del polvo extraído del horno de cemento se vuelve a reciclar hacia el horno. La inyección del carbón activado en la parte superior de la cámara de filtros primaria podría añadir carbón al polvo del horno de calcinación de cemento, lo que lo inutilizaría para su reciclado hacia el horno, si el proceso no se está sometido a un control cuidadoso. Los costos de control específico de mercurio en las fábricas de producción de cemento se calcularon a partir de los costos que se establecieron originalmente para las calderas de las centrales eléctricas. Los factores de costos del capital fluctuaron entre 1,81 y 3,00 dólares/ tonelada de clinker; la media es de 2,41 dólares/tonelada de clinker. Los costos totales anualizados fluctuaron entre 0,96 y 1,13 dólares/tonelada de clinker; la media es de 1,41 dólares/tonelada de clinker. La adquisición de un nuevo horno precalentador/precalcinador de 1,2 millones de toneladas anuales haría incurrir en un costo de capital de 2,9 millones de dólares y un costo anualizado de 1,25 millones de dólares de los EE.UU. (a precios de 2005) anuales. Debido al costo más alto de un depurador frente a la técnica de inyección de carbón activado, la EPA de los EE.UU. espera que los depuradores se instalen para el control del mercurio solo cuando este equipo sea necesario también para el control de otros contaminantes. La EPA de los EE.UU. estima también que la inyección de carbón activado puede lograr una reducción del 90% de las emisiones de mercurio en las plantas de cemento (EPA, 2010).

[9] Suponiendo un ciclo de vida de la tecnología de 20 años, con un 4% de descuento.

[10] Capacidad de la fábrica de cemento de 3.000 t clinker/día.

5.4. Incineración de desechos

5.4.1. Origen del mercurio y emisiones a partir de la incineración de desechos

163. Las influencias fundamentales en la emisión total de mercurio a la atmósfera a partir de la incineración de desechos es el contenido de mercurio en los desechos, la capacidad de incineración de los desechos en el incinerador, el tipo de incinerador (masivo con aire sobrante o modular subalimentado), la manera en que funciona (por ejemplo, si incluye recuperación de calor) y el grado de reducción adaptado a la planta. La medida primaria más importante para reducir las emisiones de mercurio a la atmósfera es evitar que el mercurio entre en la corriente de desechos o someter los desechos a un tratamiento previo, como separación y eliminación del material que contenga mercurio antes de que los desechos entren en el incinerador. El mercurio puede estar presente en los desechos domésticos en concentraciones muy variables en los diferentes países, lo que depende fundamentalmente de la frecuencia del mercurio en los productos domésticos y de la existencia de sistema de recolección del mercurio o de si los productos son eliminados en la corriente ordinaria de desechos. Los grupos de productos comunes que pueden contener mercurio son las baterías, los termómetros y las fuentes de luz fluorescente. Por eso, el control del mercurio en la incineración de desechos guarda estrecha relación con la cuestión del mercurio, por ejemplo, en los artículos domésticos y los dispositivos médicos, una fracción de los cuales puede ir a parar a la corriente de desechos. La sustitución de productos que contengan mercurio o la introducción de sistemas eficaces para recoger y eliminar el mercurio en condiciones de seguridad son pues medidas alternativas para evitar las emisiones de mercurio a partir de la incineración de desechos.

5.4.2. Tecnologías para la incineración de desechos

164. Cabe señalar que la incineración de desechos en gran escala, que es el tema central de esta sección, no es un procedimiento común en muchos países. Otras formas de tratamiento de los desechos o la falta de sistemas de manejo controlado de los desechos darán lugar también a emisiones de mercurio mediante, por ejemplo, la desgasificación de los vertederos o la quema incontrolada de desechos. La información presentada en este documento solo interesa a los países donde la incineración de desechos en gran escala forma parte integrante del sistema de tratamiento de los desechos.

165. Hay muchos diseños diferentes de hornos y técnicas de combustión en uso para la incineración de los desechos sólidos municipales. En un incinerador típico, los desechos se introducen en la cámara de combustión y se colocan en una parrilla que mueve los desechos a través del quemador, mezclando totalmente los desechos con el aire caliente para asegurar una combustión efectiva. Muchos incineradores tienen dos cámaras de combustión. El aire se suministra a la cámara primaria por medio de los desechos (aire primario). Los productos de combustión incompleta (monóxido de carbono y compuestos orgánicos) pasan a la cámara de combustión secundaria donde se introduce más aire (aire secundario) y la combustión se completa.

166. Hay tres clases principales de tecnología de incineración de desechos sólidos municipales, que depende de la cantidad y la forma de los desechos quemados. Se trata de incineradores masivos, quemadores modulares y quemadores en lecho fluido (EMEP/EEA, 2009). En los incineradores masivos, los desechos sólidos municipales son incinerados sin ningún procesamiento previo, como no sea la eliminación de artículos demasiado grandes que pasan al sistema de alimentación y la eliminación de artículos peligrosos, por ejemplo cilindros de gas comprimido. Los quemadores modulares se parecen a los incineradores masivos, porque queman desechos que no han sido sometidos a procesamiento previo, pero por regla general son más pequeños con una capacidad que fluctúa entre 4 y 130 toneladas de desechos/día. Los quemadores en lecho fluido donde los desechos son incinerados en un lecho de materia inerte, (por ejemplo, arena o cenizas) en

una parrilla o una placa de distribución, que se fluidiza con aire. Para la combustión de desechos sólidos municipales en lecho fluido, hay que someter los desechos a un tratamiento (por ejemplo, desmenuzarlos) para que tengan un tamaño idóneo. (CE, 2006a)

167. Los desechos peligrosos, que pueden tener un alto contenido de mercurio, suelen ser quemados en incineradores con una tecnología especial o en hornos rotatorios. Los incineradores con tecnología especial son hornos cilíndricos, de parrilla o de mufla con tecnología de muy bajas emisiones. También pueden incluirse en este grupo otras tecnologías (como la oxidación por agua en estado supercrítico y la vitrificación por arco eléctrico), que tratan los desechos peligrosos, (aunque no hay que clasificarlas necesariamente como "incineración"). En algunos países, los desechos peligrosos son incinerados en fábricas de cemento y en hornos livianos agregados. En algunos países, los desechos médicos se incineran en incineradores de desechos peligrosos o en los incineradores de desechos municipales adaptados para ese fin (PNUMA, 2005).

5.4.3. Medidas de control en la incineración de desechos

168. Dado que todo el mercurio emitido a la atmósfera por la incineración de desechos tiene su origen en el mercurio de los desechos, la medida primaria más importante es reducir la entrada de mercurio en el incinerador. Esto se puede lograr extrayendo los productos que contengan mercurio de la corriente de desechos antes de la incineración.

169. En la incineración de desechos, la eficacia de captación de los controles puede aumentar mediante la adsorción de los vapores de mercurio dimanantes de la cámara de combustión por el material adsorbente de gases ácidos u otros adsorbentes y, posteriormente, eliminando el mercurio atrapado por las partículas. Para lograr un control máximo del mercurio, es conveniente reducir la temperatura del gas de combustión a la entrada del dispositivo de control a 175 ºC (o menos). Es característico que los sistemas de combustión de desechos municipales más modernos utilicen una combinación de sistemas de enfriamiento por gas e inyección de sorbentes en el ducto o secado por aspersión en la parte superior del dispositivo de eliminación de partículas para reducir las temperaturas y proporcionar mecanismo para el control de los gases ácidos (PNUMA, 2006).

170. En las condiciones de incineración a temperaturas por encima de 850ºC y un contenido de O_2 de 8 a 10% vol, la especie de mercurio prevaleciente son los cloruros de mercurio (I y II) y el mercurio elemental (Velzen y otros 2002). El equilibrio químico del mercurio en un gas de combustión típico que contenga HCl y SO_2, calculado en forma termodinámica, demuestra que el principal producto a temperaturas de entre 300 y 700ºC es el $HgCl_2$, mientras que por encima de 700ºC, la especie predominante es el mercurio elemental. En el cuadro 9 figura un resumen de las eficiencias de eliminación de mercurio para diferentes equipos de limpieza de los gases de combustión en los incineradores (Velzen y otros, 2002). Estas medidas de control no son específicas del mercurio y deben considerarse ejemplos de tecnologías de control de las emisiones en general. Para el cálculo se parte del supuesto de que la proporción de $HgCl_2$/Hg(0) es de entre 70/30 y 80/20. Los 'absorbentes especiales' (o adsorbentes) añadidos pueden ser absorbentes impregnados con azufre o compuestos de azufre o adsorbentes con carbón activado, que aumentan la sorción de mercurio en las partículas.

Cuadro 9. *Eficacia para la eliminación del mercurio de los sistemas de depuración de los gases de combustión para incineradores de desechos (Instrumental del PNUMA)*

Equipo	**Temp.**	**$HgCl_2$**	**Hg(0)**	**General****	**Referencia**
	(ºC)	**%**	**%**	**%**	
Precipitador electrostático	180	0 a 10	0 a 4	0 a 8	Velzen y otros 2002
Depuradores por vía húmeda	65 a 70	70 a 80	0 a 10	55 a 65	Velzen y otros 2002
Depuradores por vía húmeda con agente humectante		90 a 95	20 a 30	76 a 82	Velzen y otros 2002
Captadores de pulverización + FT (piedra caliza)	130	50 a 60	30 a 35	44 a 52	Velzen y otros 2002
Captadores de pulverización + FT (absorbentes especiales añadidos)*		90 a 95	80 a 90	87 a 94	Velzen y otros 2002
Captadores de flujo arrastrado + FT (absorbentes especiales añadidos)*	130	90 a 95	80 a 90	87 a 94	Velzen y otros 2002
Lecho fluido circulante + FT (absorbentes especiales añadidos)*	130	90 a 99	80 a 95	87 a 98	Velzen y otros 2002
Precipitador electrostático o FT + inyección de carbón				50 a >90	Pirrone y otros 2001
Precipitador electrostático o FT + depurador por vía húmeda que capta polvo por atracción electrostática				85	Pirrone y otros 2001

* Absorbentes especiales pueden ser los absorbentes impregnados con azufre o compuestos de azufre o absorbentes a base de carbón activado, que aumentan la sorción de mercurio en las partículas.

171. Como se indica en el cuadro, los precipitadores electrostáticos simples a veces tienen una eficiencia de captación del mercurio muy baja solamente. Los depuradores por vía húmeda o los captadores de pulverización que utilizan caliza para eliminar los gases ácidos registran eficiencias de 55 a 65% y 44 a 52% respectivamente. Para obtener una alta eficacia en la eliminación, más del 90%, es un requisito la adición de absorbentes/adsorbentes especiales, en la mayoría de los casos el carbón activado.

172. Takaoka y otros (2002) informan que la reducción de las emisiones de mercurio aumenta un 20 a un 30% cuando se inyecta carbón activado en un incinerador de desechos sólidos municipales a escala piloto dotado de un filtro de bolsa (FB). La disminución de la temperatura de los gases de combustión aumenta el coeficiente de reducción del mercurio.

173. En la República de Corea, se aplican requisitos reglamentarios estrictos en relación con las dioxinas y los gases ácidos y se instalan muchos dispositivos de control de la contaminación atmosférica en incineradores de desechos municipales con muy diversas configuraciones. La eliminación media de mercurio es de casi 85% (Kim y otros, 2010). Algunas instalaciones también inyectan el carbón activado donde es mayor la eficacia de la eliminación del mercurio. En la incineración industrial de desechos se midieron eficacias de la eliminación del 50% al 92% (menos eliminación con dispositivos de control de la contaminación atmosférica de tipo seco y más con los de tipo húmedo). En el caso de la incineración de desechos infecciosos médicos peligrosos, se

indicó una eficacia de la eliminación de casi 89%, pero dependió del contenido de mercurio en los desechos de entrada.

174. De las respuestas al cuestionario se puede llegar a la conclusión de que en las plantas de incineración de desechos es muy común que existen controles específicos del mercurio, además de los dispositivos comunes de control de la contaminación atmosférica. Las tecnologías específicas del mercurio mencionadas son, por ejemplo, la inyección de carbón activado o depuradores de diversos tipos.

5.4.4. Costos y eficacia de las tecnologías de control para la incineración de desechos.

175. Para la eliminación del mercurio, por regla general se requiere una adsorción que utilice reactivos basados en el carbón a fin de lograr el nivel de emisión (< 0,05 mg/Nm³ en caso de muestreo no continuo) de la mejor técnica disponible (CE, 2006a). El comportamiento preciso de la reducción depende de los niveles y la distribución de mercurio en los desechos. Algunas corrientes de desechos tienen un contenido de mercurio muy variable, por lo que hace falta otro tratamiento previo de los desechos.

176. Un importante aspecto al estimar los costos de control de las emisiones de mercurio son las hipótesis sobre las condiciones básicas. Las diferencias en los costos de eliminación del mercurio serán muy diferentes, si las condiciones básicas son plantas equipadas con medios modernos de control de la contaminación atmosférica o si se instalan controles de emisión muy simples.

177. Sobre la base de la labor llevada a cabo en ESPREME, el proyecto financiado por la UE, se pudieron inferir los costos anualizados de determinadas tecnologías de reducción de múltiples contaminantes por tonelada de desechos municipales y su eficacia para el control de las emisiones de mercurio. La información se obtuvo a partir de las condiciones europeas y, por consiguiente, posiblemente no se aplique a otros lugares. En el caso del control básico de las emisiones de partículas (precipitador electrostático o filtro de tela), se calcularon costos totales anuales de 0,18 dólares de los EE.UU. por tonelada de desecho. En el caso de combinaciones de control de partículas con depuradores, precipitadores electrostáticos optimizados e inyecciones de carbón activado, los costos anuales estimados fluctúan entre 4 y 12 dólares de los EE.UU. por tonelada de desechos. El control conjunto del mercurio en estos ejemplos fluctúa entre 5 y 10% en el primer caso y entre 80 y 99% en el segundo.

178. Visschedijk y otros (2006) calcularon que los costos promedio de las técnicas de control de las emisiones para la incineración de desechos médicos (desempolvamiento previo con un precipitador electrostático, seguido de cal e inyección de carbón activado y por último un filtro de tela) rondaban los 25 dólares de los EE.UU. por tonelada de desechos incinerados al año.

179. Debido a que, en los países desarrollados, los costos relacionados con la incineración apropiada y los vertederos son elevados y medios respectivamente, la gestión de estos entornos resulta económicamente difícil en los países menos adelantados. Considerando ese alto costo, la opción más conveniente tal vez sean las oportunidades de sustituir con productos que no contengan mercurio (PNUMA, 2008).

180. En las respuestas a los cuestionarios, los costos informados por los Estados Unidos para la inyección de carbón activado en una unidad del combustor de desechos municipales típica grande de 730 toneladas de desechos/día fueron de 150.000 dólares de gastos de capital y 91.000 dólares anuales en gastos de explotación (a precios de 1987), cifra obtenida durante la formulación del reglamento a principios de los noventa. Estos números equivalen aproximadamente a 0,7 dólar EE.UU./año (costos anualizados durante 20 años y un 4% de descuento en dólares a precios de 2010). En esta cifra no se incluye el costo del sistema de rociador/filtro de bosa, que añadiría un

costo de capital de 12 dólares x 10^6 y un costo anual de 3,6 dólares x 10^6, si no se aplicaron ya para el control de contaminantes distintos del mercurio.

181. Respecto de los incineradores de desechos infecciosos, médicos y de hospitales, la EPA de los EE.UU. informó de costos de capital para el sistema de inyección de carbón activado que fluctúan entre 3.800 y 12.000 dólares. Los costos anuales del sistema de inyección de carbón activado fluctúan entre aproximadamente 5.400 y 56.300 dólares anuales. Esos costos de capital y anuales se calcularon en dólares de los EE.UU. a precios de 2007. Los costos estimados de capital del sistema de inyección de carbón activado aplicados a una planta de incineración de desechos sólidos comerciales o industriales fluctúan entre aproximadamente 5.600 y 156.000 dólares. Los costos anuales del sistema de inyección de carbón activado fluctúan entre aproximadamente 2.900 y 3,2 millones de dólares anuales. Estos costos de inyección de carbón activado aplicados a una planta de incineración de desechos industriales incluyen la incineración de desechos sólidos industriales en los molinos de cemento. Los cálculos de costo anual y de capital se hicieron en dólares de los EE.UU. a precios de 2008.

182. En distintos documentos preparados como parte del proceso de elaboración de normas en los EE.UU. para el sector de incineración de desechos (véase Presentación de información al PNUMA por los EE.UU.) figura más información sobre el origen de los costos.

6. Conclusiones

183. La finalidad del presente informe es proporcionar un resumen de las emisiones de mercurio a la atmósfera, las opciones de control en los sectores seleccionados y sus eficacias y costos. Se ha preparado con la intención de apoyar el proceso de negociación en marcha para preparar un instrumento jurídicamente vinculante a nivel mundial sobre el mercurio.

184. Como parte del estudio se prepararon y distribuyeron cuestionarios para recopilar información sobre las características técnicas de los sectores seleccionados en diferentes países, la información actual sobre las emisiones y el control de las emisiones, así como planes de desarrollo futuro de los sectores. El estudio se centra en la descripción de posibles métodos de control de las emisiones y la actualización de los inventarios sobre las emisiones.

6.1. Emisiones

185. Las emisiones de mercurio procedentes de los sectores seleccionados, a saber combustión de carbón en termoeléctricas y calderas industriales, la producción de cemento, la producción de metales no ferrosos y incineración de desechos, aportaron el 51% al total de emisiones mundiales de mercurio a la atmósfera en 2005.

186. En un examen de los informes nacionales recientes sobre el inventario de las emisiones y de los documentos de investigación sobre las emisiones de mercurio se llegó a la conclusión de que, en la mayoría de los casos, las nuevas estimaciones de las emisiones eran del orden de los valores de emisión publicados en el estudio PNUMA/AMAP (2008).

187. La evaluación de las tendencias mundiales en las emisiones, que incluyó la armonización de los datos y una mayor completitud del inventario, indica que las emisiones mundiales han variado de 1967 toneladas en 1990, a una pequeña disminución a 1814 y 1819 toneladas en 1995 y 2000, respectivamente, hasta 1921 toneladas en 2005.

188. En la evaluación no se pudo observar ningún cambio de importancia en las emisiones totales de mercurio a nivel mundial. Sin embargo, cabe señalar que se observó un importante cambio en las emisiones entre regiones. Las emisiones registradas en Asia en el período comprendido entre 1990 y 2005 aumentaron, mientras que las emisiones en América del Norte y Europa disminuyeron durante el mismo período.

189. La exactitud de todas las estimaciones actuales de las emisiones mundiales se ve limitada por la falta de información específica sobre las instalaciones y de datos representativos suficientes sobre vigilancia en muchos países.

6.2. Opciones de control de las emisiones

190. Las emisiones de mercurio de los cuatros sectores seleccionados dependen de determinado número de factores, entre ello el contenido de mercurio y otras características de la composición de los combustibles y las materias primas, la configuración técnica dela instalación de origen y el equipo de control de las emisiones instalado para los contaminantes atmosféricos (como la eliminación de partículas con un precipitador electrostático o un filtro de tela y la desulfuración en depuradores) y los controles específicos del mercurio. Estos factores son muy variables en las diferentes regiones del mundo, así como dentro de las regiones, lo que crea dificultades para la determinación de las opciones de control aplicablels en sentido general. Para la determinación de las opciones de control idóneas para una planta/instalación específica se requiere un conocimiento detallado de la situación técnica prevaleciente en esa planta/instalación. Para la elaboración de

estrategias regionales o nacionales de reducción de las emisiones de mercurio, también hay que tener en cuenta la situación económica de la región.

6.2.1. Conclusiones básicas sobre el control de las emisiones en los cuatro sectores seleccionados

191. Existe un conjunto de tecnologías para reducir las emisiones de mercurio que se están utilizando en diversos países for each of the sectors examined. Many of these are in place to reduce other air pollutants (por ejemplo, partículas, dióxido de azufre, óxidos de nitrógeno u otros contaminantes tóxicos).

192. El equipo que se utiliza actualmente para reducir esas emisiones también puede reducir las emisiones de mercurio. Sin embargo, las emisiones de mercurio se pueden reducir en niveles muy diferentes según las características de las materias primas y las particularidades de los controles. Este aspecto hay que tenerlo en cuenta tanto al determinar las actuales emisiones de mercurio como al considerar la necesidad de adoptar otras medidas y elaborar escenarios y estrategias de control de las emisiones de mercurio en el futuro.

193. Las medidas generales encaminadas a mejorar los resultados y aumentar el rendimiento energético terminarán por reducir el consumo de combustible y materia prima y, por consiguiente, de manera indirecta, las emisiones de mercurio.

194. La estimación de costos para el control de las emisiones de mercurio requiere el conocimiento de la situación prevaleciente en las fuentes de emisiones, lo que incluye la descripción tecnológica del control de la contaminación atmosférica existente y proyectado.

6.2.2. Centrales eléctricas alimentadas con carbón y calderas industriales

195. Las medidas previas a la combustión (por ejemplo, lavado o mezcla del carbón) pueden reducir las emisiones de mercurio en hasta cerca del 70%, con un 30% promedio.

196. La adición de halógenos (esp. bromo) antes de la combustión podría impulsar la eliminación de mercurio al aumentar la oxidación de mercurio en los gases de combustión (especialmente en presencia de un RSC) y, por consiguiente, aumentar la eficacia de la eliminación en el control de la materia particulada al principio del proceso y en el equipo de desulfuración de los gases de combustión.

197. La inyección de carbón activado, cuando se utiliza a escala comercial junto con un dispositivo de control de las partículas, por ejemplo, un precipitador electrostático o filtros de tela, puede producir una importante reducción de las emisiones de mercurio. Se han observado reducciones de más del 90%. Se ha demostrado que, cuando se tratan los gases de combustión que contienen cantidades más elevadas de vapor de mercurio elemental, los carbones químicamente tratados (por ejemplo, los carbones bromados) son más eficaces que el carbón activado convencional no tratado.

198. Para hacer una evaluación detallada de los costos y la eficacia del control de las emisiones de mercurio control hace falta información pormenorizada sobre las características técnicas de las fuentes, así como de la disponibilidad de carbón para la mezcla y los posibles aditivos. Las aplicaciones prácticas llevadas a cabo en los Estados Unidos han puesto a la disposición un gran cúmulo de datos.

199. Los dispositivos de control de la contaminación atmosférica pueden cambiar el mercurio contenido en los gases de combustión en residuos como cenizas volantes o fango del depurador para la DGC. La determinación de los costos totales del control deberá incluir los posibles

incrementos en los costos de gestión de esos residuos debido a cualquier posible repercusión de los cambios en la composición de los desechos, incluso del aumento del contenido de mercurio.

6.2.3. Producción de cemento

200. El mercurio emitido de la producción de cemento se origina en el carbón y otros combustibles utilizados y en materias primas como la caliza y otros aditivos. Las concentraciones de mercurio son muy variables en los combustibles y las materias primas, por lo que se pueden lograr una gran reducción de las emisiones utilizando combustibles y materias primas con menos contenido de mercurio.

201. Dado que el polvo de los molinos de cemento eliminado de los gases emitidos desde las chimeneas durante la producción de cemento, en su mayor parte, se recircula en el proceso, la adición de carbón activado no se puede combinar directamente con el equipo de control de partículas instalado a menos que se controle con cuidado la temperatura.

202. La adsorción de mercurio en el polvo de los molinos de cemento en la producción de cemento depende en gran medida de las condiciones de funcionamiento de la fábrica, en que las temperaturas más bajas promueven la adsorción. La eliminación del mercurio en el proceso se logra eliminando el polvo del dispositivo de control de partículas, si la temperatura de los gases de escape es baja.

203. El control de las emisiones de mercurio en la etapa final del proceso de producción de cemento se puede lograr con tecnologías de control análogas a las que se utilizan en las centrales eléctricas alimentadas con carbón, por lo que cabe esperar que se elimine gran cantidad de mercurio si se introduce el procedimiento de desulfuración de los gases de combustión a fin de reducir los gases ácidos. Si se emplea la inyección de carbón activado para eliminar el mercurio, hace falta un cuidadoso control de la temperatura y añadir una nueva etapa de eliminación de las partículas, en el que tal vez sea necesario que las partículas captadas no recirculen.

6.2.4. Producción de metales no ferrosos

204. La producción de metales no ferrosos es un proceso industrial sumamente complejo, cuyas configuraciones son diferentes según los metales que se extraigan, las características del mineral y el procedimiento básico que se utilice. El contenido de mercurio en la mena puede variar mucho.

205. En el procesamiento pirometalúrgico de los minerales, el primer paso es la calcinación, durante la cual el azufre se convierte en dióxido de azufre gaseoso. El mercurio contenido en el mineral se libera junto con ese gas.

206. Los grandes hornos de fundición de metales no ferrosos suelen estar dotados de dispositivos de control de la contaminación atmosférica de alto rendimiento para controlar las emisiones de partículas y de SO_2 dimanantes de los molinos, los hornos de fundición y los convertidores. El mercurio se emite en su mayor parte en forma de gas y, por eso, los precipitadores electrostáticos no son muy eficaces para eliminar este elemento. El control de las emisiones de gases de combustión se logra mediante la absorción de dióxido de azufre en las plantas de ácido sulfúrico, que suelen formar parte de las plantas de fundición.

207. Se puede eliminar más mercurio específicamente (alrededor de 90 a 95%) aplicando la técnica Boliden Norzink, en la que el mercurio es adsorbido en una solución de calomelanos (cloruro mercurioso) antes de pasar a la planta de ácido sulfúrico.

208. En el caso de otras unidades térmicas en la industria de producción del oro, como los molinos, las retortas y los hornos, los mejores controles específicos del mercurio son los filtros de carbón impregnados de azufre, que logran una reducción eficiente de las emisiones de mercurio del orden de 93 a>99%.

6.2.5. Incineración de desechos

209. Debido a que todo el mercurio emitido a la atmósfera a partir de la incineración de desechos tiene su origen en el mercurio contenido en los desechos, la medida primordial más importante es reducir la entrada de mercurio en el incinerador. Esto se puede lograr separando los productos que contengan mercurio de la corriente de desechos antes de la incineración.

210. La mayoría de los incineradores modernos de desechos municipales están dotados de un control avanzado de las emisiones de diferentes contaminantes. Algunos de estos dispositivos se pueden optimizar para eliminar mercurio mediante, por ejemplo, el control de la temperatura.

211. El control específico del mercurio se puede lograr mediante inyección de carbón o con depuradores o ambos procedimientos. La EPA de los EE.UU. ofreció ejemplos de los costos de inyección de carbón activado a partir de varios procesos de combustión de desechos basados en las normas.

7. Referencias

AMAP, 2010. Updating Historical Global Inventories of Anthropogenic Mercury Emissions to Air. AMAP Technical report No 3 (2010), Programa de Vigilancia y Evaluación del Ártico (AMAP), Oslo, Noruega.

Chang, R., Dombrowski, K., Senior, C. (2008). Near and Long Term Options for Controlling Mercury Emissions from Power Plants, The MEGA Symposium, Baltimore, MD, 2008.

CURS (2007) *Coal utility environmental cost (CUECost) workbook user's manual. Version 4.0.* Chapel Hill, NC, USA, CURS- Center for Urban and Regional Studies, Universidad de Carolina del Norte en Chapel Hill, 28 págs. (Feb 2007) BETA VERSION

MEPC en prep., 2010. Reducing mercury emissions from coal combustion in the energy sector. Prepared by: Department of Environmental Science and Engineering, Universidad Tsinghua, Beijing, 100084, China, para el Ministerio de Protección Ambiental de China y para la Subdivisión de Productos Químicos del PNUMA. Septiembre 17 de 2010

CE 2001a. IPPC Reference Document on Best Available Techniques in the Non Ferrous Metals Industries, Comisión Europea, diciembre de 2001.

CE 2006a. IPPC Reference Document on Best Available Techniques for Waste Incineration, Comisión Europea, agosto de 2006. ftp://ftp.jrc.es/pub/eippcb/doc/wi_bref_0806.pdf

CE, 2006b. IPPC Reference Document on Best Available Techniques for Large Combustion Plants, julio de 2006. ftp://ftp.jrc.es/pub/eippcb/doc/lcp_bref_0706.pdf

CE 2010. IPPC Reference Document on best Available Techniques in the Cement, Lime and Magnesium Oxide Manufacturing Industries, mayo de 2010. ftp://ftp.jrc.es/pub/eippcb/doc/clm_bref_0510.pdf

EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook — 2009. EEA Technical report No 6/2009. http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009

EPA 2005. United States Environmental Protection Agency. Multipollutant Emission Control Technlogy Options for Coal- fired Power Plants. EPA-600/R-05/034, marzo de 2005.

EPA 2009. National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants From the Portland Cement Manufacturing Industry Federal Register / Vol. 74, No. 86 / miércoles, 6 de mayo de 2009.

EPA. 2010. National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants from the Portland Cement Manufacturing Industry and Standards of Performance for Portland Cement Plants; Final Rule.

ESPREME- INTEGRATED ASSESSMENT OF HEAVY METAL RELEASES IN EUROPE. European research program aimed at developing methods and to identify strategies to support EU environmental policy-making for reducing the emissions and thus the harmful impacts of heavy metals (HMs). Más información en: http://espreme.ier.uni-stuttgart.de/

Feeley T.J. III, Brickett L.A., O'Palko A., Jones A.P. 2008, DOE/NETL's Mercury Control Technology R&D Program Taking Technology from Concept to Commercial Reality, Presented at the MEGA Symposium, Baltimore, agosto de 2008.

GAO 2009. Mercury control technologies at coal-fired powerplants have acheived substantial emissions reductions. Report to the Chauirman, subcommittee on Clean Air and Nuclear safety, Committe on Environment and Public Works, Senado de los EE.UU. GAO -10-47

Government of Chile, 2008. "Pilot Project on Strengthening Inventory Development and Risk Management-Decision Making for Mercury: A Contribution to the Global mercury Partnership, diciembre de 2008.

Hageman, S. y otros 2010. Technical and economic criteria for processing mercury-containing tailings. Informe al PNUMA, febrero de 2010.

HEIMTSA - **H**ealth and **E**nvironment **I**ntegrated **M**ethodology and **T**oolbox for **S**cenario **A**ssessment. European research project in support of the Environment and Health Action Plan (EHAP) by extending health impact assessment (HIA) and cost benefit analysis (CBA) methods and tools so that environment and health impacts of policy scenarios in key sectors can be evaluated reliably at the European level. Más información en: http://www.heimtsa.eu/

Hylander, L.D., Herbert, R.B. 2008. Global Emissions and Production of Mercury during the Pyrometallurgical Extraction of Nonferrous Sulfide Ores. Env.Sci Technol. 2008, 42, 5971 a 5977.

IEA Clean Coal Centre, Coal online, http://www.coalonline.org/site/coalonline/content/home

IPCC, 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html

Kim, J.-H., Park, J.-M., Lee, S.-B.,Pudasainee, D., Seo, T.-C. 2010. Anthropogenic mercury emission inventory with emission factors and total emissions in Korea. Atmospheric Environment 44 (2010) 2714-2721.

Kumari, R. 2010. Emission Estimate of Passport-Free Heavy Metal Mercury from Indian Thermal Power Plants and Non-Ferrous Smelters. By Toxic Link, supported by the European Environmental Bureau - Zero Mercury Campaign.

Li, G., Feng, X., Li, Z., Qiu, G., Shang, L., Liang, P., Wang, D., Yang, Y. Mercury emission to the atmosphere from primary Zn production in China. Science of the Total Environment 408 (2010) 4607 a 4612.

Masekoameng, K. M., Leaner, J., Dabrowski, J. 2010. Trends in anthropogenic mercury emissions estimated for South Africa during 2000-2006. Atmospheric Environment (2010), doi:10.1016j.atmosenv. 2010.05.006

Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales, the Dominican Republic, 2010. "ANÁLISIS SITUACIONAL SOBRE LA GESTIÓN DEL MERCURIO EN LA REPÚBLICA DOMINICANA E INVENTARIO NACIONAL DE EMISIONES DE MERCURIO. INFORME PRELIMINAR

Ministerio del Ambiente, Ecuador, 2008. Pilot Project on Strengthening Inventory Development and Risk Management-Decision Making for Mercury: A Contribution to the Global Alliance on Mercury. Informe final.

Mukherjee, A.B., Bhattacharya, P., Sarkar, A., Zevenhoven, R. 2009. Mercury Emissions from Industrial Sources in India and its Effects in the Environment. Chapter 4 in N. Pirrone and R. Mason (eds.), Mercury Fate and Transport in the Global Atmosphere, DOI:10.1007/978-0-387-93958-2_4. Springer Science + Business Media, LLC 2009.

National Environmental Authority, Department of Environmental Quality Protection, Panama, 2009. Pilot Project on Strengthening the Development of an Inventory and Risk Management in Making Decisions on Mercury. "National Emissions Inventory of Mercury in Panama", Resumen del informe final, enero de 2009.

Nelson, P. F., Nguyen, H., Morrison, A. L., Malfoy, H. Cope, M. E., Hibberd, M. F., Lee, S., McGregor, J. L., Meyer, M. 2009. Mercury Sources, Transportation and Fate in Australia. Final Report to the Department of Environment, Water, Heritage & the Arts, RFT 100/0607, diciembre de 2009.

NESCAUM (2010). Technologies for Control and Measurement of Mercury Emissions from Coal-Fired Power Plants in the United States: A 2010 Status Report. Northeast States for Coordinated Air Use Management (NESCAUM).

Pacyna, E.G. and J.M. Pacyna, 2002. Global emission of mercury from anthropogenic sources in 1995. Water, Air and Soil Pollution, 137: 149 a 165.

Pacyna, J.M. and E.G. Pacyna, 2005. Anthropogenic sources and global inventory of mercury emissions. In: Parsons, M.B. and J.B. Percival (eds.), Mercury: Sources, Measurements, Cycles, and Effects. Mineralogical Association of Canada, Short Course Series Volumen No. 32.

Pacyna, J. M., Sundseth, K., Pacyna, E. G., and Jozewich, W., 2009. An Assessment of costs and Benefits Associated with Mercury Emission Reductions from Major Anthropogenic Sources. Journal of Air and Waste Management Association (Admitido).

Pacyna, J. M., Sundseth, K., Pacyna, E. G., and Jozewich, W., 2010. An Assessment of costs and Benefits Associated with Mercury Emission Reductions from Major Anthropogenic Sources. Journal of Air and Waste Management Association 60:302 a 315

Pavlish J H, Sondreal E A, Mann M D, Olson E S, Galbreath K C, Laudal D, Benson S A (2003) Status review of mercury control options at coal-fired power plants. *Fuel Processing Technology;* 82 (2 y 3); 89 a 165 (Ago. 2003)

Pirrone, N., Cinnirella, S., feng, X., Finkelman, R. B., Friedli, H. R., leaner, J., Mason, R., Mukherjee, A. B., Stracher, G. B., Streets, D. G., Telmer, K. (2010). Global mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic and natural sources. Atmos. Chem. Phys., 10, 5951 a 5964, 2010.

Pudasainee, D., Kim, J.-H., Seo, Y.-C. 2009. Mercury emission trend influenced by stringent air pollutants regulation for coal fired power plants in Korea. Atmospheric Environment 43 (2009) 6254 a 6259.

Renzoni, R., Ullrich, C., Belboom, S., German, A. (2010) Mercury in the Cement Industry. Université de Liège. Independently commissioned by CEMBUREAU - CSI.

Rini, M.J., Vosteen, B.W. (2009). Full-Scale Test Results from a 600 MW PRB-fired Unit Using Alstom's KNX Technology for Mercury Control, MEC-6 Conference, Ljubljana, Eslovenia, abril de 2009.

Rokke, N., 2006. The Energy Outlook of Norway. Presentación en sesión plenaria del Seminario temático polonés-noruego sobre suministro de energía e impacto ambiental,18 de octubre de 2006. Presentación en PowerPoint.

Schreiber, R. J., Kellett, P. E., Kellett, C. D. 2009. Compilation of mercury emissions data. Portland Cement Association. PCA R&D Serial No. SN3091.

Senior, C. (2010) Mercury Emissions Reduction from Portland Cement Kilns using Wet Scrubbers. Paper-2010-A-1419. Presentado en la Reunión y Exposición Anuales de la Air & Waste Management Association, Calgary, Alberta, Canadá, 22 a 25 de junio de 2010.

Sloss, L. (2008). Economics of mercury control. Clean Coal Center, CCC/134

Srivastava R K, Hutson N, Martin B, Princiotta F, Staudt J (2006) Control of mercury emissions from coal- fired utility boilers. *Environmental Science and Technology;* 40 (5); 1385 a 1393 (Mar 2006)

Streets, D. G., Hao, J., Wang, S., Wu, Y. 2009. Mercury emissions from coal combustion in China. Capítulo 2 en N. Pirrone y R. Mason (eds.), Mercury Fate and Transport in the Global

Atmosphere, DOI:10.1007/978-0-387-93958-2_2. Springer Science + Business Media, LLC 2009.

Takaoka M, Takeda N, Fujiwara T, Kurata M, Kimura T. 2002. Control of mercury emissions from a municipal solid waste incinerator in Japan. J Air Waste Manag Assoc. 2002 Aug;52(8):931 a 940.

PNUMA, 2006. Guide for Reducing Major Uses and Releases of Mercury, junio de 2006. http://www.unep.org/hazardoussubstances/Mercury/MercuryPublications/GuidanceTrainingMaterialToolkits/tabid/3609/language/en-US/Default.aspx

PNUMA, 2005. Instrumental para la identificación y cuantificación de las liberaciones de mercurio. Subdivisión de Productos Químicos del PNUMA, Programa del mercurio. http://www.chem.unep.ch/mercury/Toolkit/default.htm

PNUMA, 2010. Instrumental para la identificación y cuantificación de las liberaciones de mercurio http://www.unep.org/hazardoussubstances/Mercury/MercuryPublications/GuidanceTrainingMaterialToolkits/MercuryToolkit/tabid/4566/language/en-US/Default.aspx

PNUMA/AMAP, 2008. Technical Background Report to the Global Atmospheric Mercury Assessment. Programa de Vigilancia y Evaluación del Ártico/Subdivisión de Productos Químicos del PNUMA. 159 págs. (http://www.chem.unep.ch/mercury/Atmospheric_Emissions/Technical_background_report.pdf)

PNUMA, 2008. Informe del PNUMA sobre una evaluación cualitativa general de los posibles costos y beneficios relacionados con cada uno de los objetivos estratégicos establecidos en el anexo I del informe de la primera reunión del Grupo de Trabajo de composición abierta (UNEP Report on A general qualitative assessment of the potential costs and benefits associated with each of the strategic objectives set out in Annex 1 of the report of the first meeting of the Open Ended Working Group), Subdivisión de Productos Químicos del PNUMA, informe PNUMA-CBA. http://www.chem.unep.ch/mercury/OEWG2/documents/e52)/English/OEWG_2_5_add_1.pdf

Subdivisión de Productos Químicos del PNUMA, 2008. The Global Atmospheric Mercury Assessment: Sources, Emissions and Transport. Productos Químicos del PNUMA, Ginebra. 42 págs. (http://www.chem.unep.ch/mercury/Atmospheric_Emissions/UNEP%20SUMMARY%20REPORT%20-%20final%20for%20WEB%20Dec%202008.pdf)

PNUMA, en prep. (2010). Process Optimization Guidance Document for Reducing Mercury Emissions from Coal Combustion in Power Plants. Informe a la Subdivisión de Productos Químicos, enero de 2010. Descargable en http://hqweb.unep.org/hazardoussubstances/Mercury/PrioritiesforAction/Coalcombustion/ProcessOptimizationGuidanceDocument/tabid/4873/language/en-US/Default.aspx

Departamento de Energía de los EE.UU., 2006. DOE/NETL`s Phase II Mercury Control Technology Field Testing Program. Preliminary Economic Analysis of Activated Carbon Injection. Prepared by Jones, A.P., Hoffman, J.W., Smith, D.N., Felley, T.J., Murphy, J.T. 2006.

Wang, S. X., Song, J. X., Li, G. H., Wu, Y., Zhang, L., Wan, Q., Streets, D. G., Chin, C. K., Hao, J. M., 2010. Estimating mercury emissions from a zinc smelter in relation to China´s mercury control policies. Environmental Pollution 158 (2010) 3347 a 3353.

Wang, S. X., Zhang, L., Li, G. H., Wu, Y., Hao, J. M., Pirrone, N., Sprovieri, F., Ancora, M. P. (2010). Mercury emission and speciation of caol-fired power plants in China. Atmospheric Chemistry and Physics, 10, 1183 a 1192, 2010.

Weem, A.P., 2010. Reduction of mercury emissions from coal fired power plants. Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Grupo de Trabajo sobre Estrategias y Examen, 47º período de sesiones, documento oficioso núm. 6, 3 de agosto de 2010.

Wirling, J., Schiffer, H.-P., Merzbach, F. (2000). Adsorptive Waste Gas Cleaning During the Co-Combustion of Sewage Sludge in a Lignite-Fired Industrial Power Plant; VGB-Power Tech., diciembre de 2000.

Visschedijk A.J.H., Denier van der Gon H.A.C., van het Bolscher M. y P.Y.J. Zandveld, 2006. Study to the effectiveness of the UN ECE Heavy Metals (HM) Protocol and cost of additional measures. TNO report No. 2006-A-R0087/B, Apeldorn, Países Bajos.

Wu, Y., Wang, S., Streets, D. G., Hao, J., Chan, M., Jiang, J. 2006. Trends in anthropogenic mercury emissions in China from 1995 to 2003. Environ. Sci. technol. 2006, 40, 5312 a 5318.

Anexo I Resumen de las respuestas al cuestionario

Se recibieron respuestas oficiales de: Austria, Australia, Barbados, Brasil, Canadá, China, Chipre, Comunidad Europea, Estados Unidos, India, Islandia, Lituania, Polonia, Reino Unido (Inglaterra y Gales) Rusia, Seychelles, Sudáfrica y Turquía.

El grado de detalle y de cobertura de las respuestas es diverso. A continuación se resumen los datos presentados y alguna información adicional extraída de las respuestas. Pocos países presentaron también información sobre adelantos futuros en los respectivos sectores en cuanto a aumento de la capacidad o adelantos tecnológicos o ambas cosas y sobre la evolución futura del estado de control de los contaminantes atmosféricos y del mercurio.

Combustión de carbón

A=datos agregados, I= información sobre las distintas plantas

Caracterización de las fuentes en el caso de centrales eléctricas alimentadas con carbón y calderas industriales Resumen de las respuestas recibidas								
	Información sobre la planta o unidad (Nº)	**Capacidad**	**Tipo de caldera**	**Consumo de carbón**	**Hg en el carbón**	**Tecnologías de control instaladas**	**Eficacia de la eliminación**	**Emisiones de Hg**
Brasil	>7	A	A	A		A		
Canadá	51							A
China	6242	A		A	A	A	A	
India	396	A	A	A		A	A (MP)	
Lituania	58	A		A		A		
Polonia	296							
Rusia	120	I	I	I	I	I	I	I
Reino Unido	16							I
EE.UU. (empresas eléctricas)	1282 unidades 522 plantas	I	I	I		I	I	I
EE.UU. (calderas/ calentadores)	596 unidades 294 plantas	I	I	I	I	I	I (MP)	I

MP=se refiere a materias particuladas

Producción de metales no ferrosos

Caracterización de la fuente: producción de metales no ferrosos resumen de las respuestas recibidas								
	Información sobre las plantas (No)	**Información sobre el proceso**	**Consumo de combustible / agente reductor**	**Contenido de Hg en el combustible**	**Producción de metales**	**Tecnologías de control instaladas**	**Eficacia de la eliminación**	**Emisiones de Hg**
Brasil	>10 empresas	A	A		A			
Canadá	12							A
China	8200	A	A		A			
Islandia	1	I	I	I	I	I	I (MP)	I
Polonia	17+54							
Rusia								A
Reino Unido	12							I
EE.UU.	28	I			I	I	I	I

MP=se refiere a materias particuladas

Producción de cemento

Caracterización de la fuente: producción de cemento resumen de las respuestas recibidas								
	Infor-mación sobre las plantas (No)	**Producción de cemento**	**Combusti-bles/ consumo**	**Hg en combustibles/ materia prima**	**Consumo de materia prima**	**Tecnolo-gías de control instaladas**	**Eficacia de la eliminación**	**Emisiones de Hg**
Barbados	1	I	I		I			
Brasil	70	A	A		A	A		
Canadá	17							A
China		A	A					
Chipre	2	I	I		I	I		I
Islandia	1	I	I	I	I	I	I (MP)	I
Polonia	53							
Rusia								A
Sudáfrica	11	I			I	I	I (MP)	
Reino Unido	12	I	I			I		I
EE.UU.	184	I	A	A	A	I		I

MP=se refiere a materias particuladas

Incineración de desechos

Caracterización de la fuente en las plantas de incineración de desechos Resumen de las respuestas recibidas							
	Información sobre las plantas (No +tipo de desecho)	**Cantidad de desechos incinerados**	**Tipo de desechos**	**Hg en los desechos**	**Tecnologías de control instaladas**	**Eficacia de la eliminación**	**Emisiones de Hg**
Austria	2	I	I		I		I
Brasil	22 (IW, HZ)	A	A		A		
Canadá							A
China		A					
Islandia	1	I	I		I		I
Lituania	1 (ME)	I	I	I	I	I	I
Polonia	1						
Turquía	1	I	I		I	I (MP)	I
Reino Unido	33		I				I
EE.UU.	96 (HZ)		I		I		I
EE.UU.	167 unidades/ 66 plantas (HO)	A	I	A	A		I
EE.UU.	57 (ME)	I	I		I		I

MP=se refiere a materias particuladas
IW=desechos industriales, ME= desechos médicos, HZ= desechos peligrosos, HO=desperdicios domésticos

Anexo II: Orientación para la determinación nacional de las estrategias nacionales de reducción de las emisiones de mercurio a la atmósfera

El presente anexo constituye una orientación general para la formulación de extrategias nacionales. Para llevar a cabo una evaluación exhaustiva de las tecnologías de control alternativas para reducir las emisiones de mercurio, es imprescindible conocer los sectores industriales del país, la economía y los planes futuros relativos a la legislación nacional. En la figura 7 se presenta una descripción generalizada de un procedimiento propuesto para la evaluación nacional en la forma de diagrama.

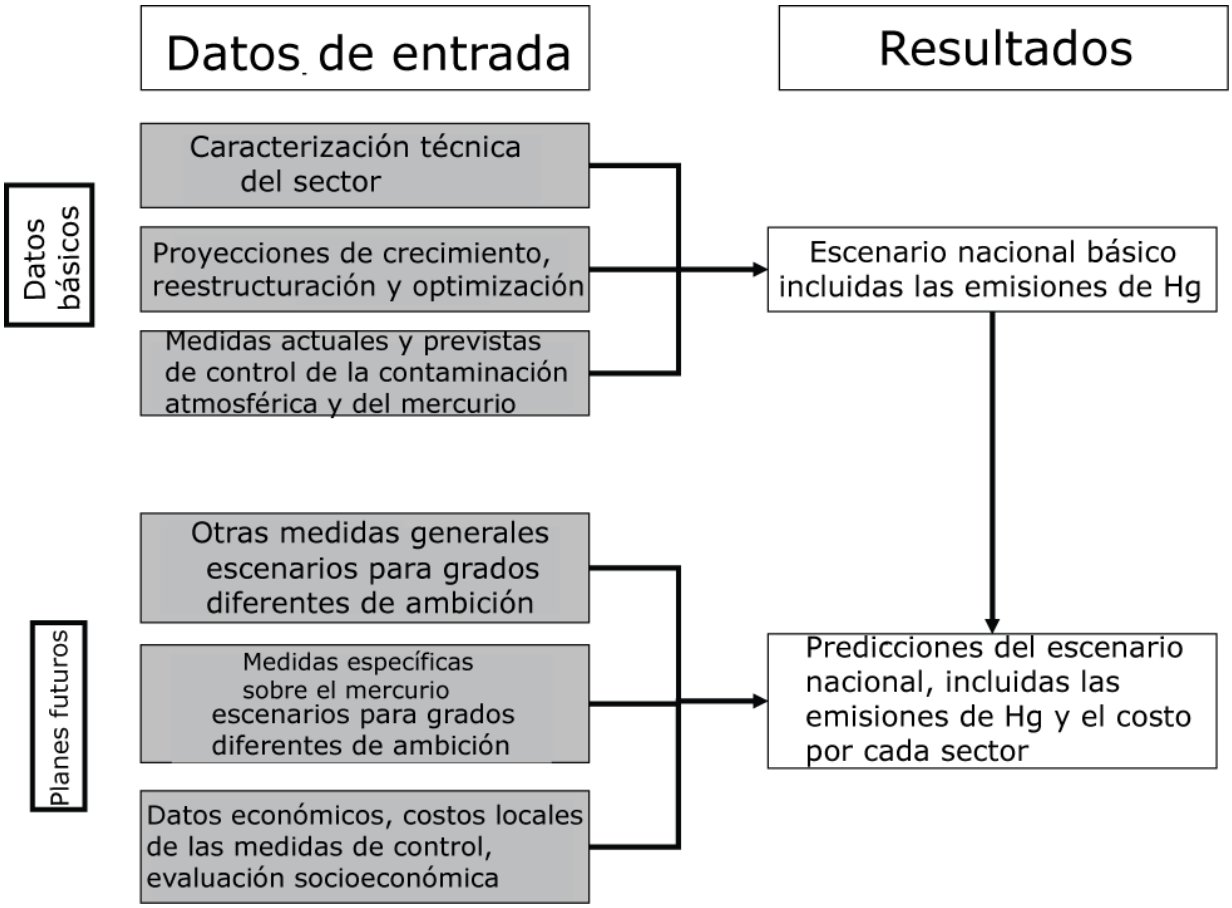

Figura 7. Descripción esquemática del procedimiento para derive estrategias nacionales para el control de las emisiones de mercurio a la atmósfera

En los cuestionarios preparados para el presente estudio (disponibles en el sitio web del PNUMA) se explica en detalle la información necesaria en este procedimiento por etapas para la preparación de los escenarios, que puede resumirse de la siguiente manera.

Preparación de los datos básicos

La finalidad de esta etapa es determinar las emisiones de mercurio actuales y los cambios ocurridos en los vectores sociales de la industria y la energía (por ejemplo, crecimiento económico, legislación). El fundamento de esa determinación es la caracterización del estado actual de la tecnología y la preparación de un inventario de las emisiones de mercurio en relación con los sectores seleccionados. El inventario de las emisiones de mercurio se puede basar en mediciones o se puede calcular a partir de datos sobre la actividad (energía, producción industrial y consumo de materias primas) y factores de emisión o una combinación de ambos. El conocimiento del

contenido de mercurio de los combustibles y las materias primas permite determinar el insumo total de mercurio en un proceso industrial o de producción de energía que, en combinación con los conocimientos del estado tecnológico y del estado actual del control de las emisiones, puede utilizarse para calcular las emisiones.

En esta etapa también se debe determinar cómo los cambios previstos en los drivers de la sociedad (sociales) y la aplicación de la legislación nacional o internacional actual y futura cambiará las actividades industriales y las emisiones de mercurio. Los resultados de esta etapa son tanto un inventario actual de las emisiones de mercurio como la determinación de la manera en que esto cambiará de no adoptarse medidas específicas para reducir las emisiones de mercurio.

Escenarios para aumentar el control de las emisiones

El componente principal de esta segunda etapa es inferir las estrategias de control que podrían aplicarse para reducir las emisiones de mercurio. La selección de estas estrategias de control debería basarse en la información sobre las características técnicas obtenida de la evaluación del nivel de referencia, es decir, poder seleccionar medidas que sean técnica y económicamente viables en relación con el estado actual. Se pueden formular escenarios en relación con los diferentes grados de aplicación de las medidas de control o los diferentes grados de modernización que representan diferentes grados de ambición. Por último, los costos de aplicación deberían evaluarse. Los gastos de explotación y, en cierta medida, los de inversión, variarán sustancialmente según la situación económica, la disponibilidad de servicios y de bienes consumibles y otros factores locales. Por esa razón, la evaluación tiene que basarse en las condiciones del país.

Más información

Como se mencionó en otros párrafos del presente informe, la información recibida de los cuestionarios distribuidos a propósito del estudio no fue suficiente para preparar escenarios de carácter general. Pocos países han llevado a cabo sus propios estudios, utilizando procedimientos análogos al descrito en el párrafo anterior, que puedan proporcionar una orientación práctica a los demás. Se dispone de amplia información en los documentos preparados como parte del proceso legislativo para controlar las emisiones de mercurio dimanantes de diferentes sectores en los EE.UU. Uno de los ejemplos es el del sector de la minería de oro en gran escala, donde se ha preparado una evaluación del potencial de reducción de las emisiones y los costos correspondientes. La información sobre este proceso se resume en el capítulo 5 del presente informe. En las comunicaciones presentadas al PNUMA por los Estados Unidos en relación con la producción de metales no ferrosos y en las referencias que contiene figura más información al respecto. Las comunicaciones de los EE.UU. incluyen también información detallada sobre los demás sectores seleccionados.

Otro ejemplo presentado a la División de Productos Químicos del PNUMA es el informe titulado “Reducing mercury emissions from coal combustion in the energy sector” (*Reducción de las emisiones de mercurio procedentes de la combustión de carbón en el sector de la energía*)preparado por la Universidad Tsinghua, Beijing (China) para el Ministerio de Protección del Medio Ambiente de China y el MEPC de la División de Productos Químicos del PNUMA, en preparación (2010) (se puede consultar también en el sitio web del PNUMA). En ese informe, se presentan y analizan la información básica sobre el sector del carbón, las emisiones de mercurio, el control conjunto del mercurio en las instalaciones de control de la contaminación atmosférica y algunos escenarios relacionados con las emisiones.