



Distr. general
12 de abril de 2017

Español
Original: inglés



Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente

**Conferencia de las Partes en el
Convenio de Minamata sobre el Mercurio
Primera reunión**

Ginebra, 24 a 29 de septiembre de 2017
Tema 5 a) iii) del programa provisional*

**Cuestiones sobre las que la Conferencia de las Partes podría
adoptar medidas en su primera reunión: cuestiones
estipuladas en el Convenio: directrices a las que se hace
referencia en los párrafos 8 a) y 8 b) del artículo 8**

Directrices en relación con las emisiones de mercurio (artículo 8) a las que se hace referencia en párrafos 8 a) y 8 b)

Nota de la secretaría

1. En el párrafo 8 del artículo 8 del Convenio de Minamata sobre el Mercurio, relativo a las emisiones, se establece que la Conferencia de las Partes, en su primera reunión, aprobará directrices sobre las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales, teniendo en cuenta las posibles diferencias entre las fuentes nuevas y las existentes, así como la necesidad de reducir al mínimo los efectos cruzados entre los distintos medios; y sobre la prestación de apoyo a las Partes en la aplicación de las medidas que figuran en el párrafo 5, especialmente en la determinación de los objetivos y el establecimiento de los valores límite de emisión.
2. En su séptimo período de sesiones, el Comité Intergubernamental de Negociación encargado de elaborar un instrumento jurídicamente vinculante a nivel mundial sobre el mercurio examinó el proyecto de directrices elaborado por el grupo de expertos técnicos y lo presentó al Comité como un informe del grupo de expertos técnicos sobre la elaboración de las directrices solicitadas en el artículo 8 del Convenio (UNEP(DTIE)/Hg/INC.7/6, UNEP(DTIE)/Hg/INC.7/6/Add.1 y UNEP(DTIE)/Hg/INC.7/6/Add.2). Se convino en que el proyecto de directrices, que figura en el documento UNEP(DTIE)/Hg/INC.7/6/Add.1 enmendado y publicado en el anexo III del informe del Comité Intergubernamental de Negociación encargado de elaborar un instrumento jurídicamente vinculante a nivel mundial sobre el mercurio relativo a la labor realizada en su séptimo período de sesiones (UNEP(DTIE)/Hg/INC.7/22/Rev.1) y el proyecto de directrices sobre la prestación de apoyo a las Partes en la aplicación de las medidas estipuladas en el párrafo 5 del artículo 8, especialmente en la determinación de los objetivos y el establecimiento de los valores límite de emisión (UNEP(DTIE)/Hg/INC.7/6/Add.2), se presentarán a la Conferencia de las Partes para que esta lo apruebe en su primera reunión. En el anexo I de la presente nota figura un proyecto de decisión para la aprobación de las directrices; las directrices sobre las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales se reproducen en el anexo II; y las directrices sobre la aplicación de las medidas establecidas en el párrafo 5 del artículo 8 figuran en el anexo III¹.

* UNEP/MC/COP.1/1.

¹ Las directrices que figuran en los anexos se han publicado sin que hayan sido objeto de revisión editorial en inglés.

Medida que podría adoptar la Conferencia de las Partes

3. La Conferencia de las Partes tal vez desee aprobar oficialmente las directrices relativas al párrafo 8 del artículo 8 remitidas por el Comité Intergubernamental de Negociación.

Anexo I

Proyecto de decisión MC-1/[XX]: Directrices en relación con las emisiones de mercurio

La Conferencia de las Partes,

Reconociendo la importancia del control de las emisiones de mercurio para lograr el objetivo del Convenio,

Decide aprobar las directrices a que se hace referencia en el artículo 8, en particular sus párrafos 8 a) y b), sobre las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales, teniendo en cuenta las posibles diferencias entre las fuentes nuevas y las existentes, así como la necesidad de reducir al mínimo los efectos cruzados entre los distintos medios, y sobre la prestación de apoyo a las Partes en la aplicación de las medidas que figuran en el párrafo 5, especialmente en la determinación de los objetivos y el establecimiento de valores límite de emisión, propuestas por el Comité Intergubernamental de Negociación.

Anexo II

Proyecto de directrices sobre las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales, teniendo en cuenta las posibles diferencias entre las fuentes nuevas y las existentes, así como la necesidad de reducir al mínimo los efectos cruzados entre los distintos medios

Capítulo I

Introducción

Índice

1.	Introducción	5
1.1	Finalidad del documento	5
1.2	Estructura de las directrices	5
1.3	Formas químicas del mercurio	5
1.4	¿Por qué nos preocupan las emisiones de mercurio?	6
1.5	Fuentes de las emisiones de mercurio incluidas en las presentes directrices	6
1.6	Disposiciones pertinentes del Convenio de Minamata	7
1.7	Consideraciones al seleccionar e implementar las mejores técnicas disponibles	10
1.8	Niveles de eficacia.....	10
1.9	Mejores prácticas ambientales.....	11
1.10	Efectos recíprocos entre los distintos medios	11
1.11	Técnicas de control de múltiples contaminantes	11
1.12	Otros acuerdos internacionales	11
1.12.1	Convenio de Basilea sobre el Control de los Movimientos Transfronterizos de los Desechos Peligrosos y su Eliminación.....	11
1.12.2	Convención sobre la Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Grandes Distancias	12
1.13	Asociación Mundial sobre el Mercurio del PNUMA	12

Introducción

1.1 Finalidad del documento

En el presente documento se ofrecen directrices relativas a las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales para prestar asistencia a las Partes en la tarea de cumplir sus obligaciones contraídas con arreglo al artículo 8 del Convenio de Minamata sobre el Mercurio (en adelante “el Convenio”), que trata sobre el control y, cuando sea viable, la reducción de las emisiones de mercurio y los compuestos de mercurio a la atmósfera desde las fuentes puntuales que entran dentro de las categorías enumeradas en el anexo D del Convenio. Las directrices han sido preparadas y aprobadas según se dispone en el artículo 8: no establecen requisitos obligatorios ni pretenden añadir ni eliminar ninguna de las obligaciones de las Partes dimanantes del artículo 8. El párrafo 10 del artículo estipula que las Partes tendrán en cuenta las directrices e insta a la Conferencia de las Partes a mantener en examen, y actualizar según proceda, las directrices con el fin de reflejar circunstancias que no queden plenamente recogidas en ellas.

Al determinar las mejores técnicas disponibles, cada Parte tendrá en cuenta sus circunstancias nacionales, de conformidad con la definición de mejores técnicas disponibles que figura en el párrafo 2 b) del artículo 2, en el que se tienen en cuenta explícitamente las consideraciones económicas y técnicas en relación con una Parte dada o una instalación dada dentro de su territorio. Se reconoce que algunas de las medidas de fiscalización descritas en las presentes directrices pueden no estar a disposición de todas las Partes por razones técnicas o económicas. La forma de poner a su disposición apoyo financiero, creación de capacidad, transferencia de tecnología y asistencia técnica se describe en los artículos 13 y 14 del Convenio.

1.2 Estructura de las directrices

Las directrices se dividen en siete capítulos. El presente capítulo introductorio incluye información general sobre los problemas que el mercurio plantea y las disposiciones del Convenio, en particular las relativas a las emisiones de mercurio a la atmósfera. También proporciona alguna información intersectorial, entre las que figuran consideraciones al seleccionar e implementar las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales.

En el capítulo 2 se brinda información general sobre técnicas comunes de control de las emisiones generalmente aplicables a todas las categorías de fuentes incluidas en el artículo 8, y en el capítulo 3 figura información sobre elementos comunes de la monitorización de las emisiones de mercurio a la atmósfera antes de esas fuentes.

Los capítulos 4, 5, 6 y 7 tratan sobre las categorías de fuentes enumeradas en el anexo D. Cada categoría de fuente se presenta en un capítulo aparte, aunque las directrices sobre las centrales eléctricas de carbón y calderas industriales de carbón se presentan en un solo capítulo, dadas las similitudes en los procesos y los controles aplicables.

El apéndice A contiene información sobre algunas tecnologías que no se consideraron suficientemente desarrolladas como para ser incluidas en el texto de las directrices, pero que pueden ser de interés en el futuro.

En un documento aparte también se ofrece información complementaria, en forma de estudios monográficos, aunque estos no forman parte de las directrices oficiales.

Formas químicas del mercurio

El mercurio es un elemento, pero puede presentarse en diferentes formas químicas. El Convenio trata tanto sobre el mercurio elemental como sobre los compuestos de mercurio, pero únicamente en los casos en que el mercurio y sus compuestos se emiten o liberan de forma antropógena². Por ejemplo, entre los compuestos orgánicos de mercurio figuran óxidos, sulfuros o cloruros. En las presentes directrices, “mercurio” se refiere tanto al mercurio elemental como a los compuestos de mercurio, a menos que el contexto aclare que se hace referencia a una forma específica. Esto concuerda con el alcance del artículo 8 relativo a las emisiones, que trata sobre el control y, en los casos en que sea viable, la disminución de las emisiones de mercurio y los compuestos de mercurio, que suele expresarse como “mercurio total”.

La forma química de las emisiones de mercurio provenientes de las categorías incluidas en el anexo D varía según el tipo de fuente y otros factores. El mercurio elemental gaseoso es el más común en las emisiones antropógenas a la atmósfera (UNEP, 2013). Las emisiones restantes se producen en forma de mercurio gaseoso oxidado o como mercurio unido a partículas emitidas. Estas formas permanecen menos tiempo en la atmósfera que el mercurio elemental gaseoso, y se depositan en los suelos o las masas de agua con mayor rapidez después de su liberación (UNEP, Global Mercury Assessment, 2003). El mercurio elemental en la atmósfera puede transformarse en mercurio oxidado, que se deposita con mayor facilidad.

En mercurio también se puede presentar en compuestos orgánicos –por ejemplo, metilmercurio o etilmercurio, que son las formas más tóxicas. Los compuestos orgánicos de mercurio no son emitidos por las fuentes incluidas en el

² Véase el texto del Convenio, artículo 1 y artículo 2.

artículo 8 del Convenio, sino que, bajo ciertas circunstancias, una vez que el mercurio elemental u oxidado se deposita, las bacterias presentes en el medio ambiente lo pueden transformar en compuestos orgánicos.

¿Por qué nos preocupan las emisiones de mercurio?

Se reconoce que el mercurio es un producto químico que suscita preocupación a nivel mundial debido a su transporte a gran distancia en la atmósfera, su persistencia en el medio ambiente, su capacidad de bioacumulación en los ecosistemas y sus importantes efectos perjudiciales en la salud humana y el medio ambiente³.

En altas concentraciones, el mercurio es tóxico para los sistemas nerviosos central y periférico, tanto en su forma elemental como orgánica, y la inhalación de vapor de mercurio puede producir efectos nocivos en los sistemas nervioso, digestivo e inmune, los pulmones y los riñones. Incluso a concentraciones menores, los compuestos orgánicos de mercurio pueden afectar los órganos en desarrollo, como el sistema nervioso fetal. El mercurio también está presente en abundancia en muchos ecosistemas –se han medido niveles elevados en numerosas especies ictiológicas marinas y de agua dulce en todo el mundo. El mercurio es bioacumulativo y, por consiguiente, se halla en concentraciones mayores en organismos que ocupan el nivel superior de la cadena alimentaria⁴. La exposición de las personas tiene lugar mayormente mediante la ingesta de pescado.

A nivel mundial, las liberaciones antropógenas más importantes se producen a la atmósfera, pero el mercurio también se libera a partir de diversas fuentes directamente al agua y los suelos. Una vez que está presente en el medio ambiente, el mercurio persiste y circula de varias formas entre el aire, el agua, los alimentos, el suelo y la biota. Las emisiones y liberaciones desde prácticamente cualquier fuente local se suman al caudal mundial de mercurio que se moviliza continuamente, se deposita en los suelos y las aguas, y se vuelve a movilizar. Los ríos y las corrientes oceánicas también son medios para el transporte a gran distancia. Incluso los países en que las liberaciones de mercurio son mínimas y las zonas alejadas de la actividad industrial pueden verse afectadas desfavorablemente. Se observan altos niveles de mercurio en el Ártico⁵, lejos de fuentes de liberaciones importantes.

Previsiblemente la implementación de medidas para controlar o disminuir las emisiones de mercurio podría generar beneficios tangibles desde el punto de vista de la salud de las personas, así como para el medio ambiente. Esos beneficios revisten un valor económico. En algunos países y regiones se han realizado estimaciones cuantificadas sobre la escala de esos beneficios⁶, pero resulta muy difícil hacer una estimación mundial del valor de esos beneficios en términos monetarios. No obstante, probablemente su valor sea considerable.

Sin embargo, la implementación de medidas para controlar las emisiones de mercurio generalmente comportará gastos. Podrán producirse ya sean gastos de inversión generados por la instalación de tecnologías de control, o aumento de los gastos para el funcionamiento y mantenimiento de las instalaciones, o ambos. En los capítulos que tratan sobre las categorías de fuentes se brindan ejemplos de esos gastos para determinadas instalaciones, en los casos en que se dispone de información fiable. No obstante, los gastos efectivos probablemente estén sujetos a circunstancias concretas de una instalación. En consecuencia, las cifras citadas deben tomarse únicamente como una indicación general de la escala probable de los gastos. Para cualquier caso concreto, será menester obtener información específica para esa instalación concreta. Se reconoce que esos gastos generalmente recaen en el operador de la instalación en cuestión, en tanto que los beneficios descritos precedentemente los devenga la sociedad en general.

Fuentes de las emisiones de mercurio incluidas en las presentes directrices

Al Convenio solo le atañen las emisiones y liberaciones antropógenas de mercurio (las fuentes que ocurren de manera natural, como los volcanes, quedan fuera de su alcance), y el artículo 8 trata sobre cinco categorías de fuentes específicas enumeradas en el anexo D del Convenio. La lista original contiene centrales eléctricas de carbón, calderas industriales de carbón, procesos de fundición y tostación utilizados en metales no ferrosos⁷, plantas de incineración de desechos y fábricas de clínker. En los capítulos 4, 5, 6 y 7 estos procesos se describen con lujo de detalles.

El mercurio puede ser emitido desde esas fuentes si está presente en los combustibles y las materias primas utilizadas en los procesos conexos, o en los desechos combustionados en plantas de incineración. Las emisiones a la atmósfera también proceden de otras fuentes no enumeradas en el anexo D –como la extracción de oro artesanal y en pequeña escala, que probablemente es la mayor fuente individual de emisiones, o de procesos industriales en que el mercurio se utiliza como parte del proceso, por ejemplo, como agente catalizador. Otros artículos del Convenio tratan sobre estas fuentes y no se incluyen en las presentes directrices.

³ Por ejemplo, en el preámbulo del Convenio.

⁴ Puede obtenerse más información sobre los efectos del mercurio en la salud en: <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs361/en>.

⁵ UNEP (2013) Global Mercury Assessment.

⁶ Por ejemplo, K. Sundseth, J.M. Pacyna, E.G. Pacyna M. Belhaj and S. Astrom. (2010). Economic benefits from decreased mercury emissions: Projections for 2020. *Journal of Cleaner Production*. 18: 386–394.

⁷ A estos fines, por “metales no ferrosos” se entiende el plomo, el zinc, el cobre y el oro industrial.

En la Evaluación Mundial del Mercurio del PNUMA correspondiente a 2013 se ofrecen estimaciones de emisiones antropógenas de mercurio a la atmósfera. No obstante, las categorías empleadas en esa evaluación no corresponden exactamente a las enumeradas en el anexo D.

Disposiciones pertinentes del Convenio de Minamata

El Convenio trata sobre todos los aspectos del ciclo de vida del mercurio antropógeno, y es menester que sus disposiciones se traten en su conjunto.

Existen disposiciones sobre las fuentes de suministro y el comercio del mercurio; los productos con mercurio añadido y los procesos de producción que utilizan mercurio; la extracción de oro artesanal y en pequeña escala; las emisiones y liberaciones; el almacenamiento temporal ambientalmente racional del mercurio; los desechos de mercurio y los lugares contaminados. También existen disposiciones sobre la monitorización, los inventarios, la presentación de informes por las Partes, el intercambio de información, la información, sensibilización y educación del público, la investigación, el desarrollo y la monitorización, así como aspectos relativos a la salud. También existen disposiciones relativas a los recursos financieros y la creación de capacidad, la prestación de asistencia técnica y la transferencia de tecnología.

En el artículo 2 del Convenio se fijan las definiciones relativas al mercurio y los compuestos de mercurio, así como a las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales:

“b) Por “mejores técnicas disponibles” se entienden las técnicas que son más eficaces para evitar y, cuando eso no es factible, reducir las emisiones y liberaciones de mercurio a la atmósfera, al agua y al suelo, y los efectos de esas emisiones y liberaciones para el medio ambiente en su conjunto, teniendo en cuenta consideraciones económicas y técnicas para una Parte dada o una instalación dada en el territorio de esa Parte. En ese contexto:

““Por “mejores” se entiende más eficaces para lograr un alto grado general de protección del medio ambiente en su conjunto;

““Por “disponibles” se entienden, en relación con una Parte dada y una instalación dada en el territorio de esa Parte, las técnicas que se han desarrollado a una escala que permite su aplicación en un sector industrial pertinente en condiciones de viabilidad económica y técnica, tomando en consideración los costos y los beneficios, ya sean técnicas que se utilicen o produzcan en el territorio de esa Parte o no, siempre y cuando sean accesibles al operador de la instalación como determine esa Parte; y

““Por “técnicas” se entienden tanto las tecnologías utilizadas como las prácticas operacionales y la manera en que se diseñan, construyen, mantienen, operan y desmantelan las instalaciones;

“c) Por “mejores prácticas ambientales” se entiende la aplicación de la combinación más adecuada de medidas y estrategias de control ambiental;

“d) Por “mercurio” se entiende el mercurio elemental (Hg(0), núm. de CAS 7439-97-6);

“e) Por “compuesto de mercurio” se entiende toda sustancia que consiste en átomos de mercurio y uno o más átomos de elementos químicos distintos que puedan separarse en componentes diferentes solo por medio de reacciones químicas.”

A continuación se reproducen los párrafos 1 a 6 del artículo 8 del Convenio y su anexo D.

Artículo 8

Emisiones

Este artículo trata del control y, cuando sea viable, la reducción de las emisiones de mercurio y compuestos de mercurio, a menudo expresadas como “mercurio total”, a la atmósfera mediante medidas encaminadas a controlar las emisiones provenientes de las fuentes puntuales que entran dentro de las categorías enumeradas en el anexo D.

A los efectos del presente artículo:

a) Por “emisiones” se entienden las emisiones de mercurio o compuestos de mercurio a la atmósfera;

b) Por “fuente pertinente” se entiende una fuente que entra dentro de una de las categorías enumeradas en el anexo D. Una Parte podrá, si así lo desea, establecer criterios para identificar las fuentes incluidas en una de las categorías enumeradas en el anexo D, siempre que esos criterios incluyan al menos el 75% de las emisiones provenientes de esa categoría;

c) “Por “nueva fuente” se entiende cualquier fuente pertinente de una categoría enumerada en el anexo D, cuya construcción o modificación sustancial comience como mínimo un año después de la fecha de:

- i) La entrada en vigor del presente Convenio para la Parte de que se trate; o
- ii) La entrada en vigor para la Parte de que se trate de una enmienda del anexo D en virtud de la cual la fuente de emisiones quede sujeta a las disposiciones del presente Convenio únicamente en virtud de esa enmienda;

d) “Por “modificación sustancial” se entiende la modificación de una fuente pertinente cuyo resultado sea un aumento significativo de las emisiones, con exclusión de cualquier variación en las emisiones resultante de la recuperación de subproductos. Corresponderá a la Parte decidir si una modificación es o no sustancial;

e) “Por “fuente existente” se entiende cualquier fuente pertinente que no sea una nueva fuente;

f) “Por “valor límite de emisión” se entiende un límite a la concentración, la masa o la tasa de emisión de mercurio o compuestos de mercurio, a menudo expresadas como “mercurio total”, emitida por una fuente puntual.

Una Parte en la que haya fuentes pertinentes adoptará medidas para controlar las emisiones y podrá preparar un plan nacional en el que se expongan las medidas que deben adoptarse para controlar las emisiones, así como las metas, los objetivos y los resultados que prevé obtener. Esos planes se presentarán a la Conferencia de las Partes en un plazo de cuatro años desde la fecha de entrada en vigor del Convenio para esa Parte. Si una Parte decidiera elaborar un plan de aplicación con arreglo a lo establecido en el artículo 20, podrá incluir en su texto el plan que se contempla en el presente párrafo.

En lo relativo a las nuevas fuentes, cada Parte exigirá el uso de las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales para controlar y, cuando sea viable, reducir las emisiones lo antes posible, pero en cualquier caso antes de que transcurran cinco años desde la entrada en vigor del Convenio para esa Parte. Una Parte podrá utilizar valores límite de emisión que sean compatibles con la aplicación de las mejores técnicas disponibles.

En lo relativo a las fuentes existentes, cada Parte incluirá una o más de las siguientes medidas en cualquier plan nacional y las aplicará lo antes posible, pero en cualquier caso antes de que transcurran diez años desde la fecha de entrada en vigor del Convenio para ella, teniendo en cuenta las circunstancias nacionales y la viabilidad económica y técnica, así como la asequibilidad, de las medidas:

- a) Un objetivo cuantificado para controlar y, cuando sea viable, reducir las emisiones provenientes de las fuentes pertinentes;
- b) Valores límite de emisión para controlar y, cuando sea viable, reducir las emisiones procedentes de las fuentes pertinentes;
- c) El uso de las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales para controlar las emisiones provenientes de las fuentes pertinentes;
- d) Una estrategia de control de múltiples contaminantes que aporte beneficios paralelos para el control de las emisiones de mercurio;
- e) Otras medidas encaminadas a reducir las emisiones provenientes de las fuentes pertinentes.

Las Partes podrán aplicar las mismas medidas a todas las fuentes existentes pertinentes o podrán adoptar medidas diferentes respecto de diferentes categorías de fuentes. El objetivo será que, en el transcurso del tiempo, las medidas aplicadas por una Parte permitan lograr progresos razonables en la reducción de las emisiones.

Anexo D

Lista de fuentes puntuales de emisiones de mercurio y compuestos de mercurio a la atmósfera

Categoría de fuente puntual:

Centrales eléctricas de carbón;

Calderas industriales de carbón;

Procesos de fundición y calcinación utilizados en la producción de metales no ferrosos^{1/};

Plantas de incineración de desechos;

Fábricas de clínker.

^{1/} A los efectos del presente anexo, por “metales no ferrosos” se entiende plomo, zinc, cobre y oro industrial.

Consideraciones al seleccionar e implementar las mejores técnicas disponibles

La definición de “mejores técnicas disponibles” que figura en el artículo 2 del Convenio, y se reproduce en la sección 1.6 precedente, conforma la base para que una Parte determine las mejores técnicas disponibles para una instalación dentro de su territorio.

El empleo de las mejores técnicas disponibles para controlar y, cuando sea viable, reducir las emisiones es necesario para nuevas fuentes según se define en el párrafo 2 c) del artículo 8 y es una de entre las diversas medidas que una Parte puede emplear para fuentes existentes, según se define en el párrafo 2 e) del artículo 8. Una Parte puede aplicar las mismas medidas a todas las fuentes existentes pertinentes o puede adoptar diferentes medidas respecto de diferentes categorías de fuentes. La finalidad de la presente sección es apoyar a las Partes en la tarea de seleccionar e implementar las mejores técnicas disponibles.

Cabe esperar que el proceso para seleccionar e implementar las mejores técnicas disponibles se lleve a cabo en las etapas siguientes:

- Etapa 1: establecer información sobre la fuente, o categoría de fuente. Esto puede incluir la información sobre los procesos, los insumos, las materias primas o combustibles, y sobre los niveles de actividad efectivos o previstos, incluido el caudal de datos, pero sin limitarse a esta. Otra información pertinente podría incluir la vida útil de la instalación, que probablemente revista una importancia especial cuando se esté considerando una instalación existente, así como cualesquiera requisitos o planes para controlar otros contaminantes.
- Etapa 2: determinar toda la variedad de opciones de las técnicas de control de las emisiones y de combinaciones de estas que vengan al caso en relación con la fuente objeto de examen, incluidas las técnicas descritas en los capítulos de las presentes directrices que tratan sobre técnicas comunes y sobre categorías de fuentes específicas.
- Etapa 3: entre estas, determinar opciones de control técnicamente viables, prestando atención a técnicas aplicables al tipo de instalación en el marco del sector, y también a cualesquiera limitaciones físicas que puedan influir en la selección de determinadas técnicas.
- Etapa 4: de entre estas, seleccionar las opciones de técnicas de control que sean más eficaces para el control y, cuando sea viable, la reducción de las emisiones de mercurio, teniendo en cuenta los niveles de rendimiento mencionados en las presentes directrices, con miras a lograr un alto nivel de protección de la salud humana y el medio ambiente en su conjunto.
- Etapa 5: determinar cuáles de estas opciones pueden implementarse en condiciones económica y técnicamente viables, teniendo en cuenta los costos y beneficios, y si son accesibles para el operador de la instalación según lo determine la Parte de que se trate. Cabe observar que las opciones seleccionadas pueden diferir según si las instalaciones son nuevas o existentes. También se debe tener en cuenta la necesidad de contar con un control racional del mantenimiento y funcionamiento de las técnicas, a fin de mantener el rendimiento logrado en el transcurso del tiempo.

Niveles de eficacia

En cada uno de los capítulos sobre cada una de las categorías de fuentes se brinda información sobre los niveles de eficacia logrados en las instalaciones en que funcionan las técnicas de control descritas en esos capítulos, cuando se dispone de esa información. La finalidad de esa información no es que se interprete como recomendaciones para los valores límite de emisión. En el párrafo 2 f) del artículo 8 por “valor límite de emisión” se entiende “un límite a la concentración, la masa o la tasa de emisión de mercurio o compuestos de mercurio, a menudo expresadas como “mercurio total”, emitida por una fuente puntual”. En el párrafo 4 de ese artículo se establece que una Parte podrá controlar y, cuando sea viable, reducir las emisiones desde nuevas fuentes utilizando valores límite de emisión que sean compatibles con la aplicación de las mejores técnicas disponibles. En el párrafo 5 del artículo, en la lista de medidas se incluyen valores límite de emisión, y cada Parte podrá seleccionar una o más de esas medidas para aplicarlas a sus fuentes existentes. Si una Parte opta por emplear valores límite de emisión, debe considerar factores similares a los descritos en la sección anterior en relación con la selección e implementación de las mejores técnicas disponibles.

En un documento aparte, titulado “Guidance on support for Parties in implementing the measures set out in paragraph 5, in particular in determining goals and in setting emission limit values” (aún en proceso de preparación en septiembre de 2015), figuran directrices sobre la manera en que las Partes pueden optar por determinar objetivos y fijar valores límite de emisión para las fuentes existentes, con arreglo al Convenio.

Mejores prácticas ambientales

En el Convenio, por “mejores prácticas ambientales” se entiende “la aplicación de la combinación más adecuada de medidas y estrategias de control ambiental”.

El buen mantenimiento de las instalaciones y el equipo de medición son importantes para que las técnicas de control y monitorización funcionen eficazmente. Para asegurar un buen desempeño es indispensable contar con operadores bien entrenados, conscientes de la necesidad de prestar atención a los procesos. Una planificación cuidadosa y el compromiso por parte de todos los niveles dentro de la organización que opera la instalación también contribuirán a mantener el desempeño, al igual que lo harán los controles administrativos y demás prácticas de gestión de la instalación.

En los respectivos capítulos sobre esas categorías de fuente se brinda información sobre las mejores prácticas ambientales específicas para cada categoría de fuente.

Efectos recíprocos entre los distintos medios

Las emisiones de mercurio desde distintas categorías de fuente enumeradas en el anexo D se pueden controlar o disminuir empleando las técnicas descritas en las presentes directrices. En los respectivos capítulos sobre esas categorías se brinda información sobre los efectos recíprocos entre los distintos medios aplicables a cada categoría de fuente. El mercurio que se elimina de los gases de combustión aparecerá en otro lugar –por ejemplo, en fases sólidas, como las cenizas volantes o las cenizas del fondo, o fases mixtas sólido-líquidas, como el lodo. Debido a que el mercurio puede estar más concentrado en esos materiales que en los insumos, se debe tener cuidado en cuanto a evitar la posibilidad de que el mercurio se libere mediante lixiviación, o transferencias de mercurio entre los distintos medios y otros constituyentes objeto de preocupación resultantes de la eliminación de esos residuos, o su uso como componentes en otros procesos. A la hora de definir a nivel nacional las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales, las entidades reguladoras deben tener en cuenta estos factores. Otros artículos del Convenio, en particular el artículo 11, pueden ser importantes para los desechos de mercurio.

Técnicas de control de múltiples contaminantes

Existen técnicas que pueden emplearse para controlar las emisiones de una variedad de contaminantes, como la materia particulada, los contaminantes orgánicos, los óxidos de azufre y los óxidos de nitrógeno, así como metales pesados, incluido el mercurio. Se deben tener en cuenta las ventajas de emplear técnicas capaces de controlar simultáneamente varios contaminantes, para proporcionar beneficios paralelos relacionados con el mercurio. Al evaluar esas técnicas, también se deben tener en cuenta factores como la eficiencia del control del mercurio, el control de otros contaminantes, y cualesquiera posibles consecuencias perjudiciales, como una menor eficiencia del sistema en general o efectos recíprocos entre los medios.

El empleo de una estrategia de control de múltiples contaminantes que pueda proporcionar beneficios paralelos al control de las emisiones de mercurio se incluye en el párrafo 5 del artículo 8 como una opción para gestionar las emisiones desde las fuentes existentes.

Otros acuerdos internacionales

Las Partes en el Convenio también pueden ser Partes en otros acuerdos ambientales multilaterales mundiales o regionales pertinentes que tal vez sería necesario tener en cuenta conjuntamente con el Convenio de Minamata.

Por ejemplo, las disposiciones del Convenio de Estocolmo sobre contaminantes orgánicos persistentes abarcan muchas de las mismas categorías de fuente enumeradas en el anexo D del Convenio de Minamata, y, en consecuencia, será menester que los países que son Parte en ambos convenios aseguren que ellos también tienen en cuenta cualesquiera disposiciones pertinentes de ese Convenio⁸.

Dos acuerdos pertinentes en los que algunas Partes en el Convenio de Minamata también pueden ser Parte son el Convenio de Basilea sobre el Control de los Movimientos Transfronterizos de Desechos Peligrosos y Su Eliminación, y la Convención sobre la Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Larga Distancia, aprobada en el marco de la Comisión Económica de las Naciones Unidas para Europa.

Convenio de Basilea sobre el Control de los Movimientos Transfronterizos de los Desechos Peligrosos y su Eliminación

El objetivo del Convenio de Basilea es proteger la salud humana y el medio ambiente frente a los efectos perjudiciales resultantes de la generación, la gestión, los movimientos transfronterizos y la eliminación de desechos peligrosos y de otro tipo.

⁸ En <http://chm.pops.int/Implementation/BATandBEP/Overview/tabid/371/Default.aspx> figura información pormenorizada sobre el uso de las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales.

La implementación de medidas para controlar y disminuir las emisiones de mercurio puede generar desechos que podrían ser peligrosos. La manipulación de esos desechos se incluye en el artículo 11 del Convenio de Minamata, en cuyo párrafo 3 se dispone que las Partes deben gestionar los desechos de mercurio de manera ambientalmente racional, teniendo en cuenta las obligaciones y directrices elaboradas en el marco del Convenio de Basilea, y, en el caso de las Partes en el Convenio de Basilea, que los desechos de mercurio no sean transportados a través de fronteras internacionales salvo con fines de su eliminación ambientalmente racional, de conformidad con ese artículo y con dicho Convenio. Las directrices técnicas elaboradas con arreglo al Convenio de Basilea relativas a la gestión de los desechos guardan relación con la gestión de los fangos y otros desechos resultantes de la captación de mercurio de fuentes pertinentes, y pueden ser valiosas en cuanto a reducir al mínimo o prevenir los efectos recíprocos entre los distintos medios que podrían resultar de una gestión deficiente de esos desechos⁹.

Convención sobre la Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Larga Distancia

La finalidad de Convención sobre la Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Larga Distancia es limitar y, en la medida de lo posible, disminuir gradualmente y prevenir la contaminación atmosférica, incluida la contaminación atmosférica transfronteriza a larga distancia, causada por una variedad de contaminantes. En virtud de la Convención, en 1988 se aprobó en Aarhus (Dinamarca) el Protocolo sobre metales pesados, que entró en vigor en 2003. Está dirigido a tres metales: cadmio, plomo y mercurio. Entre las categorías de fuentes estacionarias abarcadas por el Protocolo se incluyen las fuentes pertinentes enumeradas en el anexo D del Convenio de Minamata.

Una de las obligaciones básicas asumidas por las Partes en el Protocolo sobre metales pesados es disminuir sus emisiones de esos tres metales a niveles inferiores a los que tenían en 1990 (o un año alternativo entre 1985 y 1995). El objetivo del Protocolo es disminuir las emisiones de cadmio, plomo y mercurio provenientes de fuentes industriales (siderurgia, industrias de metales no ferrosos, fabricación de cemento, fabricación de vidrio, industria del cloro-álcali), procesos de combustión (generación de electricidad, calderas industriales) e incineración de desechos. En el Protocolo se establecen valores límite estrictos para las emisiones provenientes de fuentes estacionarias y se sugieren mejores técnicas disponibles para esas fuentes. El Protocolo fue enmendado en 2012 para incorporar flexibilidades para facilitar la adhesión de nuevas Partes, principalmente países de Europa oriental, el Cáucaso y Asia central. En 2012 también se aprobó un documento de orientación sobre mejores técnicas disponibles para controlar las emisiones de metales pesados provenientes de las categorías de fuentes incluidas en el Protocolo.

Asociación Mundial sobre el Mercurio del PNUMA

El Consejo de Administración del PNUMA ha instado a que se establezcan modalidades de asociación entre los gobiernos y otros interesados como medio de disminuir los riesgos para la salud humana y el medio ambiente resultantes de la liberación de mercurio y sus compuestos al medio ambiente¹⁰. El objetivo general de la entidad resultante, Asociación Mundial sobre el Mercurio, es proteger la salud humana y el medio ambiente mundial frente a la liberación de mercurio y sus compuestos mediante la reducción al mínimo y, cuando sea viable, la eliminación definitiva a nivel mundial de las liberaciones antropógenas de mercurio a la atmósfera, las aguas y los suelos.

Actualmente la Asociación tiene determinadas ocho prioridades para la adopción de medidas (o esferas de asociación), de las cuales cuatro revisten especial pertinencia respecto de las presentes directrices: el control del mercurio proveniente de la combustión del carbón; la gestión de los desechos de mercurio; el suministro y almacenamiento del mercurio, y la reducción del mercurio proveniente de la industria del cemento.

En la elaboración de las presentes directrices sobre mejores técnicas disponibles y mejores prácticas ambientales se han tenido en cuenta la experiencia obtenida en el marco de estas esferas de asociación, conjuntamente con las directrices pertinentes elaboradas en el marco de la Asociación.

En <http://www.unep.org/chemicalsandwaste/Mercury/GlobalMercuryPartnership/tabid/1253/Default.aspx> figura información adicional.

⁹ Las directrices técnicas figuran en <http://www.basel.int/Implementation/Publications/TechnicalGuidelines/tabid/2362/Default.aspx>.

¹⁰ Decisión 23/9 del Consejo de Administración del PNUMA.

Capítulo II

Técnicas comunes

Técnicas comunes para disminuir las emisiones

En este capítulo se brinda información general sobre las técnicas de control aplicables a todas las categorías de fuentes puntuales enumeradas en el anexo D. En el capítulo que trata sobre el sector en cuestión se brinda información adicional específicamente pertinente para cada sector.

A fin de tener en cuenta todas las posibles opciones pertinentes para el sector de interés, es necesario tener en cuenta tanto las técnicas comunes que se describen en la presente sección como las técnicas específicas que se describen para cada sector.

Las emisiones de mercurio unidas a partículas pueden captarse en diversa medida mediante dispositivos de eliminación de los polvos. La mayoría de las técnicas de eliminación del polvo generalmente se aplican en todos los sectores. El grado de control del mercurio está sujeto al estado químico y la forma del mercurio; por ejemplo, si está oxidado o es elemental. En la mayoría de los casos el mercurio elemental no es captado en los dispositivos de eliminación del polvo: la eficiencia de eliminación de estos dispositivos se puede potenciar oxidando el mercurio gaseoso. Las técnicas usadas más comúnmente para la reducción del polvo son filtros de bolsa y precipitadores electrostáticos.

Una técnica común en todos los sectores para la eliminación específica de mercurio es emplear carbón activado, ya sea inyectado en la corriente de los gases de combustión o en un lecho filtrante. Para mejorar la eficiencia de eliminación del carbón activado se pueden emplear agentes oxidantes (por ejemplo, inyectados en la corriente de gas de combustión o adsorbidos al carbón activado).

Filtros textiles

Los filtros de bolsa (filtros de tela, filtros textiles) utilizan la filtración para separar el polvo en suspensión de los gases. Representan uno de los tipos más eficientes y eficaces en función de los costos de los dispositivos captadores de polvo disponibles y pueden lograr una eficiencia de captación superior a 99,99% para materiales particulados muy finos. Los gases entran en el dispositivo filtrante y pasan a través de las bolsas textiles. Las bolsas pueden estar hechas de diferentes materiales (por ejemplo, algodón tejido o fieltro, material sintético o de fibra de vidrio) según las propiedades de los gases de combustión.

Para mejorar su capacidad para filtrar el polvo y potenciar su duración, con frecuencia el material filtrante se recubre. El material más común es la piedra caliza inerte (carbonato de calcio). Este material aumenta la eficiencia de la captación de polvo mediante la formación de una denominada torta de filtración. La torta de filtración mejora la captación de materiales particulados finos y brinda protección al propio material filtrante frente a la humedad o partículas abrasivas. Sin un recubrimiento previo, el material filtrante permite que el particulado fino exude a través del sistema de filtración, especialmente durante el inicio, debido a que la bolsa solo puede realizar parte de la filtración y deja las partes más finas a la torta de filtración potenciadora del filtro.

El mercurio gaseoso principalmente pasará a través de un filtro de bolsa. Por consiguiente, para aumentar la eficiencia del proceso, en la medida de lo posible el mercurio gaseoso debe convertirse a su forma oxidada, la cual puede unirse a las partículas. La eficiencia del filtro de bolsa puede aumentarse de diferentes maneras; por ejemplo, uniéndola a una inyección de absorbente seco o semiseco (deshidratación por aspersión), y proporcionando filtración adicional y una superficie reactiva sobre la torta de filtración.

Precipitadores electrostáticos

Los precipitadores electrostáticos utilizan fuerzas electrostáticas para separar las partículas de polvo de los gases de escape. Los gases cargados de polvo fluyen a través del pasaje formado por los electrodos de descarga y captación. Las partículas en suspensión en el aire reciben una carga negativa a medida que pasan a través del campo ionizado entre los electrodos. Estas partículas cargadas son atraídas hacia un electrodo conectado a tierra o cargado positivamente y se adhieren a este. El material captado en los electrodos se elimina sacudiendo o vibrando los electrodos captadores, ya sea continuamente o a intervalos predeterminados. Generalmente los precipitadores pueden limpiarse sin interrumpir el flujo de aire.

Los principales factores que afectan la eficiencia de captación de los precipitadores electrostáticos son la resistividad eléctrica y la distribución del tamaño de partícula. Otros factores que influyen son la temperatura, la tasa de flujo de los gases de combustión, el contenido de humedad, los agentes condicionantes en la corriente de gas o un aumento de la superficie captadora.

Un precipitador electrostático húmedo funciona con corrientes de aire saturadas de vapor de agua (100% de humedad relativa). Los precipitadores electrostáticos comúnmente se emplean para eliminar pequeñas gotas líquidas, como la neblina de ácido sulfúrico, de las corrientes gaseosas de procesos industriales. El precipitador electrostático también se usa comúnmente en los casos en que los gases presentan un alto contenido de humedad, contienen material particulado combustible o tienen partículas de consistencia pegajosa.

Depuradores húmedos

Se emplean dos tipos diferentes de depuradores húmedos, uno principalmente para desempolvar y el otro para eliminar compuestos gaseosos ácidos.

En los depuradores húmedos para desempolvar, el líquido depurador (generalmente agua) entra en contacto con una corriente de gas que contiene partículas de polvo. El contacto vigoroso del gas y las corrientes líquidas genera una elevada eficiencia de eliminación del polvo. La humidificación produce la aglomeración de partículas finas, lo cual facilita su captación. Entre los ejemplos de esos depuradores figuran los depuradores Venturi, los depuradores Theissen o los depuradores de flujo radial. La eficiencia de eliminación del polvo de esas unidades puede ser superior a 98%, pero la concentración final del polvo es relativamente alta (más de 5 mg/Nm³).

Los depuradores húmedos dedicados principalmente a la eliminación de compuestos gaseosos ácidos (frecuentemente del tipo de torre de aspersión) eliminan contaminantes como el dióxido de azufre, el cloruro de hidrógeno y el ácido clorhídrico. Se emplea una solución para absorber los compuestos. Generalmente limpian el gas que previamente ha sido desempolvado.

Normalmente los gases “limpios” expelidos por ambos tipos de depuradores pasan a través de un eliminador de neblina para eliminar las gotas de agua de la corriente de gas. El agua que sale del sistema depurador se limpia y descarga, o se recicla de vuelta al depurador.

La absorción del mercurio elemental se puede mejorar agregando a la solución del depurador compuestos de azufre o carbón activado (Miller *et al.*, 2014).

La precipitación es otra medida que suele emplearse para eliminar el mercurio oxidado presente en las aguas de depuración. Los compuestos de azufre pueden servir como agente de floculación agregado al agua de depuración para convertir eficientemente el mercurio soluble en un compuesto insoluble. Para unir el mercurio directamente después de su conversión en la fase líquida, otra posibilidad es añadir carbón activado al agua de depuración (Bittig, 2014).

Puede producirse una nueva emisión de mercurio cuando compuestos reductores, como el sulfito, están presentes en el agua de depuración. En este caso, el mercurio se puede convertir nuevamente en mercurio elemental y puede volver a emitirse (Keiser *et al.*, 2014). Esto puede evitarse asegurando la presencia de iones con los que el mercurio puede reaccionar para formar compuestos, como fluoruro, cloruro, bromuro o yoduro.

Resumen de los dispositivos de eliminación del polvo

En el cuadro 1 se brinda información sobre eficacia de los dispositivos de eliminación del polvo

Cuadro 1

Eficacia de los dispositivos de eliminación del polvo expresado en concentraciones medias de polvo por hora

	Concentraciones de polvo tras la eliminación (mg/m ³)
Filtros textiles	< 1 a 5
Filtros textiles, tipo membrana	< 1
Precipitadores electrostáticos secos	< 5 a 15
Precipitadores electrostáticos húmedos	< 1 a 5
Depuradores de polvo de alta eficiencia	< 20

Fuente: extraído de *Guidance document on best available techniques for controlling emissions of heavy metals and their compounds from the source categories listed in Annex II to the Protocol on Heavy Metals* (ECE/EB.AIR/116, 2013)¹¹

¹¹ Obsérvese que existe un problema en relación con los niveles de oxígeno empleado como sustituto para la cantidad de disolución que tiene lugar, y ello se debe investigar ulteriormente.

Materiales absorbentes y agentes oxidantes

El carbón activado es un absorbente eficaz para la captación de mercurio a partir de los gases de combustión. El carbón activado se puede inyectar en el gas de combustión en la etapa inicial de los dispositivos de eliminación de polvo, los filtros de bolsa o los precipitadores electrostáticos, o el gas de combustión se puede distribuir por todo el lecho filtrante de carbón. La eficacia del carbón activado para el control del mercurio depende de la temperatura. Específicamente, la capacidad de captación o eliminación de mercurio de un absorbente determinado aumenta en la medida que la temperatura de los gases de combustión disminuye. La temperatura de los gases de combustión viene determinada primordialmente por el diseño de la planta y factores de funcionamiento. Con sujeción a las características específicas de la planta, como son los constituyentes de los gases de combustión y el funcionamiento del dispositivo de control de polvo, la eliminación del mercurio es relativamente eficaz a menos de 175°C con el carbón activado estándar. Existen materiales absorbentes especiales de carbón activado a altas temperaturas para la captación de mercurio a más de 175°C y generalmente hasta 350°C.

Todos los carbones activados son combustibles y, bajo ciertas condiciones, son autoinflamables y explosivos. El riesgo de incendio y explosión depende de las características de ignición y explosión del producto pulverizado, así como del proceso y las condiciones de la planta. El carbón activado de calidad ha sido altamente procesado y posee un menor riesgo de incendio y explosión que el carbón de baja calidad. No obstante, los carbones parcialmente activados pueden requerir una manipulación especial. El adsorbente se debe seleccionar cuidadosamente y utilizar acorde con una adecuada orientación sobre manipulación, que incluya equipo para prevenir incendios y explosiones (por ejemplo, evitar las corrientes de aire de baja velocidad a través de los lechos, evitar los depósitos de gran volumen durante el proceso mediante la descarga continua y monitorizada desde las tolvas para evitar riesgos de incendio, y un buen servicio de limpieza para eliminar los derrames). La disolución del carbón con material inerte puede suprimir la posibilidad de explosión. En aplicaciones en las que se añade carbón activado a las corrientes de gas que contienen poco polvo generado en el proceso podría ser ventajoso mezclar carbón con materiales absorbentes no combustibles (Licata *et al.*, 2007; Derenne *et al.*, 2008).

La captación de mercurio puede potenciarse agregando agentes oxidantes (o sea, halógenos) al gas de combustión o empleando carbón activado impregnado con halógenos o azufre. Estas técnicas se describen más detalladamente en los capítulos relativos al sector pertinente. Existe el posible riesgo de que como resultado pudiesen aparecer dioxinas y furanos, especialmente en los productos derivados, por ejemplo, en las cenizas y los fangos. Esto se debe tener en cuenta.

Los desechos de carbón activado se deben manipular de conformidad con el artículo 11 (Desechos de mercurio) y acorde con cualesquiera reglamentaciones nacionales pertinentes.

En el cuadro 2 se muestra la eficacia mínima prevista de las técnicas de carbón activado para la eliminación de mercurio.

Cuadro 2

Eficacia mínima prevista de las técnicas de carbón activado para la eliminación de mercurio expresado como concentraciones medias de mercurio por hora

	Contenido de mercurio tras la eliminación (mg/m ³)
Filtro de carbón	<0,01
Filtro de carbón impregnado con azufre	<0,01
Inyección de carbón + separador de polvo	<0,05
Inyección de carbón activado bromado + separador de polvo	0,001

Fuente: extraído de *Guidance document on best available techniques for controlling emissions of heavy metals and their compounds from the source categories listed in annex II to the Protocol on Heavy Metals (ECE/EB.AIR/116, 2013)*

El grado de control de mercurio en el cuadro 2 depende en gran medida del estado químico y la forma del mercurio (por ejemplo, si está oxidado o unido a partículas), y de la concentración inicial. La aplicación de estas medidas está sujeta a los procesos específicos y su pertinencia es mayor cuando las concentraciones de mercurio en el gas de combustión son elevadas. En los documentos que tratan sobre los sectores se ofrecen ejemplos de niveles de eficacia de técnicas sencillas o combinadas.

Capítulo III

Monitorización

Monitorización de las emisiones de mercurio

1. Introducción

La monitorización de las emisiones es un componente principal en cuanto a posibilitar a una Parte evaluar el rendimiento de las medidas que ha aplicado. En consecuencia, en este capítulo se describen técnicas generales de monitorización de las emisiones que una Parte puede tener en cuenta. Además, las técnicas de monitorización de las emisiones específicas para las categorías de fuentes puntuales enumeradas en el anexo D se tratan en los capítulos pertinentes de las presentes directrices. En el artículo 8 no se incluyen obligaciones específicas sobre la monitorización de las emisiones. No obstante, en su párrafo 6, el artículo establece que con el transcurso del tiempo las medidas aplicadas por una Parte deberían permitir lograr progresos razonables en la reducción de las emisiones. Además, en el párrafo 11 se dispone que cada Parte deba incluir información (en virtud del artículo 21) sobre la eficacia de las medidas que haya adoptado para controlar, y, cuando sea viable, disminuir las emisiones de mercurio y los compuestos de mercurio provenientes de las fuentes puntuales incluidas en las categorías de fuentes enumeradas en el anexo D.

La preparación de las directrices ha aprovechado la experiencia pertinente en los planos nacional y regional. Se ha hecho referencia a parte de esa experiencia a los efectos de información. Las referencias a esa información no van en detrimento alguno de la autonomía de la Conferencia de las Partes ni de la autonomía de ninguna de las Partes, de conformidad con lo dispuesto en el artículo 8. En los debates sobre los costos se toma como base la información conocida en el momento de la preparación del documento sobre las directrices. Obsérvese que cabe esperar cambios en los costos en el transcurso del tiempo.

2. Sinopsis

La monitorización de las emisiones de mercurio constituye una parte esencial de la implementación general de las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales para controlar las emisiones de mercurio al medio ambiente y para mantener una alta eficiencia funcional de las técnicas de reducción empleadas. La monitorización de las emisiones de mercurio se debe realizar según las mejores prácticas generales mediante el empleo de métodos aprobados o aceptados. Para evaluar y asegurar la eficacia de las técnicas de control de las emisiones de mercurio empleadas en una instalación es necesario contar con datos representativos, fiables y oportunos obtenidos a partir de la monitorización de las emisiones de mercurio.

Todas las fuentes pertinentes de emisiones de mercurio deben poner en práctica la monitorización de las emisiones de mercurio. Si bien en la presente introducción se enumeran las técnicas, cada fuente pertinente puede tener técnicas y prácticas de monitorización aplicables con carácter específico, a las que se hace referencia en cada uno de los capítulos de las presentes directrices.

2.1 Etapas generales en la realización de la monitorización de las emisiones de mercurio

La primera etapa en la realización de la monitorización de las emisiones de mercurio consiste en establecer un parámetro de eficacia, ya sea tomando directamente mediciones de las concentraciones de mercurio en las corrientes de gas o empleando mediciones indirectas para estimar las emisiones de la instalación. Después, se realizan más mediciones a intervalos específicos (por ejemplo, diarios, semanales, mensuales) para caracterizar las concentraciones de mercurio en el gas o las emisiones de mercurio en ese momento dado. Entonces la monitorización se lleva a cabo compilando y analizando los datos resultantes de las mediciones de las emisiones para observar tendencias en las emisiones y la eficacia funcional. Si los datos de las mediciones indican cualesquiera cuestiones que susciten preocupación, como el aumento de las concentraciones de mercurio en el transcurso del tiempo, o valores máximos de emisiones de mercurio vinculados a determinadas operaciones funcionales de la planta, la instalación debe adoptar rápidamente medidas para rectificar la situación.

2.2 Consideraciones al seleccionar un enfoque de medición o monitorización

La selección de un enfoque de medición o monitorización debe comenzar por el examen de los resultados deseados. Mediciones periódicas de corta duración, efectuadas durante un período breve, como una hora o un día, pueden realizarse para proporcionar una rápida retroinformación para optimizar el proceso. Mediciones de larga duración, como cada varios meses o anuales, empleando de manera semicontinua equipo instalado permanentemente, pueden

ser convenientes para presentar informes de inventario sobre las emisiones. La monitorización continua de las emisiones que actualmente se lleva a cabo en algunos países se puede emplear para controlar el proceso si las emisiones de mercurio son muy variables debido, por ejemplo, a cambios rápidos en los contenidos de mercurio en las materias analizadas.

Además, a la hora de seleccionar los métodos de monitorización y planificación más apropiados para la campaña de muestreo, es menester tener en cuenta las características específicas de los lugares. Según sea el proceso, el mercurio puede estar presente como mercurio unido a partículas, mercurio elemental gaseoso (Hg^0) o en las formas gaseosas ionizadas Hg(I) o Hg(II) , o en combinaciones de esas formas. La división puede incluso variar apreciablemente entre las instalaciones que llevan a cabo procesos similares. En el caso de algunos procesos, puede resultar útil medir individualmente esas diferentes especies de mercurio, por ejemplo, para fundamentar decisiones sobre tecnologías de control eficaces o para realizar evaluaciones sobre los riesgos.

El punto de muestreo debe ser fácilmente accesible, cumplir las normas ocupacionales de salud y seguridad, cumplir los requisitos reglamentarios, y hacer posible la recuperación de muestras representativas. Idealmente, se deben emplear los mismos puntos de muestreo para campañas de medición posteriores a fin de proporcionar comparabilidad entre los resultados. Para prevenir la disolución de las muestras y evitar falsos resultados bajos, el aire ambiente no debe infiltrarse en los puntos de muestreo. Preferiblemente, el perfil de velocidad del flujo de gas debe tenerse en cuenta a la hora de determinar la ubicación de la muestra a fin de evitar áreas de perturbación del flujo, lo cual afectaría la representatividad de la muestra. En la directriz europea EN 15259:2007¹² “Air Quality-Measurement of stationary source emissions – Requirements for measurement sections and sites and for the measurement objective, plan and report” figura información detallada sobre el diseño y la instalación de puntos de medición. La directriz es aplicable a mediciones continuas o discontinuas.

Para proporcionar datos representativos, el cronometraje, la duración y la frecuencia de la muestra se deben determinar teniendo en cuenta diversos parámetros, entre los que figuran el método de medición y monitorización empleado, la ubicación de la medición, las condiciones de funcionamiento de la instalación, las variaciones del proceso específicas de cada lugar, y los requisitos para demostrar el cumplimiento del proceso reglamentario aplicable. Las muestras deben tomarse en condiciones representativas de las operaciones normales de la instalación. Si las emisiones son muy variables, o si provienen de un proceso en tandas, el muestreo debe ser más prolongado o se deben coleccionar más muestras (por ejemplo, tomar muestras durante toda la tanda) a fin de proporcionar una medición media fiable. Además, posiblemente las concentraciones bajas de mercurio en la corriente de muestra hagan necesario prolongar la duración a fin de proporcionar una masa de muestra total superior al límite de detección del método. Asimismo, muestras compuestas periódicas –por ejemplo, más de media hora, 12 horas o 24 horas– proporcionan más resultados representativos en comparación con muestras tomadas aleatoriamente.

Las emisiones de mercurio pueden variar apreciablemente en la misma instalación en el transcurso del tiempo o entre instalaciones que llevan a cabo procesos similares, debido a variaciones en el contenido de mercurio en los materiales incluidos en el proceso. Las concentraciones de mercurio pueden cambiar rápidamente en los combustibles, las materias primas y otros insumos, como los desechos. Durante el procedimiento de medición de las emisiones, el contenido de mercurio en los insumos del proceso también se debe documentar para contribuir a la seguridad de la calidad. Cuando se lleva a cabo el muestreo, se debe cuidar en la mayor medida posible de asegurar que el proceso funcione en condiciones representativas, que las concentraciones de mercurio en las corrientes de insumos sean representativas de materias primas normales, y que las emisiones fugitivas se reduzcan al mínimo. Si las condiciones de funcionamiento no son típicas, la extrapolación de los datos de muestreo podría proporcionar resultados con un gran margen de error.

Las condiciones de funcionamiento se deben documentar durante toda la campaña de muestreo. Parámetros específicos, como la tasa volumétrica de flujo de gas, la temperatura del gas, el contenido de vapor de agua del gas, la presión estática del conducto de gas, y la presión atmosférica¹³, se deben registrar con precisión para posibilitar la conversión de las concentraciones de mercurio medidas a condiciones de referencia estándar (0°C, 1 atm, medido o contenido de oxígeno de referencia y basado en gas seco). La cantidad de mercurio emitido en el transcurso del tiempo se puede determinar multiplicando la concentración de mercurio en el gas de escape por la tasa de flujo volumétrico del gas de chimenea, de la manera siguiente:

¹² Comité Europeo de Normalización, “EN 15259:2007: Air quality – Measurement of stationary source emissions – Requirements for measurement sections and sites and for the measurement objective, plan and report”, 18 August 2007.
http://standards.cen.eu/dyn/www/f?p=204:110:0:::FSP_PROJECT:22623&cs=106F3444821A456A90F21590F3BFF8582

¹³ EU IPPCB, NFM BREF Draft, February 2013, p. 67.

Por ejemplo:

$$E_{\text{Hg}} = C_{\text{Hg}} \times F \times T$$

Donde:

E_{Hg} = Emisiones anuales de mercurio (kg/año)

C_{Hg} = Concentración de mercurio en el flujo de gas (kg/m³)

F = tasa de flujo volumétrico del flujo de gas (m³/h)

T = tiempo de funcionamiento por año (h/año)

La mayoría de los métodos de monitorización directa de las emisiones se basan en el muestreo en una fuente puntual, como una chimenea. Normalmente no se practica la medición de emisiones difusas, incluidas las emisiones fugitivas, y las metodologías que existen para medir emisiones difusas generalmente producen resultados que presentan una marcada ambigüedad. En consecuencia, cabe señalar la posibilidad de que los resultados de la monitorización de las emisiones provenientes de fuentes puntuales no proporcionen datos completos sobre las emisiones de mercurio total de una instalación.

La selección del método de monitorización se debe basar en diversos criterios, como las características del lugar, los factores específicos del proceso, la certidumbre de la medición, las consideraciones relativas a los costos, y los requisitos reglamentarios y de mantenimiento. Para comparar las emisiones de mercurio de la instalación en el transcurso del tiempo, se deben emplear métodos de muestreo uniformes durante los años subsiguientes.

2.3 Métodos de medición directa

Generalmente se considera que los métodos de medición directa constituyen las técnicas más fiables para la monitorización de las emisiones de mercurio. Cuando se aplican correctamente, esos métodos pueden proporcionar datos representativos y fiables que propician una mayor precisión en la medición de las emisiones de mercurio efectivas de una instalación.

2.3.1 Mediciones de corta duración

2.3.1.1 Muestreo por borboteadores

El muestreo por borboteadores de las emisiones de mercurio provenientes de una fuente estacionaria se realiza colectando manualmente una muestra de gas de escape de un punto de salida, como una chimenea o conducto, con un sistema de muestreo isocinético, mediante el cual la corriente de gas de muestra que se extrae tiene la misma velocidad que la corriente principal. El muestreo isocinético explica los cambios de la tasa de flujo y de cierta carga de partículas en el gas. No obstante, este método no es apropiado para gases que presentan mucha carga de partículas.

El método requiere el uso de un complejo tren de muestreo para recuperar el mercurio del flujo de gas en una disolución que entonces se envía al laboratorio para ser analizada. Si bien este método posibilita medir con buena precisión la concentración de mercurio, exige una atención continua durante el período de muestreo. Una ventaja de este método es que posibilita la recuperación tanto del mercurio en forma gaseosa como del mercurio unido a materia particulada. Debido a la complejidad de este procedimiento, los ensayos en la fuente tienden a realizarse solo periódicamente (por ejemplo, una o dos veces al año). En general, las instalaciones contratan a consultores especializados en realizar ensayos en la fuente para que lleven a cabo el muestreo y el análisis.

Se insertan una sonda y una boquilla de muestreo en la corriente de gas del punto de salida para extraer una muestra representativa durante un período determinado. Puesto que el muestreo por borboteadores generalmente se realiza solo algunas veces al año cuando más, el muestreo debe efectuarse cuando el proceso esté funcionando en un estado continuo de manera que posibilite la extrapolación de los datos durante un año de funcionamiento. Las condiciones de funcionamiento deben documentarse antes y después de la campaña de muestreo, y mientras se esté realizando. En los Estados Unidos, la práctica general es tomar tres muestras mediante borboteadores, cada una de varias horas de duración bajo condiciones de funcionamiento típicas, y calcular la media de los resultados para hallar el valor de concentración final. La preparación cuidadosa del borboteador y la manipulación posterior de las soluciones son fundamentales para que los métodos por borboteadores tengan resultados satisfactorios. Frecuentemente los errores de medición están relacionados con la pérdida de mercurio de las soluciones. Por consiguiente, es imprescindible evitar toda pérdida de la muestra por cuanto ello causará que los resultados de la prueba sean falsamente bajos.

Debido a que este no es un método de monitorización continua de las emisiones, los resultados obtenidos no proporcionarían datos sobre las emisiones de mercurio durante eventos irregulares, como amplias fluctuaciones de la producción, la puesta en marcha del proceso, el cese de las actividades o perturbaciones. Cabe señalar que las emisiones de mercurio generadas durante esos eventos pueden ser apreciablemente mayores o menores que durante el funcionamiento en condiciones normales.

No obstante, incluso bajo condiciones de estado continuo, puede producirse una variabilidad importante en los volúmenes de mercurio que se emiten cuando el contenido de mercurio en combustibles o materias primas fluctúa

durante períodos cortos. En particular, en el caso de las instalaciones de incineración de desechos o de producción de cemento que emplean combustibles obtenidos a partir de desechos, el contenido de mercurio que entra en el sistema o la instalación puede ser impredecible. Similarmente, en el sector de los metales no ferrosos, el mercurio en los insumos de los hornos puede cambiar rápidamente según los concentrados que se estén procesando. En esos casos, es posible que los resultados del muestreo intermitente por borboteadores no proporcionen datos representativos cuando se extrapolen por un período prolongado (por ejemplo, promedios anuales). En consecuencia, aumentar la frecuencia del muestreo (por ejemplo, a tres mediciones al año durante muchos años) en el transcurso del tiempo puede proporcionar una mejor comprensión de las emisiones efectivas de las fuentes.

Para obtener un valor máximo de las inversiones, los ensayos en las fuentes de las emisiones de mercurio se deben llevar a cabo durante campañas de muestreo más amplias para los contaminantes atmosféricos, como la materia particulada, los óxidos de nitrógeno, el dióxido de azufre y los compuestos orgánicos volátiles. La adición de las pruebas para detectar mercurio cuando se realizan estas campañas de muestreo de contaminantes atmosféricos más amplias puede aumentar los costos operacionales de una instalación. Los costos efectivos dependerán de diversos factores, como el método de muestreo, la frecuencia de muestreo, los servicios de apoyo, los métodos analíticos y la preparación de los lugares.

Métodos de referencia existentes:

- *Method EN 13211:2001/AC: 2005 – Air quality – Stationary source emissions – Manual method of determination of the concentration of total mercury*¹⁴

Este es el método de referencia en Europa para la medición del mercurio total. El método se aplica al rango de concentración de mercurio total entre 0,001 y 0,5 mg/m³ en gases de escape. El procedimiento consiste en un método manual para determinar la concentración de mercurio total empleando una solución acuosa ácida de permanganato de potasio o dicromato de potasio para el muestreo del mercurio en fase de vapor, conjuntamente con un papel filtro para la colección de mercurio unido a partículas. El tiempo de muestreo debe fluctuar entre 30 minutos y dos horas.

US EPA Method 29 – Metals Emissions from Stationary Sources¹⁵

En este método, las emisiones particuladas se colectan de manera isocinética en la sonda y en un filtro calentado, y después las emisiones gaseosas se colectan en una solución ácida acuosa de peróxido de hidrógeno (que se analiza para buscar todos los metales, incluido el mercurio) y una solución ácida acuosa de permanganato de potasio (analizada para buscar mercurio únicamente). Las muestras recuperadas se digieren y se analizan fracciones apropiadas para buscar mercurio mediante espectroscopía por absorción atómica de vapor frío (también conocida por CVAAS) así como una variedad de otros metales mediante espectroscopía de masas con plasma acoplado inductivamente (también conocido por ICP-MS). Este método sirve para medir las concentraciones de mercurio que fluctúan entre aproximadamente 0,2 y 100 µg/m³. Debido a que este método colecta mercurio oxidado en la solución de peróxido de hidrógeno, es adecuado para determinar la especiación del mercurio.

US EPA SW-846 Method 0060 – Determination of Metals in Stack Emissions¹⁶

Este método se emplea para determinar la concentración de metales en las emisiones de gases de chimenea provenientes de incineradores de desechos peligrosos y procesos de combustión similares. En este método se extrae una muestra del flujo de gas de combustión isocinéticamente mediante un sistema de sonda y filtro. Las emisiones particuladas se colectan en la sonda y en un filtro calentado, y las emisiones gaseosas se colectan en una serie de borboteadores enfriados. Dos borboteadores permanecen vacíos, dos borboteadores contienen una solución acuosa de ácido nítrico diluido combinado con peróxido de hidrógeno diluido, otros dos borboteadores contienen solución ácida de permanganato de potasio, y el último borboteador contiene un desecante.

Las muestras recuperadas se digieren, y fracciones apropiadas se analizan para buscar mercurio mediante CVAAS. Las fracciones remanentes se pueden analizar para buscar otros metales mediante espectroscopía de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-AES), espectrometría de absorción atómica con llama (FLAA), o espectrometría de masas con fuente de plasma de acoplamiento inductivo (ICP-MS).

¹⁴ Comité Europeo de Normalización, “EN 13211:2001/AC:2005: Air quality – Stationary source emissions – Manual method of determination of the concentration of total mercury”, 15 de febrero de 2005.
http://standards.cen.eu/dyn/www/f?p=204:110:0:::FSP_PROJECT,FSP_ORG_ID:25042,6245&cs=19B884B499893080A731C45504F6F2FB2.

¹⁵ US EPA, “Method 29 – Metals Emissions from Stationary Sources”.
<http://www.epa.gov/ttn/emc/methods/method29.html>.

¹⁶ US EPA, “Method 0060 – Determination of Metals from Stack Emissions”.
<http://www.epa.gov/wastes/hazard/testmethods/sw846/pdfs/0060.pdf>.

Method ASTM D6784- 02 (Reapproved 2008) – Standard Test Method for Elemental, Oxidized, Particle-Bound and Total Mercury in Flue Gas Generated from Coal-fired Stationary Sources (Ontario Hydro Method)¹⁷

En este método se extrae una muestra del flujo de gas de combustión isocinéticamente mediante un sistema de sonda y filtro, mantenido a 120°C o a la temperatura de los gases de combustión (según cual sea la más elevada), seguido de una serie de borboteadores en un baño helado. El mercurio unido a partículas se conecta en la mitad frontal del tren de muestreo. El mercurio oxidado se colecta en borboteadores que contienen una solución acuosa enfriada de cloruro de potasio.

El mercurio elemental se capta consecutivamente en borboteadores (uno de los cuales contiene una solución ácida acuosa enfriada de peróxido de hidrógeno y tres borboteadores contienen soluciones acuosas enfriadas de permanganato de potasio). Las muestras se recuperan, digieren y después se analizan para buscar mercurio empleando CVAAS o espectroscopia de fluorescencia atómica con vapor de agua frío (CVAFS). El alcance del método se aplica a la determinación de emisiones de mercurio elemental, oxidado, unido a partículas y total provenientes de fuentes estacionarias alimentadas mediante carbón con concentraciones que fluctúan entre aproximadamente 0,2 y 100 µg/m³.

- *JIS K0222 (Article 4(1) – Methods for determination of mercury in stack gas (wet absorption and cold vapour atomic absorption method)*¹⁸

Este método de referencia del Japón mide el mercurio total en fase de vapor en el gas de muestra. En este método, el mercurio en fase de vapor se capta en una solución ácida acuosa de permanganato de potasio (muestreo isocinético no limitante). El polvo que contiene el mercurio unido a partículas en el gas de chimenea se capta isocinéticamente sobre el filtro de conformidad con el método de referencia JIS Z8808:2013¹⁹ “Methods of measuring dust concentration in flue gas.” Las muestras recuperadas se digieren, y se analizan fracciones apropiadas para buscar mercurio mediante espectrometría de absorción atómica con vapor de agua frío.

2.3.1.2 Muestreo de trampa con absorbente

Las trampas con absorbente proporcionan una medición de la concentración media de mercurio durante un período de muestreo, similar a los métodos con borboteadores. Además, las trampas con absorbente proporcionan una retención de mercurio más estable y un protocolo de muestreo más sencillo, lo cual posibilita no tener que prestar atención a la operación de muestreo durante períodos prolongados.

Las trampas con absorbente se emplean para medir las emisiones de mercurio provenientes de fuentes puntuales que presentan bajas concentraciones de materia particulada. En general, las muestras se toman en una ubicación después de un dispositivo de control de partículas.

Normalmente, se extraen muestras duplicadas en paralelo mediante sondas insertadas en la corriente de gas. Las sondas contienen trampas con absorbente, que acumulan el mercurio proveniente del gas. El material absorbente que se emplea principalmente es carbón halogenado. La finalidad de las trampas con absorbente es medir el mercurio gaseoso, pero debido al funcionamiento del método de muestreo, las trampas con absorbente pueden atraer las partículas que contienen mercurio. Estas partículas se analizan y la cantidad media se añade a las cantidades del lecho de carbón para formar el valor del mercurio total. No obstante, el método de trampa con absorbente no capta partículas isocinéticamente, y por ello no es un método preciso para medir el mercurio unido a partículas. Sin embargo, debido a que cabría esperar que las instalaciones en cuestión emplearan dispositivos de control de materia particulada eficientes, en la corriente de gas habría cantidades mínimas de mercurio unido a partículas.

Al concluir el período de muestreo, las trampas con material absorbente se reemplazan manualmente, y las trampas usadas se analizan para buscar el contenido de mercurio. Si los resultados de los análisis del tubo de material absorbente concuerdan con un rango especificado, entonces los dos resultados se promedian para obtener el valor final. Entre los métodos analíticos para hallar el contenido de mercurio figuran los métodos químicos húmedos tradicionales o los sistemas pequeños de desabsorción térmica, que pueden proporcionar resultados inmediatos. Una ventaja evidente de este método es que al personal operacional se le puede capacitar rápidamente para realizar el muestreo. Otra ventaja es que los resultados del análisis de desabsorción térmica pueden conocerse mientras que el analista se encuentra aún sobre el terreno. Esto resulta útil para las pruebas de ingeniería que presentan diversas condiciones, o para auditorías de las pruebas de precisión relativa de la monitorización del mercurio.

Las trampas con material absorbente proporcionan una buena sensibilidad y precisión para el mercurio en un amplio rango de concentraciones. No obstante, es necesario conocer las concentraciones mínimas y máximas previstas en el

¹⁷ American Society for Testing and Materials (ASTM), “Standard Test Method for Elemental, Oxidized, Particle-Bound and Total Mercury in Flue Gas Generated from Coal-Fired Stationary Sources (Ontario Hydro Method)”, 2008. <http://www.astm.org/Standards/D6784.htm>.

¹⁸ Japanese Standards Association, “JIS K0222:1997; Methods for determination of mercury in stack gas”, 20 August 1997.

¹⁹ Japanese Standards Association, “JIS Z8808:2013: Methods of measuring dust concentration in flue gas”, 20 August 2013.

gas de combustión de manera que la trampa con material absorbente y el tiempo de muestreo se puedan seleccionar correctamente. Por ejemplo, si la concentración es muy alta o el tiempo de muestreo demasiado largo, podría sobrepasarse la capacidad de absorción de mercurio de la trampa con material absorbente. Este acontecimiento podría causar un registro inferior al valor real de la concentración de mercurio. Por otra parte, un tiempo corto de muestreo de los gases de combustión con concentraciones muy bajas de mercurio puede dar por resultado que en las trampas se capte muy poco mercurio, lo cual afectaría negativamente la precisión del análisis de la trampa.

Métodos de referencia existentes:

- *US EPA Method 30B – Determination of Total Vapor Phase Mercury Emissions from Coal-Fired Combustion Sources Using Carbon Sorbent Traps*²⁰

Este método es un procedimiento para medir las emisiones de mercurio total en fase de vapor provenientes de fuentes de combustión alimentadas con carbón empleando el muestreo mediante trampas con material absorbente y una técnica analítica extractiva o térmica. Este método está diseñado para emplearse únicamente en condiciones en que la cantidad de materia particulada es relativamente baja (por ejemplo, el muestreo después de utilizar dispositivos de control de la contaminación). El método 30B es un método de referencia para auditorías de las pruebas de precisión relativa (RATA) de los sistemas de monitorización continua de las emisiones de mercurio en fase de vapor y sistemas de monitorización de trampas con material absorbente instalados en calderas de carbón, y también es adecuado para la comprobación de las emisiones de mercurio en esa clase de calderas. En los casos en que puedan estar presentes cantidades apreciables de mercurio unido a partículas, se debe emplear un método de muestreo isocinético de mercurio.

- *JIS K0222 (Article 4(2) –Methods for determination of mercury in stack gas (Gold amalgamation and cold vapour atomic absorption method)*²¹

Este método de referencia del Japón emplea un material absorbente que contiene oro y mide la concentración de mercurio elemental (Hg^0) en fase de vapor presente en el gas de chimenea. Después que el gas muestreado se limpia mediante agua y que el mercurio oxidado (Hg^{2+}) en fase de vapor presente en el gas muestreado se elimina, el mercurio en fase de vapor queda atrapado por el material absorbente como amalgama de oro. El material absorbente se calienta y el mercurio vaporizado se mide mediante espectrometría de absorción atómica de vapor frío.

2.3.1.3 Pruebas instrumentales

Las pruebas instrumentales pueden emplearse para mediciones de corta duración de las concentraciones de mercurio en fase de vapor presentes en gases. En este método, una muestra de gas se extrae continuamente y se traslada a un analizador móvil que mide el mercurio elemental y oxidado (Hg^0 and Hg^{2+}), ya sea por separado o simultáneamente. El analizador móvil emplea una técnica de medición similar a la utilizada en la monitorización continua de las emisiones (véase la sección 2.4 más adelante).

- *US EPA Method 30A – Determination of Total Vapour Phase Mercury Emissions from Stationary Sources (Instrumental Analyser Procedure)*²²

El método 30A es un procedimiento para medir las emisiones de mercurio total en fase de vapor proveniente de fuentes estacionarias empleando un analizador instrumental. Este método es particularmente apropiado para realizar la comprobación de emisiones y para efectuar pruebas RATA de los sistemas de monitorización continua de las emisiones de mercurio y sistemas de monitorización de trampa con material absorbente en fuentes de combustión alimentadas con carbón. Se incluyen requisitos de garantía y control de calidad.

2.3.2 Mediciones de larga duración

2.3.2.1 Sistemas de monitorización de trampa con material absorbente

Los sistemas de monitorización de trampa con material absorbente se emplean para monitorizar las emisiones de mercurio provenientes de fuentes puntuales que presentan bajas concentraciones de materia particulada. Estos sistemas se instalan permanentemente en un punto de muestreo conveniente, y emplean trampas con material absorbente para proporcionar muestras representativas uniformes. En contraste con el empleo de trampas con material absorbente para mediciones de corta duración durante períodos breves, los sistemas de monitorización de trampas con material absorbente funcionan continuamente durante períodos fijos, que pueden fluctuar entre 24 y 168 horas²³, o incluso 14 días para las muestras con concentraciones bajas de mercurio. Al igual que en el caso de otros métodos extractivos, la ubicación del punto de muestreo se debe seleccionar cuidadosamente para proporcionar datos que sean representativos y útiles.

²⁰ US EPA Method 30B, <http://www.epa.gov/ttn/emc/promgate/Meth30B.pdf>.

²¹ Japanese Standards Association, “JIS K0222; 1997; Methods for determination of mercury in stack gas”, 20 August 1997.

²² US EPA Method 30A, <http://www.epa.gov/ttnemc01/promgate/Meth30A.pdf>.

²³ US EPA Performance Specification 12B, p.13. <http://www.epa.gov/ttn/emc/perfspec.html>.

Según estimaciones, el costo de instalar un sistema de monitorización de trampa con material absorbente es de alrededor de 150.000 dólares de los Estados Unidos. Empleando datos de los Estados Unidos correspondientes a 2010, los costos operacionales anuales para el sistema de monitorización de trampa con material absorbente para las centrales eléctricas de carbón fluctúan entre 26.000 y 36.000 dólares, y los costos anuales de mano de obra para su funcionamiento fluctúan entre 21.000 y 36.000 dólares²⁴.

Métodos de referencia existentes:

- *US EPA PS-12b (Performance Specification 12b) – Specifications and Test Procedures for Monitoring Total Vapour Phase Mercury Emissions from Stationary Sources Using a Sorbent Trap Monitoring System*²⁵

Esta especificación de eficacia se emplea para establecer parámetros para los sistemas de monitorización de trampa con material absorbente, y evaluar su aceptabilidad, utilizados para monitorizar las emisiones de mercurio total en fase de vapor en corrientes de gases de combustión de fuentes estacionarias. Este método es conveniente para mediciones de mercurio de larga duración de hasta un tiempo de muestreo de 14 días para monitorizar niveles bajos de emisiones de mercurio.

2.4 Mediciones continuas

2.4.1 Sistemas de monitorización continua de las emisiones

Los sistemas de monitorización continua de las emisiones se emplean para monitorizar las emisiones gaseosas provenientes de fuentes puntuales durante períodos prolongados. Este método de monitorización no mide el mercurio particulado. Con este método automatizado, se toman muestras representativas continuamente o a intervalos fijos mediante una sonda insertada en la corriente de gas. En consecuencia, los sistemas de monitorización continua de las emisiones son útiles para la monitorización ininterrumpida de las emisiones de mercurio, que pueden variar a lo largo de intervalos cortos debido a cambios en las concentraciones de mercurio en las materias primas, los combustibles o los reactivos. Por ejemplo, los sistemas de monitorización continua de las emisiones serían convenientes durante la incineración conjunta de material de desecho como combustible debido a la rapidez con que cambia el contenido de mercurio en los desechos. Durante los últimos diez años los requisitos de las reglamentaciones relativas a la monitorización y presentación de informes han dado lugar a que este método se utilice cada vez más en los Estados Unidos y la Unión Europea entre determinadas fuentes. Si bien el costo de instalación y funcionamiento puede ser elevado cuando se compara a otros métodos, los sistemas de monitorización continua de las emisiones proporcionan la mayor cantidad de datos, y generan información en tiempo real sobre diversos tipos de operaciones y fluctuaciones de los procesos.

La ubicación del punto de muestreo debe seleccionarse cuidadosamente para proporcionar datos representativos y útiles. En una instalación compleja con múltiples salidas que posiblemente emitan mercurio, el costo de instalar sistemas de monitorización continua de las emisiones en cada salida puede ser muy elevado. Según estimaciones pertinentes y tomando como base datos de los Estados Unidos correspondientes a 2010, el costo general de instalar un nuevo sistema de monitorización continua de las emisiones para detectar mercurio en una central eléctrica de carbón es de aproximadamente 500.000 dólares, de los cuales 200.000 dólares corresponden al sistema, con inclusión de la puesta en marcha, la capacitación y los sistemas de calibración, y entre 200.000 y 300.000 dólares corresponden a la preparación del lugar²⁶. En los sistemas más recientes, en los que no es necesario efectuar calibraciones diariamente, los costos son mucho menores. La información reciente proporcionada por un proveedor de equipo de medición de mercurio en la Unión Europea indica un costo de aproximadamente 150.000 euros (170.000 dólares), que incluyen el propio sistema, la infraestructura e instalación necesarias, el mantenimiento, la calibración y la validación²⁷.

En instalaciones con múltiples chimeneas y en las que el sistema de monitorización continua de las emisiones sea técnica y económicamente viable, así como informativo, el sistema de monitorización continua de las emisiones debe ubicarse en el punto de salida de la instalación por el que se emita el grueso o la mayor masa de emisiones de mercurio. Si bien en esos casos el sistema de monitorización continua de las emisiones no proporcionaría información correspondiente a todos los puntos de salida de gas, los datos resultantes podrían proporcionar una indicación útil en tiempo real de las tendencias de eficacia del proceso y la eficiencia del control del mercurio.

En el sistema de monitorización continua de las emisiones para detectar mercurio, la muestra extraída se filtra para eliminar la materia particulada y la muestra vaporosa resultante se encamina hacia un analizador de mercurio. En

²⁴ Amar, P., C. Senior, R. Afonso y J. Staudt (2010). NESCAUM Report “Technologies for Control and Measurement of Mercury Emissions from Coal-Fired Power Plants in the United States: A 2010 Status Report”, July 2010, pp. 2–22. <http://www.nescaum.org/activities/major-reports>.

²⁵ US EPA Performance Specification 12B. <http://www.epa.gov/ttn/emc/perfspec.html>.

²⁶ Amar, P., C. Senior, R. Afonso y J. Staudt (2010). NESCAUM Report “Technologies for Control and Measurement of Mercury Emissions from Coal-Fired Power Plants in the United States: A 2010 Status Report.”, July 2010, pp. 2–7. <http://www.nescaum.org/activities/major-reports>.

²⁷ Gerter, F., y A.G. Sick, Alemania, comunicación personal. Septiembre de 2015.

general, los analizadores del sistema de monitorización continua de las emisiones se deben mantener bajo control de temperatura uniforme para evitar errores instrumentales y cambios en los resultados. Cabe señalar que estos analizadores detectan mercurio únicamente en la fase de vapor (Hg^0 y Hg^{2+}), y cualquier mercurio unido a partículas presente en la muestra sería atrapado por el filtro. No obstante, debido a que las instalaciones pertinentes deben funcionar con dispositivos de control de materia particulada eficientes, no deben existir concentraciones importantes de materia particulada en las emisiones finales de gases de chimenea y, en consecuencia, poco mercurio unido a partículas presente en la corriente gaseosa final. El sistema de monitorización continua de las emisiones se puede emplear para analizar gas de combustión seco o gas de combustión saturado de agua, como después de un depurador húmedo. No obstante, el sistema de monitorización continua de las emisiones utilizado para monitorizar el gas saturado de agua requiere una sonda especial de filtro fijo para evitar el bloqueo causado por la condensación del agua. Cabe señalar que algunos sistemas de monitorización continua de las emisiones también podrían experimentar interferencia causada por otras sustancias presentes en la corriente de gas.

El sistema de monitorización continua de las emisiones para detectar mercurio mide directamente el gas de mercurio elemental (Hg^0) empleando ya sea absorción atómica de vapor frío (CVAA) o fluorescencia atómica de vapor frío (CVAF). En consecuencia, el mercurio oxidado gaseoso (Hg^{2+}) presente en el gas analizado se debe reducir a Hg^0 antes que se pueda medir. Este proceso se denomina conversión del gas analizado. La reducción ocurre cuando el gas analizado pasa a través de una celda de reducción térmica de alta temperatura o a través de un borboteador que contenga una sustancia química reductora, como cloruro de estaño.

El sistema de monitorización continua de las emisiones puede emplearse para proporcionar datos sobre las emisiones de mercurio continuamente o durante períodos fijos, como cada media hora o cada hora. Es de destacar que los datos obtenidos del sistema de monitorización continua de las emisiones se pueden transmitir continuamente al sistema de control del proceso mediante un circuito de retroinformación para indicar tendencias de funcionamiento en tiempo real para controlar el proceso y contribuir a mantener al máximo la eficiencia funcional.

El sistema de monitorización continua de las emisiones se debe calibrar correctamente para asegurar la precisión de los datos. Esto se logra comparando los resultados con las muestras tomadas simultáneamente en el mismo punto de muestreo que después se analizan mediante métodos manuales pertinentes de realización de pruebas en la fuente. Es posible que se disponga de algunas normas para gases de calibración y, de ser así, esas normas se pueden utilizar para calibrar directamente el instrumento. Los procedimientos habituales de mantenimiento y control de calidad se deben realizar de conformidad con las especificaciones de la autoridad o el fabricante pertinentes, para de esa manera evitar variaciones en los datos.

Métodos de referencia existentes:

- *US EPA PS-12a (Performance Specification 12a) – Specifications and Test Procedures for Total Vapour Phase Mercury Continuous Emission Monitoring Systems in Stationary Sources*²⁸

Esta especificación de eficacia se emplea para evaluar la aceptabilidad del sistema de monitorización continua de las emisiones para mercurio total en fase de vapor instalado en fuentes estacionarias al efectuarse la instalación, o poco tiempo después de realizarse esta, y siempre que se especifique según los requisitos reglamentarios. El sistema de monitorización continua de las emisiones mide la concentración de mercurio total en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de mercurio en fase de vapor, independientemente de la especiación, y registra los resultados en condiciones estándar sobre una base húmeda o seca. Este método no mide el mercurio unido a materia particulada.

- *EN 14884:2005 – Air quality – Stationary source emissions – Determination of total mercury: Automated measuring systems*²⁹

Esta norma europea describe los procedimientos de garantía de calidad relativos al sistema de monitorización continua de las emisiones para la determinación del mercurio total en el gas de combustión, a fin de cumplir los requisitos de ambigüedad en los valores medidos especificados por los reglamentos, la legislación nacional u otros requisitos. La norma se ajusta a la norma general sobre garantía de calidad en los sistemas de monitorización continua de las emisiones (EN 14181:2014 – Stationary source emissions – Quality assurance of automated measuring systems³⁰).

²⁸ US EPA Performance Specification 12A. <http://www.epa.gov/ttn/emc/perfspec.html>.

²⁹ European Committee for Standardization, “EN 14884:2005: Air quality – Stationary source emissions – Determination of total mercury: automated measuring systems”, 28 November 2005. http://standards.cen.eu/dyn/www/f?p=204:110:0:::FSP_PROJECT:2225&cs=1D527AD08718E6354287EA554A53ADF26.

³⁰ European Committee for Standardization, “EN 14181:2014: Stationary source emissions - Quality assurance of automated measuring systems”, 11 October 2014. http://standards.cen.eu/dyn/www/f?p=204:110:0:::FSP_PROJECT:33416&cs=1D563C09742AECB59945D4E1D645A5DCB.

La norma EN 14181:2014 está diseñada para emplearse después que el sistema de monitorización continua de las emisiones ha pasado una prueba de idoneidad (QAL1, según se define en EN 15267³¹) que demuestre que es idóneo para la finalidad prevista antes de su instalación en el sitio designado. EN14181:2014 describe los procesos de garantía de calidad necesarios para asegurar que un sistema de monitorización continua de las emisiones es capaz de cumplir los requisitos de ambigüedad respecto de los valores medidos, que se especifican en la Unión Europea o la legislación nacional.

- *Method EN 13211:2001/AC: 2005 – Air quality – Stationary source emissions – Manual method of determination of the concentration of total mercury*³²

Esta norma europea especifica un método de referencia manual para la determinación de la concentración de masa de mercurio en los gases de escape proveniente de conductos y chimeneas. Este es el método de referencia para mediciones comparativas para calibrar los sistemas de monitorización continua de las emisiones para detectar mercurio. Este método ha sido incluido previamente en la sección 1.1.2.1.1 sobre muestreo por borboteador.

- *JIS K0222 (Article 4(3) – Methods for determination of mercury in stack gas (Continuous monitoring method)*³³

Este método de referencia del Japón mide directamente el mercurio total en fase de vapor proveniente de fuentes estacionarias continuamente mediante espectrometría de absorción atómica de vapor frío. En este método, el mercurio oxidado en fase de vapor (Hg^{2+}) presente en el gas muestreado se reduce a mercurio elemental (Hg^0) haciendo pasar el gas muestreado a través de cloruro de estaño.

2.5 Métodos de medición indirecta

Los métodos de medición indirecta que se describen a continuación son útiles para estimar las emisiones de mercurio provenientes de un proceso o una instalación. En general, la mayoría de los métodos de medición indirecta no suelen considerarse tan fiables y precisos como las técnicas de medición directa para la monitorización de las emisiones de mercurio. En contraste con los métodos de medición directa, los métodos de medición indirecta no proporcionan información sobre las concentraciones de mercurio presentes en gases de chimenea ni tasas de emisión total. Cuando se realizan según procedimientos de prueba apropiados, los métodos de medición directa previamente enumerados proporcionarían datos más representativos sobre las emisiones de mercurio que la mayoría de los métodos de medición indirecta. No obstante, procedimientos técnicos que no requieren medición resultan útiles como herramientas investigativas y de selección para la monitorización del desempeño general de procesos y la estimación de la eficiencia de la reducción del mercurio. Para fines de presentación de informes, estos métodos de medición indirecta pueden emplearse para proporcionar una estimación general de las emisiones a nivel de instalación si no se dispone de métodos de medición directa, o estos no son aplicables.

2.5.1 Balance de materia

El balance de materia se realiza aplicando la ley de conservación de la materia a un sistema (por ejemplo, instalación, proceso o pieza de equipo). En ese sistema, cualquier mercurio que entre en el proceso, en la materia prima, los aditivos o el combustible, deben salir a través de los productos, subproductos, desechos o emisiones y liberaciones. Por consiguiente, las emisiones y liberaciones de mercurio están determinadas a partir de las diferencias en los insumos, los productos resultantes, la acumulación y el agotamiento. La ecuación general para el balance de materia es³⁴:

³¹ EN 15267-1 Air quality – Certification of automated measuring systems – Part 1: General principles, EN 15267-2: Air quality – Certification of automate measuring systems – Part 2: Initial assessment of the AMS manufacturer's quality management system and post certification surveillance for the manufacturing process, EN 15267-3: Air quality – Certification of automated measuring systems – Part 3: Performance criteria and test procedures for automated measuring systems for monitoring emissions from stationary sources.

³² European Committee for Standardization, "EN 13211:2001/AC:2005: Air quality - Stationary source emissions - Manual method of determination of the concentration of total mercury", February 15, 2005. http://standards.cen.eu/dyn/www/f?p=204:110:0:::FSP_PROJECT,FSP_ORG_ID:25042,6245&cs=19B884B499893080A731C45504F6F2FB2.

³³ Japanese Standards Association, "JIS K0222:1997; Methods for determination of mercury in stack gas", 20 August 1997.

³⁴ Environment Canada, "Guide for Reporting to the National Pollutant Release Inventory (NPRI) 2012 and 2013, Canadian Environmental Protection Act, 1999 (CEPA 1999)", 2013, p. 18. <https://www.ec.gc.ca/inrp-npri/default.asp?lang=En&n=28C24172-1>.

$$M_{\text{entrada}} = M_{\text{salida}} + M_{\text{acumulada/agotada}}$$

Donde:

M_{entrada} = masa de mercurio que entra en la instalación en la materia prima, el combustible, los aditivos, etc.

M_{salida} = masa de mercurio que sale de la instalación en productos terminados, subproductos, desechos y emisiones y liberaciones

$$(M_{\text{salida}} = M_{\text{producto}} + M_{\text{subproducto}} + M_{\text{desecho}} + M_{\text{emisiones}} + M_{\text{liberaciones}})$$

$M_{\text{acumulada/agotada}}$ = masa de mercurio acumulada o agotada dentro de la instalación

Para calcular las emisiones de mercurio en un sistema mediante un balance de materia, las concentraciones de mercurio y las tasas de flujo de materia de todas las otras corrientes (por ejemplo, productos, subproductos, efluentes, fangos) se deben rastrear y registrar durante un período especificado. Los datos sobre la masa de mercurio se calcularían multiplicando la concentración de mercurio por el flujo másico de la corriente y el período de tiempo (por ejemplo, un año). Una ventaja de emplear el método de balance de materia es que las emisiones de mercurio se pueden estimar tanto para las fuentes puntuales como las difusas (incluidas las emisiones fugitivas), si una parte desea estimar también las emisiones de fuentes no puntuales.

En un sistema con múltiples fuentes de emisión y pocos datos sobre las chimeneas o conductos de salida, el enfoque de balance de materia puede proporcionar información útil y representativa sobre los flujos de mercurio durante un período prolongado, como de un año. En los procesos en que las emisiones podrían variar mucho en el transcurso del tiempo, los resultados de un balance de materia anual completo pueden proporcionar más datos representativos sobre las emisiones que las mediciones directas puntuales, como una prueba de escape anual. Por ejemplo, las instalaciones de producción de cemento de la Unión Europea se han opuesto a lecturas imprecisas resultantes de métodos de medición directa debido a la alta incertidumbre en las mediciones del volumen de las emisiones en la chimenea. Para esas instalaciones, el empleo de los métodos de balance de materia ha disminuido la incertidumbre relativa en la estimación de las emisiones de mercurio, en comparación con los métodos de medición directa.

No obstante, resulta difícil lograr mediciones precisas y representativas del contenido de mercurio en combustibles o materias primas variables. Además, en los casos en que las cargas internas de mercurio se reciclan en el proceso (por ejemplo, en reservas, productos intermedios, fangos), se debe tener cuidado en dar razón del mercurio en esas corrientes. En procesos complejos con múltiples flujos de insumos y productos finales, o cuando los datos se obtienen mediante estimación, puede resultar difícil calcular cifras definitivas para el balance de materia.

2.5.2 Sistemas predictivos de monitorización de las emisiones

Los sistemas predictivos de monitorización de las emisiones, también denominados monitorización paramétrica, funcionan desarrollando correlaciones entre los parámetros de funcionamiento del proceso y las tasas de emisiones de mercurio utilizando la monitorización continua de parámetros sustitutos, factores de emisión y pruebas en la fuente. Este método puede ser útil para proporcionar una indicación de la eficiencia del control del mercurio en tiempo real. En este método no se realiza un muestreo verdaderamente continuo del mercurio. En las instalaciones modernas, parámetros como el uso de combustible, la temperatura del horno, la presión y tasa de flujo del gas suelen monitorizarse de manera continua empleando sistemas de control del proceso para asegurar la eficiencia funcional. Si bien estos tipos de indicadores pueden constituir un punto de partida útil, la selección de parámetros pertinentes y sus correspondientes correlaciones con las tasas de emisión de mercurio probablemente sea específica para el proceso o la instalación.

En ciertos tipos de procesos en que hay poca variabilidad en el contenido de mercurio de la materia prima, el combustible y otras corrientes de insumos, los sistemas predictivos de monitorización de las emisiones puede ofrecer un medio útil para proporcionar una indicación de las tendencias de las emisiones de mercurio. Por ejemplo, algunas instalaciones del sector del oro industrial en los Estados Unidos monitorizan la eficiencia funcional de sus depuradores de cloruro de mercurio, rastreando la presión de la solución en el punto de admisión del depurador, la temperatura del gas en el punto de admisión, y la concentración del cloruro de mercurio (II) en la solución que sale del depurador.

No obstante, es posible que los sistemas predictivos de monitorización de las emisiones no constituyan un método fiable para monitorizar las emisiones de mercurio en aplicaciones en que el contenido de mercurio en combustibles o materias primas puede variar apreciablemente durante períodos cortos. Por ejemplo, en las instalaciones de incineración de desechos y fabricación de cemento que utilizan combustibles derivados de desechos, el contenido de mercurio que entra en el sistema o instalación es generalmente impredecible. En las centrales eléctricas de carbón, las emisiones de mercurio pueden variar en respuesta a cambios en el contenido de mercurio del carbón. Similarmente, en el sector de los metales no ferrosos, el mercurio en los insumos de los hornos puede cambiar rápidamente de acuerdo con los concentrados que se estén procesando. Además, las emisiones de mercurio pueden variar en muchos procesos debido a fluctuaciones térmicas y cambios en la especiación del mercurio. Como resultado, el establecimiento de correlaciones entre los parámetros sustitutos y las emisiones de mercurio podrían no producir resultados representativos. Si se estudia la posibilidad de emplear sistemas predictivos de monitorización de las emisiones, primeramente se debe llevar a cabo un análisis exhaustivo para determinar la incertidumbre del método caso por caso,

y se deben comparar con regularidad a un método de prueba de referencia. Cabría esperar que cuando un conjunto suficiente y amplio de datos de referencia se puede recopilar para proporcionar una base sustantiva para elaborar el algoritmo del sistema predictivo de monitorización de las emisiones, mejore la calidad de los datos proporcionados por ese sistema.

2.5.3 Factores de emisión

Si bien el empleo de factores de emisión no es un método de monitorización por sí mismo, esta técnica de ingeniería puede emplearse para proporcionar una estimación general útil de las emisiones de mercurio provenientes de un sistema o una instalación.

Se emplean factores de emisión para proporcionar una estimación de la cantidad de emisiones liberadas a partir de una fuente sobre la base de los niveles habituales de las emisiones resultantes de esa actividad. Para el mercurio, los factores de emisión podrían expresarse como la masa de mercurio emitido dividida por: la masa o el volumen de material de insumo consumido; o la masa o el volumen del material de producto final generado.

Cabe esperar que los factores de emisión específicos para cada sitio, que las instalaciones elaboran sobre la base de los datos de prueba de las emisiones efectivas y la información sobre la actividad de la fuente, proporcionen estimaciones más precisas que los factores de emisión generales publicados. Sería menester que los factores de emisión específicos para cada sitio se establecieran mediante pruebas durante períodos de funcionamiento normal, a fin de proporcionar una mejor representación de la tasa media de emisiones de mercurio provenientes del proceso o la instalación de que se trate. Si se puede disponer de los datos de medición específicos para el sitio, sería preferible usar los cálculos basados en esos valores medidos en lugar de factores generales publicados.

En los casos en que no se dispone de factores de emisión específicos para el sitio, se pueden utilizar factores de emisión publicados para proporcionar una estimación aproximada de las emisiones. Es posible que se disponga de los factores publicados de las emisiones para todo el proceso o para el dispositivo específico de control del mercurio. No obstante, cabe señalar que estos factores de emisión generales proporcionan estimaciones muy imprecisas de las emisiones.

Dicho esto, en los procesos en que puede existir variabilidad en el contenido de mercurio de los combustibles o los insumos, es posible que los factores de emisión no proporcionen estimaciones fiables de las emisiones de mercurio. Por ejemplo, en la incineración de desechos o la fabricación de cemento en que se usan combustibles derivados de desechos, el contenido de mercurio en el combustible puede variar apreciablemente en períodos cortos.

La ecuación general para estimar las emisiones de mercurio mediante un factor de emisión es:

$$H_e = BQ \times CEF_{Hg} \text{ o}$$

$$E_{Hg} = BQ \times EF_{Hg} \times (100 - CE_{Hg})/100$$

Donde:

E_{Hg} = Emisión de mercurio (kg u otra unidad de masa)

BQ = Tasa de actividad o cantidad base (unidad de cantidad base)

CEF_{Hg} = Factores de emisión de mercurio controlados (kg/BQ) [sujeto a cualesquiera dispositivos de control de las emisiones instalado]

EF_{Hg} = Factores de emisión de mercurio no controlados (kg/BQ)

CE_{Hg} = Eficiencia general del control de las emisiones de mercurio (por ciento)

2.5.4 Técnicas de estimación

También se pueden obtener estimaciones generales de las emisiones de mercurio empleando principios de ingeniería, el conocimiento de los procesos químicos y físicos pertinentes, la aplicación de las leyes químicas y físicas conexas, y la familiarización con las características específicas del sitio.

Por ejemplo, las emisiones de mercurio anuales provenientes del uso de combustibles se pueden estimar de la manera siguiente:

$$EHg = QF \times \% Hg \times T$$

Donde:

EHg = Emisiones anuales de mercurio (kg/y)

QF = Tasa de uso de combustible (kg/h)

$\% Hg$ = Por ciento de mercurio en el combustible, por peso

T = tiempo de funcionamiento (h/y)

Las estimaciones de ingeniería se deben considerar únicamente como aproximaciones generales rápidas con un alto nivel de incertidumbre. Para mejorar la precisión, los resultados de las estimaciones de ingeniería se deben comparar periódicamente con los datos obtenidos a partir de métodos de medición directa. Cabe esperar que cuando se dispone de información específica sobre el sitio, esos datos brinden información más útil y se preferirán para comprender las tasas efectivas de emisión de la fuente. Las estimaciones de ingeniería constituyen el último recurso cuando no se dispone de datos sobre las emisiones o factores de emisión.

2.5.5 Notificación de las emisiones

La notificación de las emisiones constituye una parte esencial del ciclo de monitorización de las emisiones a nivel de la instalación.

Cuando se debe demostrar el cumplimiento de una medida jurídica o reglamentaria, generalmente el operador tiene la responsabilidad de notificar los resultados de la monitorización a la autoridad competente. Además, los datos a nivel de la instalación constituyen un componente fundamental de los inventarios nacionales de emisiones que se compilan utilizando un enfoque de abajo hacia arriba. Incluso cuando la notificación de las emisiones no está explícitamente establecida, se considera una práctica óptima intercambiar datos voluntariamente con las autoridades y el público competentes.

La notificación de la monitorización de las emisiones comporta resumir y presentar los resultados de la monitorización y la información conexa, como los métodos de garantía y control de la calidad, de manera eficaz, acorde con las necesidades de las entidades destinatarias. El informe debe ser claro, transparente y preciso. Los resultados deben presentarse en un formato conveniente e informativo.

Las emisiones de mercurio se deben expresar en una o más de las maneras siguientes: la concentración de mercurio en el gas del punto de salida; la masa de mercurio emitida por cantidad de producto producido (factor de emisión), y la masa de emisiones de mercurio durante un período dado (por ejemplo, por día o por año).

En el informe se deben examinar las consideraciones sobre calidad relativas al muestreo, el análisis y los resultados. Además, los resultados de las mediciones se deben proporcionar en un formato que permita la correlación de las emisiones de mercurio con los parámetros de funcionamiento del proceso.

Se deben detallar el método empleado (por ejemplo, las normas empleadas para el muestreo y el análisis) y las condiciones encontradas durante la recopilación de datos, como: las condiciones del proceso; la tasa de producción durante el muestreo; los incidentes o disfunciones durante el muestreo en el proceso de producción o los sistemas de reducción, y las variaciones en el material aportado.

Capítulo IV

Centrales eléctricas de carbón y calderas industriales de carbón

Directrices sobre mejores técnicas disponibles y mejores prácticas ambientales para controlar las emisiones de mercurio provenientes de centrales eléctricas de carbón y calderas industriales de carbón

Resumen

Las centrales eléctricas de carbón y las calderas industriales de carbón constituyen una gran e importante fuente de emisiones de mercurio a la atmósfera. En 2010, la combustión de carbón fue responsable de la emisión de unas 475 toneladas de mercurio en todo el mundo, la mayoría de las cuales provino de su uso en la generación de electricidad y en calderas industriales (UNEP, 2013a). Esto representa cerca del 40% del total de las emisiones antropógenas a nivel mundial. Los tipos de carbón que se emplean en todo el mundo con fines de combustión contienen cantidades traza de mercurio que, cuando no se controlan, se emiten a la atmósfera.

En este capítulo se enuncian directrices sobre las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales para controlar y, cuando sea viable, reducir las emisiones de mercurio provenientes de centrales eléctricas de carbón y calderas industriales de carbón, incluidas en el anexo D del Convenio.

La mayoría de las centrales eléctricas de carbón son grandes plantas productoras de electricidad y algunas de ellas también suministran calefacción. Las calderas industriales proporcionan calor o vapor para procesos industriales para satisfacer las necesidades de la instalación en la que están instaladas.

Las emisiones de mercurio provenientes de plantas de combustión de carbón se ven afectadas por algunas variables, entre las que figuran la concentración de mercurio y la especiación del mercurio en el carbón, el tipo y la composición del carbón; el tipo de tecnología de combustión, y la eficiencia de control de los sistemas de control de la contaminación existentes. No obstante, generalmente las tecnologías de control de las emisiones de mercurio son similares para todas las calderas de carbón, independientemente de su aplicación en las centrales eléctricas o las instalaciones industriales.

Los sistemas de control de la contaminación atmosférica ya se usan ampliamente en varios países para disminuir las emisiones de contaminantes atmosféricos tradicionales diferentes al mercurio, como la materia particulada, óxidos de nitrógeno y dióxido de azufre. Aun cuando no están diseñados principalmente para captar mercurio, estos sistemas proporcionan el beneficio colateral de reducir las emisiones de mercurio, debido a que pueden captar parte del mercurio presente en los gases de combustión. Se han elaborado técnicas destinadas específicamente para controlar el mercurio que actualmente se aplican en varios países para proporcionar un control adicional del mercurio en los casos en que las técnicas de beneficios paralelos no pueden lograr reducir suficientemente el mercurio de manera fiable.

En este capítulo se examina una variedad de mejores técnicas disponibles utilizadas para controlar el mercurio y se proporciona información indicativa sobre su desempeño respecto de las emisiones y la estimación de sus costos. También se describen importantes componentes de las mejores prácticas ambientales para el funcionamiento de las instalaciones alimentadas con carbón. Por último, se presenta una selección de nuevas técnicas de control de las emisiones de mercurio y se examina la monitorización de las emisiones de mercurio en el contexto específico de las plantas alimentadas con carbón.

Índice

1	Introducción.....	34
2	Procesos empleados en las centrales eléctricas de carbón y las calderas industriales de carbón, incluidos el examen de los materiales aportados y el comportamiento del mercurio en el proceso.....	32
2.1	Propiedades del carbón.....	34
2.2	Transformaciones del mercurio durante la combustión del carbón.....	36
3	Menú de las técnicas de reducción de las emisiones de mercurio	39
3.1	Lavado del carbón	38
3.2	Contribución de los sistemas de control de la contaminación atmosférica a efectos de la eliminación de mercurio	39
3.2.1	Dispositivos de control de la materia particulada.....	43
3.2.2	Dispositivos de control del SO ₂	46
3.2.3	Reducción catalítica selectiva para el control de NO _x	47
3.3	Técnicas para potenciar los beneficios paralelos	48
3.3.1	Mezcla de carbón	48
3.3.2	Aditivos oxidantes del mercurio.....	49
3.3.3	Aditivos agregados al depurador húmedo para el control de la reemisión de mercurio	51
3.3.4	Catalizador selectivo de la oxidación del mercurio	51
3.4	Inyección de carbón activado para el control específico del mercurio	52
3.4.1	Inyección de material absorbente sin tratamiento químico	52
3.4.2	Inyección de material absorbente tratado químicamente.....	54
3.4.3	Restricciones relativas a la aplicabilidad de la inyección de carbón activado.....	54
3.5	Costo de las tecnologías para el control del mercurio	55
3.5.1	Costos de las tecnologías para el control del mercurio como beneficio paralelo	56
3.5.2	Costos de las técnicas para potenciar los beneficios paralelos y de la inyección de carbón activado	57
4	Mejores técnicas disponibles y mejores prácticas ambientales para la combustión del carbón.....	58
4.1	Mejores técnicas disponibles.....	60
4.1.1	Medidas primarias para reducir el contenido de mercurio del carbón.....	60
4.1.2	Medidas para reducir las emisiones de mercurio durante la combustión	60
4.1.3	Eliminación del mercurio como beneficio paralelo de los sistemas convencionales para el control de la contaminación atmosférica	60
4.1.4	Técnicas de control diseñadas específicamente para el control del mercurio	59
4.2	Mejores prácticas ambientales	60
4.2.1	Principales parámetros del proceso	60
4.2.2	Examen de la eficiencia energética para toda la planta	60
4.2.3	Mantenimiento y eficiencia de eliminación de los sistemas de control de la contaminación atmosférica.....	60
4.2.4	Gestión ambientalmente racional de la planta.....	61
4.2.5	Gestión ambientalmente racional de los residuos de la combustión del carbón.....	61
5	Monitorización de las emisiones de mercurio	62
5.1	Monitorización continua de las emisiones	63
5.2	Monitorización mediante trampas con material absorbente	62
5.3	Muestreo por borboteadores.....	63

5.4	Balance de materia	62
5.5	Sistemas predictivos de monitorización de las emisiones	63
5.6	Factores de emisión.....	63
5.7	Estimaciones de ingeniería.....	63
6	Referencias.....	64

Lista de Figuras

Figura 1.	Uso de diferentes categorías de carbón (WCA 2014)	35
Figura 2.	Posibles transformaciones del mercurio durante la combustión y la postcombustión (Galbreath y Zygarricke, 2000).....	37
Figura 3.	Diagrama del proceso de una configuración típica de centrales eléctricas en el Japón (Ito <i>et al.</i> , 2006) (revisado).....	42
Figura 4.	Concentraciones de mercurio en el gas de combustión de centrales eléctricas de carbón con RCS+PE+DGC y RCS+PE-TMB + DGC	42
Figura 5.	Eliminación de mercurio mediante precipitador electrostático en función de la cantidad de carbón sin quemar (PEI%) en las cenizas volantes (Senior and Johnson, 2008)	44
Figura 6.	Posible efecto de la mezcla de carbón en la captación de mercurio mediante DGC en seco	49
Figura 7.	Eficacia de los aditivos basados en bromo y los aditivos basados en cloro con diferentes carbones (PRB-carbón subbituminoso; TxL-carbón lignito; NDL-carbón lignito)	50
Figura 8.	Ilustración de la absorción/desabsorción de mercurio en el gas de combustión a través de un sistema de DGC en húmedo (Keiser <i>et al.</i> , 2014).....	51
Figura 9.	Comprobación de la eficiencia de eliminación de mercurio en función de la tasa de inyección de carbón activado sin tratar.....	53
Figura 10.	Comparación de la eficacia del carbón activado sin tratar y del carbón activado tratado para la eliminación de mercurio.....	54

Lista de cuadros

Cuadro 1.	Contenido de mercurio en diferentes tipos de carbón (mg/kg)	36
Cuadro 2.	Sinopsis de la eliminación de mercurio como beneficio paralelo en los sistemas de control de la contaminación atmosférica (SCCA).....	40
Cuadro 3.	Eficiencia de eliminación de mercurio mediante combinaciones típicas de dispositivos de control de la contaminación atmosférica (DCCA) en China (en%) (Zhang <i>et al.</i> , 2015)	43
Cuadro 4.	Niveles de emisión logrados con técnicas para obtener beneficios paralelos (datos compilados por ZMWG, 2015)	44
Cuadro 5.	Comparación de las propiedades de los carbones subbituminoso y bituminoso.....	47
Cuadro 6.	Niveles de emisión de centrales eléctricas de carbón con inyección de carbón activado (ICA).....	51
Cuadro 7.	Costos de los dispositivos para el control de la contaminación en centrales eléctricas (CNY/kQ, 2010 Yuan), China (Ancora <i>et al.</i> , 2015).....	55
Cuadro 8.	Gastos de capital de tecnologías que rinden beneficios paralelos en los Estados Unidos (dólar EE.UU./kW, dólares de 2012) (US EPA, 2013).....	56
Cuadro 9.	Gastos de combinaciones de sistemas de control de la contaminación atmosférica (SCCA) prorrateadas para diferentes contaminantes para una unidad de 600MW, China (millones de CNY, yuan de 2010) (Ancora <i>et al.</i> , 2015)	56
Cuadro 10.	Costo relativo de la eliminación de mercurio para varios métodos	57
Cuadro 11.	Gastos de inversión de la inyección de carbón activado en los Estados Unidos (dólar EE.UU./kW, dólares de 2007).....	57
Cuadro 12.	Gastos de funcionamiento para los sistemas de inyección de carbón activado (en una planta de 250 MW) seguido de precipitador electrostático o filtro textil para carbones bituminosos (IJC, 2005).....	58

Lista de acrónimos y abreviaturas

CAP	Carbón activado pulverizado
COP	Conferencia de las Partes
CP	Carbón pulverizado
CSQ	Carbón sin quemar
DGC	Desulfuración de los gases de combustión
FT	Filtro textil
FyM	Funcionamiento y mantenimiento
ID	Corriente inducida
MP	Materia particulada (a veces denominada polvo)
MPA	Mejor práctica ambiental
MTD	Mejor técnica disponible
PE	Precipitador electrostático
RCS	Reducción catalítica selectiva
SCCA	Sistema de control de la calidad del aire

1 Introducción

En esta sección se proporcionan directrices sobre las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales para controlar y, cuando sea viable, reducir las emisiones de mercurio provenientes de centrales eléctricas de carbón y calderas industriales de carbón, incluidas en el anexo D del Convenio.

Las centrales eléctricas de carbón y las calderas industriales de carbón constituyen una gran fuente de emisiones de mercurio a la atmósfera a los niveles local, regional y mundial, que emiten más de 470 toneladas métricas de mercurio en todo el mundo (UNEP, 2013a). Los tipos de carbón empleados con fines de combustión en todo el mundo contienen cantidades traza de mercurio que, cuando no se controlan, se emiten (conjuntamente con otros contaminantes) durante el proceso de combustión.

La mayoría de las centrales eléctricas de carbón son grandes plantas generadoras de electricidad; algunas de las cuales también generan calor (plantas combinadas generadoras de calor y electricidad, calefacción distrital, etc. las calderas industriales proporcionan el calor o el vapor necesarios para la producción local en la instalación en que estén instaladas. Las calderas en las centrales eléctricas de carbón generalmente consumen más carbón que la mayoría de las calderas industriales de carbón, y comportan un posible aumento de las emisiones de mercurio. No obstante, el número de calderas industriales suele ser mayor que el de centrales eléctricas. Otra diferencia es que las calderas de las centrales eléctricas de carbón generalmente se alimentan con un solo combustible, en tanto que las calderas industriales de carbón suelen estar diseñadas para usar, y usan, una mezcla más diversa de combustibles (por ejemplo, subproductos de combustibles, desechos, madera) además de carbón (Amar *et al.*, 2008).

Desde el punto de vista de su viabilidad técnica, las mismas tecnologías pueden emplearse para controlar las emisiones de mercurio provenientes de todas las calderas de carbón, independientemente de su función. En varios países, las centrales eléctricas y las grandes calderas industriales están equipadas con sistemas de control de la contaminación atmosférica como resultado de las políticas relativas a la contaminación atmosférica. Aun cuando no están diseñadas para la captación de mercurio, estos sistemas de control de la contaminación atmosférica pueden captar parte la producción final de mercurio resultante de la combustión con el efecto directo de reducir la liberación de mercurio a la atmósfera (el denominado beneficio paralelo del mercurio de los sistemas de control de la contaminación atmosférica). Por otra parte, frecuentemente las calderas industriales de carbón más pequeñas no están equipadas con dispositivos eficientes de control de las emisiones, y ello afectará a la consideración de la manera de hacer frente a las emisiones de mercurio proveniente de esas plantas.

Varios factores afectan la cantidad de mercurio que podría ser emitida por plantas similares que combustionan cantidades comparables de carbón. Entre esos factores figuran:

- La concentración de mercurio del carbón
- El tipo y la composición del carbón
- El tipo de tecnología de combustión
- La presencia y la eficiencia de eliminación de mercurio de un sistemas de control de la contaminación atmosférica

Los factores anteriores se examinarán más a fondo en el resto del presente documento en el contexto de la determinación de las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales.

Procesos empleados en las centrales eléctricas de carbón y las calderas industriales de carbón, incluido el examen de los materiales aportados y el comportamiento del mercurio en el proceso

1.1 Propiedades del carbón

El carbón es un recurso energético complejo cuya composición puede variar en gran medida, incluso en el mismo filón. La calidad del carbón viene determinada por su composición y contenido energético. La clasificación del carbón se basa en el grado de transformación del material original de la planta en carbón. La American Society for Testing and Materials (ASTM) define cuatro tipos básicos de carbón: lignito, subbituminoso, bituminoso y antracita (ASTM D388). En algunos países el lignito y el carbón subbituminoso se denominan “carbón pardo”, y el carbón bituminoso y la antracita “carbón duro”. En todo el texto del presente documento se empleará la nomenclatura de la ASTM.

Lignito: generalmente contiene entre 25% y 35% de carbón fijado (peso húmedo) y tiene el menor contenido energético (menos de 19,26 MJ/kg de poder calorífico bruto). Generalmente se usa para generar electricidad o calefacción distrital en la vecindad de las minas.

Carbón subbituminoso: generalmente contiene entre 35% y 45% de carbón fijado (peso húmedo) tiene un poder calorífico entre 19,26 y 26,80 MJ/kg de poder calorífico bruto. Se emplea ampliamente para la generación de electricidad, y también en calderas industriales.

Carbón bituminoso: contiene entre 45% y 86% de carbón fijado (peso húmedo) y tiene un poder calorífico entre 26,80 y 32,66 MJ/kg de poder calorífico bruto. Al igual que el carbón subbituminoso, se emplea ampliamente para generar electricidad y en calderas industriales.

Antracita: contiene gran cantidad de carbón fijado, hasta entre 86% y 97% (peso húmedo). Es el carbón más duro y produce la mayor cantidad de calor al combustionar (más de 32,66 kJ/kg de poder calorífico bruto). No obstante, es el combustible de carbón cuya combustión resulta más difícil debido a su bajo contenido volátil.

En la figura 1 se presenta el uso habitual de diferentes tipos de carbón (WCA, 2014). Como se muestra en esa figura, según estimaciones las combinaciones de carbones bituminoso y subbituminoso que se usan en las centrales eléctricas de carbón y las calderas industriales de carbón constituyen más del 80% de las reservas conocidas a nivel mundial.

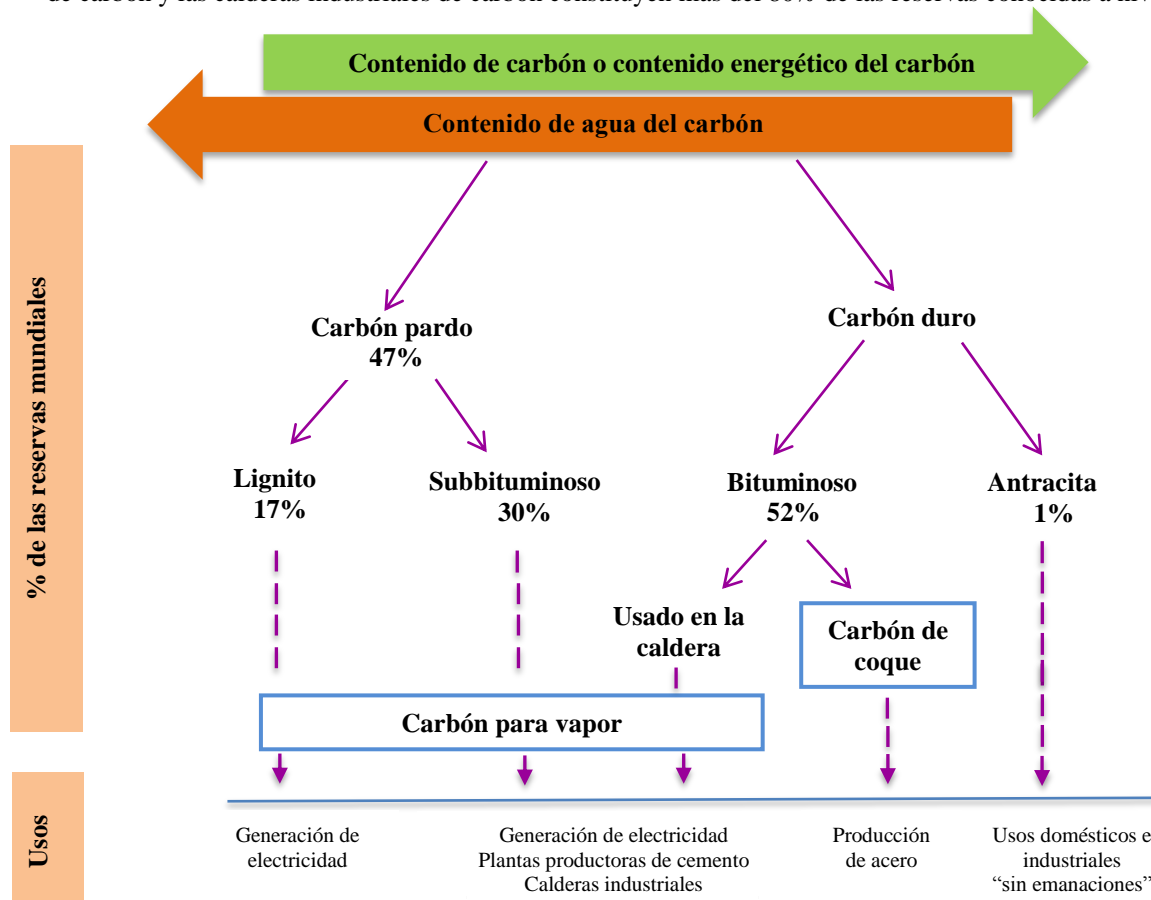


Figura 1: Uso de diferentes clasificaciones de carbón (WCA 2014)

El contenido de mercurio es un parámetro fundamental que afecta la cantidad de emisión de mercurio sin controlar. En el cuadro 1, reproducido de Tewalt *et al.* (2010), se presentan datos de dominio público sobre el contenido de mercurio del carbón.

Cuadro 1

Contenido de mercurio en diferentes tipos de carbón (mg/kg)

País	Tipo de carbón	Promedio de todas las muestras	Rango	Referencia
Alemania	Bituminoso	0,05	0,7 a 1,4	Pirrone <i>et al.</i> , 2001
	Lignito		Max: 0,09	MUNLV 2005
Australia	Bituminoso	0,075	0,01 a 0,31	Nelson, 2007; Tewalt <i>et al.</i> , 2010
Argentina	Bituminoso	0,19	0,02 a 0,96 (8)	Finkelman, 2004; Tewalt <i>et al.</i> , 2010
Botswana	Bituminoso	0,10	0,04 a 0,15 (28)	Finkelman, 2004; Tewalt <i>et al.</i> , 2010
Brasil	Bituminoso	0,20	0,04 a 0,81 (23)	Finkelman, 2004; Tewalt <i>et al.</i> , 2010
	Subbituminoso	0,3	0,06 a 0,94 (45)	
Canadá		0,058	0,033 a 0,12 (12)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010
Chile	Bituminoso	0,21	0,03 a 2,2 (19)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010
	Subbituminoso	0,033	0,022 a 0,057 (4)	
China	Bituminoso /Subbituminoso	0,17	0,01 a 2,248 (482)	Zhang <i>et al.</i> , 2012; UNEP, 2011
Colombia	Subbituminoso	0,069	>0,02 a 0,17 (16)	Finkelman, 2004
Egipto	Bituminoso	0,12	0,02 a 0,37 (24)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010
	Subbituminoso	0,1	0,01 a 8,0 (640)	US EPA, 1997
Estados Unidos	Lignito	0,15	0,03 a 1,0 (183)	US EPA, 1997
	Bituminoso	0,21	<0,01 a 3,3 (3527)	US EPA, 1997
	Antracita	0,23	0,16 a 0,30 (52)	US EPA, 1997
India	Bituminoso	0,106	0,02 a 0,86 (99)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010; UNEP, 2014
	Lignito	0,071	0,053 a 0,093 (8)	
Indonesia	Lignito	0,11	0,02 a 0,19 (8)	Finkelman, 2003; Tewalt <i>et al.</i> , 2010
	Subbituminoso	0,03	0,01 a 0,05 (78)	
Irán	Bituminoso	0,168	0,02 a 0,73 (57)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010
Japón	Bituminoso	0,0454	0,01 a 0,21 (86)	Ito <i>et al.</i> , 2004
Kazajastán	Bituminoso	0,08	<0,03 a 0,14 (15)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010
Nueva Zelandia	Bituminoso	0,073	0,03 a 0,1 (5)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010
	Subbituminoso	0,082	0,062 a 0,13 (9)	
Mongolia	Bituminoso	0,097	0,02 a 0,22 (36)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010
Perú	Antracita + Bituminoso	0,27	0,04 a 0,63 (15)	Finkelman, 2004
Filipinas	Subbituminoso	0,04	<0,04 a 0,1	Finkelman, 2004
Polonia	Bituminoso	0,085	0,013 a 0,163	Bojkowska <i>et al.</i> , 2001
Reino Unido	Bituminoso	0,216	0,012 a 0,6 (84)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010
Rep. Checa	Lignito	0,338	<0,03 a 0,79 (16)	Finkelman, 2003
	Bituminoso	0,126	0,03 a 0,38 (21)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010
Rep. Eslovaca	Bituminoso	0,08	0,03 a 0,13 (7)	Finkelman, 2004
	Lignito	0,057	0,032 a 0,14 (8)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010
Rumania	Lignito + Subbituminoso	0,21	0,07 a 0,46 (11)	Finkelman, 2004
Rusia	Bituminoso / Subbituminoso	0,12	<0,02 a 0,25 (23)	UNEP, 2013b Romanov <i>et al.</i> , 2012
Sudáfrica		0,157	0,023 a 0,1 (40)	Leaner <i>et al.</i> , 2009; Tewalt <i>et al.</i> , 2010
Tanzania	Bituminoso	0,12	0,03 a 0,22 (75)	Finkelman, 2004
Tailandia	Lignito	0,137	0,02 a 0,6 (23)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010

País	Tipo de carbón	Promedio de todas las muestras	Rango	Referencia
Turquía	Lignito	0,12	0,03 a 0,66 (149)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010
Viet Nam	Antracita	0,348	<0,02 a 0-34 (6)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010
Zambia	Bituminoso	0,6	<0,03 a 3,6 (14)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010
Zimbabwe	Bituminoso	0,08	<0,03 a 0,15 (6)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010

Nota: Cabe interpretar con cautela la información sobre la concentración de mercurio que figura en este cuadro, debido a que las poblaciones de las muestras de carbón para diferentes países varían apreciablemente. Además, no se dispone universalmente de la información para indicar si las concentraciones de mercurio notificadas se basan en cifras de carbón seco o en cifras de carbón sin modificar conforme fueron recibidas. Es posible que estos datos no sean representativos del carbón desde el punto de vista de tal cual resulta de la combustión. El número entre paréntesis en la columna de “rango” refleja el número de muestras.

Transformaciones del mercurio durante la combustión del carbón

Los principales constituyentes combustibles del carbón son el carbono y el hidrógeno, y sus compuestos.

En la figura 2 (Galbreath and Zygarlicke, 2000) se muestran esquemáticamente las transformaciones físicas y químicas que el mercurio experimenta durante la combustión del carbón, y después en el gas de combustión resultante. El mercurio se asocia principalmente con los componentes minerales inorgánicos del carbón, aunque se ha sugerido una asociación con los componentes orgánicos del carbón como compuestos organomercurícos (Swaine, 1990; Groen and Craig, 1994; Finkelman, 1994). En consecuencia, la pirita (FeS_2) es el principal mineral hospedante del mercurio presente en el carbón. En los raros casos en que se produce un enriquecimiento anómalo de mercurio, también puede estar presente mineral de cinabrio (HgS) (Kolker *et al.* 2006; Kolker, 2012 y las referencias incluidas). Debido a que los minerales hospedantes (y posiblemente organomercurícos) del mercurio se descomponen durante la combustión ($>1.400^\circ\text{C}$), el mercurio evoluciona como mercurio elemental (Hg^0). El modo en que el mercurio está presente en el carbón no afecta a este mecanismo de transformación de la combustión inicial.

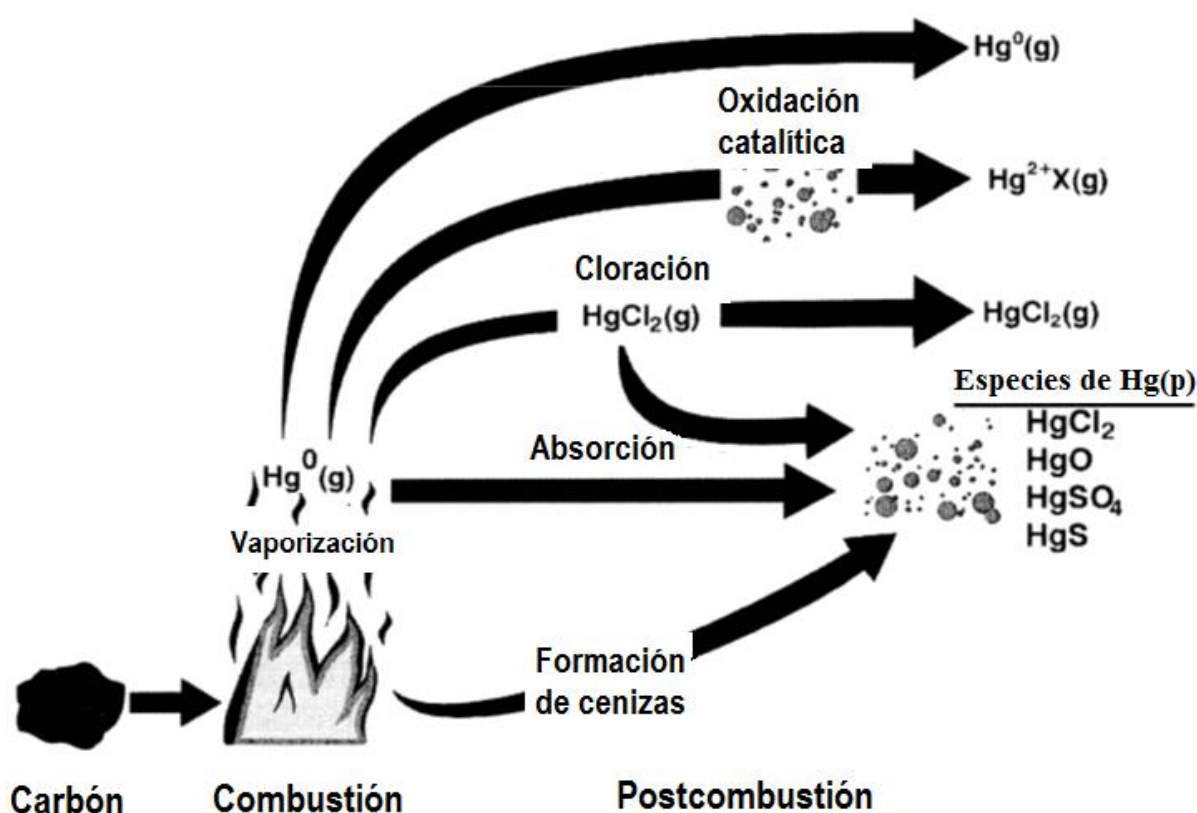


Figura 2: Posibles transformaciones del mercurio durante la combustión y la postcombustión (Galbreath y Zygarlicke, 2000)

Las emisiones de mercurio provenientes de calderas de carbón se pueden clasificar en tres formas principales: mercurio elemental gaseoso (Hg^0), mercurio oxidado gaseoso (Hg^{2+}), y mercurio unido a partículas (Hg_p) que puede ser mercurio elemental u oxidado. Las cantidades relativas de estas tres formas principales de mercurio presentes en los gases de combustión constituyen la denominada especiación del mercurio. Se presupone que la bromación o cloración del mercurio sea el mecanismo predominante de la transformación química del mercurio que afecta su especiación. Entre otros posibles mecanismos figuran las interacciones del mercurio con superficies de partículas de cenizas en que se dispone de especies químicas reactivas, catalizadores y sitios de absorción activa para convertir el mercurio elemental a oxidado, y también el mercurio elemental y oxidado a mercurio unido a partículas (Galbreath and Zygarrlicke, 2000).

La oxidación en fase gaseosa tiene lugar principalmente mediante compuestos clorados originalmente presentes en el carbón, cuando los gases se enfrían a través del precalentador de aire y los dispositivos de control de la contaminación atmosférica. El grado de oxidación del mercurio en fase gaseosa depende en gran medida de la calidad del carbón, la concentración de cloro presente en el carbón, y las condiciones de funcionamiento de la caldera (por ejemplo, la proporción entre aire y combustible y la temperatura). Por ejemplo, en un estudio de las mediciones de especiación del mercurio proveniente de 14 sistemas diferentes de combustión de carbón se notificó entre 30% y 95% de mercurio oxidado en la etapa inicial de los dispositivos de control de la contaminación atmosférica (Prestbo and Bloom, 1995). Una búsqueda de publicaciones pertinentes reveló que la oxidación del mercurio se sitúa principalmente en un rango entre 45% y 80%, y la forma oxidada del mercurio es mayormente cloruro de mercurio (Senior *et al.*, 2004).

En las plantas productoras de electricidad y las calderas de carbón se usan diferentes métodos de combustión o caldeo del carbón se emplean en centrales eléctricas y calderas industriales. Entre esos métodos figuran:

- Caldeo en suspensión de carbón pulverizado (caldeo de carbón pulverizado)
- Caldeo en cargador mecánico (o sea, caldeo en una parrilla de movimiento lento o fija)
- Caldeo en lecho fluidizado (ya sea en un lecho fluidizado efervescente o circulante)
- Caldeo ciclónico de carbón triturado

En la mayoría de los casos, la generación de grandes corrientes en las centrales eléctricas se produce mediante el caldeo del carbón pulverizado. En una caldera de carbón pulverizado, el carbón molido fino se pulveriza hasta obtener un polvo fino que se sopla directamente a quemadores individuales en los que se mezcla un aire de combustión precalentado y se combustiona en una llama. La energía resultante del proceso de combustión se utiliza para producir vapor, que acciona un turbogenerador que produce electricidad. Los ensayos sobre el terreno indican que el perfil de especiación varía apreciablemente entre las calderas de carbón pulverizado comprobadas (Wang *et al.*, 2010).

El caldeo en cargador mecánico aún se emplea en algunas partes del mundo, mayormente en calderas pequeñas. En el caldeo en cargador mecánico, el aire calentado se desplaza en dirección ascendente a través de aperturas en la parrilla. Se disponen disipadores en zonas debajo de la parrilla para lograr una derivación apropiada del flujo de aire. La combustión sobre fuego (aire añadido sobre la parrilla) agrega turbulencia a los gases provenientes de la parrilla y suministra el aire necesario a la porción de combustible que arde en suspensión. En general, los cargadores mecánicos producen menos materia particulada por unidad de combustible caldeado, así como particulados más gruesos en comparación con el caldeo del carbón pulverizado, debido a que la combustión tiene lugar en un lecho de combustible inactivo sin que se produzca un transporte de cenizas importante hacia los gases de escape.

El caldeo en lecho fluidizado resulta particularmente útil para manejar los carbones de baja graduación (no requiere secado). En una cámara de combustión de lecho fluidizado del tipo de lecho efervescente, el tamaño de partícula del carbón y la velocidad vertical del aire se regulan para establecer un plano horizontal discreto que divide el lecho activo respecto del horno abierto de corriente por arrastre situado encima. El mecanismo básico para el control de la temperatura del lecho y la transferencia de calor a las paredes de la cámara de combustión, y a cualquier superficie de calentamiento inmersa en el lecho de una caldera de lecho fluidizado, es la variación en el inventario del total de sólidos. La temperatura en una cámara de combustión de lecho fluidizado se puede controlar en un rango estrecho. Las mediciones *in situ* de las concentraciones de mercurio provenientes de una caldera de lecho fluidizado circulante demuestran que el mercurio particulado es la especie de mercurio que predomina en el gas de combustión de la caldera (Duan *et al.*, 2010).

En el caldeo ciclónico, el carbón triturado (pero no pulverizado) se quema en una cámara de combustión turbulenta a temperaturas altas, transformando en escoria líquida la materia mineral presente en el carbón. Los gases calientes entran entonces en el horno, donde irradian calor hacia las paredes del horno y conducen el calor para generar vapor, que propulsa un grupo electrógeno de turbina. Las calderas de ciclón generan menos cenizas volantes por unidad de carbón quemado que las calderas de carbón pulverizado, debido a que la mayor parte de la materia mineral presente en una caldera de ciclón se convierte en escoria líquida que se colecta del fondo de la cámara de combustión ciclónica.

Menú de técnicas de reducción de las emisiones de mercurio

En la presente sección se describen enfoques de reducción de las emisiones de mercurio y tecnologías de control que una Parte o instalación puede examinar para determinar las mejores técnicas disponibles (véase la sección 5 más adelante). Se incluyen el procesamiento del carbón, los beneficios paralelos derivados de la eliminación del mercurio y las tecnologías diseñadas específicamente para la eliminación del mercurio.

Lavado del carbón

El lavado del carbón reduce el contenido de cenizas y mejora su poder calorífico, lo cual aumenta la eficiencia de la caldera (Satyamurty, 2007). Si bien el objetivo primordial del lavado del carbón es reducir al mínimo del contenido de cenizas y azufre del carbón, también puede disminuir su contenido de mercurio, y esto ya se hace en algunos casos. El carbón crudo contiene impurezas minerales, como roca y arcilla, denominadas cenizas. Cuando procede, ese carbón crudo se debe procesar (o limpiar) a fin de disminuir el contenido de cenizas para aumentar el poder calorífico, disminuir la materia particulada, el azufre y, posiblemente, el contenido de mercurio para finalmente disminuir las emisiones cuando el carbón se quema en la caldera. Además, la eliminación de impurezas minerales también disminuye los costos de operación y mantenimiento y ralentiza el deterioro del sistema de calderas. No obstante, cabe señalar que muchos de los carbones de lignito o bituminosos no son idóneos para el lavado convencional del carbón (Institution of Chemical Engineers, 1997).

Los métodos convencionales de lavado del carbón también pueden eliminar parte del mercurio contenido en la materia prima incombustible. No obstante, generalmente no eliminarán el mercurio relacionado con la estructura del carbono orgánico del carbón (USEPA, 2002). En una reseña se citan datos de ensayos correspondientes a 26 muestras de carbón bituminoso de los Estados Unidos que presentan una amplia variación en la cantidad de mercurio eliminado mediante el lavado del carbón (USEPA, 1997). Esta tendencia fue confirmada por otro estudio (USGS, 2014), en el que se llegó a la conclusión de que el lavado del carbón era eficaz para reducir las concentraciones de elementos relacionados con piritas, como el mercurio. Sin embargo, en otro estudio se describió una reducción media del mercurio sobre una base energética de un 37% (Toole-O'Neil *et al.*, 1999).

La variación en las reducciones de mercurio antes mencionadas podría estar en función del tipo de proceso empleado para lavar un determinado carbón, la calidad del carbón, y la naturaleza del mercurio presente en la matriz de carbón. En resumen, la eliminación de parte del mercurio del carbón es viable cuando se emplean métodos convencionales de lavado del carbón. No obstante, la eficacia de la eliminación del mercurio durante el lavado convencional del carbón varía ampliamente según la fuente del carbón y la naturaleza del mercurio presentes en este.

Efectos recíprocos entre los medios resultantes del lavado del carbón

El lavado del carbón genera soluciones acuosas de desechos que contienen mercurio. Existe la posibilidad de contaminación de los suelos o las aguas freáticas si las soluciones acuosas de desechos resultantes del lavado del carbón no se manejan de manera segura.

Contribución de los sistemas de control de la contaminación atmosférica a efectos de la eliminación del mercurio

Los sistemas de control de la contaminación atmosférica instalados principalmente para controlar el SO₂, los óxidos de nitrógeno (NO_x), o la materia particulada eliminan el mercurio de los gases de combustión. A esto se le denomina eliminación del mercurio como beneficio paralelo. En la mayoría de los casos la eliminación de mercurio como beneficio paralelo mediante equipo de control de la contaminación atmosférica no diseñado específicamente para eliminar mercurio se lleva a cabo de dos modos diferentes: la eliminación del mercurio oxidado en un depurador húmedo para la desulfuración de los gases de combustión (depurador húmedo para la DGC), y la eliminación del mercurio unido a materia particulada en un dispositivo de control de materia particulada, como un precipitador electrostático o un filtro textil. La eliminación del mercurio como beneficio paralelo también se puede realizar mediante absorbentes de secador por aspersión. Se puede lograr la eliminación de diferentes cantidades de mercurio según sea la configuración del equipo de control de la contaminación que se emplee. En el cuadro 2 se brinda una sinopsis de la magnitud de la eliminación de mercurio como beneficio paralelo correspondiente a diferentes configuraciones de sistemas de control de la contaminación atmosférica (Srivastava *et al.*, 2006; EIPPCB, 2013). Cabe señalar que la eliminación como beneficio paralelo que aparece en el cuadro 2 varía acorde con las propiedades del carbón y los parámetros operacionales de los sistemas de control de la contaminación atmosférica.

Cuadro 2

Sinopsis de la eliminación de mercurio como beneficio paralelo en los sistemas de control de la contaminación atmosférica (SCCA)

Equipo de control existente	Captación cualitativa de mercurio
SCCA únicamente	Buena captación de mercurio unido a materia particulada; mejor captación para carbones con alto contenido de cloro que carbones de baja calidad.
Precipitadores electrostáticos (PE) únicamente	Baja captación
Filtro textil (FT) únicamente	Buena captación de mercurio oxidado
PEf + DGChúmedo	Generalmente, buena captación para los carbones con alto contenido de cloro gracias a la presencia de mercurio oxidado soluble en los gases de combustión. Captación relativamente escasa para los carbones de baja calidad. La reemisión de mercurio elemental puede disminuir la magnitud del beneficio paralelo.
PEc + DGChúmedo	Generalmente, buena captación para los carbones con alto contenido de cloro gracias a la presencia de mercurio oxidado soluble en los gases de combustión. Captación relativamente escasa para los carbones de baja calidad. La reemisión de mercurio elemental puede disminuir la magnitud del beneficio paralelo.
ASA + FT	Generalmente buena captación para los carbones con alto contenido de cloro; se puede prever menos captación como beneficio paralelo para los carbones de baja calidad.
FT + DGChúmedo	Generalmente, buena captación para los carbones con alto contenido de cloro gracias a la presencia de mercurio oxidado soluble en los gases de combustión. Captación relativamente escasa para los carbones de baja calidad. La reemisión de mercurio elemental puede disminuir la magnitud del beneficio paralelo. El mercurio elemental se puede oxidar a través del filtro textil y captarse en el depurador húmedo.
RCS + PE _f	Buena captación del mercurio unido a partículas; mejor captación para los carbones con alto contenido de cloro que para los carbones de baja calidad.
RCS + PE _c	Baja captación.
RCS + PEc + DGChúmedo	Buena captación para los carbones con alto contenido de cloro debido a que la reducción catalítica selectiva promueve en los gases de combustión un aumento de la cantidad de mercurio soluble oxidado. Mejor captación para los carbones de baja calidad gracias a una mayor cantidad de mercurio oxidado soluble en el gas de combustión. La reemisión de mercurio elemental puede disminuir la magnitud del beneficio paralelo. Buena captación del mercurio unido a partículas.
RCS+ IC+PE-TMB+ DGChúmedo	Captación muy alta para los carbones con alto contenido de cloro debido a que la reducción catalítica selectiva promueve en los gases de combustión un aumento de la cantidad de mercurio soluble oxidado. Mejora de la captación para los carbones de baja calidad gracias a una mayor cantidad de mercurio oxidado soluble en el gas de combustión. La reemisión de mercurio elemental puede disminuir la magnitud del beneficio paralelo. La combinación de intercambiador de calor y DGC de temperatura muy baja potencia la captación de mercurio particulado y en fase de vapor.
RCS + ASA + FF	Generalmente buena captación para los carbones con alto contenido de cloro, menor para los carbones de baja calidad. Debido a la disponibilidad de cloro en los gases de combustión, la reducción catalítica selectiva potencia la captación mediante la oxidación del mercurio elemental a forma de mercurio oxidado.
RCS + PEc + DGChúmedo	Buena captación para los carbones con alto contenido de cloro debido a que la reducción catalítica selectiva promueve en los gases de combustión un aumento de la cantidad de mercurio soluble oxidado. Mejora de la captación para los carbones de baja calidad debido a una mayor cantidad de mercurio oxidado soluble en el gas de combustión. La reemisión de mercurio elemental puede disminuir la magnitud del beneficio paralelo.
RCS + FT + DGChúmedo	Buena captación para los carbones con alto contenido de cloro debido a que la reducción catalítica selectiva promueve en los gases de combustión un aumento de la cantidad de mercurio soluble oxidado. Mejora de la captación para los carbones de baja calidad debido a una mayor cantidad de mercurio oxidado soluble en el gas de combustión. La reemisión de mercurio elemental puede disminuir la magnitud del beneficio paralelo.

Leyenda:

PE = precipitador electrostático; PE_f = precipitador electrostático en el lado frío; PE_c = precipitador electrostático en el lado caliente; FT = filtro textil; RCS = reducción catalítica selectiva; ASA = absorbente de secador por aspersión (depurador en seco); DGC en húmedo = depurador para la desulfuración de los gases de combustión en húmedo; IC = intercambiador de calor; PE-TMB = precipitador electrostático de temperatura muy baja

Por “baja” se entiende menos de 30% de control; por “alta/buena” se entiende más de 70% de control; por “moderado” se entiende entre 30% y 70% de control.

Una de las configuraciones del SCCA que se presentan en el cuadro 2 (RCS + PEF + DGC) se presenta esquemáticamente en la figura 3 que se muestra a continuación (Ito *et al.*, 2006). Por ejemplo, en el Japón esa combinación logró una eficiencia media de eliminación de mercurio de 74% (Ito *et al.*, 2006). En consecuencia, las técnicas que aportan beneficios paralelos pueden controlar múltiples contaminantes del aire, incluido el mercurio.

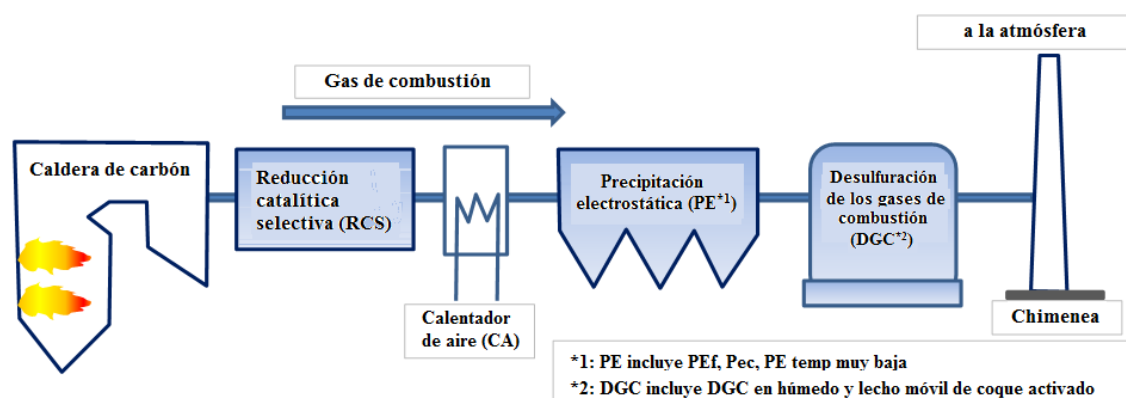
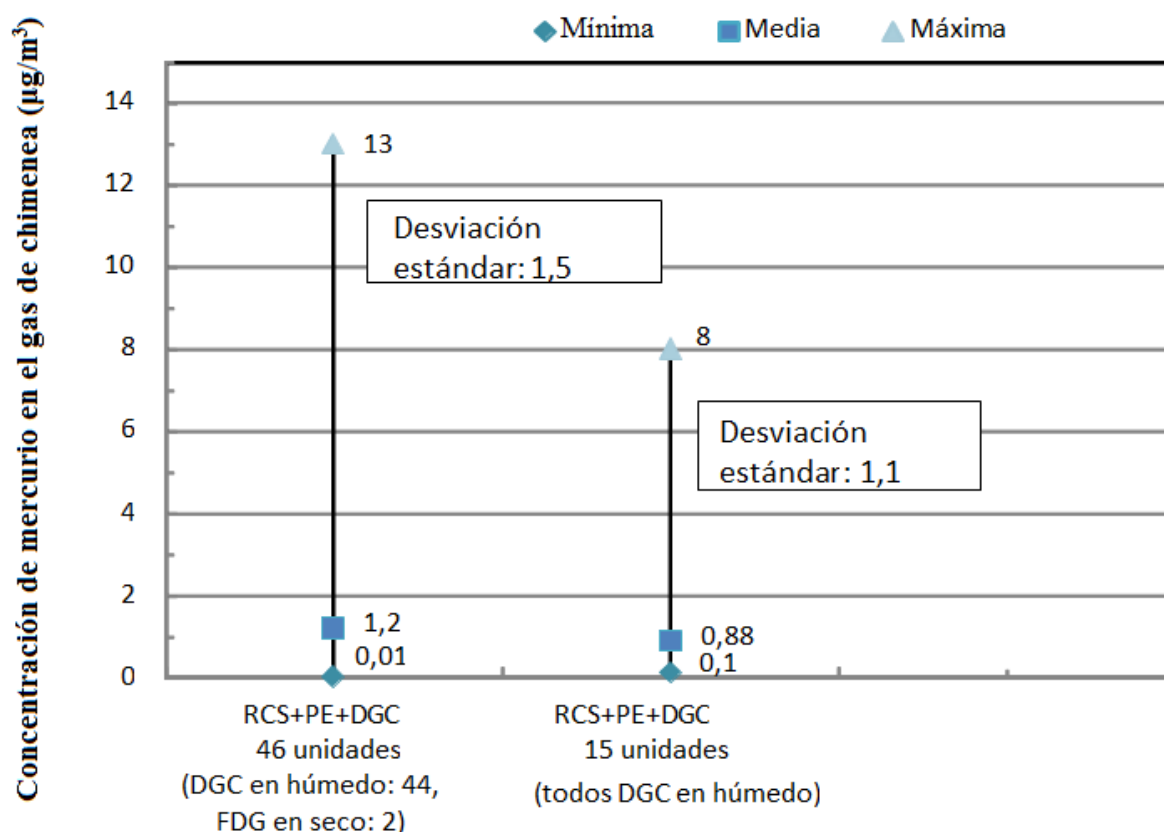


Figura 3: Diagrama del proceso de una configuración típica de centrales eléctricas en el Japón (Ito *et al.*, 2006) (revisado)

La eliminación de mercurio como beneficio paralelo de alto nivel se puede lograr combinando la reducción catalítica selectiva (RCS), el precipitador electrostático en el lado frío (PEf) y el depurador para la desulfuración de los gases de combustión (DGC). En algunos países la combinación de estas técnicas es muy característica en las centrales eléctricas de carbón avanzadas y se emplea ampliamente, por ejemplo, en el Japón, conforme se ilustra en la figura 4. Según se muestra en estos ejemplos, la combinación de reducción catalítica selectiva, precipitador electrostático y DGC puede lograr eficiencias de eliminación de entre 50% y 90% para NO_x , más de 99% para la materia particulada y entre 76% y 98% para el SO_2 , conjuntamente con una eficiencia media de alto nivel de eliminación de mercurio de 74%, lo cual en este ejemplo da por resultado $1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de concentración de mercurio en el gas de combustión. Además, la combinación de reducción catalítica selectiva, precipitador electrostático de temperatura muy baja, cuya temperatura de funcionamiento es 90°C , y DGC en húmedo puede lograr una eficiencia de eliminación de mercurio de un nivel bastante alto, a un valor medio de 87%, lo cual para este caso concreto da por resultado $0,88 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de concentración de mercurio en el gas de combustión. El precipitador electrostático de temperatura muy baja, que requiere enfriamiento de los gases de combustión, mejora el control de la materia particulada mediante la disminución del volumen de gas y una menor resistividad de las cenizas debido a la condensación del SO_3 y la adsorción de la humedad a las cenizas volantes, y aumenta la adsorción del mercurio en las cenizas volantes debido a la menor temperatura de los gases de combustión. También evita costos vinculados al recalentamiento de los gases de combustión o las reconversiones de las torres de limpieza húmeda. En los casos en que no es necesario recalentar el escape de la DGC en húmedo, el calor recuperado se puede usar en la caldera o la turbina de vapor para mejorar la eficiencia de la unidad, lo cual aumenta el producto final neto (Nakayama *et al.*, 2006, Iwatsuki *et al.*, 2008).

En la figura 4 las concentraciones de mercurio muestran un rango amplio. Esto se debe a que estas unidades incluyen unidades más antiguas o más pequeñas que proporcionan mayores concentraciones. Por otro lado, las dos unidades con lecho móvil de coque activo (Peters, 2010), que es un DGC en seco, muestran una mayor eficacia que el DGC en húmedo. La eficacia es mayor que en la combinación de precipitador electrostático de temperatura muy baja y DGC en húmedo (CRIEPI and FEPC, 2012).



Nota: El PE en RCS+PE+DGC incluye PEc incluye PEc, Pef y PE-TMB

Temperatura funcional PEc 300°C a 400°C, Pef 130°C a 180°C, PE-TMB 90°C a 100°C

Figura 4: Concentraciones de mercurio en el gas de combustión de centrales eléctricas de carbón con RCS+PE+DGC y RCS+PE-TMB + DGC

En el cuadro 3 se resumen las eficiencias de eliminación de mercurio de dispositivos de control de la contaminación atmosférica (DCCA) para plantas de combustión alimentadas con carbón en China. El cuadro muestra que, en algunos casos, la combinación de precipitador electrostático y DGC en logra eficiencias de eliminación de mercurio de hasta 88%. La combinación de reducción catalítica selectiva, precipitador electrostático y DGC en húmedo, que se emplea ampliamente en las centrales eléctricas de carbón en China, puede lograr una mayor eficiencia de eliminación de mercurio de, por ejemplo, hasta un 95%. Eficiencias de eliminación de mercurio altas también se observan para la combinación de reducción catalítica selectiva, filtro textil y DGC en húmedo.

Cuadro 3

Eficiencia de eliminación de mercurio mediante combinaciones típicas de dispositivos de control de la contaminación atmosférica (DCCA) en China (en %) (Zhang *et al.*, 2015)

Combinación de DCCA	Media	Mín.	Máx.	Desviación estándar	Número de ensayos
Depurador de materia particulada en húmedo	23	7	59	18	8
PEf	29	1	83	19	64
FT	67	9	92	30	10
PEf+DGCh	62	13	88	22	19
FT+ DGCh	86	77	97	10	3

<i>Combinación de DCCA</i>	<i>Media</i>	<i>Mín.</i>	<i>Máx.</i>	<i>Desviación estándar</i>	<i>Número de ensayos</i>
RCS+PE+ DGCh	69	36	95	24	4
RCS+FT+ DGCh	93	86	99	9	2
PEf+ DGC-LFC+FT	68	68	68		1

LFC = lecho fluidizado circulante

En el cuadro 4 que figura a continuación se muestran valores de medición de las emisiones de mercurio para diferentes centrales eléctricas de carbón, logrados mediante controles de contaminación para generar beneficios paralelos. Los ejemplos seleccionados en este cuadro muestran que en algunos casos las técnicas de control para obtener beneficios paralelos logran bajas concentraciones de mercurio en el gas de combustión.

Cuadro 4

Niveles de emisión logrados con técnicas para obtener beneficios paralelos (datos compilados por ZMWG, 2015)

<i>Planta</i>	<i>Tipo de carbón</i>	<i>Nivel de emisión (µg/Nm³) (estandarizado a 6% O₂-contenido)</i>	<i>Tamaño de la caldera (MWth)</i>	<i>Técnica de tratamiento de los gases de combustión</i>
Federico II – Brindisi (Italia)	carbón duro	0,69	1.700	PE+RCS+DGCh
Torrevaldaliga Nord (Italia)	carbón duro	0,99	1.420	FT+RCS+ DGCh
Instalación termoeléctrica de Fusina (Italia)	carbón duro	0,8	431	FT+ RCS+ DGCh
Heyden (Alemania)	carbón duro	0,5	2.150	PE+ RCS+ DGCh
FBKW Mellach (Austria)	carbón duro	0,5	543	FT+ RCS+ DGCh
Brindisi BR III & BR II, (Italia)	carbón duro	0,5	857	PE+RCS
Krefeld, Currenta, (Alemania) (caldera industrial)	carbón duro	0,2	105	FT
Salem Harbour (EE.UU.)	carbón duro	0,2 a 0,4	300	PE
Central eléctrica Tusimice, (Rep. Checa)	lignito	2,6	890	PE+ DGCh
Neurath, A y F (Alemania)	lignito	3,0	855	PE+ DGCh
Teplarna Tabor (Rep. Checa)	lignito	3,3	199	PE

Nota: Todos los valores se basan en muestras periódicas, salvo para Salem Harbour, que se basan en la monitorización continua de las emisiones. Los datos corresponden al año 2010.

Dispositivos de control de la materia particulada

Dos tipos principales de dispositivos de control de la materia particulada incluyen precipitador electrostático y filtro textil. En las calderas alimentadas con carbón también se emplean depuradores húmedos de materia particulada.

Precipitadores electrostáticos (PE)

Los precipitadores electrostáticos suelen diseñarse para lograr eficiencias de captación de materia particulada superiores a 99%, con sujeción a los diversos factores presentados en la sección introductoria. La eficiencia de captación de materia particulada de un precipitador electrostático también está en función del contenido de azufre del carbón, que afecta la resistividad de las cenizas volantes. El carbón que contiene una cantidad entre moderada y alta de azufre produce cenizas volantes que se pueden captar fácilmente. El carbón que presenta un bajo contenido de azufre produce cenizas volantes de mayor resistividad cuya captación resulta más difícil. La resistividad de las cenizas volantes puede modificarse disminuyendo la temperatura en el precipitador electrostático o condicionando las partículas al comienzo del PE con trióxido de azufre (SO₃), ácido sulfúrico (H₂SO₄), agua, sodio, o amoníaco (NH₃).

Para una determinada ceniza volante de carbón, la eficacia de la captación de materia particulada por un precipitador electrostático está en función del tamaño de partícula. Generalmente las partículas mayores de alrededor de entre 1 µm y 8 µm se captan con eficiencias que fluctúan entre 95% y 99,9%. No obstante, las partículas cuyo tamaño se aproxima a 0,3 µm están en una región de poca carga que disminuye la eficiencia de captación entre un 80% y un 95% (Lawless, 1996).

Un precipitador electrostático puede emplearse en una de dos ubicaciones en un sistema de calderas: el denominado precipitador electrostático en el “lado frío” (PEf) y el precipitador electrostático en el “lado caliente” (PEc). Un PEf se instala al inicio del sistema del calentador de aire (temperatura de los gases de combustión entre 130°C y 180°C).

Un PEc se instala en la etapa final del sistema del calentador de aire (temperatura de los gases de combustión entre 300°C y 400°C), y posibilita aprovechar la baja resistividad de las cenizas volantes a temperaturas altas. Esto reviste particular importancia para las unidades que queman carbón de bajo contenido de azufre, lo cual da por resultado cenizas volantes de mayor resistividad eléctrica. El precipitador húmedo es un nuevo tipo de precipitador

electrostático, que tiene una mayor eficiencia de eliminación de partículas finas (Altman *et al.*, 2001; Staehle *et al.*, 2003). No obstante, aún no se han llevado a cabo mediciones *in situ* para la eliminación de mercurio dentro de un precipitador electrostático húmedo.

Se han observado varios niveles de eliminación de mercurio para los precipitadores electrostáticos. El nivel de eliminación de mercurio depende de si se trata de una instalación de PEF o PEc, el tipo de carbón que se quema, el tipo de caldera y otros factores, como el contenido de azufre en el carbón y el nivel de carbón sin quemar en las cenizas volantes. Generalmente un PEc es mucho menos eficaz que un PEF en cuanto a eliminar mercurio. Por ejemplo, si bien la eliminación media de mercurio notificada que funciona con carbón bituminoso fue de 30%, el rango de eliminaciones ponderadas varió entre 0% y alrededor de 60% (US EPA, 2001). El rango de eliminaciones ponderadas de mercurio, especialmente para el precipitador electrostático, puede ser un indicador del potencial de mejora de la captación de mercurio resultante del aumento de la eficiencia de un dispositivo colector de materia particulada. Es importante entender la eficacia de captación de materia particulada de un dispositivo por cuanto a su vez ello afecta la capacidad del dispositivo para disminuir las emisiones de mercurio.

La modelización fundamental de la eliminación de mercurio en los precipitadores electrostáticos indica que las limitaciones en la transferencia de masa, incluso en condiciones idealizadas, pueden restringir el potencial de captación de mercurio por la materia particulada colectada en los electrodos en un precipitador electrostático (Clack, 2006 and Clack, 2009). Los precipitadores electrostáticos eliminan únicamente Hg_P en el proceso de coleccionar materia particulada. El Hg_P se une preferentemente al carbón sin quemar. La capacidad de adsorción de las fracciones inorgánicas (cenizas volantes) es generalmente baja en comparación con el carbón sin quemar presente en las cenizas volantes. Para las cenizas volantes de carbón bituminoso se ha observado una relación entre la cantidad de carbón sin quemar y la eliminación de mercurio a través del PEF (Senior and Johnson, 2008). Este comportamiento se observa en la figura 5, que muestra la captación porcentual (porcentaje de mercurio que entra en el PE) en función de la cantidad de carbón sin quemar. En la figura 5, el carbón sin quemar se expresa como la pérdida ponderada en la ignición. Como puede observarse, en un precipitador electrostático que captó ceniza volante con un contenido de carbón sin quemar de alrededor de 5%, se halló una captación de mercurio de entre 20% y 40%. Con un mayor contenido de carbón sin quemar, se puede observar una captación de mercurio de hasta 80%; probablemente debido a los halógenos presentes (Vosteen *et al.*, 2003).

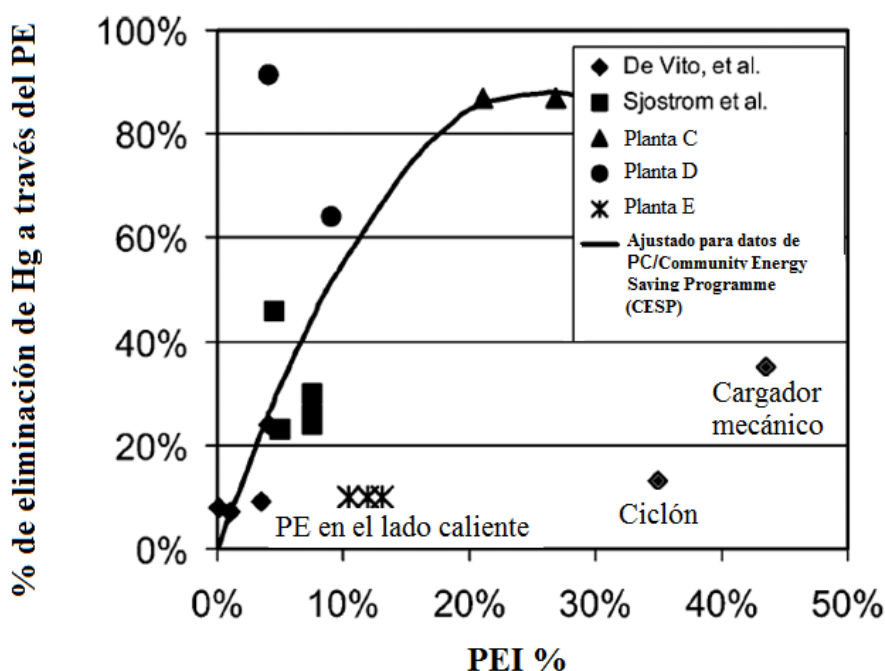


Figura 5: Eliminación de mercurio mediante precipitador electrostático en función de la cantidad de carbón sin quemar (PEI%) en las cenizas volantes (Senior and Johnson, 2008)

Además de la cantidad de carbón sin quemar, las propiedades del carbón sin quemar, como el área superficial, el tamaño de partícula, la porosidad y la composición química, también pueden afectar la cantidad de mercurio captado en un precipitador electrostático (Lu *et al.*, 2007). En este estudio se halló que si bien el contenido de carbón sin quemar en las cenizas volantes disminuyó al disminuir el tamaño de partícula, el contenido de mercurio del carbón sin quemar generalmente aumentó al disminuir el tamaño de partícula. Además, se halló que el tamaño de partícula del carbón sin quemar era el principal factor que afectaba la adsorción del mercurio. Por consiguiente, es probable que el aumento de la eficiencia de un precipitador electrostático y el aumento resultante de la captación de ceniza volante fina y carbón sin quemar fino darán lugar a una disminución de las emisiones de mercurio. No obstante, cabe señalar que la mayor parte de la masa del carbón sin quemar se encuentra en partículas muy grandes.

Otros factores importantes que rigen la cantidad de mercurio captado en las cenizas volantes (y después eliminado de los gases de combustión) son el tipo de precipitador electrostático empleado (por ejemplo, PEF o PEC), el uso de SO_3 como agente condicionante de los gases de combustión, y el tipo de carbón. Generalmente, se observa una mayor captación de mercurio en precipitadores electrostáticos instalados en calderas que queman carbones con mayores contenidos de halógenos y que producen mayores niveles de carbón sin quemar en el gas de combustión. Ambos de esos parámetros promueven la formación de mercurio oxidado y mercurio unido a materia particulada, que resultan más fáciles de captar en el precipitador electrostático que el mercurio elemental. De ello se infiere que, si la eficacia del precipitador electrostático se puede mejorar, una cantidad adicional de mercurio podría eliminarse de los gases de combustión. La cantidad de ese mercurio eliminado adicionalmente estaría en función de la cantidad adicional de materia particulada eliminada por el precipitador electrostático. Enfoques de bajo costo como, entre otros, la alineación precisa de las placas, el ajuste de la pauta de sacudida, la eliminación de los escapes internos, se pueden emplear para mejorar la eficiencia de captación de materia particulada de los precipitadores electrostáticos (Zykov *et al.*, 2004; Deye and Layman, 2008). Las temperaturas bajas (menos de 150°C) también mejoran el control del mercurio, y en el Japón se han empleado precipitadores electrostáticos de temperatura muy baja para lograr una mayor eficiencia de eliminación del polvo y el mercurio (CRIEPI and FEPC, 2012).

Cabe señalar que los efectos positivos del SO_3 en la captación de materia particulada podrían verse parcialmente contrarrestados por la competición del SO_3 para la adsorción de mercurio en las cenizas volantes.

Filtros textiles (FT)

Los filtros textiles proporcionan una mayor eficiencia de eliminación de partículas finas en comparación con los precipitadores electrostáticos, especialmente de las partículas submicrónicas.

En general, se observan mayores eliminaciones de mercurio en los filtros textiles que en los precipitadores electrostáticos. Los filtros textiles son más eficaces para eliminar materia particulada fina (lo que es más importante, materia particulada submicrónica) que los precipitadores electrostáticos, y tienden a eliminar más mercurio en fase gaseosa que los precipitadores electrostáticos. Además de un mayor tiempo de contacto, en un filtro textil se proporciona un contacto (el gas penetra a través de la torta filtrante) que en un precipitador electrostático (el gas pasa sobre la superficie de la torta). El resultado es que aumenta la probabilidad de que el mercurio elemental gaseoso se oxide y se transforme en una especie que puede ser captada cuando se emplea un filtro textil. Por ejemplo, un estudio realizado en China en que se comparó la captación de mercurio en precipitadores electrostáticos y filtros textiles en centrales eléctricas de carbón arrojó una captación de entre 1% y 83% en precipitadores electrostáticos y entre 9% y 92% en filtros textiles (Zhang *et al.*, 2015). Las eficiencias medias de eliminación de mercurio para los precipitadores electrostáticos y los filtros textiles en centrales eléctricas en China son 29% y 67%, respectivamente (Zhang *et al.*, 2015).

Los filtros textiles también se pueden integrar en precipitadores electrostáticos para transformarse en el sistema combinado precipitador electrostático-filtro textil, que se emplea en China en proporción comparable a la de los filtros textiles. La eficiencia de eliminación de mercurio del sistema combinado precipitador electrostático-filtro textil se sitúa entre la de los precipitadores electrostáticos y los filtros textiles. Con el sistema combinado precipitador electrostáticos-filtro textil se puede lograr una eliminación media de mercurio de 43% (Zhang, 2015).

Depuradores en húmedo de materia particulada

En China, la mayoría de las calderas industriales pequeñas y medianas están equipadas con depuradores en húmedo de materia particulada para reducir las emisiones de ese tipo de materia. Un sistema de depurador en húmedo de materia particulada presenta un proceso químico similar al de un depurador húmedo para la DGC. No obstante, los depuradores en húmedo de materia particulada sencillamente utilizan agua como absorbente, de manera que la reemisión de mercurio elemental es importante. Mediciones *in situ* arrojaron una eficiencia media de eliminación de mercurio de 23% (entre 7% y 59%) para los depuradores en húmedo de materia particulada en las calderas industriales de carbón en China.

El depurador integrado de mármol es un tipo especial de depurador húmedo de materia particulada para la eliminación concomitante de materia particulada y SO_2 , y se usa cada vez más ampliamente en las centrales eléctricas de carbón en China debido a su economía tecnológica. El depurador integrado de mármol utiliza solución alcalina como absorbente, que es más eficaz para captar mercurio oxidado, similar al depurador para la DGC en húmedo. La

eficiencia de los depuradores integrados de mármol en la eliminación de mercurio podría superar a la de los depuradores en húmedo de materia particulada convencionales como consecuencia de su capacidad para controlar el SO₂, pero todavía no se han realizado mediciones *in situ* pertinentes.

Efectos recíprocos entre los medios para los dispositivos de control de materia particulada

Existen posibles efectos recíprocos válidos para los dispositivos de control de materia particulada. El mercurio presente en las cenizas volantes se puede reemitir si las cenizas volantes captadas por los dispositivos de control de materia particulada se calienta durante la reutilización. Por ejemplo, el mercurio presente en las cenizas volantes se puede liberar al aire si se usa como materia prima en un horno de cemento. También existe la posibilidad de que el mercurio presente en las cenizas volantes se lixivie hacia el agua freática. Es preciso contar con una gestión racional de las cenizas volantes captadas por los dispositivos de control de materia particulada.

Dispositivos de control de SO₂

Existen dos técnicas principales empleadas para la reducción de las emisiones de SO₂, que se tratan a continuación: primero, la DGC en húmedo, y segundo, la DGC en seco, o depurador seco.

Desulfuración de los gases de combustión en húmedo (DGC en húmedo)

En plantas equipadas con sistemas de DGC en húmedo, la cantidad de eliminación con beneficios paralelos se puede incrementar mediante el aumento de la fracción de mercurio oxidado en el contenido de mercurio total presente en el gas de combustión, o mediante la mejora de la eficacia de control de la materia particulada (Sloss, 2009). El aumento de la fracción de mercurio oxidado puede lograrse mediante la adición de compuestos químicos (agentes oxidantes) o mediante la oxidación de mercurio sobre catalizadores (Amar *et al.*, 2010). El catalizador puede incorporarse al gas de combustión con el único fin de obtener la oxidación del mercurio o puede instalarse con otro fin (por ejemplo, para controlar las emisiones de NO_x) y de esa manera proporcionar el beneficio paralelo. El funcionamiento de un sistema de DGC en húmedo requiere que un dispositivo de control de materia particulada se instale en la etapa inicial del depurador para la DGC en húmedo (Srivastava and Jozewicz, 2001).

Como se mencionó antes, generalmente los compuestos gaseosos del mercurio oxidado son hidrosolubles, y por ello se espera que los sistemas de DGC en húmedo los capten eficientemente (Reddinger *et al.*, 1997; DeVito and Rossenhuover 1999). No obstante, el mercurio elemental gaseoso es insoluble en agua y por lo tanto no se absorbe en las suspensiones acuosas del sistema de DGC. Datos obtenidos de instalaciones existentes han mostrado que en los sistemas de DGC en húmedo basados en calcio se puede esperar una captación media de mercurio de 75% (entre 67% y 93%) (Chen *et al.*, 2007; Kim *et al.*, 2009; Wang *et al.*, 2010; Sloss, 2015), aunque existen casos en que se ha medido una captación apreciablemente menor como resultado de un equilibrio químico desfavorable en el depurador (Niksa and Fujiwara, 2004).

También se ha demostrado que, bajo determinadas condiciones, en los depuradores para la DGC en húmedo el mercurio oxidado se puede reducir a mercurio elemental, que entonces se puede reemitir (Nolan *et al.*, 2003). Así pues, en el caso de los sistemas de DGC en húmedo, la optimización de la estrategia para obtener beneficios paralelos a veces significa preservar la cantidad de mercurio oxidado en el sistema a fin de prevenir la reemisión de mercurio. La reemisión de mercurio puede tener lugar cuando el mercurio oxidado es absorbido por la suspensión acuosa del DGC, convertido en mercurio elemental, y después transferido a la fase gaseosa para salir del depurador.

El efecto neto de la reemisión es la limitación de la eliminación de mercurio mediante un sistema de DGC en húmedo. La frecuencia y la magnitud de la reemisión de mercurio a partir de un sistema de DGC en húmedo depende de la química del sistema de DGC (Renninger *et al.*, 2004). Parece que las concentraciones apreciables de mercurio en la fase líquida también aumentan la posibilidad de reemisión de mercurio en el sistema de DGC en húmedo (Chang *et al.*, 2008). En algunos casos, para controlar la reemisión es necesario agregar a la solución del sistema de DGC agentes químicos o carbón activado.

Desulfuración de los gases de combustión en seco (DGC en seco)

Generalmente se emplean secadores por aspersión para controlar las emisiones de SO₂ para las fuentes que queman carbón con un contenido entre bajo y mediano de azufre, o para plantas más pequeñas de combustión alimentadas con carbón. Hasta aproximadamente un 95% de mercurio puede eliminarse mediante combinaciones de absorbente de secador por aspersión y filtro textil (ASA-FT) cuando se usan en calderas alimentadas con carbón bituminoso. No obstante, se observa una captación de mercurio mucho menor (alrededor de 25%) en las unidades con ASA-FT en calderas alimentadas con lignito u otros carbones de baja calidad con bajo contenido de cloro (Senior, 2000). La depuración de especies halógenas en el absorbente de secador por aspersión puede disminuir la eficacia de la oxidación y posterior captación de mercurio (mayormente en forma de mercurio elemental para estos carbones) en la etapa final del filtro textil. A veces, la captación de mercurio para el carbón de bajo rango lograda utilizando únicamente filtro textil es mayor que la obtenida mediante la combinación ASA-FT (Srivastava *et al.*, 2006).

Una tecnología de desulfuración en seco, que desde hace poco se viene empleando cada vez más en las plantas de combustión de carbón, es el depurador seco circulante. Al igual que el depurador de absorbente de secador por

aspersión, el depurador seco circulante tiene una cámara de reacción y un filtro textil para la captación de subproductos y ceniza. Una característica diferenciadora del depurador seco circulante es que los materiales de reacción entran secos en la cámara de reacción y se fluidizan en la cámara de reacción antes de pasar al filtro textil. Una aspersión de agua se aplica al fondo de la cámara de reacción para controlar la temperatura del reactor. Los materiales de reacción son cal hidratada y sólidos reciclados provenientes del filtro textil. El depurador seco circulante tiene una mayor concentración de sólidos que el absorbente con secador por aspersión, lo cual posibilita que logre reducciones de SO₂ de hasta 98%, en comparación con una reducción máxima de 95% mediante depuradores de absorbente de secador por aspersión. Además, el depurador seco circulante puede tratar el gas de combustión proveniente de carbón con mayor contenido de azufre que el absorbente de secador por aspersión porque la captación de SO₂ no se ve limitada por la estequiometría de una suspensión acuosa (Ake, 2009).

La captación de mercurio en el depurador seco circulante como beneficio paralelo es similar en magnitud a la obtenida en los depuradores de absorbente de secador por aspersión en la que se ha logrado una captación apreciable de mercurio oxidado. En consecuencia, se puede lograr una captación mucho mayor de mercurio como beneficio paralelo con carbones con un alto contenido de cloro que con carbones con bajo contenido de cloro (Babcock Power, 2012).

Efectos recíprocos entre los medios para los dispositivos de control de SO₂

Para el sistema de DGC en seco, la retención de mercurio mediante el sistema de depurador seco circulante requiere un tratamiento de alta calidad de las aguas residuales y los fangos para asegurar que el mercurio sencillamente no se transfiera del aire al agua.

Cuando en la producción de madera laminar para paredes se usa yeso proveniente del depurador seco circulante, existe la posibilidad de que el mercurio contenido en el yeso se reemita. Con el sistema de ASA-FT, existe la posibilidad de que el mercurio de las cenizas volantes captado por el filtro textil se lixivie hacia el agua freática. En consecuencia, es preciso gestionar racionalmente las cenizas volantes captadas por los filtros textiles.

Efectos recíprocos entre los medios para los dispositivos de control de SO₂ (no relacionados con mercurio)

La operación de un sistema de DGC suele aumentar el consumo de energía, generalmente hasta en un 5%.

Reducción catalítica selectiva para el control de NO_x

La tecnología de reducción catalítica selectiva ha sido diseñada para reducir los NO_x mediante una reacción potenciada catalíticamente de NO_x con NH₃, en que los NO_x se reducen a agua y nitrógeno. Esta reacción tiene lugar en la superficie de un catalizador, que se coloca en una vasija del reactor. Se ha demostrado que, en determinadas condiciones, los catalizadores de la reducción catalítica selectiva modifican la especiación del mercurio promoviendo la oxidación del mercurio elemental a mercurio oxidado, especialmente para el carbón con alto contenido de cloro. Cabe señalar que la reducción catalítica selectiva no elimina el mercurio por sí misma. En vez de ello, mediante el aumento de la cantidad del mercurio oxidado la reducción catalítica selectiva mejora la captación de mercurio en los dispositivos de control de la materia particulada y los sistemas de DGC en húmedo, lo cual potencia la eliminación de mercurio (Chu, 2004; Favale *et al.*, 2013).

Debido a que los parámetros funcionales de la reducción catalítica selectiva (por ejemplo, la temperatura, la concentración de NH₃ en el gas de combustión, el tamaño del lecho catalizador y la antigüedad del catalizador) generalmente estarán dictados por la estrategia de control de los NO_x, el parámetro más prometedor para optimizar la eliminación de mercurio es el contenido de mercurio del carbón. Conforme se examina más abajo en la sección que trata sobre la mezcla de carbón, sobre la base de datos de los Estados Unidos, la oxidación de mercurio elemental a mercurio oxidado es mayor para los carbones bituminosos que para los carbones subbituminosos. Por consiguiente, el beneficio paralelo máximo de las reducciones catalíticas selectivas existentes puede lograrse mediante una mezcla apropiada de carbón o mediante la adición de bromuro (Vosteen *et al.*, 2006). Se están diseñando catalizadores de reducción catalítica selectiva para optimizar tanto la eliminación de NO_x como la oxidación de mercurio.

El uso de la reducción catalítica selectiva incrementa el grado de oxidación y captación del mercurio, especialmente con aumentos de la fracción de carbón bituminoso en una mezcla de carbón bituminoso y subbituminoso. Un estudio sobre el terreno realizado en una planta de servicio público alimentada con una mezcla de 60% de carbón subbituminoso y 40% de carbón bituminoso en dos calderas idénticas (una con reducción catalítica selectiva y otra sin reducción catalítica selectiva) demostró un aumento de la fracción de mercurio oxidado entre 63% sin reducción catalítica selectiva y 97% con reducción catalítica selectiva. Generalmente, en los sistemas con reducción catalítica selectiva, la oxidación del mercurio a través del sistema de reducción catalítica selectiva aumenta a medida que aumenta el porcentaje de carbón bituminoso en una mezcla de carbones subbituminoso y bituminoso. Por ejemplo, para una mezcla de carbón subbituminoso y carbón bituminoso en una proporción de 65:35, el aumento fue de 49 puntos porcentuales (entre 13% y 62%). No obstante, para la mezcla de proporción 79:21, el aumento fue de solo 14 puntos porcentuales (entre 6% y 20%) (Serre *et al.*, 2008).

El carbón subbituminoso no mezclado en una unidad sin reducción catalítica selectiva habría logrado entre 0% y 40% de mercurio oxidado (ICAC, 2010). En otro estudio sobre el terreno, ensayos realizados en tres plantas alimentadas

con carbón bituminoso mostraron una oxidación de mercurio durante la reducción catalítica selectiva de hasta 90% y más. La eliminación de mercurio resultante en depuradores húmedos en la etapa final del proceso, fluctuó entre 84% y 92% con reducción catalítica selectiva en comparación con entre 43% y 51% sin reducción catalítica selectiva. No obstante, las plantas que se alimentan con carbones subbituminosos, mostraron poco cambio en la especiación del mercurio a través de los reactores de reducción catalítica selectiva (Laudal, 2002).

Mediciones *in situ* efectuadas en cuatro centrales eléctricas de carbón en China mostraron que la tasa de oxidación de mercurio elemental dentro de la reducción catalítica selectiva fluctuaba entre 34% y 85%, afectado por el contenido de mercurio total y de cloro en el carbón y la tasa de inyección de NH_3 de la reducción catalítica selectiva (Zhang *et al.*, 2013).

Efectos recíprocos entre los medios para los dispositivos de control de NO_x

Con la oxidación del mercurio mediante reducción catalítica selectiva, existe la posibilidad de aumentar el contenido de mercurio de las cenizas volantes y el yeso resultante de la DGC. El catalizador de la reducción catalítica selectiva podría ser de naturaleza peligrosa. El catalizador de la reducción catalítica selectiva usado se debe regenerar o eliminar de manera ambientalmente racional.

Efectos cruzados entre los medios para los dispositivos de control de NO_x (no relacionados con el mercurio)

El funcionamiento de un sistema de reducción catalítica selectiva suele aumentar el consumo de energía, generalmente hasta en un 3%.

Técnicas de potenciación de los beneficios paralelos

La potenciación de los beneficios paralelos se puede lograr mediante mezclas de carbón, agregando aditivos al carbón, o mediante otras técnicas que se describen a continuación.

Mezcla de carbón

La mezcla (o conmutación) de carbón en plantas electrogeneradoras se emplea como parte de una estrategia para cumplir los límites de emisión de SO_2 de manera eficaz en función de los costos, siempre que la mezcla de carbón sea compatible con el diseño de la instalación electrogeneradora. Para disminuir las emisiones de SO_2 generalmente se mezclan carbones bituminosos de alto contenido de azufre con carbones subbituminoso de bajo contenido de azufre. Un efecto colateral no deseado de esta estrategia de control de la emisión de SO_2 , es que la especiación del mercurio puede verse alterada, reduciéndose la cantidad de mercurio oxidado y aumentándose la cantidad de mercurio elemental, lo cual compromete la captación de mercurio en un sistema de DGC situado en la etapa final del proceso. No obstante, la mezcla de carbones también se puede utilizar para aumentar la cantidad de mercurio oxidado en el gas de combustión. Además del contenido de mercurio, ciertas características del carbón, como el contenido de cloro y bromo, o el contenido de alcalinidad, son importantes para la eliminación del mercurio y se deben conocer. Generalmente los carbones bituminosos producen una mayor fracción de mercurio oxidado en el gas de combustión que los carbones subbituminosos. Debido a que el mercurio oxidado es hidrosoluble, se capta más fácilmente en sistemas de DGC en húmedo. En consecuencia, la eficiencia de captación de mercurio de los sistemas de DGC depende en gran medida de la fracción de mercurio oxidado en el punto de entrada del sistema de DGC (Miller *et al.*, 2006).

Un ejemplo de mezcla de carbón que se emplea para mejorar la eliminación de mercurio en equipos de control de la contaminación atmosférica situados en la etapa final del proceso se examina más abajo. El cuadro 5 (UNEP, 2010) muestra datos sobre propiedades del carbón bituminoso típico (de Wyoming (Estados Unidos)), y el carbón bituminoso (de Illinois (Estados Unidos)). Cabe señalar que las propiedades que figuran en el cuadro 5 se indican con fines ilustrativos únicamente y varían según el origen del carbón.

Cuadro 5

Comparación de las propiedades de los carbones subbituminoso y bituminoso

<i>Contenido</i>	<i>Carbón subbituminoso, % por peso</i>	<i>Carbón bituminoso, % por peso</i>
Bromo ^a	0,0006	0,02
Cloro ^a	0,003	0,100
Azufre ^a	0,37	4,00
CaO	26,67	3,43
MgO	5,30	3,07
Na ₂ O	1,68	0,60
Hg, ppm	0,1	0,1

^a análisis elemental, conforme se recibió, % por peso

Cabe señalar respecto del cuadro 5 que, aunque en estos datos promediados el contenido de mercurio es el mismo a 0,1 ppm para ambos tipos de carbón, el contenido de cloro varía apreciablemente, entre 0,003% por peso para el carbón subbituminoso y 0,1% para el carbón bituminoso. Además, el contenido de material alcalino (como el CaO) varía entre 3,43% para el carbón subbituminoso y 26,67% para el carbón bituminoso por peso. Esto ilustra que el menor contenido de cloro en los carbones subbituminosos puede dar lugar a una menor oxidación de mercurio y por ello a un mayor porcentaje de mercurio elemental. La mezcla de carbón bituminoso con carbón subbituminoso proporciona el doble beneficio de una mayor concentración de cloro y una menor alcalinidad. En el contexto del control del mercurio, el objetivo de mezclar el carbón sería aumentar la concentración de halógenos mezclando carbón con un contenido de halógenos relativamente alto con carbón de bajo contenido de halógenos que podría utilizarse en la planta.

En la figura 6, que se presenta a continuación, se muestra la tendencia de aumentar la captación de mercurio en un sistema de DGC en seco (DGC en seco + FT) con un aumento de la fracción de carbón bituminoso en una mezcla de carbón bituminoso y subbituminoso (UNEP, 2011). Como puede observarse, la mezcla de carbón ofrece la posibilidad de aumentar la captación de mercurio en casi un 80%. De nuevo, cabe señalar que el aumento de los valores de eliminación de mercurio es de índole ilustrativa y que el aumento de los valores de eliminación de mercurio puede variar con sujeción a las fuentes de los carbones utilizados para la mezcla.

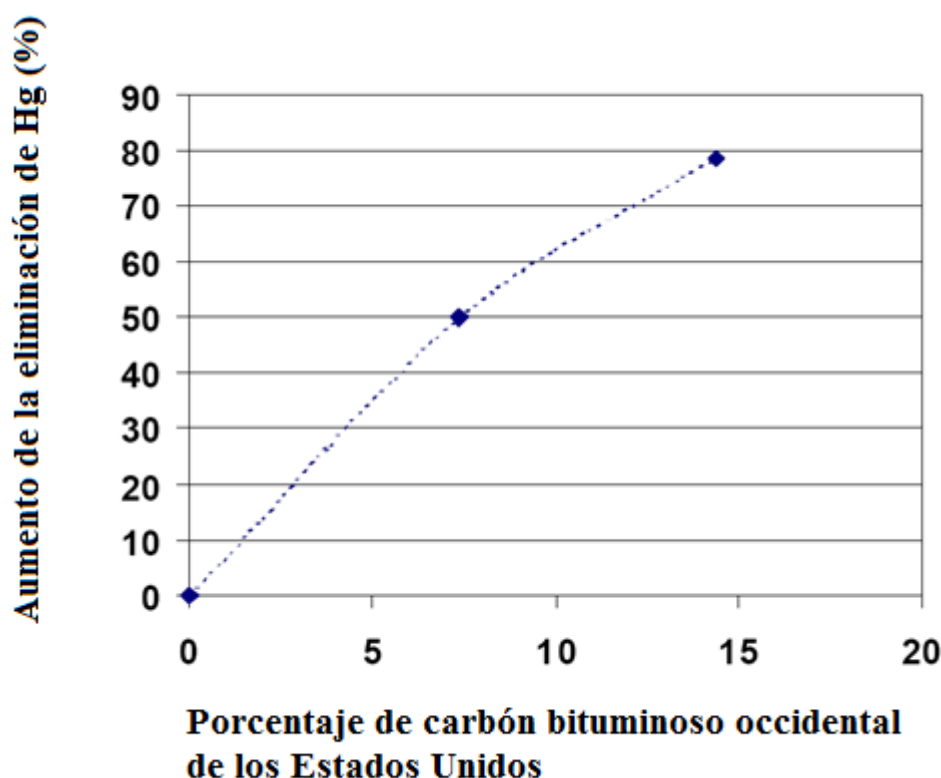


Figura 6: Posible efecto de la mezcla de carbón en la captación de mercurio en DGC en seco

Así pues, es posible que la mezcla de carbón aumente la oxidación en las plantas alimentadas con carbón de bajo contenido de cloro y alto contenido de calcio. Las características de diferentes tipos de carbón desempeñan una importante función en cuanto a determinar la especiación del mercurio. Esto, a su vez, puede afectar en gran medida la cantidad de mercurio captado en los dispositivos de control de la contaminación existentes, como los sistemas de DGC. El efecto puede ser más pronunciado en plantas equipadas con sistemas de reducción catalítica selectiva, conforme se examinará más adelante.

Aditivos oxidantes del mercurio

La cantidad de mercurio captado generalmente aumenta en la medida que lo hacen los halógenos en el carbón. En consecuencia, para promover el aumento de la captación para carbones con concentraciones de halógenos bajas, con frecuencia se agregan halógenos adicionales, como sales de bromo o de cloro. Alternativamente, se puede añadir HCl o cloruro de amonio (NH_4Cl). Los aditivos halogenados promueven la formación de mercurio oxidado y mercurio unido a partículas, cuya captación en los dispositivos situados en la etapa final del proceso resulta más fácil. Los aditivos halogenados pueden resultar especialmente útiles para mejorar la eliminación de mercurio para unidades alimentadas con carbones de bajo contenido de halógenos. Los aditivos se pueden atomizar sobre el carbón o añadir

como sólidos a una corriente de carbón ya sea al inicio del proceso del pulverizador de carbón o se puede inyectar en la caldera.

Se piensa que el bromo tiene una ventaja respecto del cloro debido a que interactúa más activamente con el mercurio que el cloro, Vosteen *et al.*, 2002; Vosteen *et al.*, 2003; Vosteen *et al.*, 2003b; Vosteen *et al.*, 2003c; Buschmann *et al.*, 2005). Se piensa que una trayectoria heterogénea de oxidación es importante bajo condiciones de gases de combustión quemado con carbón pese al hecho de que el contenido de cloro en el carbón es generalmente mucho mayor que el de bromo (Vosteen *et al.*, 2006b, Rini and Vosteen, 2008, Senior *et al.*, 2008, Vosteen *et al.*, 2010). Se realizaron pruebas a escala natural utilizando una solución de agua de 52% por peso de bromuro de calcio como aditivo pre-combustión a una concentración de 25 partes por millón (ppm) en un nivel equivalente de carbón, y la reducción de la emisión de mercurio se aumentó de 55% a 9% en una unidad de 600 MW alimentada con carbón subbituminoso y equipada con un sistema de RCS y DGC en húmedo (Rini and Vosteen, 2009). Pruebas a escala natural realizadas por el Electric Power Research Institute de los Estados Unidos en catorce unidades alimentadas con carbones de bajo contenido de cloro dieron por resultado una oxidación de mercurio de los gases de combustión superior a 90% para las adiciones de bromuro, equivalente a entre 25ppm y 300ppm en el carbón (Chang *et al.*, 2008).

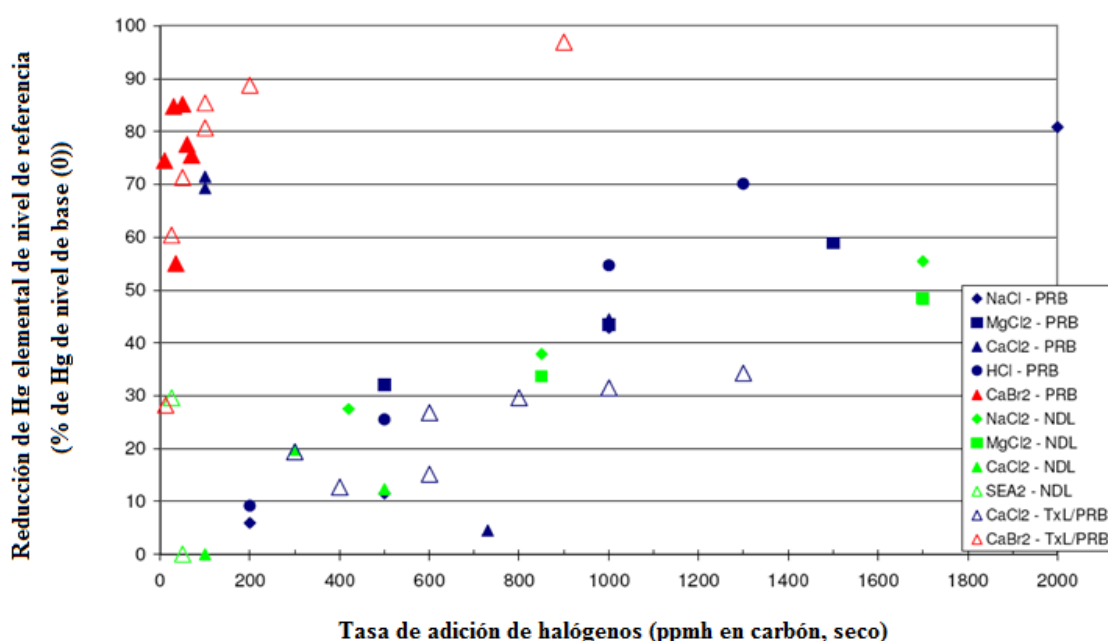


Figura 7: Eficacia de los aditivos basados en bromo y los aditivos basados en cloro con diferentes carbones (PRB-carbón subbituminoso; TxL-carbón lignito; NDL-carbón lignito)

En la figura 7 se muestra una comparación del desempeño de los aditivos basados en bromo y los aditivos basados en cloro en las calderas alimentadas con distintos tipos de carbón. En esta comparación se presentan las reducciones porcentuales del mercurio elemental de referencia en función de la tasa de adición de halógenos (EPRI, 2006; Vosteen and Lindau, 2006; Chang *et al.*, 2008). Como se puede observar en la figura 7, para cualquier cantidad de adición de halógeno, el bromo resultó mucho más eficaz que el cloro para disminuir la cantidad de mercurio elemental de nivel de referencia. Se pudo lograr un 80% de reducción del mercurio elemental de referencia añadiendo menos de 200 ppm de aditivo basado en bromo. Fue necesario agregar mucho más aditivo basado en cloro (aproximadamente de un orden de magnitud) para lograr el mismo nivel de reducción de mercurio elemental de referencia.

Efectos cruzados entre los medios para los aditivos oxidantes del mercurio

El empleo de aditivos oxidantes del mercurio puede tener repercusiones en la caldera, los sistemas de control de la contaminación atmosférica, las emisiones y la medición de las emisiones. Su empleo aumenta el potencial de corrosión en los precalentadores de aire y DGC en húmedo (Srinivasan y Dehne, 2013). El aditivo de bromo o el carbón activado bromado genera un aumento del bromo en las cenizas volantes (Dombrowski *et al.*, 2008). Los halógenos añadidos presentes en el carbón pueden emitirse desde la chimenea (ICR, 2010). Las mediciones del mercurio pueden resultar muy difíciles en presencia de bromo en el gas de combustión. También existe la posibilidad de que las descargas de bromo resultantes de la DGC formen subproductos de desinfección en plantas de agua potable aguas abajo de centrales eléctricas de carbón, así como de que repercutan en otros contaminantes, como el Se (McTigue *et al.*, 2014; Richardson, *et al.*, 2007; BREF, 2013). Todavía no se ha podido esclarecer toda la variedad de incertidumbres científicas vinculadas a las liberaciones de contaminantes resultantes de la adición de bromo.

Aditivos agregados al depurador húmedo para el control de la reemisión de mercurio

La absorción de mercurio oxidado, seguida de su retención en una fase acuosa, constituye la base de la contribución de beneficio paralelo proporcionada por los depuradores húmedos de SO₂. No obstante, dicho esto, existen muchos casos documentados en que los depuradores no pueden retener todo el mercurio en fase acuosa que ha sido absorbido. Esta condición se mide como una mayor concentración de mercurio elemental que sale del depurador que la que entra en el depurador y se la ha denominado “reemisión de mercurio” (Keiser *et al.*, 2014).

En la reemisión de mercurio desde un depurador húmedo, el mercurio iónico soluble se reduce a la forma insoluble elemental, lo cual da lugar a su liberación de regreso al gas de combustión. En la figura 8, que se presenta a continuación, se muestra la trayectoria química mediante la cual pueden tener lugar la absorción y la reemisión.

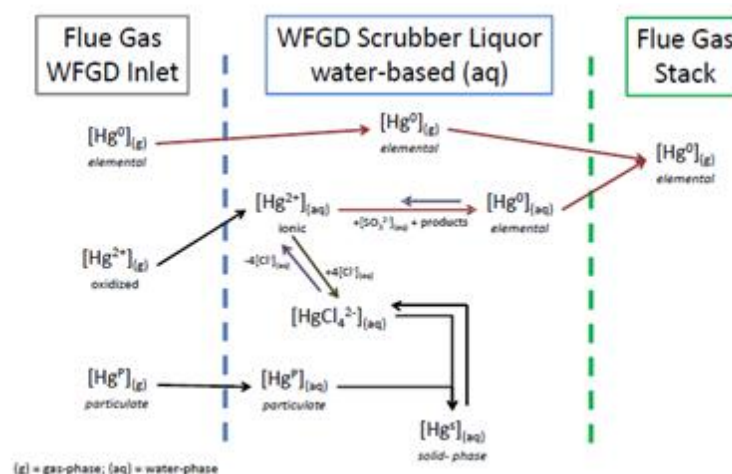


Figura 8: Ilustración de la absorción/desabsorción de mercurio en el gas de combustión a través de un sistema de DGC en húmedo (Keiser *et al.*, 2014)

Flue Gas WFGD inlet = Entrada de los gases de combustión en la DGC en húmedo

WFGD Scrubber Liquor water based (aq) = Solución de base acuosa (aq) de la DGC en húmedo

Flue Gas Stack = Chimenea de los gases de combustión

(g) = gas phase; (aq) = water phase = (g) fase gaseosa; (aq) = fase acuosa

Se ha dedicado mucho esfuerzo a la elaboración de técnicas y productos para evitar la reemisión de mercurio, y un determinado número de esas técnicas y esos productos se han comercializado. En principio, todas estas técnicas se basan en un método de reducir el contenido de mercurio soluble en la solución del depurador. Esto se logra ya sea mediante la absorción del mercurio iónico en una partícula por la precipitación del mercurio iónico fuera de la solución (Chethan *et al.*, 2014).

En la técnica de absorción, el carbón activado absorbe al mercurio iónico. El carbón activado se añade a la solución del depurador ya sea directamente en los conductos de la solución del depurador o se inyecta en el gas de combustión en la etapa inicial del depurador. El carbón activado se elimina del depurador mediante el paso de desagüe.

Se han determinado varios agentes de precipitación que se pueden agrupar en cinco categorías diferentes: primera, sulfuros inorgánicos; segunda, sulfuros orgánicos; tercera, compuestos orgánicos que contienen nitrógeno y azufre; cuarta, compuestos orgánicos que contienen oxígeno y azufre; y quinta, polímeros de bajo peso molecular que contienen azufre (Keiser *et al.*, 2014).

Efectos recíprocos entre los medios de los aditivos agregados al depurador húmedo

Según sea el aditivo agregado al depurador, el mercurio captado sale del depurador ya sea en fase líquida o sólida.

Catalizador selectivo de la oxidación de mercurio

Es bien conocido que los catalizadores de la reducción catalítica selectiva pueden oxidar el mercurio elemental emitido desde calderas de carbón en estado gaseoso y forma particulada (Laudal *et al.*, 2002). No obstante, la magnitud de oxidación del mercurio en el catalizador de la reducción catalítica selectiva se correlaciona con la magnitud de oxidación y conversión del SO₂ que forma SO₃, el cual puede causar contaminación del calentador de aire, corrosión de la chimenea y penachos visibles en la chimenea.

En consecuencia, se ha desarrollado un tipo especial de catalizador de la reducción catalítica selectiva que logra una alta oxidación del mercurio y una alta eliminación de NO_x acompañadas de una baja conversión simultánea de SO₂ a SO₃ (conocida por catalizador selectivo de oxidación de mercurio). El fundamento de este enfoque es oxidar

tanto mercurio elemental como sea posible para después posibilitar que en la etapa final del proceso el sistema de control de la contaminación atmosférica elimine el mercurio oxidado (Favale *et al.*, 2013).

Un catalizador de reducción catalítica selectiva de oxidación selectiva de mercurio que aumente la magnitud de oxidación del mercurio y a la vez mantenga su capacidad original de reducción catalítica selectiva potencia la eliminación de mercurio en una técnica para generar beneficios paralelos (Bertole, C., 2013). En algunas plantas existentes en Norteamérica, los catalizadores de reducción catalítica selectiva ya han sido reemplazados por catalizadores de reducción catalítica selectiva de altos estados de oxidación del mercurio. Ha quedado confirmado que el reemplazo parcial también puede disminuir la concentración de mercurio en el gas de chimenea (Favale *et al.*, 2013).

Efectos recíprocos entre los medios para el catalizador selectivo de la oxidación de mercurio

El empleo de un catalizador selectivo de la oxidación de mercurio posiblemente aumente el contenido de mercurio en las cenizas volantes y el yeso del DGC. El catalizador empleado se debe regenerar o eliminar de manera ambientalmente racional.

Inyección de carbón activado para el control específico del mercurio

Los materiales absorbentes con o sin tratamiento químico pueden emplearse para ser inyectados a fin de lograr la eliminación del mercurio. A partir del decenio de 1990, para controlar el mercurio en Alemania se ha aplicado la inyección de absorbentes en el gas de combustión de las calderas caldeadas con carbón (Wirling, 2000, y en los Estados Unidos se ha implementado en más de 100 sistemas a escala real (GAO, 2009; Amar *et al.*, 2010). En los Estados Unidos la tecnología de inyección de carbón activado se ha aplicado comercialmente desde alrededor de 2005 (ICAC, 2010a, Amar *et al.*, 2010). Además, esa tecnología ha sido demostrada en una central eléctrica en Rusia, alimentada con carbón ruso (USEPA, 2014). A partir de 2007, en varios estados de los Estados Unidos, como Massachusetts, Nueva Jersey y Connecticut, en muchas calderas existentes alimentadas con carbón en las que se usan carbones bituminosos o subbituminosos, la inyección de carbón activado se ha utilizado habitualmente a fin de cumplir los valores límite de emisión reglamentarios, comprendidos entre 1,1 y 3,3 gramos por Gigawatt-hr (lo cual representa un control de entre 85% y 95%). El cumplimiento reglamentario de estos valores límite de emisión reglamentarios se ha demostrado empleando mediciones efectuadas mediante sistemas de monitorización continua de las emisiones o métodos de trampa con material absorbente (Massachusetts Department of Environmental Protection, 2015; e informes similares emitidos por los departamentos ambientales estatales de Nueva Jersey y Connecticut). La inyección de carbón activado requiere un dispositivo de control de la materia particulada situado en la etapa final del sistema.

En el cuadro 6 que figura a continuación se muestran los valores de emisión de cuatro centrales eléctricas de carbón con técnicas de reducción específica del mercurio en los Estados Unidos.

Cuadro 6

Niveles de emisión de centrales eléctricas de carbón con inyección de carbón activado (ICA)

<i>Nombre</i>	<i>Tipo de carbón</i>	<i>Nivel de emisión normalizado ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$) (normalizado a 6% de contenido de O_2)</i>	<i>Período promediado</i>	<i>Tamaño de caldera (MWth)</i>	<i>Técnica de tratamiento de los gases de combustión</i>
Oak Grove, Caldera 1 (Estados Unidos)	lignito	<0,80 en 2012	Mensual / cont.	870	FT+RCS+DGC + ICA
PPI Montana Corette (Estados Unidos)	subbituminoso	0,9	Cont.	163	ICA con CAP-C+ PE
Brayton Point, Unidades 1,2,3 (combinadas), Massachusetts, (Estados Unidos)	bituminoso	0,2	Anual, media móvil de 12 meses	1 350	ICA+ RCS+PE+ASA
Bridgeport Harbor, Unidad # 3, Connecticut, (Estados Unidos)	bituminoso	0,2 a 0,5	periódico	400	ICA + PE

Nota: CAP-C: carbón activado pulverizado compatible con el cemento; los datos corresponden al año 2010, salvo para Oak Grove. ASA = absorbente de secador por aspersión

Inyección de material absorbente sin tratamiento químico

Entre algunos de los factores que afectan la eficacia de un determinado material absorbente respecto de la captación de mercurio figuran las propiedades físicas y químicas del material absorbente, la tasa de inyección del material absorbente, los parámetros de los gases de combustión (como la temperatura, las concentraciones de especies halógenos, la concentración de SO_3) y la configuración de los sistemas de control de la contaminación atmosférica existentes (Pavlish *et al.*, 2003; Srivastava *et al.*, 2006; Martin, 2009).

En la figura 9 se brinda un resumen de varios ensayos efectuados hace más de 10 años empleando inyección de carbón activado sin tratar cuatro centrales eléctricas (Pleasant Prairie, Gaston, Salem Harbour y Brayton Point). La eficiencia de eliminación de mercurio mediante inyección de carbón activado sin tratar depende en gran medida de la categoría del carbón y el tipo de control de materia particulada que se empleen en la planta. En la central eléctrica de Pleasant Prairie se utilizó carbón de bajo contenido de azufre proveniente de la cuenca del río Powder y estaba equipada con un precipitador electrostático frío. El carbón de la cuenca del río Powder es de tipo subbituminoso de baja categoría, bajo contenido de cloro y alto contenido de calcio, lo cual dificulta la oxidación del mercurio mediante cloro en los gases de combustión. La inyección de carbón activado no resultó eficaz para el control del mercurio en esta planta, cuyas emisiones de mercurio consisten predominantemente en mercurio elemental, debido a que el carbón activado sin tratar no es eficaz para captar el mercurio elemental no reactivo. En marcado contraste, en la central eléctrica Gaston se demostró que la inyección de carbón activado resultó extremadamente eficaz para controlar las emisiones de mercurio de esa planta que se alimenta con carbón bituminoso de bajo contenido de azufre y está equipada con un precipitador electrostático caliente seguido de un filtro textil pequeño, diseñado especialmente, llamado colector de partículas híbrido compacto. La inyección de carbón activado sin tratar tuvo lugar en el punto de salida del precipitador electrostático caliente debido a que la temperatura en el punto de entrada era demasiado elevada. El colector de partículas híbrido compacto se utilizó para eliminar el carbón inyectado. La aplicación de un colector de partículas híbrido compacto como medio eficaz para controlar el mercurio quedó demostrado en la central eléctrica de Gaston.

En algunos casos la eliminación de bajo contenido de mercurio mediante carbón activado sin tratar es resultado de una combinación de niveles más bajos de cloro en el carbón subbituminoso de los Estados Unidos y la neutralización de especies de halógenos mediante niveles elevados de sodio y calcio en las cenizas volantes de carbón subbituminoso. Como resultado, en la corriente de gas de combustión hay poco cloro libre para la oxidación del mercurio. La oxidación del mercurio (con cloración de la superficie como paso inicial) es necesaria para la captación de mercurio elemental por el carbón activado sin tratar y, en general, la eficiencia de la captación de mercurio con carbón activado sin tratar aumenta con la cantidad de mercurio oxidado presente en el gas de combustión (US DOE, 2005).

En consecuencia, la captación de mercurio con carbón activado sin tratar puede verse limitada en plantas que se alimentan con carbones de baja categoría, como el lignito y el carbón subbituminoso.

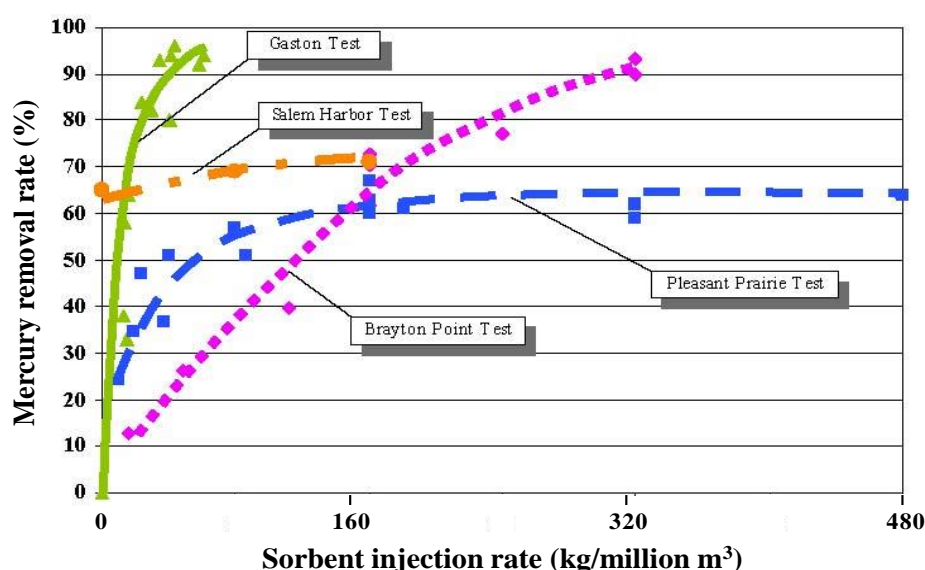


Figura 9: Comprobación de la eficiencia de eliminación de mercurio en función de la tasa de inyección de carbón activado sin tratar

Mercury removal rate (%) = Tasa de eliminación de mercurio (%)

Sorbent injection rate (kg/million m³) = Tasa de inyección de material absorbente (kg/millón m³)

Gaston test = Ensayo de Gaston

Salem Harbor test = Ensayo de Salem Harbor

Pleasant Prairie test = Ensayo de Pleasant Prairie

Brayton Point test = Ensayo de Brayton Point

Inyección de material absorbente tratado químicamente

Para superar las limitaciones antes descritas y vinculadas al uso de carbón activado sin tratar para el control del mercurio en las centrales eléctricas, se han desarrollado materiales absorbentes de carbón activado tratado (Nelson, 2004 y Nelson *et al.*, 2004). El tratamiento empleado más frecuentemente y que ha demostrado ser el más eficaz para potenciar la eficacia del carbón activado ha sido la bromación.

En relación con el carbón activado sin tratar, el carbón activado bromado:

- Amplía la utilidad de la inyección de material absorbente a situaciones en que el carbón activado sin tratar podría no ser eficaz;
- En general, puede manipularse a tasas de inyección más bajas, lo cual aminora tanto las repercusiones en la planta como el contenido de carbón en las cenizas volantes captadas;
- Mejora la eficacia con carbones de bajo contenido de cloro.

Durante ensayos a escala real sobre el terreno de carbón activado tratado químicamente inyectado en la etapa final del dispositivo existente de materia particulada se observó una mejora de la eficacia en el control del mercurio (Feeley *et al.*, 2008), la cual se muestra en la figura 10. Como puede verse en la figura 10, la mejora de la eficiencia de la captación de mercurio se logró empleando tasas de inyección relativamente bajas de carbón activado tratado en centrales eléctricas alimentadas con carbones de bajo contenido de cloro. El carbón activado tratado logró una captación de mercurio superior a 90% a una tasa de inyección de alrededor de 50 mg/m³ (Feeley *et al.*, 2008). Se necesitaron mayores tasas de inyección para lograr una alta eficiencia de eliminación de mercurio cuando se utilizó carbón activado sin tratar, y en algunos casos no fue posible lograr un 75% de captación.

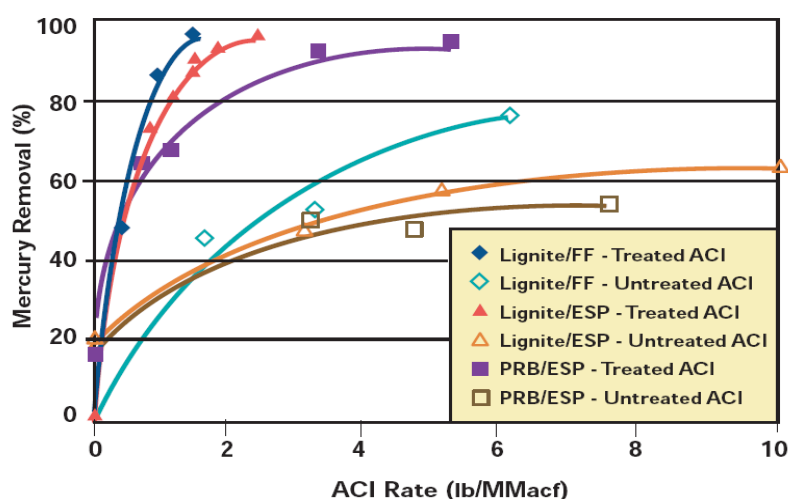


Figura 10: Comparación de la eficacia con carbón activado sin tratar y con carbón activado tratado para la eliminación de mercurio

Mercury removal (%) = Eliminación de mercurio (%)

ACI rate (lb/MMacf) = Tasa de inyección de carbón activado (lb/MMpc)

Lignite/FF-Treated ACI = lignito/FT - ICA tratado

Lignite/FF-Untreated ACI = lignito/FT - ICA sin tratar

Lignite/ESP - Treated ACI = Lignito/PE - ICA tratado

Lignite/ESP - Treated ACI = Lignito/PE - ICA sin tratar

PRB/ESP - treated ACI = CRP/PE - ICA tratado

PRB/ESP - Untreated ACI = CRP/PE - ICA tratado

Restricciones relativas a la aplicabilidad de la inyección de carbón activado

A pesar de que el método de inyección de carbón activado se está implementando comercialmente en múltiples y diversas aplicaciones, aún restan algunas cuestiones por resolver, entre las que figuran la comerciabilidad de las cenizas volantes para los fabricantes de hormigón, y el efecto del SO₃ en la eficacia de los sistemas de inyección de carbón activado.

Un sistema típico de inyección de carbón activado se encuentra situado en la etapa inicial de un dispositivo de control de materia particulada, que conduce a la mezcla del material absorbente y las cenizas volantes. Si bien esto no es motivo de preocupación en los casos en que las cenizas volantes no se venden para la producción de hormigón, esta mezcla puede afectar negativamente el uso de las cenizas volantes en la producción de hormigón. La calidad del

hormigón es especialmente sensible respecto del contenido de carbón, y también se ve afectada por la magnitud física del carbón presente en las cenizas volantes.

Un método eficaz para eliminar la contaminación por ceniza volante es agregar un filtro textil adicional en la etapa final del precipitador electrostático existente o inyectar el carbón activado después del dispositivo de control situado en la materia particulada y en un DGC en húmedo, lo cual podría afectar la calidad del yeso producido por la DGC (Miller *et al.*, 2014; Mimna *et al.*, 2014). Además, en algunas plantas alimentadas con carbón de bajo contenido de mercurio y que utilizan filtros textiles para controlar la materia particulada, la cantidad de carbón activado tratado necesaria para obtener una reducción de mercurio superior al 85% es de solo 8 mg/m³. En esos casos, la presencia de carbón activado en las cenizas volantes podría no afectar la venta de ceniza volante para la producción de hormigón.

Se han desarrollado materiales absorbentes de carbón compatibles con el hormigón que posibilitan a algunas centrales eléctricas alimentadas con carbón seguir comercializando las cenizas volantes para la producción de hormigón (Nelson *et al.*, 2006; Landreth *et al.*, 2012). En los Estados Unidos esos materiales absorbentes se emplean comercialmente.

También se han realizado ensayos con otros materiales absorbentes sin carbón diseñados para preservar la calidad de las cenizas volantes y a la vez posibilitar obtener tasas de inyección de materiales absorbentes capaces de producir hasta un 85% de eliminación de mercurio (Kang *et al.*, 2007). Similarmente, se han elaborado técnicas para el tratamiento posterior de las cenizas volantes para eliminar carbón sin quemar y carbón activado. Entre ellas figuran el tratamiento térmico de las cenizas volantes y la separación electrostática del carbón de las cenizas volantes.

Los ensayos han demostrado que el SO₃ en el gas de combustión, incluso en bajas concentraciones, puede interferir con la eficacia de los sistemas de inyección de carbón activado. Parece ser que el SO₃ compite con el mercurio por los sitios de adsorción en la superficie del material absorbente, limitando de esa manera su eficacia. Este fenómeno puede ser especialmente importante para aplicaciones de la inyección de carbón activado en las plantas alimentadas con carbón de alto contenido de azufre. Una posible solución para la interferencia ocasionada por la cuestión del SO₃ es la inyección combinada de materiales absorbentes de mercurio y materiales alcalinos. Se están usando algunos materiales alcalinos según se sugiere en Feeley and Jones (2009). Entre ellos figuran el hidróxido de calcio (Ca(OH)₂), el bicarbonato de sodio (NaHCO₃) y el sesquicarbonato de sodio (trona).

Efectos recíprocos entre los medios para la inyección de carbón activado

El uso de métodos de inyección de carbón activado no compatible con el hormigón puede dar por resultado la pérdida del uso de las cenizas volantes en el hormigón, y en consecuencia puede aumentar las cantidades de cenizas volantes enviadas a los vertederos. Los ensayos realizados con dos carbones activados comerciales indican que el mercurio captado mediante carbón activado es lo suficientemente estable para proporcionar una quelación permanente del mercurio en los materiales absorbentes del mercurio de carbón activado después de su eliminación (Graydon *et al.*, 2009; US EPA, 2006; US EPA, 2009a).

La inyección de carbón activado situada en la etapa inicial del dispositivo de control de la materia particulada afecta la calidad de las cenizas volantes como consecuencia de la mezcla del carbón activado y las cenizas volantes. Existe la posibilidad de que ocurra una liberación secundaria de mercurio a partir de las cenizas volantes cuando esta se expone a temperaturas elevadas para su reutilización, por ejemplo, en la producción de cemento o ladrillos (Pflughoeft-Haassett *et al.*, 2007).

Costo de las tecnologías para el control del mercurio

El control de la emisión de mercurio puede realizarse como una eliminación de beneficio paralelo mediante el equipo ya emplazado, que podría haber sido instalado con una finalidad diferente. Definir el costo de la eliminación del mercurio como beneficio paralelo resulta complejo debido a que es preciso tener en cuenta el prorrateo del costo entre los costos del control del mercurio y los de controlar otros contaminantes, como la materia particulada, el SO₂ o los NO_x (Sloss, 2008). Generalmente la reducción de mercurio mediante efectos obtenidos como beneficios paralelos (la instalación de tecnologías como la desulfuración de los gases de combustión y la reducción catalítica selectiva, que también reducen las emisiones de mercurio) pueden considerarse como de costo mínimo o incluso nulo. Esto se debe a que las tecnologías de elevado gastos de infraestructura, como la reducción catalítica selectiva y la desulfuración de los gases de combustión suelen agregarse a los fines del control de los NO_x o SO_x, respectivamente, y no se añadirían únicamente para el control del mercurio. Alternativamente, el control del mercurio puede realizarse mediante una tecnología diseñada específicamente para ese fin, como la inyección de carbón activado a un costo mucho menor siempre que ya exista un dispositivo de control de la materia particulada. Asignar costos a esto último resulta más sencillo.

Existen tres componentes de los gastos resultantes de la aplicación de tecnología diseñada específicamente para el control de las emisiones de mercurio: los gastos de inversión, los gastos fijos de funcionamiento y mantenimiento, y los gastos variables de funcionamiento y mantenimiento. Para la inyección de carbón activado, se estima que los gastos variables de funcionamiento y mantenimiento son pequeños incluso cuando constituyen un componente importante del gasto total (EPA, 2005; Amar *et al.*, 2010) debido a que los gastos de inversión son relativamente

bajos. Esto depende de la aplicación. Los requisitos del absorbente pueden variar apreciablemente entre diferentes lugares. Los principales componentes de los gastos variables de funcionamiento y mantenimiento son el costo de los materiales absorbentes y el costo de la eliminación. También se puede producir la pérdida de ingresos provenientes de las ventas de cenizas volantes debido a la contaminación de estas por carbón activado. Para resolver esto, se han desarrollado los denominados carbones activados “compatibles con el hormigón”, conjuntamente con tecnologías para separar el carbón activado de las cenizas volantes.

Costos de las tecnologías para el control del mercurio como beneficio paralelo

Los gastos de capital efectivos del control de la contaminación atmosférica en una instalación determinada suelen ser de propiedad y convenidos durante negociaciones directas entre los vendedores de tecnología y sus clientes. No obstante, una parte sustancial de la información relativa a los costos es de dominio público, y esto se presenta más adelante. A la hora de evaluar esos datos se deben cumplir varias directrices generales:

- Los gastos de inversión para la nueva instalación pueden variar con sujeción a los factores de redundancia empleados para el diseño, así como a las opciones de financiación prevalecientes a nivel local (por ejemplo, tasas de remuneración del capital);
- Los gastos de inversión para una instalación de reconversión pueden variar con sujeción a las condiciones en el lugar, como la disponibilidad de espacio, y el denominado “factor de dificultad de la reconversión;”
- El costo nivelado del equipo de control varía según el coeficiente de capacidad de la planta. Generalmente el costo nivelado disminuye en la medida en que el coeficiente de capacidad aumenta (Celebi, 2014).

Los costos de las tecnologías de control varían apreciablemente cuando se aplican a diferentes países. En los cuadros 7 y 8 se muestran los costos de la tecnología de beneficio paralelo en China y los Estados Unidos. Cabe observar que los gastos de capital de un depurador para la DGC en húmedo instalado en una unidad de 600 MW pueden ser 20 veces menores en China que en los Estados Unidos. Cabe señalar que, al considerar la aplicación a nivel nacional, o incluso regional, de las mejores técnicas disponibles se debe tener en cuenta un rango de costos para cualquier mejor técnica disponible en lugar de una cifra exacta. En este contexto, los valores que figuran en los cuadros 7 y 8 se deben considerar como de carácter indicativo únicamente, y también se debe hacer referencia a otros datos sobre costos (por ejemplo, UK Department of Trade and Industry (2000); Sargent and Lundy (2007)).

No obstante, los sistemas de control de la contaminación atmosférica convencionales no están diseñados específicamente para controlar las emisiones de mercurio, y por consiguiente resulta necesario prorratear los costos totales de las tecnologías para el control del mercurio como beneficio paralelo entre diferentes contaminantes del aire. En un estudio realizado en China (Ancora *et al.*, 2015) se empleó un método de prorrateo de contaminante equivalente basado en la repercusión de cada contaminante en la salud y el medio ambiente y se distribuyó el costo anual total entre el mercurio, la PM₁₀, el SO₂ y los NO_x (véase el cuadro 9).

Cuadro 7

Costos de los dispositivos para el control de la contaminación en centrales eléctricas (CNY/kQ, 2010 Yuan), China (Ancora *et al.*, 2015)

DCCA	Capacidad (MW)	Gasto de capital (CNY/kW)	Gastos de F y M (CNY/kW/año)
PE	<100	108±8	7±2
PE	<300	100±7	6±2
PE	>300	94±7	5±2
FT	<100	91±8	10±4
FT	<300	80±7	9±3
FT	>300	71±6	9±3
DGChúmedo	<100	736±178	74±29
DGChúmedo	<300	410±99	56±22
DGChúmedo	>300	151±37	36±14
RCS	<100	123±29	43±18
RCS	<300	99±23	31±13
RCS	>300	75±18	20±8

Clave: SCCA – dispositivo de control de la contaminación atmosférica; CNY – yuan renminbi; FyM – funcionamiento y mantenimiento

Cuadro 8

Gasto de capital de la tecnología de beneficio paralelo en los Estados Unidos (dólares/kW, dólares de 2012) (US EPA, 2013)

<i>Tecnología</i>	<i>Capacidad de la unidad, MW</i>	<i>Tipo de carbón</i>	<i>Gasto de capital total (dólares/kW)</i>	<i>Total de gastos de F y M, fijos y variables (dólares/MWh)</i>
DGC húmedo	500	Bituminoso	531	11,52
ASA DGC	500	Subbituminoso	470	10,45
RCS	500	Bituminoso	274	1,85
FT	500	Bituminoso	195	1,02

Cuadro 9

Gastos de combinaciones de sistemas de control de la contaminación atmosférica (SCCA) prorrateadas para diferentes contaminantes para una unidad de 600MW, China (millones de CNY, yuan de 2010) (Ancora *et al*, 2015)

<i>Combinación de SCCA</i>	<i>Total de gastos anuales</i>	<i>Gastos prorrateados para la eliminación de Hg</i>	<i>Gastos prorrateados para la eliminación de PM₁₀</i>	<i>Gastos prorrateados para la eliminación de SO₂</i>	<i>Gastos prorrateados para la eliminación de NO_x</i>
PE	8,324	0,479	7,845	-	-
FT	9,241	1,167	8,075	-	-
PE+DGChúmedo	39,871	1,613	11,571	26,687	-
RCS+PE+DGChúmedo	56,992	2,200	14,636	33,759	6,396
FT+ DGChúmedo	40,789	2,181	11,759	26,849	-
RCSR+FT+DGChúmedo	57,909	2,874	14,811	33,817	6,407

Costos de las técnicas para potenciar los beneficios paralelos y de la inyección de carbón activado

Los costos de la inyección de carbón activado incluyen dos componentes: primero, los gastos de capital para el almacenamiento de los materiales absorbentes y el equipo de inyección; y, segundo, los gastos fijos y variables de funcionamiento y mantenimiento (vinculados con el absorbente fungible). Para evaluar el costo de la eliminación de mercurio mediante la vía de los beneficios paralelos, se debe establecer una diferencia entre los gastos de inversión y los de funcionamiento y mantenimiento de los sistemas de control de la contaminación atmosférica, como la desulfuración de los gases de combustión y la reducción catalítica selectiva, que están bien definidos, y el costo de potenciar u optimizar la eliminación de mercurio en esos sistemas de control de la contaminación atmosférica.

En general, el costo de las técnicas de potenciación de los beneficios paralelos resulta difícil de evaluar por cuanto está sujeto a múltiples variables, como el origen y la calidad del carbón, la magnitud del reacondicionamiento necesario para los controles de materia particulada existentes (en el caso de los precipitadores electrostáticos), o los regímenes de funcionamiento de los sistemas de DGC en húmedo específicos para cada sitio. Como resultado, los costos relativos se calcularon primeramente para los enfoques examinados en el presente documento, los cuales se muestran en el cuadro 10, que se basaron, entre otras cosas, en la información presentada en el documento de orientación para la optimización del proceso (UNEP, 2010). Los gastos relativos de inversión y de funcionamiento y mantenimiento que figuran en el cuadro 10 se deben tratar únicamente como indicaciones de tendencias, y no deben interpretarse como directrices aplicables universalmente a la selección de enfoques eficaces en función de los costos para el control de las emisiones de mercurio provenientes de centrales eléctricas o calderas alimentadas con carbón que podrían estar ubicadas en diferentes países. Las condiciones económicas predominantes a nivel local (por ejemplo, el costo de los suministros y materiales, la eficiencia y los costos de mano de obra, transporte, y otros) siempre deben tenerse en cuenta durante la selección de una opción de control del mercurio, y a la vez reconocer el hecho de que muchos mercados para los equipos de control de las emisiones y muchas compañías de obras de construcción también tienen un carácter mundial (Pacyna *et al.*, 2010).

Cuadro 10

Costo relativo de la eliminación de mercurio para varios métodos

<i>Enfoque</i>	<i>Gastos de inversión</i>	<i>Gastos de funcionamiento y mantenimiento</i>	<i>Observaciones</i>
Lavado del carbón	Moderados	Bajos	El lavado es menos costoso que el tratamiento químico.
Mezcla del carbón	Muy bajos	Muy bajos	Podría requerir ajuste y/o reacondicionamiento de los pulverizadores
Aditivos oxidantes del Hg	Muy bajos	Bajos	Los aditivos halogenados aumentan apreciablemente la oxidación y captación del Hg
Aditivos para el control de la reemisión	Muy bajos	Bajos	La posibilidad de reemisión del Hg debe mitigarse
Catalizador selectivo de reducción catalítica selectiva de oxidación de Hg*	Bajos	Bajos	Se refiere únicamente al catalizador específico para Hg, podría requerir mezcla de carbón
Inyección de carbón activado (ICA)	Bajos	Bajos a moderados	La preservación de la calidad de la ceniza plantea un problema. Mayores costos incrementales para los materiales absorbentes “compatibles con el hormigón”

* Con DGC húmedo en la etapa final del proceso

Cuadro 11

Gastos de inversión de la inyección de carbón activado en los Estados Unidos (dólar/kW, dólares de 2007)

<i>Tecnología</i>	<i>Capacidad de la unidad, MW</i>			
	<i>100</i>	<i>300</i>	<i>500</i>	<i>700</i>
ICA	3 a 8	2 a 6	2 a 5	2 a 5

Notas:

Los datos del cuadro 11 proceden de los cuadros 5 a 16 en USEPA, 2010

Los rangos de costos corresponden a inyección de carbón activado pulverizado con FT o precipitador electrostático en el lado frío

El caso examinado corresponde a carbón bituminoso y otros supuestos en EPA Base Case v.4.10

Una sensibilidad relativamente baja de los gastos de inversión de la inyección de carbón activado respecto de la capacidad de la planta, según se muestra en el cuadro 11, puede interpretarse como que da lugar a una eficacia en función de los gastos comparable a la eliminación del mercurio mediante inyección de carbón activado (costo de eliminar una masa unitaria de mercurio) para plantas pequeñas y grandes (por ejemplo, caldera industrial pequeña c. caldera grande de central electrotérmica). Un análisis a fondo de los costos de la inyección de carbón activado para el control de las emisiones de mercurio (USEPA, 2010), del cual se derivó el cuadro 11, arrojó gastos de inversión en 2007 que fluctuaban entre 2 y 8 dólares/kW según la configuración, tipo carbón activado (estándar o modificado), y capacidad de la planta (entre 100 MW y 700 MW). Cabe señalar que en el cuadro 11 los valores de los costos no incluyen los gastos de inversión correspondientes a filtros textiles o precipitadores electrostáticos. El costo de instalación de un nuevo filtro textil o cámara para filtro textil fluctúa entre 55 dólares/kW y 70 dólares/kW, independientemente de la capacidad de la planta. Para el mismo rango de variables, el estudio calculó un gasto fijo de funcionamiento y mantenimiento de entre 0,03 dólares/kW y 0,1 dólares/kW/año.

El costo efectivo del control del mercurio también estará sujeto al sistema de control de materia particulada que se emplee. En el cuadro 12 se muestran los gastos de funcionamiento para el precipitador electroacústico y los filtros textiles del colector de partículas híbrido compacto. Las estimaciones corresponden a una planta de 250 MW con una capacidad de 80% para caldear carbón bituminoso y suponen que el costo del sistema colector de partículas híbrido compacto sería de alrededor de 50 dólar EU.UU./kW (12,5 millones de dólares).

Cuadro 12

Gastos de funcionamiento para los sistemas de inyección de carbón activado (en una planta de 250 MW) seguido de precipitador electrostático o filtro textil para carbones bituminosos (IJC, 2005)

	<i>Precipitador electrostático</i>	<i>Sistema colector de partículas híbrido compacto</i>
Eliminación de mercurio,%	70	90
Tasa de inyección de carbón activado pulverizado, kg/Macm	160	48
Costo de inyección de carbón activado pulverizado, en dólares de los EE.UU.	790 000	790 000
Costo del carbón activado, en dólares de los EE.UU.	2 562 000	796 000

Los costos del absorbente están sujetos a las características del carbón, el tipo de sistemas de control de la contaminación atmosférica existentes en la planta, y el nivel de captación de mercurio requerido. En Jones y otros (2007) se enumeran los costos de carbones provenientes de diferentes suministradores, que fluctúan entre 0,87 dólares/kg y 2,11 dólares/kg.

El tipo de carbón activado afecta tanto la tasa de inyección como el gasto de funcionamiento. El precio unitario de carbón activado bromado puede ser un 30% mayor que el del carbón activado sin tratar. No obstante, la eficacia del carbón activado bromado puede ser apreciablemente mejor que la del carbón activado sin tratar para ciertos tipos de carbón (Chang *et al.*, 2008).

Mejores técnicas disponibles y mejores prácticas ambientales para la combustión del carbón

En el capítulo introductorio del presente documento de directrices se describen los principios generales para la opción de las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales para las categorías de fuentes puntuales enumeradas en el anexo D. Aquí nos centramos en la selección de los controles del mercurio en el sector de la combustión de carbón.

Mejores técnicas disponibles

Existen cuatro tipos principales de medidas de control para las emisiones de mercurio a la atmósfera provenientes de centrales eléctricas y calderas industriales alimentadas con carbón.

Medidas primarias para reducir el contenido de mercurio del carbón

El primer tipo consta de la eliminación del mercurio antes de la combustión. El lavado, la selección o la mezcla del carbón son tecnologías eficaces para mejorar la eficiencia en el uso del carbón y para reducir la emisión de contaminantes del aire. No obstante, la medida en que el lavado del carbón se ha aplicado en las centrales eléctricas de carbón y en las calderas industriales de carbón ha sido muy baja, y la proporción de lavado de carbón ha crecido lentamente, porque por sí mismo no constituye una mejor técnica disponible. Sin embargo, cuando se combina con las medidas de control descritas a continuación, puede proporcionar reducciones razonables de las emisiones de mercurio.

Medidas para reducir las emisiones de mercurio durante la combustión

El segundo tipo de medidas de control incluye la eliminación del mercurio durante la combustión. El empleo de una caldera de lecho fluidizado desempeña una función importante en la eliminación de mercurio en la etapa final del proceso. Revisten particular importancia los porcentajes mucho mayores de mercurio particulado en el gas de combustión proveniente del lecho fluidizado en comparación con el caldeo del carbón pulverizado. Este alto porcentaje de mercurio presente como materia particulada da lugar a una mayor eficiencia en la eliminación del mercurio de los filtros textiles o precipitadores electrostáticos situados en la etapa final del proceso. No obstante, cabe señalar que el uso de una caldera de lecho fluidizado no constituye por sí mismo una mejor técnica disponible.

Eliminación del mercurio como beneficio paralelo de los sistemas convencionales para el control de la contaminación atmosférica

El tercer tipo de medidas de control para la eliminación del mercurio consiste en el uso de sistemas de control de la contaminación atmosférica que se emplean principalmente para eliminar materia particulada (precipitador electrostático, filtro textil o una combinación de ambos.), SO_2 (DGC en seco o en húmedo), y NO_x (reducción catalítica selectiva), pero puede dar por resultado reducciones apreciables de las emisiones de mercurio como beneficio paralelo. En algunos países, la eliminación de mercurio como beneficio paralelo es la primera medida que se tiene en cuenta para la reducción de las emisiones de mercurio provenientes de centrales eléctricas o calderas industriales alimentadas con carbón.

En la sección 3.2 precedente se muestran los niveles de emisión y las eficiencias de eliminación logradas mediante la aplicación de los sistemas de control de la contaminación atmosférica. Esto demuestra que la combinación de reducción catalítica selectiva, precipitador electrostático y desulfuración de los gases de combustión, que se emplea ampliamente en las centrales eléctricas de carbón en Europa, los Estados Unidos, China y Japón, pueden lograr eficiencias de eliminación de hasta un 95% y una concentración de menos de $1 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ de mercurio en el gas de combustión de plantas alimentadas con carbón duro.

La combinación de reducción catalítica selectiva, filtro textil y desulfuración de los gases de combustión puede lograr eficiencias de eliminación del mercurio de hasta un 99% y una concentración inferior a $0,5 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ de mercurio en el gas de combustión proveniente de plantas alimentadas con lignito.

Técnicas de control diseñadas específicamente para el control del mercurio

El cuarto tipo de medidas de control consiste en tecnologías diseñadas específicamente para reducir las emisiones de mercurio a la atmósfera, con inclusión de la tecnología de inyección de carbón activado o el uso de aditivos. En la actualidad, la tecnología de inyección de carbón activado se ha comercializado y adoptado ampliamente para las centrales eléctricas de carbón en los Estados Unidos y ha cumplido satisfactoriamente los valores límite reglamentarios de emisiones que representan entre 85% y 95% de control durante más de cinco años (Massachusetts Department of Environmental Protection, 2015). Las operaciones de tecnología de inyección de carbón activado en los Estados Unidos muestran que la concentración de mercurio en el gas de combustión después de la inyección de carbón activado y los filtros textiles puede ser inferior a $1 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$.

Mejores prácticas ambientales

Las estrategias eficaces de gestión del control de la contaminación, instalaciones bien mantenidas, operarios bien capacitados y una atención constante al proceso constituyen factores importantes en el control y, siempre que sea viable, la reducción de las emisiones de mercurio resultantes de la combustión del carbón. Como tales, estas prácticas, aplicables a fuentes existentes y nuevas, se consideran como mejores prácticas ambientales y se deben realizar en consonancia con la aplicación de las mejores técnicas disponibles.

Principales parámetros del proceso

El primer paso en la determinación de las mejores prácticas ambientales para el proceso de combustión del carbón consiste en determinar los principales parámetros del proceso (incluidos el control del aporte de mercurio en la monitorización del carbón y otras materias conexas), ya sea a partir de investigaciones relativas a un sitio específico o de pruebas realizadas en instalaciones similares en otros lugares. Sobre la base de las investigaciones y los ensayos, las medidas que posibilitan el control de los parámetros fundamentales del proceso deben incorporarse en el sistema de gestión.

Examen de la eficiencia energética para toda la planta

La eficiencia energética de una central eléctrica de carbón se define como la proporción entre el producto final (electricidad neta, calor neto, o ambos) de la planta y la cantidad de energía original (en el carbón) suministrado a la planta durante el mismo período. La eficiencia de la turbina de vapor (basado en el valor calorífico inferior del carbón) en una planta nueva alimentada con carbón pulverizado varía entre 39% y 47%, según las condiciones de vapor (Eurelectric, 2003). Las plantas de nueva construcción diseñadas para condiciones de vapor subcríticas funcionan al extremo inferior, en tanto que las plantas diseñadas para condiciones de vapor supercríticas y ultra supercríticas funcionan al extremo superior de ese rango de eficiencia. La combustión en calderas de lecho fluidizado circulante (CLFC) suele funcionar con una eficiencia superior al 40%. Ya desde 2011, únicamente alrededor de la mitad de las nuevas centrales eléctricas de carbón estaban diseñadas para funcionar con alta eficiencia y bajas emisiones (IEA, 2012).

A medida que las plantas envejecen, su eficiencia disminuye, y requieren más carbón para generar la misma cantidad de producto final. Para cualquier central eléctrica o caldera industrial de carbón, la cantidad de emisiones de mercurio sin controlar resultantes de la central o la caldera está directamente relacionada con la cantidad de carbón quemado. De ello se desprende que, si la cantidad del carbón combustionado pudiera reducirse, entonces la totalidad de las emisiones de mercurio resultantes de una central eléctrica o caldera industrial determinada también disminuiría. Esa disminución de la cantidad del carbón combustionado podría lograrse mediante la adopción de medidas para mejorar la eficiencia energética de una central eléctrica o caldera industrial existente.

El diseño energéticamente eficiente, el mantenimiento del equipo, y la mejora de la eficiencia también contribuyen a la reducción de todos los contaminantes emitidos a partir del mismo volumen de carbón utilizado, incluidos los gases de efecto invernadero como el CO₂, además de a la reducción de las emisiones de mercurio. Si se implementase la reconversión de una planta por razones comerciales o económicas, ello generaría mayor producción de energía y menor producción de emisiones a partir del mismo volumen de carbón alimentado (Sloss, 2009).

Entre los ejemplos de medidas para mejorar la eficiencia energética en las centrales eléctricas y las calderas industriales de carbón pueden incluirse las mediciones detalladas para determinar las pérdidas térmicas, la reparación de escapes en los conductos de los gases de combustión, la modernización de los calentadores de aire, nuevas aspas para las turbinas, la reparación o modernización del condensador, un nuevo empaque para la torre de enfriamiento, o la mejora de la eficiencia eléctrica de la planta.

La combustión de alta eficiencia se facilita con el establecimiento de un régimen de monitorización de los principales parámetros de funcionamiento, como el monóxido de carbono (CO), la tasa de flujo volumétrico, la temperatura y el contenido de oxígeno. Un bajo contenido de CO está vinculado a una mayor eficiencia de combustión desde el punto de vista de la consunción total del carbón alimentado. La eficiencia de la combustión está sujeta a varios factores, entre los cuales figuran las condiciones del vapor, el tipo de carbón, el clima local en el emplazamiento de la planta, así como la antigüedad, la capacidad y el modo de funcionamiento de la planta (IPPC, 2013).

Mantenimiento y eficiencia de eliminación de los sistemas de control de la contaminación atmosférica

Más allá de una mejor eficiencia energética, la mejora de la eficiencia de los sistemas de control de la contaminación atmosférica ofrece la oportunidad de elevar al máximo la eliminación del mercurio. La magnitud incremental de eliminación del mercurio se logra como resultado de emplear equipo de control de la contaminación atmosférica diseñado originalmente para limitar emisiones sin mercurio, como materia particulada, SO₂, o NO_x, ya instalado en la central eléctrica o la caldera industrial. Según sea el equipo de control de la contaminación atmosférica del cual se disponga, estos enfoques podrían incluir la disminución de los requisitos de electricidad parasitarios de los sistemas de control de la contaminación atmosférica, la modernización o mejoras de categoría de los precipitadores electrostáticos o los filtros textiles, la modificación del diseño de funcionamiento de la reducción catalítica selectiva, o una combinación de esas medidas (Sloss, 2006).

Gestión ambientalmente racional de la planta

Para mejorar la prevención y el control de las emisiones de mercurio, es necesario contar con un sistema de gestión ambiental que defina claramente las responsabilidades a todos los niveles correspondientes a una central eléctrica o una caldera industrial de carbón. Algunas de las medidas que se aplican más frecuentemente están dirigidas a mejorar el funcionamiento de la caldera, como la implementación de ciclos apropiados de inspección y mantenimiento. Las prácticas de funcionamiento y mantenimiento ofrecen la posibilidad de mejorar la eficacia de la planta, incluidas su eficiencia y fiabilidad, así como la de disminuir los propios gastos generales de funcionamiento y mantenimiento. No obstante, el deterioro del equipo de la planta es inevitable. La celeridad con la que ello tiene lugar depende en gran medida de las prácticas de funcionamiento y mantenimiento. Por ejemplo, entre algunas de las buenas prácticas de funcionamiento y mantenimiento figuran el mantenimiento de los conductos de vapor, el tratamiento del agua, y un protocolo fiable para la monitorización y la presentación de informes. Además, podría ser necesario efectuar mejoras para disminuir los atascamientos y las demoras.

Se deberían asignar recursos suficientes para implementar y proseguir la aplicación de las mejores prácticas ambientales, y el personal debe estar suficientemente capacitado respecto de sus deberes. Asimismo, a fin de asegurar el cumplimiento de las mejores prácticas ambientales, también reviste importancia contar con protocolos de auditoría independientes sobre el terreno y a distancia a cargo de terceros.

Gestión ambientalmente racional de los residuos de la combustión del carbón

La gestión ambientalmente racional de los residuos de la combustión del carbón (RCC), es importante para minimizar la posibilidad de aumentar el riesgo de reemisión del mercurio y otros posibles problemas.

A lo largo de todo el proceso de control de las emisiones de mercurio proveniente de fuentes alimentadas con carbón, el mercurio es eliminado de los gases de combustión y transferido a residuos de la combustión del carbón, entre los que figuran la ceniza del fondo de la caldera, las cenizas volantes y el fango de la DGC en húmedo. El fango de la DGC en húmedo y otros residuos de la combustión del carbón o bien se almacenan en el mismo sitio o se reutilizan mediante, entre otras vías, un tratamiento ulterior para su uso en planchas de yeso para paredes. En este último caso, después que el yeso de la DGC en húmedo ha sido removido mediante filtración del fango, es posible que sea necesario extraer el mercurio del efluente de agua de desecho de la DGC según sean los niveles presentes. Esto se puede lograr mediante tratamiento químico, intercambio iónico, o filtración por membranas. En los procesos de producción de las planchas de yeso para paredes, otro uso de los residuos de la combustión del carbón, incluso durante el almacenamiento de esos residuos en el sitio, el mercurio contenido en su interior podría volverse a liberar.

En el proceso de la producción de planchas de yeso para paredes, una fracción del mercurio podría reemitirse debido a que los procesos de producción suelen incluir unidades de alta temperatura. En un estudio, la pérdida de mercurio total a nivel de la planta de producción de planchas para paredes representó alrededor del 5% del contenido de mercurio en el yeso resultante de la DGC (Marshall, 2005). No obstante, otro estudio realizado por Liu *et al.* indicó que entre 12% y 55% del mercurio total en el yeso de la DGC se emitiría durante la producción de planchas para paredes, y un tercer estudio halló liberaciones que fluctuaron entre 2% y 66% del mercurio en el yeso entrante proveniente de la DGC (Sanderson et al, 2008). Habida cuenta de la posible variabilidad en las tasas de liberación, la producción de planchas para paredes en la que se usa yeso de la DGC no se considera como una mejor práctica ambiental a menos que se demuestre que las reemisiones de mercurio son mínimas y se captan durante la producción de las planchas para paredes.

En el caso del almacenamiento de los residuos de la combustión del carbón en el mismo sitio en que se producen, podría existir la posibilidad de repercusiones recíprocas entre los medios (por ejemplo, la lixiviación del mercurio hacia las aguas freáticas). En un estudio de varios años de duración sobre las características de lixiviación de los residuos de la combustión del carbón se llegó a la conclusión de que cualquier posible liberación al medio ambiente de metales provenientes de los residuos de la combustión de carbón se ve afectada por las condiciones de lixiviación (USEPA, 2006; USEPA, 2008; USEPA, 2009a).³⁵ Las condiciones de lixiviación se ven afectadas por el pH y por la cantidad de contacto con el agua (proporción entre líquido y sólidos). Cuando se evalúan en relación al rango de pH entre 5,4 y 12,4 (rango plausible para la gestión de los residuos de la combustión del carbón), los resultados de la lixiviación del mercurio no sobrepasaron las normas existentes para la concentración de mercurio en las aguas subterráneas de los Estados Unidos. En esos mismos estudios, se halló que algunos resultados de la lixiviación correspondientes a otros metales pesados, como el arsénico, sobrepasaban los índices de concentración establecidos para el agua subterránea en los Estados Unidos. Cabe señalar que los datos presentados no incluyen ningún intento por realizar una estimación de la cantidad de constituyente que pueda llegar a un acuífero o pozo de agua potable. La modelización del transporte y el destino del agua subterránea, incluida la consideración de muchos factores adicionales –entre los que figura la manera en que se gestionan las cenizas volantes– sería necesaria para evaluar el

³⁵ La USEPA ha desarrollado y estandarizado los métodos de ensayo sobre la lixiviación empleados en estos estudios, y se conocen por métodos “LEAF”. Los métodos se enumeran 1313 a 1316, y figuran en: http://epa.gov/wastes/hazard/testmethods/sw846/new_meth.htm.

posible riesgo. Podría estudiarse la posibilidad de considerar que almacenar en el sitio los residuos de la combustión del carbón con superficies impermeables constituya un aspecto de gestión ambientalmente racional.

Monitorización de las emisiones de mercurio

En el capítulo introductorio del presente documento se examinan aspectos generales e interdisciplinarios de la realización de ensayos. La presente sección se limita a aspectos específicos de la monitorización de las emisiones de mercurio para las centrales eléctricas y las calderas industriales de carbón.

Monitorización continua de las emisiones

La monitorización del mercurio mediante instrumentos de monitorización continua de las emisiones resulta eficaz para las corrientes del gas resultante de la combustión de carbón (Sarunac, 2007). A los fines del cumplimiento del control de las emisiones, los instrumentos de monitorización continua de las emisiones se ubican en la chimenea y miden una corriente de gas de baja concentración de particulados.

A los fines de la optimización del tratamiento del mercurio, a veces se emplean instrumentos de monitorización continua de las emisiones para muestrear la corriente de gas cargado de partículas antes de pasar por un dispositivo de control de la materia particulada. Una tecnología de sonda de filtro que se emplea comúnmente con este fin es el filtro inercial. Este filtro emplea una técnica de aceleración del gas de muestra y se basa en las fuerzas inerciales de la materia particulada y un filtro sinterizado para separar el gas de los particulados.

La monitorización continua de las emisiones del gas de muestra saturado de agua utilizando un depurador húmedo se practica comúnmente, aunque requiere procedimientos más elaborados. Se emplea una sonda de filtro fija para evitar el bloqueo debido a la condensación de agua y generalmente se emplea un ciclo de limpieza frecuente con medios filtrantes por aire comprimido. Todas las aplicaciones de la monitorización continua de las emisiones emplean líneas calentadas de muestreo con una regulación cuidadosa de la temperatura del gas de muestra para evitar la condensación del agua y la resultante absorción del mercurio oxidado en esa agua.

Un instrumento de monitorización continua de las emisiones proporciona al operador de la combustión del carbón un análisis del mercurio en tiempo real que puede utilizarse en un circuito de realimentación con la inyección de absorbente o el equipo para agregar aditivos al carbón. Este aspecto posibilita un estricto control de la concentración de las emisiones de mercurio, aunque ocurran cambios en la concentración del mercurio en el combustible.

La monitorización continua de las emisiones también proporciona ventajas de sensibilidad respecto de bajas concentraciones de mercurio, de hasta $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mediciones por especie de mercurio, y alta repetitividad de los resultados cuando se calibra con una metodología dinámica de adición de patrón de mercurio.

Monitorización mediante trampas con absorbente

Se ha demostrado que las trampas con absorbente para la monitorización del mercurio en las corrientes de gas de combustión proporcionan datos precisos y repetibles, incluso a concentraciones muy bajas de emisiones de mercurio (Sarunac, 2007). En las plantas de combustión de carbón es posible monitorizar empleando un juego de trampas durante un período de muestreo de varios días.

Muestreo por borboteadores

Históricamente el empleo de métodos por borboteadores para la monitorización del mercurio en las plantas de combustión de carbón ha sido el método predominante. Los métodos por borboteadores no son apropiados para períodos de muestreo prolongados y en la práctica su uso se limita a solo varias horas (Sarunac, 2007).

Muchos métodos por borboteadores captan por separado materia particulada, mercurio oxidado y elemental, y en consecuencia en las plantas de combustión de carbón sirven para determinar la especiación del mercurio.

Los métodos por borboteadores emplean varios borboteadores en serie para posibilitar cierto grado de control de calidad.

Balance de materia

En las plantas de combustión a carbón las mediciones de balance de materia no constituyen un método directo de monitorización de las emisiones de mercurio a la atmósfera y cabe prever que la precisión de las emisiones a la atmósfera calculadas a partir del balance de materia será baja.

Los datos necesarios para realizar una medición de balance de materia del mercurio en las plantas de combustión a carbón se pueden obtener fácilmente en algunas regiones debido a que el contenido del mercurio de las corrientes de desechos sólidos y líquidos resultantes de la planta está sujeto a reglamentación. Entre las corrientes de desechos figuran las cenizas de fondo, las cenizas volantes, las aguas residuales del depurador, productos del depurador como el yeso, y desechos sólidos del depurador. En algunas regiones la medición del mercurio del carbón combustionado también se realiza periódicamente y es necesaria para el cálculo de balance de materia.

La precisión del balance de materia depende en gran medida del muestreo representativo del carbón y las corrientes de desechos, así como de una estabilización adecuada de la muestra. Se deben seguir procedimientos especiales para evitar la pérdida del mercurio de las muestras colectadas. Se puede lograr una mayor precisión de los resultados del balance de materia colectando y analizando un mayor número de muestras. Cabe esperar una importante variación en el contenido de mercurio del carbón, y por ello es preciso realizar frecuentemente análisis del carbón para obtener un valor exacto de la cantidad de mercurio. Para validar los cálculos de balance de materia se debe practicar periódicamente la monitorización de las emisiones de mercurio a la atmósfera.

Habida cuenta del número de corrientes de material que requieren monitorización y la frecuencia del muestreo para lograr un balance de materia preciso, para monitorizar las emisiones de mercurio a la atmósfera en las plantas de combustión a carbón podría ser más difícil emplear un método de balance de materia que un método de monitorización directa de los gases de combustión.

Sistemas predictivos de monitorización de las emisiones

La monitorización predictiva de las emisiones constituyen una buena herramienta selectiva para las plantas de combustión a carbón pero, debido a la amplia variación del contenido de mercurio en el carbón, no es un medio preciso para monitorizar las emisiones de mercurio a la atmósfera.

Los sistemas predictivos de monitorización sirven para efectuar estimaciones de las emisiones de mercurio a la atmósfera en preparación de trampas con absorbente u otras actividades de monitorización. Una buena estimación del rango de emisión a la atmósfera aumentará la eficiencia de la prueba de trampa con absorbente.

Factores de emisión

Los factores de emisión no constituyen un medio preciso para monitorizar las emisiones de mercurio a la atmósfera para las corrientes de gas de combustión a carbón. Esto se debe a la variación del contenido de mercurio en el carbón y a la amplia variación en la captación de mercurio dentro de un equipo de control de las emisiones instalado en una planta de combustión a carbón. Esto último dificulta en gran medida aplicar los factores de emisión en todo el parque de plantas de combustión a carbón.

Estimaciones de ingeniería

Las estimaciones de ingeniería no constituyen un método preciso para monitorizar las emisiones de mercurio a la atmósfera en las plantas de combustión a carbón.

Referencias

- ACAP (2004). Assessment of mercury releases from the Russian Federation. Russian Federal Service for Environmental, Technological and Atomic Supervision, Danish Environment Protection Agency for Arctic Council, COWI, December 2004.
- Ake, Terrence; Sulfur Dioxide Control for Small Utility Boilers, Air and Waste Management Association, 2009.
- Amar, P, C. Senior and R. Afonso (2008). NESCAUM Report: Applicability and Feasibility of NO_x, SO₂, and PM Emissions Control Technologies for Industrial, Commercial, and Institutional (ICI) Boilers (<http://www.nescaum.org/activities/major-reports>).
- Amar, P, C. Senior, R. Afonso and J. Staudt (2010). NESCAUM Report “Technologies for Control and Measurement of Mercury Emissions from Coal-Fired Power Plants in the United States: A 2010 Status Report”.
- Ancora, M. P., L. Zhang, S.X. Wang, J. Schreifels and J.M Hao (2015). Economic Analysis of Atmospheric Mercury Emission Control for Coal-Fired Power Plants in China. *Journal of Environmental Sciences* vol. 27, issue 7, pp125–134.
- ASTM D388 (2012). Standard Classification of Coals by Rank.
- Babcock Power, Circulating Dry Scrubbers (CDS) Webinar Presentation, 2012 Mid-Atlantic Regional Air Management Association, 19 July 2012.
- Bertole, C., 2013; SCR Catalyst Management and Improvement to Achieve and Maintain Mercury Oxidation Levels, May 2013 (2013).
- Bojkowska, I., Sokolowska, G., 2001. Mercury in mineral raw materials exploited in Poland as potential sources of environmental pollution (In Polish), *Biuletyn PIG*, No. 5, p. 53.
- Brown, T. D., D.N. Smith, R.A. Hargis, Jr., W.J. O’Dowd. (1999). 1999 Critical Review: Mercury Measurement and Its Control: What We Know, Have Learned, and Need to Further Investigate, *Journal of the Air & Waste Management Association*, vol., 49, pp. 1–97.
- Buschmann, J., Lindau, L., Vosteen, B.W. (2006). The KNXTM Coal Additive Technology –a Simple Solution for Mercury Emissions Control, *Power Gen USA*, December 2005.
- Celebi, M. (2014). “Coal Plant Retirements and Market Impacts”, The Brattle Group, presented to Wartsila Flexible Power Symposium, Vail, CO, February 2014.
- 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.
- Chathen, A., Blythe, G., Richardson, M., Dene, C., (2014). Scrubber Additives for Mercury Re-Emission Control, *The MEGA Symposium*, Baltimore, MD, August 2014.
- Chu, P. (2004). Effects of SCRs on Mercury, *Mercury Experts Conference*, Glasgow, Scotland, May 2004.
- Clack, H.L. (2006). Mass Transfer within ESPs: Trace Gas Adsorption by Sorbent-covered Plate Electrodes, *Journal of the Air & Waste Management Association*, vol. 56, pp. 759–766.
- Clack, H.L. (2009). Mercury Capture within Coal-Fired Power Plant Electrostatic Precipitators: Model Evaluation, *Environ. Sci. Technol.*, vol. 43, pp. 1460–1466.
- CRIEPI and FEPC (2012). Data evaluated by CRIEPI (Central Research Institute of Electric Power Industry) in 2012, based on the data provided by FEPC (the Federation of Electric Power Companies of Japan).
- DeVito, M.S., Rosenhoover, W.A. (1999). Hg Flue Gas Measurements from Coal-fired Utilities Equipped with Wet Scrubbers, 92nd Annual Meeting of the Air & Waste Management Association, St. Louis, MO, June 1999.
- Deye, C.S., Layman C.M. (2008). A Review of Electrostatic Precipitator Upgrades and SO₂ Reduction at the Tennessee Valley Authority Johnsonville Fossil Plant, *The MEGA Symposium*, Baltimore, MD, 2008.
- Dombrowski, K., S. McDowell, et al. (2008). The balance-of-plant impacts of calcium bromide injection as a mercury oxidation technology in power plants. *A&WMA Mega Symposium*. Baltimore, MD.
- Duan, Y. F., Zhuo, Y. Q., Wang, Y. J., Zhang, L., Yang, L. G., Zhao, C. S., 2010. Mercury Emission and Removal of a 135MW CFB Utility Boiler. *Proceedings of the 20th International Conference on Fluidized Bed Combustion* 2010, 189–194.
- Eurelectric, 2003, Efficiency in Electricity Generation, EURELECTRIC “Preservation of Resources” Working Group, in collaboration with VGB, July 2003.

European IPPC Bureau (EIPPCB) (2013). Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Large Combustion Plants—first draft (not adopted), June 2013

http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/LCP_D1_June2013_online.pdf.

Favale, A., Nakamoto, T., Kato, Y., and Nagai Y. (2013). Mercury Mitigation Strategy through the Co-Benefit Of Mercury Oxidation With SCR Catalyst, Power Engineering, January 2013.

Feeley, T., III, Brickett, L.A., O'Palko, B.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, MD, 2008.

Feeley, T. J. and Jones, A. P. (2009). An Update on DOE/NETL's Mercury Control Technology Field Testing Program. U.S. Department of Energy, available at <https://www.netl.doe.gov/File%20Library/NewsRoom/Updated-netl-Hg-program-white-paper-FINAL-July2008.pdf>.

Feng, W., Kwon, S., Feng, X., Borguet, E., M.ASCE, R. D. V. (2006). Sulfur Impregnation on Activated Carbon Fibers through H₂S Oxidation for Vapor Phase Mercury Removal. Journal of Environmental Engineering, 292–300.

Finkelman B. Personal communication: USGS, 2003 // United Nations Environment Programme (UNEP). Instrumental para la Identificación y Cuantificación de las Liberaciones de Mercurio. Geneva, Switzerland: UNEP, 2005.

Finkelman B. Personal communication: USGS, 2004 // United Nations Environment Programme (UNEP). Instrumental para la Identificación y Cuantificación de las Liberaciones de Mercurio. Geneva, Switzerland: UNEP, 2005.

Galbreath, K.C. and Zygarlicke, C.J. (2000). Mercury Transformations in Coal Combustion Flue Gas, Fuel Process. Technol, 65–66, 289.

GAO (2009). Preliminary Observations on the Effectiveness and Costs of Mercury Control Technologies at Coal-fired Power Plants, United States Government Accountability Office, GAO-09-860T, Washington, DC, 2009.

Ghorishi, S. B., Keeney, R. M., Serre, S. D., Gullett, B. K., Jozewicz, W. S. (2002). Development of a Cl-Impregnated Activated Carbon for Entrained-Flow Capture of Elemental Mercury, Environ. Sci. Technol., vol. 36, pp. 4454.

Graydon J. W., Zhang, X. Z., Kirk, D. W., Jia, C.Q. (2009). Sorption and stability of mercury on activated carbon for emission control. Journal of hazardous materials, 168(2-3): 978–82

ICAC (2010). Enhancing Mercury Control on Coal-fired Boilers with SCR, Oxidation Catalyst, and FGD, Institute of Clean Air Companies. Available at: www.icac.com.

ICAC (2010a). Commercial Bookings List, June 2010. Available at: www.icac.com/files/members/Commercial_Hg_Bookings_060410.pdf.

ICAC (2012). Sorbent Injection Technology for Control of Mercury Emissions from Coal-Fired Boilers. Available at: www.icac.com.

IEA, 2012, High-Efficiency, Low-Emissions Coal-Fired Power Generation-Technology Roadmap, International Energy Agency, Paris, France, 2012.

IJC, International Joint Commission (2005) Consultation on emissions from coal-fired electrical utilities. Background report from the International Joint Commission and the Commission for Environmental Cooperation, International Air Quality Advisory Board, Montreal, QC, Canada, vp (Apr 2005).

Institution of Chemical Engineers, Controlling Industrial Emissions-Practical Experience SS143 (Symposium). 1997.

Ito S., Yokoyama T., Asakura K. (2006). Emission of mercury and other trace elements from coal-fired power plants in Japan, Science of the Total Environment, vol.368, pp. 397–402.

Jia B J, Chen Y, Feng Q Z, Liu L Y (2013) Research progress of plasma technology in treating NO, SO₂ and Hg⁰ from flue gas. Applied Mechanics and Materials, 295-298: 1293–1298.

Jones A P, Hoffman J W, Smith D N, Feeley T J, Murphy J T (2007) DOE/NETL's Phase II mercury control technology field testing program: preliminary economic analysis of activated carbon injection. Environmental Science and Technology; 41 (4); 1365–1371.

Kang, S.; Edberg, C.; Rebula, E.; Noceti, P. (2007). Demonstration of Mer-Cure™ Technology for Enhanced Mercury Control, DOE/NETL Mercury Control Technology Conference, Pittsburgh, PA, 11–13 December 2007.

Keiser, B., Glesmann, S., Taff, B., Senior, C., Ghorishi, B., Miller, J., Mimna, R., Byrne, H., Improving Capture of Mercury Efficiency in WFGDs by Reducing Mercury Reemissions, ICAC, June 2014

- Kilgroe, J. D., C. B. Sedman, R. K. Srivastava, J. V. Ryan, C. Lee and S. A. Thornelee (2001). Control of mercury emissions from coal-fired electric utility boilers: interim report including errata dated 3-21-02. Carbon, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, National Risk Management Research Laboratory, Air Pollution Prevention and Control Division, 5: 33.
- Ko K B, Byun Y, Cho M, Hamilton I P, Shin D N, Koh D J, and Kim K T (2008) Pulsed Corona Discharge for Oxidation of Gaseous Elemental Mercury. Chemistry Faculty Publications. Paper 2.
http://scholars.wlu.ca/chem_faculty/2.
- Landreth, R. and Royer, D., (2012). Extended use of concrete-friendly C-PAC sorbent at PPL Montana Corette Station, MEGA Symposium, Baltimore, MD, 2012.
- Laudal, D.L.; Thompson, J.S.; Pavlish, J.H.; Brickett, L.; Chu, P.; Srivastava, R.K.; Lee, C.W.; Kilgroe, J.D. (2002) *Evaluation of Mercury Speciation at Power Plants Using SCR and SCR NOx Control Technologies*, 3rd International Air Quality Conference, Arlington, Virginia, September 9–12, 2002.
- Lawless, P. (1996). Particle Charging Bounds, Symmetry Relations, and Analytic Charging Rate Model for the Continuum Regime, *J. Aerosol Sci.*, vol. 27, no. 2, pp. 191–215, 1996.
- Leaner, J.J., Dabrowski, J.M., Mason, R.P., Resane, T., Richardson, M., Ginster, M., Gericke, G., Petersen, C.R., Masekoameng, E., Ashton, P.J., Murray, K., (2009). Mercury Emissions from Point Sources in South Africa, In: Pirrone, N., and Mason, R. (eds.) *Mercury Fate and Transport in the Global Atmosphere*, Springer.
- Leitfaden zur energetischen Verwertung von Abfällen in Zement- Kalk und Kraftwerken in Nordrhein-Westfalen, 2. Auflage Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf, September 2005.
- Liu X.L., Wang S.X., Zhang L., Wu Y., Duan L., Hao J.M. (2013) Speciation of mercury in FGD gypsum and mercury emission during the wallboard production in China. *Fuel*, vol. 111, pp. 621–627.
- Lu, Y., Rostam-Abadi, M., Chang, R., Richardson, C., Paradis J. (2007). Characteristics of Fly Ashes from Full-Scale Coal-Fired Power Plants and Their Relationship to Mercury Adsorption, *Energy & Fuels*, vol. 21, pp. 2112–2120.
- Marshall, J., Blythe, G.M., and Richardson, M. (2005). Fate of Mercury in Synthetic Gypsum Used for Wallboard Production. Topical report, Task 1 Wallboard Plant Test Results, DE-TC26-04NT42080, April 2005.
- Martin, C. (2009). Activated Carbon Injection for Mercury Control from Coal-Fired Boilers, An Overview, Presented at the Energy Efficiency and Air Pollutant Control Conference, Wroclaw, Poland, September 2009.
- Massachusetts Department of Environmental Protection (2015). Annual Compliance Reports for SO₂, NO_x, and Mercury Emissions from Coal-Fired Power Plants (also, similar annual compliance reports from power plants in States of New Jersey and Connecticut).
- McTigue, N. E., Cornwell, D. A., Graf, K., & Brown, R. (2014). Occurrence and consequences of increased bromide in drinking water sources. *JOURNAL AWWA*, 106, 11.
- Miller, C., Feeley, III, T., Aljoe W., Lani, B., Schroeder, K., Kairies, C., McNemar, A., Jones A., Murphy, J. (2006). Mercury Capture and Fate Using Wet FGD at Coal-Fired Power Plants, DOE/NETL Mercury and Wet FGD R&D, Pittsburgh, PA, August 2006.
- Nakayama, Y., Nakamura, S., Takeuchi, Y., Itoh, M., Okino, S., Honjo, S. (2006). MHI High Efficiency System; Proven technology for multi pollutant removal, The MEGA Symposium, Baltimore, MD, 2006.
- Napolitano, S. (1998). “Analyzing Electric Power Generation under the CAAA”, US EPA, March 1998.
- Nelson P. F. (2007) Atmospheric emissions of mercury from Australian point sources. *Atmospheric Environment*, vol. 41, pp. 1717–1724.
- Nelson, S., Landreth, R., Zhou, Q., Miller, J. (2004). Accumulated Power-Plant Mercury-Removal Experience with Brominated PAC Injection, Joint EPRI DOE EPA Combined Utility Air Pollution Control Symposium, The MEGA Symposium, Washington, DC, 2004.
- Nelson, S.; Landreth, R.; Liu, X.; Tang, Z.; Miller, J.; Brickett, L. (2006). Brominated Sorbents for Small Cold-Side ESPs, Hot-Side ESPs, and Fly Ash Use in Concrete, DOE/NETL Mercury Control Technology Conference, Pittsburgh, PA, December 11–13, 2006.
- Niksa, S., Fujiwara, N. (2004). The Impact of Wet FGD Scrubbing On Hg Emissions From Coal-Fired Power Stations, The MEGA Symposium, Washington, DC, 2004.
- Nolan, P., Downs, W., Bailey, R., Vecchi, S. (2003). Use of Sulfide Containing Liquors for Removing Mercury from Flue Gases, US Patent 6,503,470, 7 January 2003.

- Pacyna, J., Sundseth, K., Pacyna, E.G., Jozewicz, W., Munthe, J., Belhaj, M., Astrom, S. (2010). An Assessment of Costs and Benefits Associated with Mercury Emission Reductions from Major Anthropogenic Sources, *Journal of the Air & Waste Management*, vol. 60, pp. 302–315, 2010.
- Peters, H. James (2010) Regenerative Activated Coke Technology with No Water Consumption, RMEL Spring Conference, Santa Fe NM, 17 March 2010 (<http://www.hamonusa.com/sites/default/files/Regenerative%20Activated%20Coke%20Technology%20with%20No%20Water%20Consumption.pdf>).
- Pirrone N, Munthe J, Barregård L, Ehrlich H C, Petersen G, Fernandez R, Hansen J C, Grandjean P, Horvat M, Steinnes E, Ahrens R, Pacyna J M, Borowiak A, Boffetta P., Wichmann-Fiebig M. EU ambient air pollution by mercury (Hg) - position paper. Italy: Office for Official Publications of the European Communities, 2001.
- Redinger, K.E., Evans, A., Bailey, R., Nolan, P. (1997). Mercury Emissions Control in FGD Systems, EPRI/DOE/EPA Combined Air Pollutant Control System, Washington, DC, 1997.
- Richardson, S. D., Plewa, M. J., Wagner, E. D., Schoeny, R., & DeMarini, D. M. (2007). Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: a review and roadmap for research. *Mutation Research/Reviews in Mutation Research*, 636(1), 178–242.
- Rini, M.J., Vosteen, B.W. (2008). Full-scale Test Results From a 600 MW PRB-fired Unit Using Alstom's KNX™ Technology for Mercury Emissions Control, The MEGA Symposium 2008, Baltimore, MD, 2008.
- 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, Slovenia, April 2009.
- Romanov, A., Sloss, L. and Jozewicz, W. (2012). Mercury emissions from the coal-fired energy generation sector of the Russian Federation. *Energy & Fuels*, vol. 26, pp. 4647–4654.
- Rupesh, K. (2013). Fuels and its Combustion in Boiler, Steag, 2013. Available at: <http://www.eecpowerindia.com/codelibrary/ckeditor/ckfinder/userfiles/files/Session%20%20%20module%20-%20Fuels%20and%20its%20Combustion%20in%20Boiler.pdf>.
- Sargent & Lundy (2007). Flue Gas Desulfurization Technology Evaluation (Dry Lime vs. Wet Limestone FGD), Project Number 11311-001 (2007).
- EPRI (2006). Status of Mercury Control Technologies: Activated Carbon Injection and Boiler Chemical Additives, Technical Report of EPRI (2006).
- Sarunac, Nenad, Evaluation and Comparison of US and EU Reference Methods for Measurement of Mercury, Heavy Metals, PM2.5 and PM10 Emission From Fossil-Fired Power Plants, Lehigh University, February 2007.
- Satyamurty, M. (2007). Coal Beneficiation Technology – 2007 Initiatives, Policies and Practices, presented at Workshop on Coal Beneficiation and Utilization of Rejects: Initiatives, Policies and Practice, Ranchi, India, 22–24 August 2007.
- Senior, C.L. (2000). Behavior of Mercury in Air Pollution Control Devices on Coal-fired Utility Boilers, Power Production in the 21st Century Conference, Snowbird, UT, USA, 2000.
- Senior, C. (2004). Modelling Mercury Behavior in Combustion Systems: Status and Future Prospects, In Proceedings of the Mercury Experts Conference MEC-1, Glasgow, Scotland, May 2004.
- Senior, C., Fry, A., Cauch, B. (2008). Modeling Mercury Behavior in Coal-Fired Boilers with Halogen Addition, The MEGA Symposium, Baltimore, MD, August 2008.
- Senior, C., Johnson, S. (2008). Impact of Carbon-in-Ash on Mercury Removal across Particulate Control Devices in Coal-Fired Power Plants, *Energy & Fuels*, vol. 19, pp. 859–863, 2005.
- Serre, S., Lee CW, Chu, P., Hastings T. (2008). Evaluation of the Impact of Chlorine on Mercury Oxidation in a Pilot-Scale Coal Combustor — The Effect of Coal Blending, The MEGA Symposium, Baltimore, MD, August 2008.
- Singer, J.G. (1991). Combustion Fossil Power, 1991.
- Sloss, L. (2008). Economics of Mercury Control, Clean Coal Centre, ISBN: 978-92-9029-453-5, January 2008.
- Sloss, L. (2009). Implications of emission legislation for existing coal-fired plants, Clean Coal Centre, ISBN: 978-92-90290464-1, February 2009.
- Sloss, L. (2015). The emerging market for mercury control, IEA, CCC, February 2015.
- Srinivasan, N. and Dene. C. (2013). Bromine Related Corrosion Issues, July 2013. Available at: <http://aepevents.com/files/presentations/2013-general-session-bromine-additon-for-mercury-capturesrinivasan-and-dene-epri-1378922295.pdf>.

- Srivastava, R., Martin, B., Princiotta, F., Staudt, J. (2006). Control of Mercury Emissions from Coal-Fired Electric Utility Boilers, *Environ. Sci. Technol.*, vol. 40, pp. 1385–1392, 2006.
- Srivastava, R.K., Jozewicz, W. (2001). Flue Gas Desulfurization: The State of the Art, *Journal of the Air & Waste Management Association*, vol.51, no.12, pp.1676–1688, 2001.
- Tewalt, S.J., Belkin, H.E., SanFilipo, J.R., Merrill, M.D., Palmer, C.A., Warwick, P.D., Karlsen, A.W., Finkelman, R.B., and Park, A.J., comp., 2010, Chemical analyses in the World Coal Quality Inventory, version 1: U.S. Geological Survey Open-File Report 2010-1196, <http://pubs.usgs.gov/of/2010/1196/>.
- Timpe, R.C.; Mann, M.D.; Pavlish, J.H. (2001). Organic Sulfur and HAP Removal from Coal Using Hydrothermal Treatment, *Fuel Process. Technol.*, vol. 73, no.2, pp.127–141, 2001.
- Toole-O'Neil, B., Tewalt, S.J., Finkleman, R.B., Akers, R. (1999). Mercury Concentration in Coal-Unraveling the Puzzle, *Fuel*, vol. 78, pp. 47–54, 1999.
- UK Department of Trade and Industry (2000), Flue Gas Desulphurization (FGD) Technologies, Technology Status Report No.12.
- UNEP (2008). The Global Atmospheric Mercury Assessment: Sources, Emissions and Transport. United Nations Environmental Programme, Chemicals Branch, DTIE, Geneva, Switzerland, December, 2008.
- UNEP (2010). Process Optimization Guidance Document, United Nations Environmental Programme, Chemicals Branch, Geneva, Switzerland, January 2011.
- UNEP (2011). Reducing mercury emissions from coal combustion in the energy sector. United Nations Environmental Programme, Chemicals Branch, Geneva, Switzerland, February 2011. Available at: http://www.unep.org/chemicalsandwaste/Portals/9/Mercury/Documents/coal/FINAL%20Chinese_Coal%20Report%20-%202011%20March%202011.pdf.
- UNEP (2013a). Global mercury assessment 2013: sources, emissions, releases, and environmental transport. United Nations Environmental Programme, Chemicals Branch, Geneva. Available at: <http://www.unep.org/PDF/PressReleases/GlobalMercuryAssessment2013.pdf>.
- UNEP (2013b). Reducing mercury emissions from coal combustion in the energy sector of the Russian Federation. United Nations Environmental Programme, Chemicals Branch, Geneva. Available at: <http://www.unep.org/chemicalsandwaste/Portals/9/Mercury/Documents/coal/Report%20Demo-Toliatti%20FINAL%20Report%2027%20Nov%202013.pdf>.
- US DOE (2005). Feeley, J. III, Brickett, L.A, O'Palko A., Murphy J.T., Field Testing of Mercury Control Technologies for Coal-Fired Power Plants, Mercury R&D Review Meeting, December 2005.
- USEPA (1997). Mercury Study Report to Congress, Volume I, Office of Air Quality Planning and Standards and Office of Research and Development, Research Triangle Park, NC, EPA-452/R-97-004b, December 1997.
- USEPA (2001). Database of information collected in the Electric Utility Steam Generating Unit Mercury Emissions Information Collection Effort, OMB Control No. 2060–0396, Office of Air Quality Planning and Standards. Research Triangle Park, NC, April 2001. Available at: <http://www.epa.gov/ttn/atw/combust/utltox/utoxpg.html>.
- USEPA (2002). Control of Mercury Emissions from Coal-Fired Electric Utility Boilers: Interim Report Including Errata Dated 3-31-02, Air Pollution Prevention and Control Division, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, EPA-600/R-01-109, April 2002.
- USEPA (2005). Multipollutant Emission Control Technology Options for Coal-fired Power Plants, Air Pollution Prevention and Control Division, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, EPA-600/R-05-034, March 2005.
- USEPA (2006). Characterization of Mercury-Enriched Coal Combustion Residues from Electric Utilities Using Enhanced Sorbents for Mercury Control, Air Pollution Prevention and Control Division, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, EPA-600/R-06-008, February 2006.
- USEPA (2008). Characterization of Coal Combustion Residues from Electric Utilities Using Wet Scrubbers for Multi-Pollutant Control, Air Pollution Prevention and Control Division, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, EPA-600/R-08-077, July 2008.
- USEPA (2009). CUECost Workbook Development, Documentation, Air Pollution Prevention and Control Division, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental

Protection Agency, Research Triangle Park, NC, EPA-600/R-09-131, September 2009.
<http://nepis.epa.gov/Adobe/PDF/P1005ODM.pdf>.

USEPA (2009a). Characterization of Coal Combustion Residues from Electric Utilities-Leaching and Characterization Data, Air Pollution Prevention and Control Division, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, EPA-600/R-09-151, December 2009.

USEPA (2010). Documentation for EPA Base Case v.4.10 Using the Integrated Planning Model, EPA 430R10010.

USEPA (2013). Documentation for EPA Base Case v.5.13 Using the Integrated Planning Model EPA# 450R13002.
<http://www.epa.gov/airmarkets/programs/ipm/psmodel.html>.

USGS (2014). Collaborative Studies for Mercury Characterization in Coal and Coal Combustion Products, Republic of South Africa, U.S. Geological Survey, Eastern Energy Resources Science Center, Reston, VA 20192, USA, January 2014.

Vassileva, S.V.; Eskenazy, G.M.; Vassileva, C.G. (2000). Contents, modes of occurrence and origin of chlorine and bromine in coal. *Fuel*, vol. 79, pp 903–921.

Vosteen, B.W., Beyer, J. et al. (2002). Process for Removing Mercury from Flue Gases, Patent Application DE 102 33 173, July 2002.

Vosteen, B.W., Beyer, J., Bonkhofer, Th.-G., Pohontsch, A., Wieland, A. (2003). Hg-Rückhaltung im reingasseitigen SCR-Katalysatorbett hinter der Rauchgaswäsche einer Sonderabfallverbrennungsanlage, VGB PowerTech 4/2003, 76-91. abril de 2003.

Vosteen, B. W., Beyer, J., Bonkhofer, Th.-G., Kanefke, R. , Ulrich, R. (2003b). Mercury-Related Chemistry in Waste Incineration and Thermal Process Flue Gases, Poster, Air Quality Conference VI, Arlington VA, September 2003.

Vosteen, B. W., Kanefke, R. (2003c). Bromgestützte Quecksilberabscheidung aus den Abgasen von Verbrennungsanlagen, Studie im Auftrag des Landesumweltamts Nordrhein-Westfalen, Cologne, Germany, December 2003, available at: http://vosteen-consulting.de/sites/Vosteen-Consulting/de_1958.asp.

Vosteen, B.W., Lindau, L. (2006). Bromine Based Mercury Abatement-Promising Results from Further Full Scale Testing, MEC-3 Conference, Katowice, Poland, June 2006.

Vosteen, B.W.; Kanefke, R.; Koeser, H. (2006b). Bromine-enhanced Mercury Abatement from Combustion Flue Gases – Recent Industrial Applications and Laboratory Research, VGB PowerTech 3/2006, 70-75. marzo de 2006.

Vosteen, B.W. (2010). Chinese Coals Need Bromine for Co-Benefit Mercury Capture, paper # C2-8 in Proceedings of 13th Electric Utilities Environmental Conference (EUEC), Phoenix, AZ, February 1-3, 2010. Wang Y., Duan Y., Yang L., Jiang Y., Wu C., Wang Q., Yang X. (2008). Comparison of Mercury Removal Characteristic between Fabric Filter and Electrostatic Precipitators of Coal-fired Power Plants, *J Fuel Chem Technol*, vol. 36, no. 1, pp. 23–29, 2008.

Wang, S., Zhang, L., Wu, Y., Ancora, M., Zhao, Y., Hao, J. (2010). Synergistic Mercury Removal by Conventional Pollutant Control Strategies for Coal-fired Power Plants in China, *Journal of the Air & Waste Management Association*, vol. 60, no.6, pp. 722–730.

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 coal-fired power plants in China. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10(3): 1183–1192.

WCA (2014). World Coal Association. Available at <http://www.worldcoal.org/coal/what-is-coal/>

Xu F, Luo Z, Cao W, Wang P, Wei B, Gao X, Fang M, Cen K (2009) Simultaneous oxidation of NO, SO₂ and Hg₀ from flue gas by pulsed corona discharge, *Journal of Environmental Sciences*, 21: 328–332.

Zhang, L., Wang, S. X., Meng, Y., Hao, J.M. (2012). Influence of Mercury and Chlorine Content of Coal on Mercury Emissions from Coal-Fired Power Plants in China. *Environ. Sci. Technol.*, 46 (11), pp. 6385–6392.

Zhang, L., Wang, S. X., Wang, F. Y., Yang, H., Wu, Q. R., Hao, J. M. (2013). Mercury transformation and removal in three coal-fired power plants with selective catalytic reduction systems. The 11th International Conference on Mercury as a Global Pollutant, Edinburgh, Scotland, UK, 2013.

Zhang, L., Wang, S.X., Wang, L., Wu, Y., Duan, L., Wu, Q.R., Wang, F. Y., Yang, M., Yang, H., Hao, J.M, Liu, X. (2015). Updated emission inventories for speciated atmospheric mercury from anthropogenic sources in China. *Environ Sci Technol.*, 49(5):3185-94. doi: 10.1021/es504840m.

Zhang, L. (2015). Mechanism of mercury transformation and synergistic removal from coal combustion. Postdoctoral Research Report, Beijing, China, 2015.

Zhuo, Y. (2007). Hg Emission from Six Coal-fired Power Plants in China and Its Implications, Mercury Emission from Coal, The 4th International Experts' Workshop MEC-4, Tokyo, Japan, 13 –15 June 2007.

ZMWG (2015) ZMWG Comments on Guidance on BAT/BEP for Coal- fired power plants and Coal- fired industrial boilers 1 August 2015; http://mercuryconvention.org/Portals/11/documents/BAT-BEP%20draft%20guidance/Submissions/ZMWG_3.pdf

Zykov, A.M., Kolchin, K.I., Tumanovsky, A.G., Jozewicz, W. (2004). Joint Russian-American Project to Enhance Performance of Electrostatic Precipitators Used at Power Plants in the Newly Independent States, The MEGA Symposium, Washington, DC, 2004.

Capítulo V

Procesos de fundición y calcinación utilizados en la producción de metales no ferrosos (plomo, zinc, cobre y oro industrial según se especifica en el anexo D del Convenio)

Subgrupo de fundición de metales no ferrosos (cobre, oro, plomo y zinc)

Directrices sobre mejores técnicas disponibles y mejores prácticas ambientales, y estudios monográficos

Resumen

El principal objetivo del proceso de fundición es convertir los concentrados metálicos desde su estado nativo a metales puros. En consecuencia, la fundición es una forma de metalurgia extractiva. Los metales suelen existir en la naturaleza como óxidos, sulfuros o carbonatos y el proceso de fundición requiere una reacción química en presencia de un agente reductor para liberar el metal. El mercurio existe en cantidades traza en casi todas las materias primas metalúrgicas, y el proceso térmico puede liberar mercurio a la atmósfera.

La producción de metales en general, y la producción de metales no ferrosos en particular, constituyen una gran fuente de emisiones de mercurio antropógenas y, según estimaciones, representan alrededor del 10% de las emisiones a nivel mundial. Se reconoce que esta estimación está sujeta a un grado apreciable de incertidumbre, y que para gestionar el mercurio a nivel local de planta será preciso contar con datos específicos para cada emplazamiento.

En el presente capítulo se ofrece orientación sobre las opciones de control del mercurio proveniente del sector de metales no ferrosos (específicamente para el cobre, el zinc, y el oro industrial, conforme se enumeran en el Convenio). Su objetivo es proporcionar a las Partes en el Convenio de Minamata directrices sobre la determinación de las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales, para posibilitarles cumplir sus obligaciones contraídas con arreglo al Convenio.

Las directrices se refieren únicamente a los procesos de fundición y tostación* empleados en la producción de los metales no ferrosos antes mencionados. Otros procesos diferentes a la fundición y la tostación, como los procesos hidrometalúrgicos, también pueden dar lugar a emisiones de mercurio, pero no figuran enumerados en el anexo D del Convenio. En consecuencia, en las presentes directrices no se incluyen esos otros procesos.

La fundición secundaria de metales del sector no ferroso suele producir cantidades insignificantes de emisiones de mercurio, debido a que en los procesos de reciclaje de metales se usan chatarra y escoria como insumos. Una excepción a este respecto puede observarse en la fundición secundaria de desechos electrónicos, pero probablemente las técnicas empleadas para reducir las emisiones resultantes de la fundición secundaria no difieren sustancialmente de las empleadas para la fundición primaria.

En el anexo se presentan los procesos necesarios para la producción de los metales incluidos en las directrices (cobre, zinc, plomo y oro industrial). Abarca tecnologías de control, incluidas tanto las tecnologías diseñadas específicamente para el control de las emisiones de mercurio como las tecnologías de control de otros contaminantes que pueden rendir beneficios paralelos en cuanto a reducir las emisiones de mercurio. Se describen nuevas tecnologías, y se brindan directrices sobre las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales. También se brinda información sobre la monitorización específica para el sector de los metales no ferrosos.

Índice

1	Introducción	75
2	Descripción de los procesos	76
2.1	Etapas del proceso en la producción de plomo	76
2.1.1	Pretratamiento del concentrado	76
2.1.2	Fundición	76
2.1.3	Refinado	77
2.1.4	Planta de ácido sulfúrico	77
2.2	Etapas del proceso de producción de zinc	79
2.2.1	Mezcla, tostación y recuperación del polvo	79
2.2.2	Limpieza del gas	79
2.2.3	Planta de ácido sulfúrico	81
2.2.4	Lixiviación	81
2.3	Etapas del proceso de producción de cobre.....	81
2.3.1	Secado del concentrado.....	81
2.3.2	Tostación.....	81
2.3.3	Fundición	82
2.3.4	Conversión	82
2.3.5	Refinado y vaciado.....	82
2.3.6	Limpieza de la escoria.....	82
2.3.7	Planta de ácido sulfúrico	82
2.4	Etapas del proceso de producción de oro	83
2.4.1	Tostación.....	83
2.4.2	Lixiviación	84
2.4.3	Decapado y regeneración	84
2.4.4	Refinado	84
2.4.5	Horno	84
3	Técnicas de control de las emisiones	86
3.1	Proceso Boliden Norzink	86
3.1.1	Descripción	86
3.1.2	Aplicabilidad	87
3.1.3	Eficacia.....	88
3.1.4	Efectos recíprocos entre los distintos medios.....	88
3.1.5	Gastos de instalación y funcionamiento	88
3.2	Filtro de selenio.....	88
3.2.1	Descripción	88
3.2.2	Aplicabilidad	89
3.2.3	Grado de eficacia.....	89
3.2.4	Gastos de instalación y funcionamiento	89
3.2.5	Efectos recíprocos entre los distintos medios.....	90
3.3	Carbón activado	90
3.3.1	Descripción	90

3.3.2	Aplicabilidad	90
3.3.3	Grado de eficacia.....	90
3.3.4	Gastos de instalación y funcionamiento	90
3.3.5	Beneficios paralelos	91
3.3.6	Efectos recíprocos entre los distintos medios.....	91
3.4	Proceso de filtración DOWA (filtro de piedra pómez recubierto de sulfuro de plomo (II)).....	91
3.5	Proceso Jerritt.....	91
3.5.1	Descripción	91
3.5.2	Aplicabilidad	92
3.5.3	Eficacia.....	92
3.5.4	Efectos recíprocos entre los distintos medios.....	92
3.5.5	Gastos de instalación y funcionamiento	92
3.6	Beneficios paralelos de las tecnologías comunes y las plantas de ácido para la reducción de la contaminación atmosférica en el control del mercurio	93
3.6.1	Tecnologías de reducción de la contaminación	93
3.6.2	Depuración de gases combinada con plantas de ácido	94
4.	Mejores técnicas disponibles y mejores prácticas ambientales	94
4.1	Sinopsis de las mejores técnicas disponibles Error! Bookmark not defined.4	
4.1.1	Otras consideraciones al seleccionar el tipo de control del mercurio durante el proceso de tostación y fundición en el sector de la metalurgia no ferrosa	98
4.2	Mejores prácticas ambientales	101
4.2.1	Sistemas de gestión ambiental.....	101
4.2.2	Mezcla de materias primas para controlar las emisiones de mercurio	101
4.2.3	Emisiones de mercurio a la atmósfera.....	102
4.2.4	Control de partículas	102
4.2.5	Gestión y eliminación ambientalmente racionales de los desechos derivados del control de la contaminación atmosférica	102
5	Monitorización del mercurio en los procesos de fundición y refinado durante la producción de metales no ferrosos.....	103
5.1	Métodos de medición directa	103
5.1.1	Muestreo por borboteadores.....	103
5.1.2	Trampas absorbentes y sistemas de monitorización por trampas absorbentes	103
5.1.3	Sistemas de monitorización continua de las emisiones	103
5.2	Métodos de medición indirecta	104
5.2.1	Balance de materia	104
5.2.2	Sistemas predictivos de monitorización de las emisiones	104
5.2.3	Factores de emisión.....	104
6	Referencias	106

1. Introducción

El mercurio existe como elemento traza en casi todas las materias primas metalúrgicas y por ello es posible que el tratamiento térmico y otras operaciones de fundición liberen mercurio a la atmósfera. El principal objetivo del proceso de fundición es convertir los metales desde su estado nativo como mineral en bruto en metales puros, y por ello la fundición constituye una forma de metalurgia extractiva. Los metales suelen existir en la naturaleza como óxidos, sulfuros o carbonatos, y el proceso de fundición requiere una reacción química en presencia de un agente reductor para liberar el metal.

En el Informe sobre la Evaluación Mundial sobre el Mercurio del PNUMA correspondiente a 2013 (AMAP/UNEP 2013) se presenta un inventario de emisiones para 2010, que, aunque se basa en el inventario para 2005, y semeja en su totalidad a este, que fue presentado en un informe del PNUMA correspondiente a 2008 (AMAP/UNEP 2008), incorpora algunas diferencias importantes en varios de los sectores principales. Los datos incluidos en ambos inventarios ilustran que la producción de metales en general, y la producción de metales no ferrosos en particular, constituye una gran fuente antropógena de emisiones de mercurio que, según estimaciones, representan alrededor del 10% de las emisiones a nivel mundial. Se reconoce que esta estimación está sujeta a considerable incertidumbre, y que para gestionar el mercurio a nivel local de planta será preciso contar con datos específicos para cada emplazamiento.

El presente documento de directrices trata sobre las alternativas de control del mercurio proveniente del sector de los metales no ferrosos (específicamente para el cobre, el zinc, el plomo y el oro industrial conforme se enumeran en el Convenio). Su objetivo es proporcionar a las Partes en el Convenio de Minamata directrices sobre la determinación de las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales para posibilitarles cumplir sus obligaciones contraídas con arreglo al Convenio.

Las directrices se refieren únicamente a los procesos de fundición y tostación empleados en la producción de los metales no ferrosos antes mencionados. Otros procesos diferentes a la fundición y la tostación, como los procesos hidrometalúrgicos, también pueden generar emisiones de mercurio, pero no figuran enumerados en el anexo D del Convenio. En consecuencia, en las presentes directrices no se incluyen esos otros procesos.

La fundición secundaria de metales produce cantidades insignificantes de emisiones de mercurio, debido a que, de hecho, en los procesos de reciclaje de metales se usan chatarra y escoria como insumos. El único caso en que puede haber pequeñas cantidades de mercurio liberado es durante el reciclaje de pilas de zinc que contienen cantidades traza del elemento. Habida cuenta de los requisitos establecidos en el tratado relativos a productos (controlados con arreglo al artículo 4, que permite el contenido de mercurio en pilas de botón zinc-óxido de plata según se establece en el anexo A), también cabe esperar que el contenido de mercurio de las pilas disminuya apreciablemente.

Esto se ve respaldado por los datos disponibles sobre las emisiones de mercurio resultantes de fundiciones secundarias. Por ejemplo, la Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos dispuso la realización de pruebas de las emisiones de mercurio provenientes de varios hornos de fundición secundaria de plomo en los Estados Unidos en 2010, y estableció que en aproximadamente el 70% de los casos las emisiones eran inferiores al límite de detección.

En algunos casos, la fundición secundaria de material electrónico puede producir emisiones de mercurio importantes. No obstante, en esos casos suele utilizarse carbón activado para reducir las emisiones y por ello la fundición secundaria no se trata por separado en las presentes directrices.

2. Descripción de los procesos

La configuración de las operaciones de fundición y tostación está sujeta a las condiciones del emplazamiento y las características específicas de los minerales en bruto o los concentrados objeto del proceso, y frecuentemente consta de varias etapas. En la presente sección se ofrecen breves descripciones de los procesos de fundición y tostación pertinentes para los sectores del zinc, el cobre y el oro industrial.

La primera etapa en el tratamiento de los minerales en bruto de plomo, zinc y cobre es la producción de concentrados. Después, los concentrados suelen procesarse inicialmente mediante un proceso térmico, como la tostación, la sinterización o la fundición. Debido a la alta temperatura, el mercurio se volatilizará y, en consecuencia, estará presente en el gas de escape.

En el gas de escape, el mercurio se adsorberá a materia particulada o estará presente en forma de compuestos solubles de mercurio (por ejemplo, cloruro de mercurio (II)), y también estará presente como mercurio elemental. Generalmente las especies oxidadas de mercurio se pueden eliminar mediante depuradores y precipitadores electrostáticos húmedos. El mercurio oxidado unido a partículas se puede eliminar mediante cámaras de filtros de bolsa. No obstante, el mercurio elemental pasa a través de todo ese equipo estándar de limpieza de gas. En consecuencia, si el mercurio está presente en el mineral en bruto podría ser necesaria una segunda etapa de eliminación del mercurio para reducir su concentración a niveles aceptables. En la sección 3 se presentan alternativas.

La razón por la que el mercurio elemental no se puede eliminar eficazmente de una corriente de gas a temperatura ambiente solo mediante un depurador con agua se debe a su baja solubilidad en agua. Una posibilidad es adsorber el mercurio en materiales absorbentes, como el carbón activado. Otra posibilidad es oxidar el mercurio de alguna manera idónea, de modo que después se pueda colectar en disolución o en forma de un compuesto sólido.

Si se procesan materias primas sulfídicas, el gas contendrá dióxido de azufre, que generalmente se usa para producir ácido sulfúrico. Para producir ácido sulfúrico que cumpla las normas comerciales, es necesario que el ácido tenga un bajo contenido de mercurio y estará sujeto al uso concreto del ácido.

Las técnicas para reducir las emisiones de mercurio resultantes de la fundición y la tostación en el sector no ferroso también pueden dar por resultado la producción de materiales que contengan mercurio. Ejemplo de ello es el calomelano (cloruro de mercurio (I)), que se produce en el proceso Boliden-Norzink (véase la sección 0). En estas directrices no se incluye la gestión de esos materiales, pero según lo dispuesto en el artículo 11 del Convenio, se deben almacenar o eliminar de manera ambientalmente racional como desechos.

El mercurio también puede estar presente en las aguas residuales producidas mediante esos procesos y requerirá almacenamiento o eliminación similares. Las aguas residuales provenientes de diferentes secciones de la planta suelen tratarse para eliminar elementos perjudiciales, como metales pesados, aceites residuales o trazas de reactivos químicos. Frecuentemente el mercurio se precipita como sulfuro de mercurio, muy poco soluble, y se elimina mediante decantación y filtración. Los lodos finales de la planta de tratamiento de las aguas residuales se almacenan adecuadamente como desechos. Los lodos que contienen mercurio deben gestionarse de manera ambientalmente racional de conformidad con otros artículos pertinentes del Convenio.

2.1 Etapas del proceso en la producción de plomo

El proceso de la producción de plomo primario consiste en tres etapas principales: pretratamiento del concentrado; sinterización o fundición, y refinado. En la figura 1 se muestra una representación esquemática del proceso. El mercurio se libera principalmente durante los procesos de sinterización y fundición, y se debe captar para minimizar sus emisiones desde la chimenea final.

2.1.1 Pretratamiento del concentrado

En la etapa de pretratamiento del concentrado, diferentes concentrados de plomo se mezclan para formar una carga homogénea para el proceso de fundición. La mezcla de concentrado proporciona un contenido más consistente de metal en la materia prima y reduce los aumentos de impurezas que podrían causar alteraciones del proceso o ambientales, o problemas relativos a la calidad del producto. Durante la mezcla, se pueden añadir materias primas, como fundentes o materia particulada recuperada en la etapa final de los dispositivos de control de la contaminación. Con sujeción a los requisitos del proceso, los concentrados de plomo mezclados se pueden secar para disminuir el contenido de humedad. Durante el secado algunas emisiones de mercurio pueden liberarse, ya sea como mercurio gaseoso o como materia particulada.

2.1.2 Fundición

Existen dos procesos principales para fundir los concentrados de plomo. El proceso tradicional consiste primeramente en sinterizar los concentrados de plomo mezclados para eliminar el azufre y producir óxido de plomo. El producto de la sinterización del óxido de plomo se carga en un alto horno en el que, mediante el uso de coque, se reduce a galápago de plomo.

El segundo proceso, desarrollado más recientemente, es la fundición directa de los concentrados de plomo (conocido también como fundición rápida). En la fundición directa, la oxidación y la reducción del plomo tienen lugar en un solo horno. El calor liberado mediante la oxidación del azufre en el concentrado impulsa la subsiguiente reacción de reducción para producir galápagos de plomo mediante el uso de carbón. En comparación con el proceso de fundición de sinterización-alto horno, la fundición directa utiliza menos energía y genera menores niveles de emisiones al aire debido a un mejor grado de sellado y captación del gas residual.

El gas residual resultante del proceso de sinterización o fundición directa contiene materia particulada, dióxido de azufre, mercurio y otras impurezas. El gas residual se debe someter a limpieza de gas antes de ser utilizado para producir ácido sulfúrico.

2.1.3 Refinado

El galápagos de plomo se refina a través de varias etapas de tratamiento pirometalúrgico para eliminar otros metales e impurezas. Durante la etapa de eliminación de escorias, el galápagos de plomo se enfría en una caldera hasta que se forma escoria en la superficie. La escoria, que contiene óxido de plomo y otros metales, se desescoria y se procesa en otro lugar para recuperar los metales. El galápagos de plomo se refina ulteriormente añadiendo diversos reactivos en diferentes etapas para eliminar impurezas metálicas específicas. El plomo puro final se puede fundir en formas específicas o mezclar con otros metales para crear aleaciones. Alternativamente, el refinado del plomo puede realizarse empleando una técnica de electrolisis, que produce cátodos de plomo puro. Cabe esperar que durante el refinado no se produzcan emisiones importantes de plomo.

2.1.4 Planta de ácido sulfúrico

El gas residual resultante de plantas de fundición o sinterización se procesa para eliminar la materia particulada y la mayoría de los metales, incluido el mercurio, mediante el uso de dispositivos de limpieza de gas, como depuradores y precipitadores electrostáticos. Si el gas todavía contiene una cantidad importante de mercurio, entonces se le hace pasar por una etapa de remoción de mercurio que elimine el mercurio como desecho. La gestión de los materiales que contienen mercurio, la cual incluye el almacenamiento, la eliminación y el comercio, se debe llevar a cabo acorde con otros artículos pertinentes del Convenio.

Tras la eliminación del mercurio, el gas contiene una alta concentración de dióxido de azufre, que suele convertirse en ácido sulfúrico en una planta de ácido. Todo mercurio remanente quedará contenido en el ácido. No obstante, los grados de calidad comercial generalmente especifican una concentración de mercurio inferior a 1 ppm en el ácido, por lo que resulta necesario eliminar eficazmente el mercurio antes que pase por la planta de ácido. Cabe esperar que las emisiones provenientes de la chimenea final contengan trazas de concentraciones de mercurio.

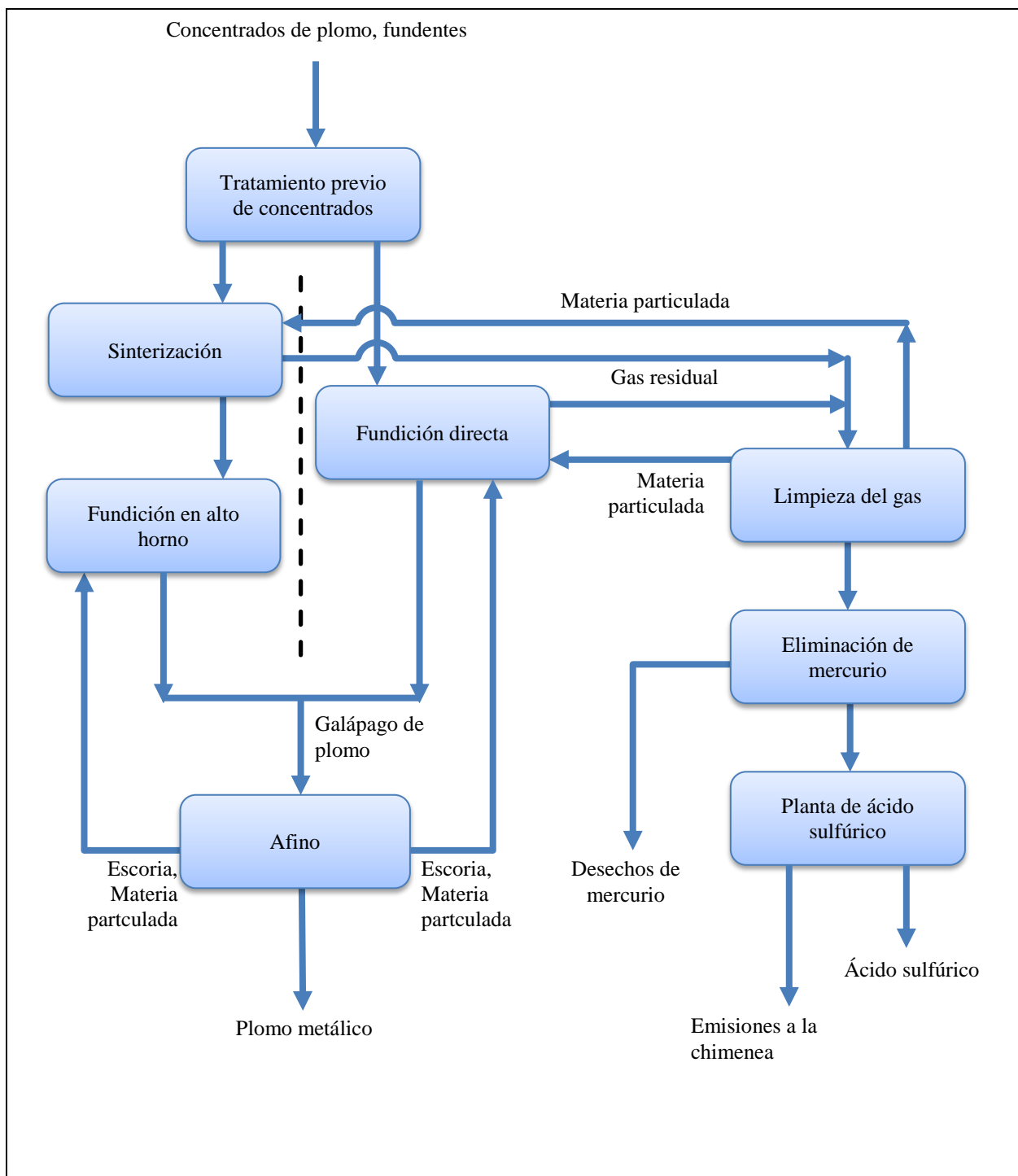


Figura 1: Procesos en la producción de plomo primario

2.2 Etapas del proceso de producción de zinc

El proceso primario de producción de zinc consiste en cinco etapas principales: mezcla de concentrado; tostación o sinterización y fundición; lixiviación y purificación; electroextracción, y fusión y aleación. En la figura 2 se ofrece una representación esquemática del proceso. El mercurio se libera principalmente durante el proceso de tostación y se debe captar para minimizar las emisiones de mercurio desde la chimenea final.

2.2.1 Mezcla, tostación y recuperación del polvo

En la figura 2 aparece una representación esquemática de las etapas del proceso en la producción de zinc. Debido a motivos de índole comercial y logística, cada refinería de zinc compra concentrados de zinc provenientes de minas diferentes. El contenido de mercurio proveniente de una sola mina puede variar entre 1 ppm y 200 ppm, pero puede fluctuar hasta 1,000 ppm. La clave de lograr operaciones fluidas, gestionadas de manera ambientalmente racional y eficientes consiste en asegurar que todas las impurezas, incluido el mercurio, se alimenten al proceso del zinc en proporción controlada. La mezcla constituye un proceso de preparación de la carga bien establecido para mezclar concentrados de diferente calidad. Esto previene aumentos repentinos inesperados de impurezas que pueden causar alteraciones del proceso o ambientales, o acarrear problemas relativos a la calidad del producto.

Los concentrados de zinc se someten a tostación mediante inyección en un horno de lecho fluidizado a 950°C en que los sulfuros se transforman (tuestan) en óxidos y gas de SO₂. Para evitar las emisiones difusas, el horno se opera bajo presión negativa. Prácticamente todos los compuestos de mercurio presentes en los concentrados se vaporizarán en este horno. El polvo, también denominado materia particulada, se recupera de la corriente de gas. Ese polvo se dirige a la sección de lixiviación, conjuntamente con los óxidos de zinc resultantes de la tostación. El gas fluye hacia la etapa de limpieza del gas.

Alternativamente, en el proceso de fundición Imperial Smelting, los concentrados de zinc, o concentrados a granel que contienen zinc y plomo, primeramente se sinterizan y después se funden en un horno Imperial Smelting Furnace (ISF) (Morgan 1968).

2.2.2 Limpieza del gas

En la limpieza húmeda del gas, las últimas trazas de polvo se eliminan mediante dispositivos de reducción de la materia particulada, como depuradores y precipitadores electrostáticos. Las aguas residuales resultantes de esta limpieza del gas contienen mercurio y otros metales pesados y se someten a tratamiento en una planta de tratamiento de aguas residuales o se inyectan en un horno de tostación para maximizar la captación de mercurio mediante un proceso diseñado específicamente para la eliminación de mercurio. Existen diferentes tipos de procesos de eliminación de mercurio, los cuales se describen a continuación. Estas unidades diseñadas específicamente para la eliminación de mercurio reducen las concentraciones de mercurio a niveles bajos. El resultado final de este proceso de eliminación de mercurio es un concentrado de mercurio. Alrededor de entre 50% y 90% del insumo de mercurio total va a parar a ese concentrado.

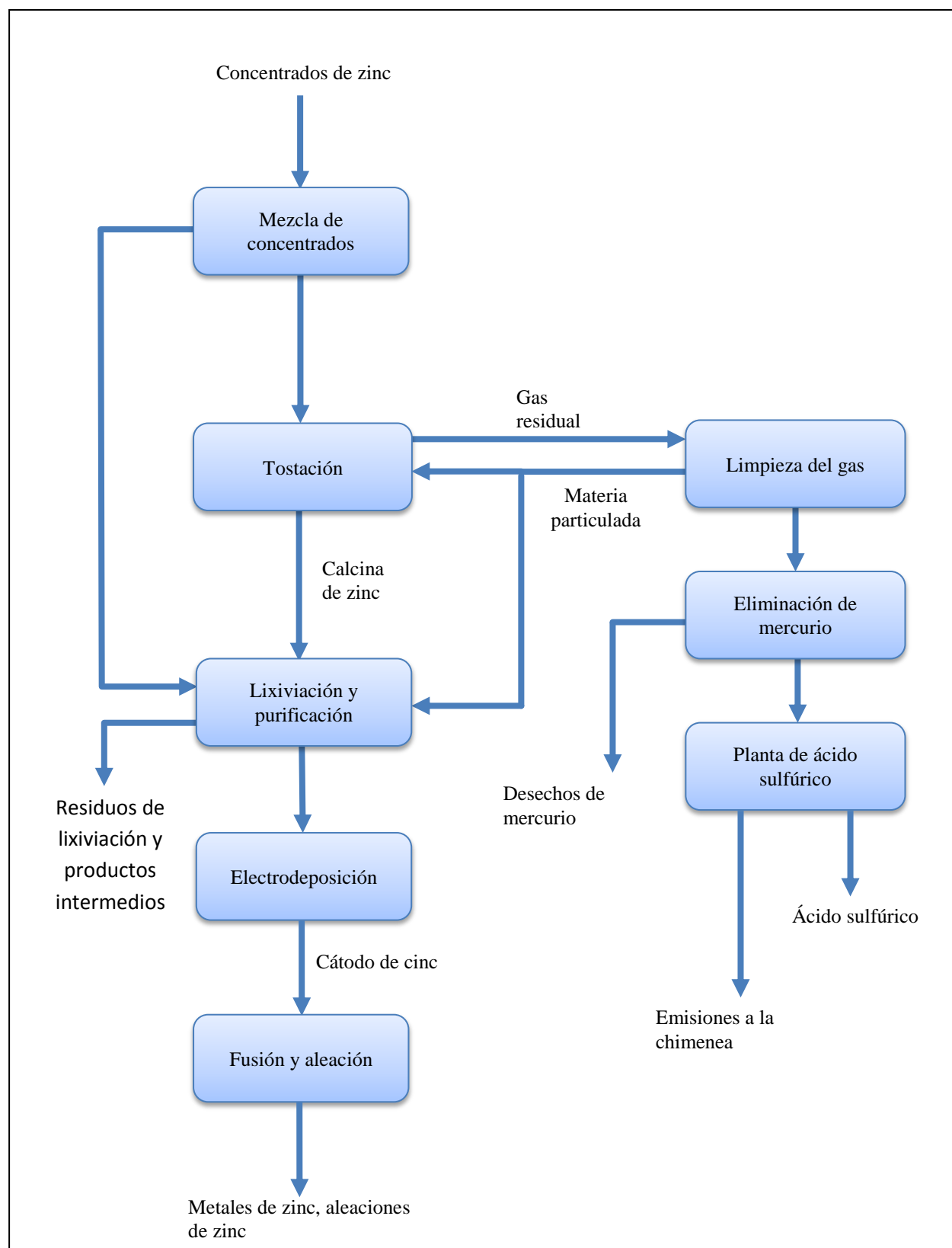


Figura 2: Procesos en la producción de zinc primario

2.2.3 Planta de ácido sulfúrico

Tras la eliminación del mercurio, el SO_2 proveniente del gas se transforma en ácido sulfúrico. Aproximadamente el 90% del mercurio residual en la corriente de gas quedará atrapado en el ácido. Para cumplir con las normas relativas a los grados comerciales del ácido sulfúrico, la concentración de mercurio en el ácido debe ser inferior a 1 ppm. Menos de 2% del insumo de mercurio total va a parar al ácido sulfúrico. Generalmente la emisión de mercurio desde la chimenea en que se encuentran instalados los controles es inferior a 0,1 ppm, o menos de $100 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$, y representa menos de un 0,25% del insumo de mercurio.

2.2.4 Lixiviación

En la etapa de lixiviación, el concentrado de óxido de zinc (conocido por “calcina de zinc”), se disuelve en el ácido. La disolución se purifica mediante cementación sobre polvo de zinc metálico (polvo), que no contiene mercurio y se envía a la planta de electrolisis para recuperar el zinc metálico. Otros metales –por ejemplo, cobre, cadmio, plomo, plata, cobalto y níquel– se recuperan por separado en fracciones y se refinan ulteriormente en otras plantas. Será necesario gestionar de conformidad con los artículos pertinentes del Convenio el residuo final de la lixiviación, que contiene principalmente hierro en forma de jarosita, goetita o hematita, sulfato de plomo y silicatos. El residuo lixiviable, que puede contener alguna cantidad de mercurio, se recicla mediante un proceso de fundición de plomo.

En el proceso de lixiviación, también puede haber una alimentación directa de concentrados minerales no sometidos a tostación que contienen mercurio. La adición de concentrados en el proceso de lixiviación puede representar alrededor del 10% del insumo total de concentrado, pero puede aumentar hasta alcanzar el 50% cuando se aplica la lixiviación directa. El mercurio proveniente de esos concentrados sin tostar va a parar al relave en forma de un sulfuro de mercurio casi insoluble. Debido a que el mercurio no se disuelve, en el proceso de lixiviación no se producen emisiones de mercurio a la atmósfera. Según la cantidad de concentrado sometido a tostación presente en esta etapa del proceso, entre 5% y 50% del insumo total de mercurio irá a parar a ese relave.

2.3 Etapas del proceso de producción de cobre

El cobre primario se puede producir mediante procesos pirometalúrgicos o hidrometalúrgicos. Aproximadamente entre 20% y 25% del cobre primario se produce mediante tecnologías hidrometalúrgicas, como la lixiviación de minerales oxidados en bruto. El resto de la producción de cobre primario emplea el proceso pirometalúrgico. Debido a que el proceso hidrometalúrgico no requiere tostación o fundición, ese tipo de procesos no están incluidos en el anexo D del Convenio de Minamata y, por lo tanto, se hallan fuera del alcance de las presentes directrices.

Los minerales en bruto de cobre que requieren tratamiento mediante el proceso pirometalúrgico son sulfídicos. Cuando se emplea el proceso pirometalúrgico, el mercurio presente en el concentrado se liberará primariamente durante la fusión del concentrado y la mata convirtiéndose en el gas de proceso. Con sujeción a la temperatura de los secadores empleados, en las instalaciones que usan un secador de concentrado el mercurio también puede ser emitido durante el proceso de secado.

En la figura 3 se ofrece una representación esquemática de diversos procesos pirometalúrgicos paralelos en la producción de cobre:

- Tostación, fundición y conversión
- Fundición y conversión
- Directo a fundición de cobre

2.3.1 Secado del concentrado

El proceso pirometalúrgico comienza con la mezcla de concentrados y fundentes para producir una carga estable y homogénea, especialmente cuando se procesan concentrados con diferentes concentraciones de cobre o impurezas. En el caso de los receptáculos de fusión rápida, los concentrados mezclados después se someten a secado para reducir el contenido de humedad. En esta etapa la humedad del concentrado se reduce hasta 0,2%, generalmente mediante secadores rotatorios, de bobinas múltiples, o de lecho fluidizado, que funcionan a una temperatura de punto de salida de entre 100°C y 200°C . Después el concentrado seco se envía al receptáculo de fusión y el polvo del gas del proceso de secado se elimina mediante cámaras de filtros de bolsa o precipitadores electrostáticos. En el caso de las instalaciones que emplean tecnología IsaSmelt, u otras similares, la mezcla de concentrado no se seca antes de introducirse en el receptáculo de fusión y convertirse en una mezcla de mata y escoria fundidas.

2.3.2 Tostación

Es posible que todavía se empleen tecnologías más antiguas en que los concentrados se someten a tostación antes de la fundición. En las instalaciones que emplean ese proceso, los concentrados mezclados se someten primeramente a tostación para convertir los sulfuros de cobre en óxidos antes de ser procesados en el horno de fundición. El gas del proceso de tostación, que contiene dióxido de azufre y cierta cantidad de mercurio, se procesa mediante depuradores y precipitadores electrostáticos para eliminar la materia particulada. Después el gas se envía a la planta de ácido.

2.3.3 Fundición

Una vez seca, la mezcla de concentrados y fundentes se funde para producir una mata (o, menos frecuentemente, cobre blíster), generalmente en una atmósfera enriquecida con oxígeno en un horno de fusión. Existen varios tipos de procesos de fundición de cobre que incluyen fusión rápida y fusión en baño. Otro proceso, que no se muestra en la figura 3, consiste en una etapa de varios hornos de fusión y conversión continuas, que produce cobre blíster.

En particular, la fusión rápida se emplea ampliamente, y es una tecnología eficiente mediante la cual el calor liberado resultante de la oxidación de los minerales azufrados impulsa el proceso de fundición. Además de producir la mata (o, menos frecuentemente, cobre blíster), la fusión produce una escoria. La temperatura de funcionamiento de los hornos fluctúa entre 1.230°C y 1.250°C. A esta temperatura, el mercurio elemental y los compuestos sulfurosos de mercurio se volatilizan totalmente. El gas del proceso se capta y envía al sistema de limpieza de gas.

2.3.4 Conversión

En los procesos de fundición que producen una mata de cobre, esta se transfiere después a la siguiente etapa del proceso: la conversión de mata o aleación de cobre (producido a partir de la limpieza de lo que se conoce por escoria de fusión “directa a cobre blíster”) en cobre blíster. Un subproducto de este proceso es la producción de escoria de convertidor, que se procesa para recuperar cobre en un horno de limpieza de escorias o se devuelve al horno de fusión. El gas de proceso generado por los convertidores se somete al procedimiento de eliminación de materia particulada y por último se mezcla con los gases provenientes del horno de fundición antes de entrar en el sistema de limpieza de gas de la planta de ácido sulfúrico.

2.3.5 Refinado y vaciado

A continuación el cobre blíster se afina en hornos de ánodos, principalmente para eliminar el oxígeno, el azufre y los contaminantes traza. El gas de proceso generado en los hornos de ánodos se procesa en un depurador húmedo y después en un precipitador electrostático húmedo o en una cámara de filtros de bolsa. El cobre afinado se vacía en ánodos. La etapa final de la producción de cobre es el electrolítico de los ánodos hacia cátodos de cobre que contienen más de 99,995% de cobre.

2.3.6 Limpieza de la escoria

La escoria fundida producida en el horno de fusión y los convertidores se puede tratar en un horno eléctrico de limpieza de escorias para recuperar el cobre y otros metales valiosos contenidos en la escoria. Esto produce una mata de alto grado que se transfiere a los convertidores. La escoria final se puede granular con agua. La escoria se envía para su eliminación o se utiliza como material agregado.

En los procesos que emplean fundición directa a cobre blíster, la limpieza de la escoria puede producir aleaciones de cobre, que se envían al horno de fundición para su reprocesamiento en convertidores.

Alternativamente, en vez de procesar la escoria en un horno de limpieza de escorias, la limpieza de la escoria se puede realizar mediante técnicas de procesamiento de minerales. Después que se enfría lentamente, la escoria se tritura, muele y procesa mediante flotación. Se produce un concentrado que contiene cobre y este se envía de vuelta a la fundición.

2.3.7 Planta de ácido sulfúrico

Los gases del proceso de fundición y conversión se dirigen a la sección de limpieza de gas de la planta de ácido sulfúrico. El gas del proceso primeramente se enfría y se procesa para eliminar la materia particulada, los metales y la neblina ácida mediante dispositivos de limpieza de gas, como depuradores y precipitadores electrostáticos húmedos. Durante la limpieza del gas, la temperatura del gas se enfría a entre 35°C y 40°C. La mayor parte del mercurio proveniente del horno de fusión se elimina en esta etapa mediante los tres mecanismos siguientes:

Una porción del mercurio reacciona para formar sulfato de mercurio sólido, que se elimina como lodo.

El mercurio elemental se condensa mediante temple y enfriamiento rápidos en depuradores y torres de enfriamiento empacadas.

El selenio presente en los concentrados de cobre se libera en los procesos de fusión y conversión y queda contenido en el gas del proceso de fusión como óxido de selenio. El óxido de selenio se disuelve en la solución de depuración ácida débil e inmediatamente se reduce mediante dióxido de azufre para formar selenio rojo, que reacciona con el mercurio elemental para formar seleniuro de mercurio sólido. El seleniuro de mercurio es un compuesto de solubilidad extremadamente baja en agua, y estable en condiciones ácidas.

Después de efectuarse la limpieza del gas, antes de pasar a la producción de ácido posiblemente sea necesario emplear una tecnología diseñada específicamente para la eliminación de mercurio a fin de eliminar cualquier cantidad de mercurio remanente en el gas de proceso con miras a cumplir las normas comerciales. Cabe esperar que las emisiones provenientes de la chimenea final contengan concentraciones traza de mercurio. La gestión de los residuos y fangos que contienen mercurio resultantes de la limpieza del gas o de los procesos de eliminación del mercurio, entre los que

figuran el almacenamiento, la eliminación y el comercio, deberá practicarse acorde con otros artículos pertinentes del Convenio.

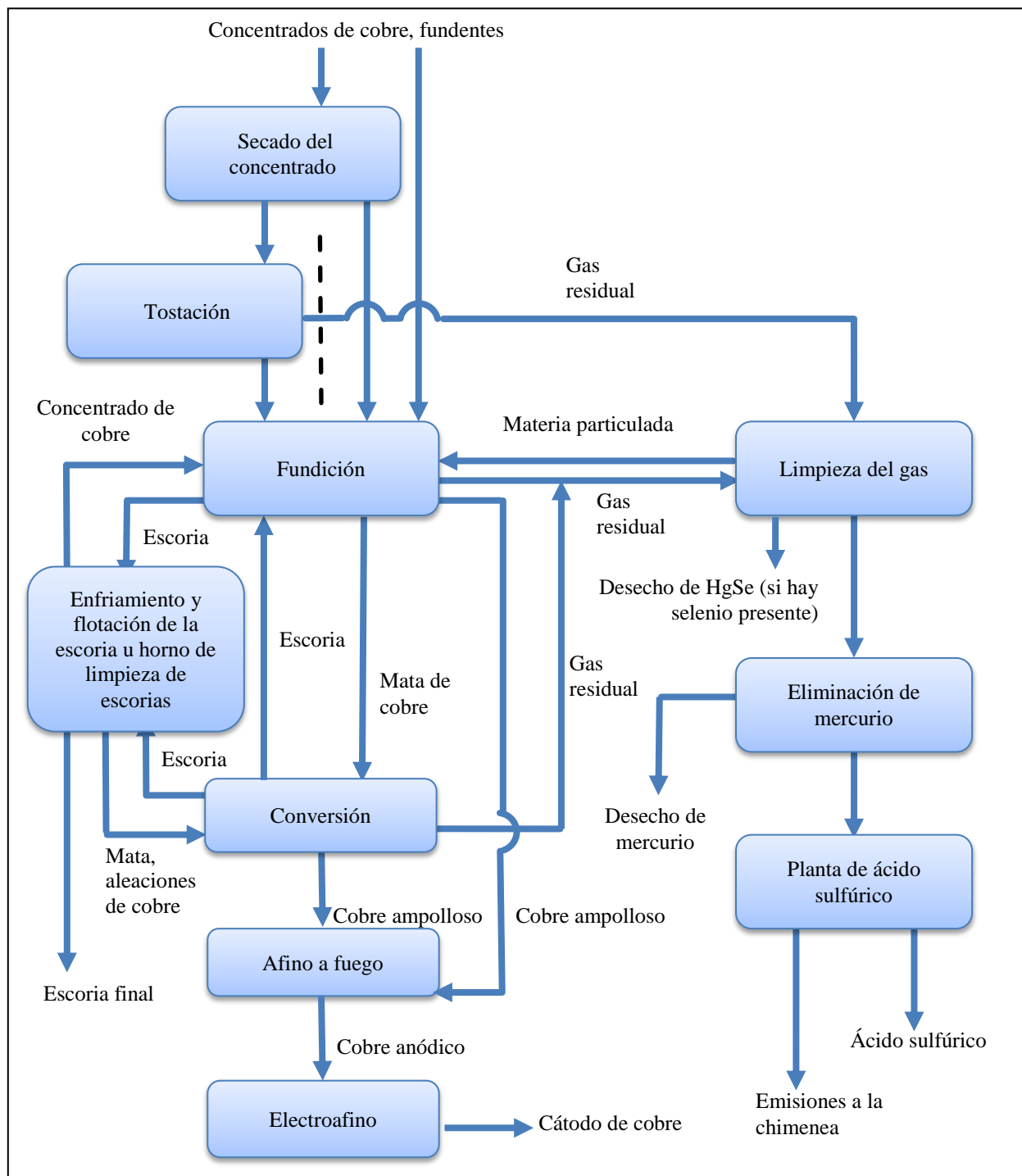


Figura 3: Procesos en la producción de cobre primario

2.4 Etapas del proceso de producción de oro

Algunos minerales auríferos en bruto requieren tratamiento antes de la lixiviación, mientras que otros se pueden lixiviar directamente. La presente sección se centrará en los minerales en bruto que requieren tostación como tratamiento previo a la lixiviación, por cuanto el anexo D del Convenio de Minamata incluye la tostación. En la figura 4 se ofrece una sinopsis de los procesos en cuestión.

2.4.1 Tostación

El mineral aurífero en bruto triturado, que generalmente contiene mercurio entre 0 y 100 ppm, se carga en un horno de tostación. Esos hornos funcionan a una temperatura entre 500°C y 600°C, y el calor se utiliza para oxidar el azufre y

el carbón provenientes del mineral en bruto de manera que el oro se puede lixiviar y recuperar. Las temperaturas elevadas hacen que el mercurio contenido en el mineral en bruto se volatilice. Los gases resultantes del proceso de tostación pasan por varias etapas de tratamiento, algunas de las cuales consisten en controles de contaminantes acompañantes, y también procesos específicos de la planta que se aplican para minimizar cuanto sea posible las emisiones de mercurio. Esos controles se describen más detalladamente en el estudio monográfico que se presenta aparte. Sobre la base de la experiencia obtenida en instalaciones con controles similares en operaciones comerciales existentes, cabe esperar que la eliminación total del mercurio proveniente del gas residual del horno de tostación sea superior a 99%.

2.4.2 Lixiviación

Se añade agua a la descarga del horno de tostación en un tanque agitador en el que el agua y los sólidos provenientes del horno de tostación se mezclan, creando una solución acuosa. Esta solución se envía a una serie de tanques en los que el oro se lixivia a partir de la solución –un circuito de carbón en lixiviación– utilizando cianuro. Una vez disueltos, desde la solución acuosa ambos compuestos de oro y mercurio se adsorben en carbón activado. La solución acuosa final, ahora agotada de oro y mercurio, se trata en un proceso de neutralización y detoxificación, y después se descarga en la instalación de embalse de relaves como desecho. El mercurio soluble en cianuro que permanece en la solución de relave resultante de la lixiviación contribuirá muy poco al mercurio atmosférico debido a que la presión de vapor del compuesto de mercurio y cianuro es muy baja.

2.4.3 Decapado y regeneración

El carbón cargado a partir del circuito de carbón en lixiviación se lava y se transfiere a un receptáculo en el que el oro y el mercurio se decapan del carbón de vuelta a la solución. Esto da por resultado una solución con un alto contenido de oro de la que este se puede extraer mediante electrodeposición o precipitación según se describe más adelante. Después de remover el oro del carbón (decapado), este se envía a un horno para su regeneración térmica y se recicla de vuelta a la etapa de lixiviación.

Cierta cantidad de mercurio permanece absorbido en el carbón decapado. El horno de regeneración del carbón consiste en un receptáculo cerrado que calienta el carbón a una temperatura superior a 700°C, lo cual lo deshidrata y le elimina cualquier mercurio absorbido haciendo que este pase a estado gaseoso. El receptáculo no contiene oxígeno y esto hace posible que el carbón se seque sin oxidarse o quemarse. El gas se expele y enfría. En mercurio elemental se condensa y se colecta en matraces industriales estancos. La gestión de los materiales que contienen mercurio, que incluye el almacenamiento, la eliminación y el comercio, debe realizarse de conformidad con otros artículos pertinentes del Convenio.

El mercurio gaseoso remanente se hace pasar por un receptáculo que contienen carbón activado impregnado de azufre. El mercurio presente en el gas se une químicamente al azufre para formar un compuesto de cinabrio estable (sulfuro de mercurio (II)).

Sobre la base de la experiencia obtenida con controles similares en otras operaciones comerciales existentes, cabe esperar que la eliminación total del mercurio presente en el gas de escape del horno de regeneración sea superior a 99%. Si bien los hornos de regeneración de carbón no están incluidos en el alcance del anexo D del Convenio de Minamata, es importante señalar que, en los casos en que las emisiones no están sujetas a control, pueden constituir fuentes importantes de emisiones de mercurio.

2.4.4 Refinado

El fango aurífero resultante de la electrodeposición o precipitación mediante polvo de zinc se filtra y después se procesa en una retorta. La retorta calienta el fango a más de 600°C para secar los sólidos y el mercurio remanente se elimina en el gas de escape. El gas de la retorta se expele hacia un equipo de manipulación de gas para eliminar el mercurio antes de que el material aurífero se envíe al horno de refinado. El gas de la retorta primeramente se enfría y condensa, y el mercurio se colecta en su forma elemental. Si queda mercurio sin condensar, se le hace pasar por un receptáculo que contiene carbón activado impregnado de azufre. El mercurio presente en el gas se une químicamente con el azufre para formar un compuesto estable de mineral de cinabrio. Sobre la base de la experiencia obtenida en una instalación con controles similares en una operación existente, cabe esperar que la eliminación del mercurio del gas de escape sea superior a 99%.

2.4.5 Horno

Los sólidos auríferos deshidratados provenientes de las retortas se calientan en un horno a temperaturas superiores a los puntos de fusión de todos los constituyentes de la carga para proporcionar la separación final del oro y las impurezas. Primeramente el gas de escape se hace pasar a través de una cámara de filtro de bolsa para eliminar cualquier materia particulada, incluido el mercurio unido a partículas. Después el gas de escape se hace pasar a través de un receptáculo que contiene carbón activado impregnado de azufre en el que el mercurio se une químicamente con el azufre para formar un compuesto estable de mineral de cinabrio. Sobre la base de la experiencia obtenida en instalaciones con controles similares en otras operaciones existentes, cabe esperar que la eliminación total de mercurio del gas de escape del horno sea superior a 99%. Los desechos que contienen mercurio se deben eliminar de manera

ambientalmente racional. Con fines de aclaración, se señala que las emisiones resultantes del horno no están incluidas en el anexo D del Convenio de Minamata. Además, es probable que los hornos no constituyan fuentes importantes de emisiones de mercurio..

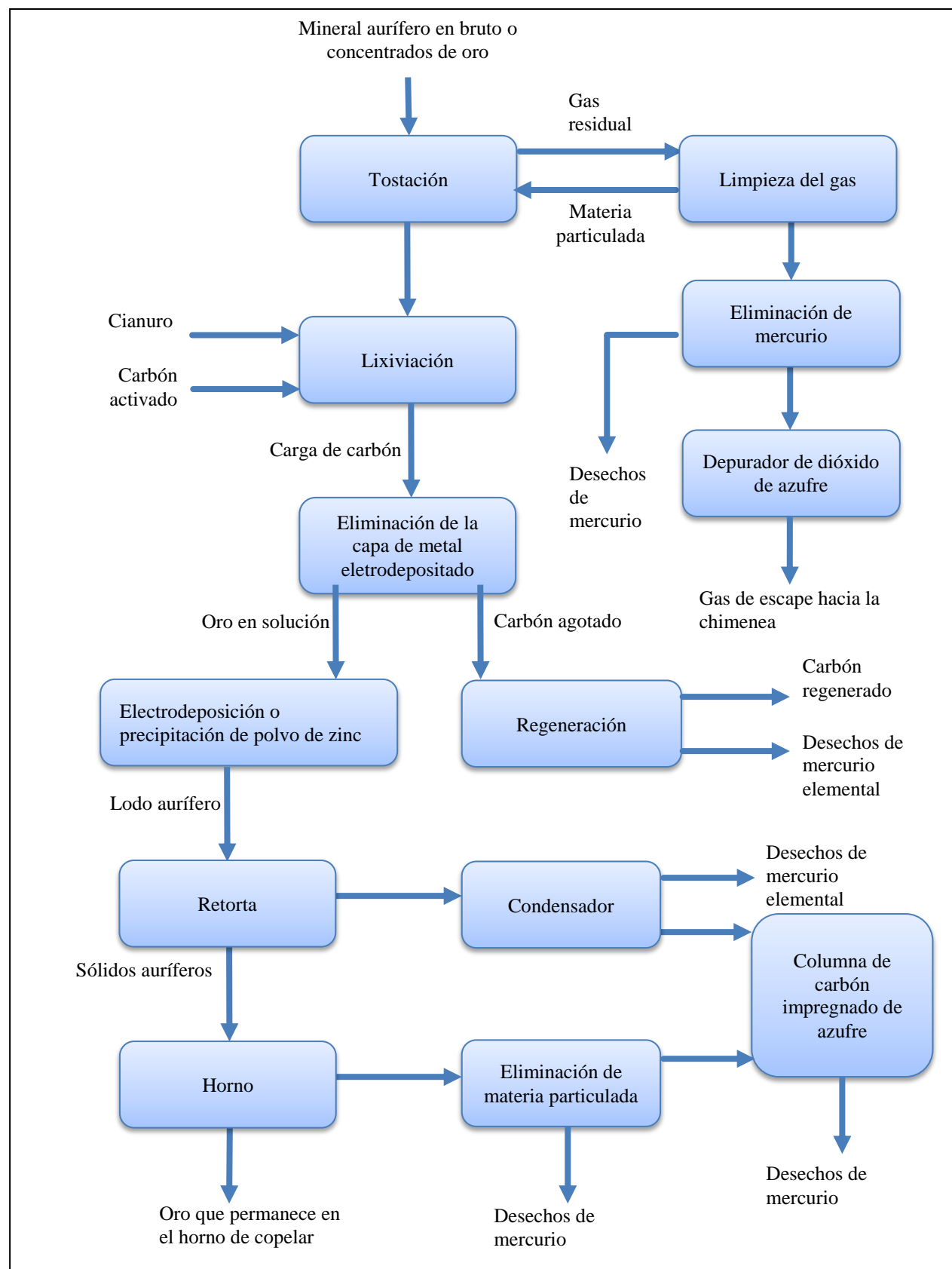


Figura 4: Procesos en la producción de oro primario

3. Técnicas de control de las emisiones

En las secciones que figuran a continuación, se describen las principales técnicas de reducción de las emisiones de mercurio a la atmósfera que se aplican en el sector de tostación, fundición y refinado de metales no ferrosos. En sentido general, estas técnicas se basan en alguna forma de oxidación del mercurio y en las interacciones con materiales como el cloruro de mercurio (II). En esta lista no se incluyen las técnicas reconocidas que reducen las emisiones de mercurio a la atmósfera gracias al beneficio paralelo resultante de la captación de otros contaminantes, como son los compuestos orgánicos de carbono y otras partículas. También se muestra un diagrama de las tecnologías de control de múltiples contaminantes, que proporcionan un beneficio paralelo para la captación de las emisiones de mercurio.

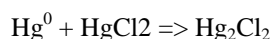
El mercurio es volátil a las temperaturas que se registran en la mayoría de los procesos de reducción, de ahí que tal vez sea necesario aplicar técnicas específicas de cada sector para eliminarlo. Cuando se va a eliminar el mercurio que se produce en una planta de ácido sulfúrico, todo mercurio residual estará presente en el ácido que se produce. La calidad del ácido a menudo se define en función de aspectos como su calidad comercial, su calidad técnica, su posible uso electrolítico, en baterías o acumuladores o en la industria alimenticia y demás. Estos aspectos son generales por naturaleza y pueden variar de un proveedor a otro y de un país a otro. La especificación del producto depende del posible uso del ácido y se tiene noticias de que lo común es que sea menos de 1,0 ppm y equivalente a ~0,02 mg/Nm³ en el gas limpio³⁶, aunque para algunas aplicaciones posiblemente se requieran concentraciones más bajas³⁷.

3.1 Proceso Boliden Norzink

3.1.1 Descripción

El proceso Boliden Norzink (llamado también proceso del depurador de cloro Outotec o proceso BN de Outotec³⁸) elimina el mercurio elemental de los gases perdidos de los hornos de fundición del mineral en bruto primario mediante la conversión del mercurio en cloruro de mercurio (I), Hg₂Cl₂ (conocido también como “calomelano”). El calomelano es el resultado de la reacción del mercurio con el cloruro de mercurio (II), HgCl₂. El cloruro de mercurio (II) se recupera entonces de parte del calomelano mediante oxidación con cloro y se reincorpora al proceso de depuración de gases.

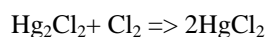
El proceso³⁹ tiene lugar en una torre de lecho empacado. El mercurio elemental en estado de vapor contenido en los gases perdidos se oxida en el depurador por medio de una solución acuosa de cloruro de mercurio (II):



La torre consiste en una estructura cilíndrica reforzada de fibra de vidrio en forma de columna, por donde los gases perdidos ascienden desde el fondo. La torre se empaqueta con polipropileno (moldeado, por regla general, en forma de monturas). Por la parte superior de la torre se rocía la solución depuradora sobre el empaque a través de una serie de toberas. A la salida de la torre, una manga o almohadilla de malla, que sirve para eliminar el rocío, impide que la solución depuradora escape del sistema. La temperatura del proceso es de alrededor de 40°C o menos y la caída de presión en la torre del depurador registra cerca de 1 kPa.

El calomelano resultante es insoluble. Se precipita de la solución y se elimina en el fondo de la torre en forma de suspensión acuosa espesa. La solución vuelve a circular entonces hacia el depurador. En las condiciones de un proceso optimizado, el mercurio elemental reacciona casi completamente con el cloruro de mercurio (II).

Es necesario mantener una alta concentración de cloruro de mercurio (II) en la solución depuradora circulante para lograr una oxidación eficaz. Por esa razón, la mitad de la suspensión acuosa se trata con gas de cloro para volver a oxidar el cloruro de mercurio (I) que se precipita en cloruro de mercurio (II):



Tan pronto como la solución de calomelano tratada se ha regenerado del todo, se bombea a un tanque de almacenamiento. Cuando la concentración de cloruro de mercurio (II) se agota en el circuito de depuración, la solución de cloruro de mercurio (II) regenerado se extrae del tanque y se añade para mantener la concentración de cloruro de mercurio (II) en el circuito de depuración.

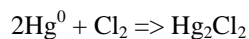
³⁶ www.mercuryconvention.org/Portals/11/.../EG1/EU_information.pdf; consultado el 24 de marzo de 2015.

³⁷ http://www.sulphuric-acid.com/techmanual/Properties/properties_acid_quality.htm; consultado el 24 de marzo de 2015.

³⁸ <http://www.outotec.com/en/About-us/Our-technologies/Gas-cleaning/Mercury-removal/#tabid-2>. Consultado el 24 de marzo de 2015.

³⁹ http://www.sulphuric-acid.com/techmanual/GasCleaning/gcl_hg.htm; consultado el 24 de marzo de 2015.

La reacción neta de los pasos a) y b) del proceso es:



La mitad restante de la suspensión acuosa de calomelano se envía a un tanque sedimentador. La solución aclarada se desborda y regresa al tanque de bombeo de la torre de depuración. En el fondo del tanque sedimentador, el cloruro de mercurio (I) insoluble se asienta en un tanque cónico. Los sólidos pasan a un segundo tanque sedimentador para seguir concentrándose. Se puede añadir polvo de zinc para coadyuvar a la precipitación. Los sólidos que se obtienen del segundo tanque sedimentador se almacenan en bidones para la venta o para usarlos en el procesamiento interno en otro momento. Por último, el calomelano purgado se puede eliminar o se puede usar para la producción de mercurio elemental. El mercurio es almacenado entonces en contenedores herméticos. En la figura 5 se muestra un diagrama del proceso Boliden Norzink.

Se deben tomar en consideración los riesgos que entraña para la salud de los trabajadores su posible exposición al cloruro de mercurio (II) o al cloro (que son muy tóxicos).

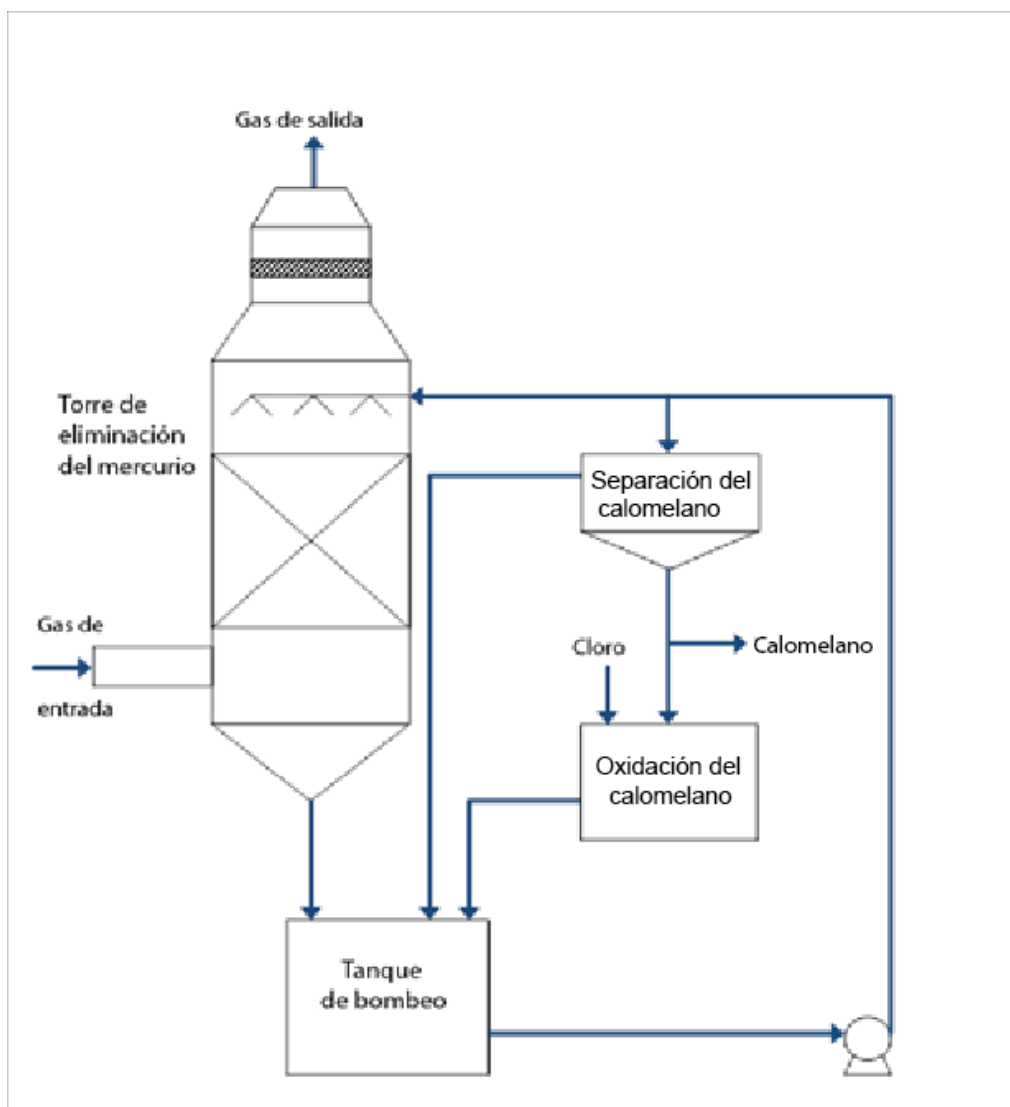


Figura 5: Diagrama del proceso Boliden Norzink para la recuperación de Hg_2Cl_2 (Hultbom 2003)

3.1.2 Aplicabilidad

Este procedimiento es aplicable a todos los gases de proceso de los hornos de fundición de minerales, en particular en el caso de gases de proceso que contengan SO_2 . La técnica es eficaz para diversos niveles de suministro de mercurio y también para un alto contenido de mercurio y se usa con eficacia en cerca de 40 plantas en todo el mundo.

3.1.3 Eficacia

La eficacia de eliminación depende del contenido de mercurio de los gases perdidos que entran y que suele ser del 99,7%. La concentración típica del mercurio de salida es de 0,3 a 0,5 ppm⁴⁰ (Hultbom 2003; CEPE 2013). También se logra una concentración de salida de 0,3 a 0,5 ppm, cuando las concentraciones de mercurio de entrada son altas, de más de 100 mg/Nm³ (Hultbom 2003)⁴¹.

Cuadro 1

Eficacia del proceso Boliden Norzink en Boliden Rönnskar⁴² (BREF NFM 2014)

Flujo de gas 30.000 Nm ³ /h	Antes [µg/Nm ³]	Después [µg/Nm ³]	Eficacia de reducción [%]
Alta concentración de entrada	9879	30	99,7
Baja concentración de entrada	51	13	74

Efectos recíprocos entre los distintos medios

Los efectos recíprocos entre los distintos medios de este proceso son los siguientes:

- Efectos en la atmósfera y el agua debidos a la producción de desechos de calomelano sólido, mediante lixiviación o vaporización del mercurio.

Gastos de instalación y funcionamiento

Para la construcción se utilizan fundamentalmente materiales plásticos, debido a la baja temperatura del proceso (menos de 40°C).

Los gastos de funcionamiento son bajos porque se limitan al:

- Consumo de energía eléctrica de las bombas de circulación;
- Aumento del consumo de energía eléctrica de los ventiladores a fin de compensar la caída de presión creada por la torre de depuración;
- Consumo de gas de cloro para la recuperación de cloruro de mercurio (II).

Los gastos de funcionamiento son prácticamente independientes del nivel de mercurio en el gas de escape⁴¹ (Hultbom 2003), por lo que se considera que el proceso es económicamente viable. En Aurubis Hamburg, los costos de inversión de la instalación de la planta de eliminación de mercurio ascendieron a 5 millones de euros (condensador, calentadores, filtro de bolsas, sistema de inyección, torre de absorción y ventiladores incluidos) (BREF NFM 2014).

3.2 Filtro de selenio

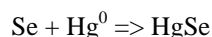
3.2.1 Descripción

El proceso de filtro de selenio^{37,38} elimina el bajo contenido de mercurio elemental de los gases perdidos de los hornos de fundición de mineral en bruto primario mediante la conversión del ácido selénico en selenio rojo amorfo, que reacciona con el mercurio en estado gaseoso para formar seleniuro de mercurio (II).

El filtro de selenio es un filtro de lecho fijo con una gran superficie, diseñado para lograr contacto total con la sustancia activa. Se usa un material poroso inerte parecido al soporte de un catalizador. Este material se impregna con el selenio rojo amorfo. La impregnación se logra secando la solución de ácido selénico en presencia de SO₂ para precipitar selenio rojo amorfo:



El selenio rojo amorfo reacciona con el mercurio presente en los gases para formar seleniuro de mercurio (II):



El tiempo de contacto en el filtro es de aproximadamente 1 a 3 segundos.

El filtro mantiene su eficacia hasta que el nivel de mercurio en el filtro alcanza del 10% al 15%. En ese momento, el filtro se somete a tratamiento para recuperar el mercurio y regenerar el selenio.

⁴⁰ <http://www.outotec.com/en/About-us/Our-technologies/Gas-cleaning/Mercury-removal/>; consultado el 24 de marzo de 2015.

⁴¹ Nm³ es un metro cúbico normal y se refiere al gas medido a una presión de 1 atmósfera y una temperatura de 0°C.

⁴² Comisión Económica para Europa, Protocolo sobre metales pesados, se puede consultar en: http://www.unece.org/env/lrtap/hm_h1.html; consultado el 24 de marzo de 2015.

La presión de vapor del mercurio a temperaturas entre 0°C y 100°C es muy baja en comparación con el HgSe. Como sustancia de control, el selenio es muy conveniente porque su presión de vapor también es muy baja a esas temperaturas, y la pérdida de selenio es menor. Los filtros pueden funcionar a temperaturas de hasta 110°C con gases saturados de vapor de agua. Sin embargo, debe evitarse la condensación dentro de los filtros.

La caída de presión es del orden de 600 Pa para un filtro de una etapa con un período de retención de tres segundos.

El filtro de selenio puede producir gases perdidos que prácticamente no contienen mercurio en los hornos de fundición. También se puede aplicar como segunda etapa en el tratamiento de los gases perdidos para disminuir el contenido de mercurio antes de que el gas entre posteriormente a una planta de ácido que produce ácidos sin mercurio.

Comparado con otros materiales absorbentes de mercurio de lecho fijo, como el carbón activado, el filtro de selenio tiene la ventaja de reaccionar selectivamente con el mercurio. No se producirán reacciones colaterales indeseadas debido a que a la masa de selenio no se le conoce actividad catalítica alguna. Esto posibilita, por ejemplo, usar el filtro de selenio para eliminar el mercurio en gases húmedos que contengan SO₂. Con el carbón activado, el SO₂ se oxida en SO₃, lo que al combinarse con vapor de agua forma ácido sulfúrico, que obstruye el filtro (Hultbom 2003).

Para lograr concentraciones de mercurio de 0,05 mg/Nm³ o menos, otra posibilidad sería un enfriamiento extremo del gas a niveles de temperatura muy por debajo de 0°C para separar los compuestos de mercurio en forma de partículas y el mercurio en estado líquido. El mismo nivel residual se puede lograr captando el mercurio como seleniuro de mercurio (II) (HgSe) a temperaturas de hasta aproximadamente 140°C (Hultbom 2003).

3.2.2 Aplicabilidad

La aplicabilidad ha quedado demostrada en al menos seis plantas en todo el mundo.

3.2.3 Grado de eficacia

La eficacia de eliminación depende del tiempo de retención. Para lograr eficacias de eliminación del 95%, por regla general, hace falta un período de retención de tres segundos (Hultbom 2003). Lo habitual es que se logren eficacias de eliminación del 90%³⁸. La concentración mínima media del mercurio de salida prevista por hora⁴¹ es de menos de 0,01 mg/Nm³ (CEPE, Protocolo sobre metales pesados, 2013). En los cuadros que figuran a continuación se muestran algunas reducciones típicas del mercurio.

Cuadro 2

Eficacia del proceso con filtro de selenio en Boliden Rönnskär⁴¹ (horno de fundición de cobre, plomo y zinc) (BREF NFM 2014)

Flujo de gas 80.000 Nm ³ /h	Antes [µg/Nm ³]	Después [µg/Nm ³]	Eficacia de reducción [%]
Alta concentración de entrada	1008	48	95
Baja concentración de entrada	42	12	71

Cuadro 3

Resultados típicos del proceso con filtro de selenio (Hultbom 2003)

Flujo de gas	Antes [µg/Nm ³]	Después [µg/Nm ³]	Eficacia de reducción [%]
Alta concentración de entrada	6000	<50	99

3.2.4 Gastos de instalación y funcionamiento

El costo de inversión es proporcional a la cantidad de flujo de gas.

Cuando la masa de selenio queda saturada con mercurio, hay que sustituirla, lo que representa el gasto principal para esta tecnología, que, en lo esencial, es proporcional a la cantidad de mercurio desechada (Hultbom 2003).

Los gastos de instalación del filtro de selenio suelen ser análogos a los del proceso Boliden Norzink cuando esa tecnología resulta ser la más apropiada. A magnitudes de flujo de gas más bajas, el costo relativo de la inversión es inferior al del proceso Boliden Norzink, debido a que el método de depuración es el que requiere más equipo. En cambio, ocurre lo contrario cuando la magnitud del flujo es mayor debido a que el costo de ampliación a escala de un depurador es menor que el de un filtro de lecho fijo (Hultbom 2003).

En el caso de magnitudes de flujo de gas más altas con niveles de entrada de mercurio más altos, el proceso Boliden Norzink es el más económico; no obstante, se ha informado de la posibilidad de combinar el proceso Boliden Norzink con el de filtro de selenio (Hultbom 2003) a fin de cumplir requisitos más estrictos en relación con la eliminación del mercurio.

Fuentes de la industria informan de costos indicativos cercanos a los 3 millones de euros como inversión inicial para

un filtro de selenio con una capacidad de 200.000 m³/h, más 70 toneladas de selenio a un precio de 35.000 euros por tonelada.

3.2.5 Efectos recíprocos entre los distintos medios

Posiblemente se produzcan efectos en la atmósfera y el agua debido a la vaporización de mercurio elemental o al mercurio oxidado causado por la producción de desechos de seleniuro de mercurio (II) sólido. Es necesario estabilizar esos desechos antes de proseguir con el tratamiento. La gestión de los materiales que contienen mercurio, en particular el almacenamiento, la eliminación y el comercio, debe llevarse a cabo conforme a lo dispuesto en los demás artículos pertinentes del Convenio.

3.3 Carbón activado

3.3.1 Descripción

El carbón activado impregnado de azufre⁴³ es una tecnología comprobada que se emplea en el sector industrial del oro para controlar las emisiones a la atmósfera. El carbón activado se puede aplicar tanto en un dispositivo de lecho fijo como mediante inyección de carbón. El mercurio contenido en las emisiones de gases reacciona con el carbón impregnado de azufre a medida que los gases pasan por el lecho para formar sulfuro mercúrico (II) (HgS). El carbón activado tiene la ventaja de eliminar todos los tipos de mercurio de las emisiones a la atmósfera, entre ellos el mercurio oxidado, el mercurio ligado a partículas y el mercurio elemental.

Esta tecnología de control capta el mercurio como sulfuro mercúrico (HgS) estable absorbido en el carbón activo impregnado de azufre. El desarrollo de esta tecnología se encuentra en un estado avanzado; se trata de una tecnología reconocida cuyo empleo se ha generalizado en el sector de la metalurgia no ferrosa, y se aplica mayoritariamente en el sector de extracción de oro, además de emplearse también con otros metales. También tiene aplicaciones en la industria eléctrica.

Cuando una fuente usa carbón activado, tiene que vencer algunas limitaciones. En primer lugar, las temperaturas máximas de uso varían según el fabricante. Es posible que haya que enfriar previamente el flujo de gases. En segundo lugar, si el flujo de gases tiene una humedad superior al 10%, es indispensable someterlo a tratamiento previo para reducir la humedad. Por último, existe el riesgo de incendio debido al empleo de carbón activado como medio de control del mercurio; no obstante, durante años, un gran número de instalaciones ha estado utilizando carbón activado sin que se hayan producido incidentes. Con un tratamiento adecuado, estos riesgos se pueden atenuar y reducir al mínimo.

3.3.2 Aplicabilidad

El carbón activado se puede utilizar para eliminar todas las formas de mercurio de las emisiones: en estado gaseoso y en partículas, elemental y oxidado. El carbón activado puede adsorber entre 10% y 40% de mercurio por peso antes de que sea necesario sustituirlo. Además, el carbón impregnado de azufre (15% a 20% por peso) es eficaz en la formación de un absorbente estable.

3.3.3 Grado de eficacia

Un sistema de adsorción a base de carbón impregnado de azufre debidamente diseñado y mantenido, instalado a la salida de un condensador, es capaz de captar 99% del mercurio y lograr una concentración de 0,01 mg/m³. Las especificaciones de adsorción de mercurio de los fabricantes de carbón varían de 10% a 40%. Ahora bien, el carbón se suele cargar con mercurio hasta un 20% por peso antes de ser sustituido. El adsorbente agotado se elimina como desecho peligroso o se destila en retortas para recuperar el mercurio elemental. La gestión de los materiales que contienen mercurio, en particular el almacenamiento, la eliminación y el comercio, debe llevarse a cabo conforme a lo dispuesto en los demás artículos pertinentes del Convenio.

3.3.4 Gastos de instalación y funcionamiento

Un factor que incide en los gastos de instalación es la magnitud del flujo volumétrico del gas que va a ser tratado. En la figura 6 se muestran los gastos de equipo y materiales para un sistema que utilice carbón y que conste de depuración, enfriamiento, condensación y lechos de adsorción. No se incluye el costo de construcción ni la instalación a causa de la variabilidad implícita en las condiciones geográficas y la complejidad de los proyectos de que se trate.

Figura 6: Gastos de instalación del equipo y los materiales en el caso de filtros de carbón activado impregnados de azufre como función del flujo de gas (PCM: pies cúbicos por minuto, 1 PCM = 1,7 m³/hora)

⁴³ Existen otros tipos de carbón activado, entre ellos el carbón activado impregnado de halógeno, fluoruro, yodo o bromo, que también se están empleando para el control del mercurio, pero no está claro si el sector de la metalurgia no ferrosa está empleando activamente estos tipos de carbón activado. Posiblemente sea más apropiado analizar estos tipos en nuestra sección sobre nuevas tecnologías. Por esa razón, el presente capítulo se centra en el carbón impregnado de azufre.

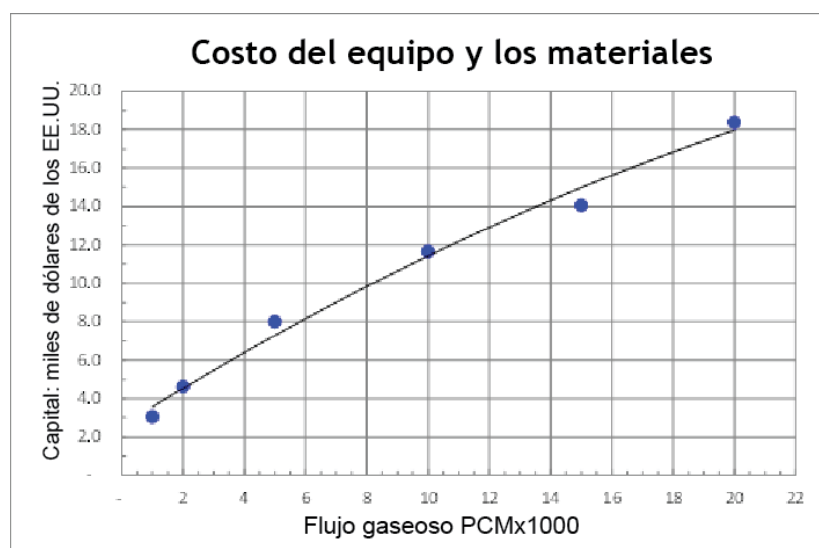


Figura 6: Gastos de instalación del equipo y los materiales en el caso de filtros de carbón activado impregnados de azufre como función del flujo de gas (PCM: pies cúbicos por minuto, 1 PCM = 1,7 m³/hora)

El principal gasto de funcionamiento es la sustitución y eliminación o destilación en retortas del carbón activado impregnado de azufre ya agotado. La tasa de sustitución depende del contenido de mercurio en el flujo de gas. El costo de sustitución del carbón impregnado de azufre en América del Norte es de 6,6 dólares/kg.

3.3.5 Beneficios paralelos

El carbón activado que no está impregnado de azufre es muy eficaz para eliminar compuestos orgánicos, como dioxinas o furanos y compuestos orgánicos volátiles contenidos en el flujo de gas. En presencia de compuestos orgánicos, es común instalar lo que se conoce como “lecho de limpieza previa mediante carbón activado” para eliminarlos antes que el lecho impregnado de azufre haga lo mismo con el mercurio. Sin ese lecho de limpieza previa, los compuestos orgánicos serían adsorbidos por el carbón impregnado de azufre, lo que reduciría la capacidad de eliminación posterior del mercurio y aumentaría los gastos que ocasiona tener que sustituir el lecho con más frecuencia (Krumins *et al.* 2013).

3.3.6 Efectos recíprocos entre los distintos medios

Posiblemente sea necesario eliminar el carbón impregnado de azufre y cargado de mercurio como desecho peligroso. La gestión de los materiales que contienen mercurio, en particular el almacenamiento, la eliminación y el comercio, debe llevarse a cabo conforme a lo dispuesto en los demás artículos pertinentes del Convenio.

3.4 Proceso de filtración DOWA (filtro de piedra pómez recubierto de sulfuro de plomo (II))

El proceso a base de sulfuro de plomo (II) es una técnica de medio seco usada para eliminar el mercurio de los gases de combustión generados en los hornos de fundición de metales no ferrosos. Los gases que contienen mercurio volátil ascienden por una torre rellena de bolas recubiertas de sulfuro de plomo, como son las de piedra pómez granuladas, para que el contacto con el gas sea eficaz. El mercurio, que tiene una alta presión de vapor, al entrar en contacto con el gas, que contiene sulfuro de plomo (II), se convierte en sulfuro mercúrico, cuya presión de vapor es muy baja. Para el proceso a base de sulfuro de plomo (II), se ha medido una eficacia de eliminación del mercurio del 99%, lo que da por resultado concentraciones de las emisiones de mercurio de 0,01 a 0,05 mg/Nm³.

Fuentes de la industria han comunicado los costos indicativos: una torre Dowa con una capacidad de 200.000 m³/h de gas tiene un costo de inversión inicial de cerca de 5,5 millones de euros, más el costo de 500m³ de los materiales del filtro a un costo de 1.800 euros por tonelada, cuya vida útil es de aproximadamente 5 a 10 años.

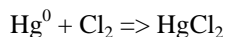
3.5 Proceso Jerritt

3.5.1 Descripción

El proceso Jerritt se está empleando actualmente en una mina de oro, como se muestra en la figura 8. El proceso elimina mercurio elemental de los gases perdidos de los hornos de tostación mediante la conversión del mercurio en cloruro de mercurio (II), HgCl₂. El cloruro de mercurio (II) es el resultado de la reacción del mercurio con el cloro (Cl₂) disuelto. A continuación, mediante deposición electrolítica directa, se recupera mercurio elemental de la purga de gases que contienen cloruro de mercurio (II), que se tratan con polvo de zinc a fin de precipitar cloruro de mercurio (I) o se devuelven al tanque de sedimentación para recuperar cualquier valor oro que haya quedado.

El proceso Jerritt fue creado e instalado por primera vez en 2009 por la firma canadiense Yukon-Nevada Gold Corporation en su planta de tostación de mineral en bruto de Jerritt Canyon (Elko, Nevada (Estados Unidos)). Más tarde, en 2010, el sistema fue instalado en su secadero de mineral.

El proceso tiene lugar en una torre de lecho empacado. El mercurio elemental en estado de vapor contenido en los gases perdidos se oxida mediante una solución acuosa, en la que se disuelve el cloro para la depuración:



La torre consiste en una estructura cilíndrica de fibra de vidrio reforzada en forma de columna, por donde ascienden los gases perdidos desde el fondo. El fondo de la torre se rellena con un empaque de polipropileno en forma de montura. Por la parte superior de la torre se rocía la solución depuradora sobre el empaque por medio de un conjunto de toberas.

A la salida de la torre se coloca una manga o almohadilla de malla que impide que la solución depuradora escape del sistema. La temperatura del proceso es de unos 40°C o menos y la caída de presión en la torre depuradora, aproximadamente 1 kPa.

La solución retorna al depurador y de esta solución que recircula, se purga un cantidad equivalente al volumen de la solución que controla el pH y el rocío separador de partículas. En las condiciones de un proceso optimizado, el mercurio elemental reacciona casi completamente con el cloro disuelto.

Se debe tomar en consideración también el riesgo que supone para la salud de los trabajadores su posible exposición al cloruro de mercurio (II) (que es muy tóxico).

3.5.2 Aplicabilidad

Este proceso es aplicable a todos los gases perdidos dimanantes de los hornos de tostación, en particular en el caso de gases perdidos de los que se haya eliminado SO₂ mediante depuración. La técnica es eficaz para altos niveles de admisión de mercurio como ocurre en los hornos de tostación Jerritt y también cuando los niveles de admisión de mercurio son bajos, como es el caso de los secaderos Jerritt de mineral en bruto.

3.5.3 Eficacia

La eficacia de eliminación suele ser del 99,97%. La concentración típica de salida del mercurio es de 0,004 a 0,005 ppm.

3.5.4 Efectos recíprocos entre los distintos medios

Los efectos recíprocos entre los distintos medios de este proceso son:

- Efectos en la atmósfera y el agua debidos a la producción de desechos de calomelano sólido (que se pueden evitar si se aplica la deposición electrolítica al cloruro de mercurio (II) o si el material purgado del depurador se elimina en el tanque de sedimentación del horno de tostación).

3.5.5 Gastos de instalación y funcionamiento

Debido a que el proceso tiene lugar a baja temperatura (menos de 40°C), para la construcción se utilizan fundamentalmente materiales plásticos.

Los gastos de funcionamiento son bajos porque se limitan al:

- Consumo de energía eléctrica para las bombas de circulación;
- Aumento del consumo de energía eléctrica para los ventiladores a fin de compensar la caída de presión creada por la torre del depurador;
- Consumo de gas de cloro.

Los gastos de funcionamiento son prácticamente independientes del nivel de mercurio presente en los gases perdidos.

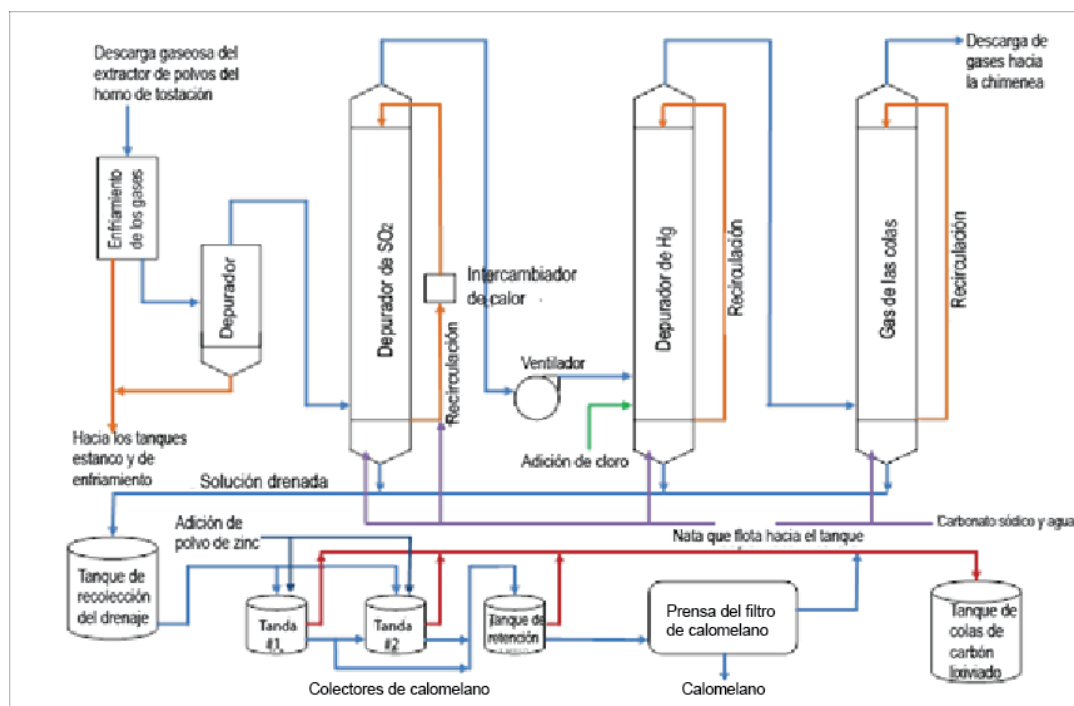


Figura 7: Diagrama del proceso Jerritt con opción de recuperación de Hg_2Cl_2

3.6 Beneficios paralelos de las tecnologías comunes y las plantas de ácido para la reducción de la contaminación atmosférica en el control del mercurio

3.6.1 Tecnologías de reducción de la contaminación

En el capítulo sobre técnicas comunes del documento de orientación sobre mejores técnicas disponibles y mejores prácticas ambientales figura una sección de temas de interés general sobre tecnologías comunes de reducción de la contaminación, en la que se describe un beneficio paralelo para la captación de emisiones de mercurio. En la presente sección se analiza la aplicabilidad de esas técnicas al sector de metales no ferrosos.

3.6.1.1 Filtros de bolsa

El uso de filtros de bolsa es común en el sector de metales no ferrosos debido a que esta técnica proporciona la máxima eficacia de recolección entre los métodos de control de partículas. La torta de polvo que recogen los filtros se puede sacar periódicamente utilizando métodos como reversión de la corriente de aire, sacudida mecánica, vibración e impulsión del aire. La torta de polvo se puede reciclar entonces en el proceso del horno de fundición para recuperar cualquier metal de valor que contenga. Esta técnica es eficaz para captar mercurio en forma de partículas o mercurio que haya sido adsorbido en partículas.

3.6.1.2 Precipitadores electrostáticos

En el sector de la metalurgia no ferrosa se usan mucho los precipitadores electrostáticos tanto húmedos como secos como primera etapa de eliminación de partículas. En los precipitadores electrostáticos secos, el polvo que se recoge en las placas cargadas se elimina mediante golpeteo o vibración. Ese polvo se suele reciclar en el proceso del horno de fundición.

En los precipitadores electrostáticos húmedos, el polvo se elimina enjuagando las placas, usualmente con agua. Se produce un efluente y lodos, que se pueden reciclar en el proceso, si contienen materiales valiosos, o se pueden eliminar. En determinadas circunstancias, ha quedado demostrado que los precipitadores electrostáticos húmedos son eficaces para eliminar el mercurio tanto en estado gaseoso como en partículas, cuando se utilizan en combinación con otras técnicas, como los depuradores y los enfriadores de gases.

3.6.1.3 Depuradores

En el sector de la metalurgia no ferrosa se utilizan, por regla general, los depuradores húmedos, como en el caso de los gases de enfriamiento y la eliminación de partículas e impurezas, en particular el SO_3 , el HCl y el HF que forman parte del proceso de limpieza de gases antes de la producción de ácido sulfúrico. Esta técnica produce un efluente y lodos. El efluente se puede utilizar nuevamente en el depurador, mientras que los lodos se pueden reciclar en el proceso de fundición o se pueden eliminar. La gestión de los materiales que contienen mercurio, en particular el almacenamiento, la eliminación y el comercio, debe llevarse a cabo conforme a lo dispuesto en los demás artículos pertinentes del Convenio.

Los depuradores húmedos son eficaces para eliminar el mercurio en forma de partículas o el mercurio que ha sido adsorbido en partículas. Sin embargo, los depuradores húmedos no son muy eficaces para eliminar del flujo de gas el mercurio elemental en estado gaseoso, a menos que contenga compuestos de selenio.

3.6.2 Depuración de gases combinada con plantas de ácido

3.6.2.1 Descripción

La combinación del equipo de depuración de gases con una planta de ácido sulfúrico es una tecnología comprobada para el control de las emisiones de azufre en la industria de metales no ferrosos y es de uso común en todo el mundo. En determinadas condiciones, el funcionamiento de una planta de ácido dotada de un equipo de depuración de gases ha demostrado también su eficacia en la captación del mercurio presente en el flujo de gas mediante el uso de técnicas tradicionales de control de partículas que revelan una eficacia de eliminación del mercurio equivalente al uso de alguna de las mejores técnicas disponibles específica. En estos casos, cuando las propiedades del mineral en bruto y las condiciones del proceso lo permiten, prácticamente todo el mercurio se elimina al depurar los gases antes de pasar a la planta de ácido y el mercurio residual se elimina de la depuración adicional de los gases después de que los materiales se envían a la planta de ácido.

En un estudio reciente⁴⁴ completado en el Japón, quedó demostrado que muchas empresas están dependiendo más de las depuradoras de gases y las plantas de ácido para eliminar el mercurio de los gases de combustión en las instalaciones de fundición de metales. En el estudio se demostró la eficacia con que se está captando el mercurio mediante el uso de este método en determinados hornos de fundición de cobre, plomo y zinc.

3.6.2.2 Aplicabilidad

La combinación de plantas de ácido sulfúrico con la depuración de gases que eliminan con eficacia el mercurio se ha estado utilizando en todo el mundo en los hornos de fundición de cobre, zinc y plomo.

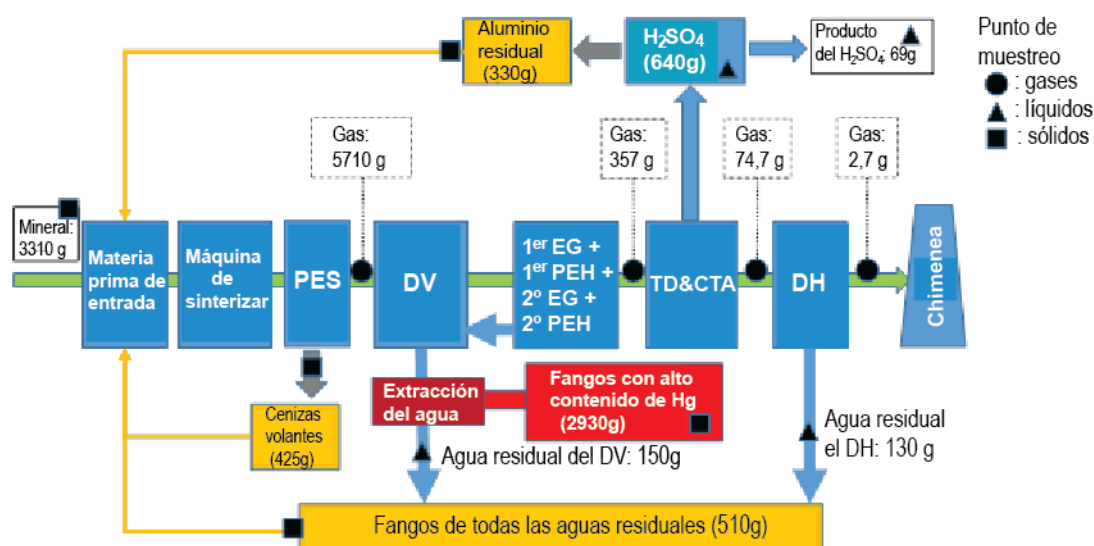
En un estudio exhaustivo llevado a cabo en el Japón (Takaoka *et al.* 2012), se puso como ejemplo de ese tipo de planta un horno de fundición de zinc de Imperial Smelting Process (ISP), en el que se empleó un balance de materia del mercurio de carácter general, como se muestra en la

3.6.2.3 Grado de eficacia

Los resultados del estudio realizado en el Japón demuestran la posible eficacia de combinar la depuración de gases con el método de la planta de ácido sulfúrico en la captación del mercurio. Se determinó que la concentración total de mercurio en los gases de combustión era del orden de entre 1,7 y 6,1 $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ (Takaoka *et al.* 2012).

3.6.2.4 Costos

La combinación de la depuración de gases y las plantas de ácido sulfúrico es una tecnología estándar para la extracción de dióxido de azufre de los gases de combustión en los hornos de fundición que procesan concentrados sulfídicos. En caso de poder recuperar el mercurio mediante esta combinación de tecnologías con una eficacia equivalente al uso de las mejores técnicas disponibles específicas del mercurio, no habría que invertir capital adicional para eliminarlo.



⁴⁴ [JMIA bulletin "Kozan (<http://www.mmf.or.jp/>)" for the April 2015] Takashi Shimizu: Mercury Removal from the Nonferrous Smelter's Off-gas in Japan.

Nota explicativa: PES: precipitador electrostático seco, DV: depurador Venturi, GC: enfriador de gases, WEP: precipitador electrostático húmedo, TD: torre de deshidratación, CTA: proceso de conversión y torre de absorción, DH: depurador húmedo

Figura 8: Balance de materia del mercurio respecto de la producción de ácido sulfúrico en la planta de zinc ISP del Japón (Takaoka *et al.* 2012)

3.6.2.5 Beneficios paralelos

Combinar la depuración de gases con una planta de ácido sulfúrico resulta muy eficaz para captar dióxido de azufre. De hecho, el objetivo primordial de instalar una planta de ácido sulfúrico es la captación de dióxido de azufre y la producción de ácido sulfúrico para la venta.

3.6.2.6 Efectos recíprocos entre los distintos medios

La producción de desechos sólidos de mercurio (fangos) posiblemente surta efectos en la atmósfera y el agua. La gestión de los materiales que contienen mercurio, en particular el almacenamiento, la eliminación y el comercio, debe llevarse a cabo conforme a lo dispuesto en los demás artículos pertinentes del Convenio.

4. Mejores técnicas disponibles y mejores prácticas ambientales

4.1 Sinopsis de las mejores técnicas disponibles

En el cuadro 5 figura una sinopsis de las técnicas que podrían tomarse en consideración al seleccionar las mejores técnicas disponibles para la reducción del mercurio en el sector de la metalurgia no ferrosa. Como se explica en la sección 0, gracias a los beneficios paralelos de la aplicación de las técnicas de reducción de la contaminación por gases y partículas y las plantas de ácido se pueden lograr emisiones de mercurio bajas, que sean aceptables.

Cuadro 3

Sinopsis de las técnicas de control específicas del mercurio para procesos de tostación y fundición de metales no ferrosos (se muestra el comportamiento típico de las emisiones, que tal vez no demuestre todas las situaciones posibles)^{38,41} (CEPE 2013)

Técnica de control del mercurio	Descripción	Eficacia típica (Eficacia de eliminación del mercurio) ^a	Ventajas/observaciones	Desventajas
Boliden-Norzink	Se basa en un depurador húmedo que usa la reacción entre el cloruro de mercurio (II) y el mercurio para formar cloruro de mercurio (I) (calomelano), que se precipita de la solución.	99,7% – concentración de entrada de ~ 9900 µg/m ³ 74% – concentración de entrada de 51 µg/m ³	Ampliamente demostradas	Manipulación de gas de cloro Manipulación de calomelano Eliminación del calomelano como desecho peligroso
Filtros de selenio	El filtro de selenio es un material inerte poroso, empapado en ácido selénico, que se pone a secar para precipitar selenio rojo amorfo. El selenio rojo amorfo reacciona con el mercurio en el gas para formar HgSe.	95% – concentración de entrada de 1000 µg/m ³ 71% – concentración de entrada de 42 µg/m ³	Especialmente idóneos para concentraciones de mercurio bajas en el gas Instalación exitosa en plantas metalúrgicas	Concentración limitada del mercurio de entrada El filtro agotado debe ser eliminado de forma ambientalmente racional
Lechos de filtros de carbón activado	El carbón activado es bien conocido por sus propiedades materiales absorbentes. En el caso de la adsorción de mercurio, el carbón activado puede adsorber normalmente 10 a 12% de su propio peso.	97% – concentración de entrada de 1,200 µg/m ³ 93% – concentración de entrada de 37 µg/m ³	El carbón activado impregnado de azufre está a la venta Elimina el Hg ⁰ y otras sustancias Bajo potencial de lixiviación del mercurio contenido en el carbón agotado	Es inevitable que el carbón agotado sea eliminado en vertederos
DOWA	Se basa en la adsorción de mercurio en piedra pómez recubierta de sulfuro de plomo	97% – concentración de entrada de 50 µg/m ³ 88% – concentración de entrada de 11 µg/m ³		En sentido general, no se utiliza Eliminación del sulfuro mercúrico como desecho peligroso
Jerritt	Se basa en la conversión del mercurio elemental en cloruro de mercurio (II) mediante reacción con cloro Cl ₂ disuelto	99,97%	Eficiencia de eliminación del mercurio muy alta	Los subproductos se deben eliminar conforme a lo establecido en los artículos pertinentes del Convenio

^a Datos sobre la eficacia, basados en los datos correspondientes al horno de fundición de cobre, plomo y zinc en la planta Rönnskärnsverken de Boliden, comunicados en CEPE 2013

4.1.1 Otras consideraciones al seleccionar el tipo de control del mercurio durante el proceso de tostación y fundición en el sector de la metalurgia no ferrosa

Los principios generales para optar por una u otra de las mejores técnicas disponibles en el caso de las categorías de fuentes puntuales incluidas en el anexo D se describen en la introducción de las presentes directrices. En esta parte examinamos algunos aspectos adicionales de la química del mercurio, que podrían influir en la selección de los controles del mercurio en el sector de la metalurgia no ferrosa. La intención no es que sean prescriptivos, ya que tal vez sean menos aplicables a algunos de los metales incluidos en el anexo D, en particular el oro.

El mercurio puede estar presente en los gases dimanantes de las operaciones de fundición y tostación en la forma de mercurio elemental (Hg^0) o mercurio oxidado (Hg^{2+}), y en estado gaseoso o particulado. En muchos casos, el mercurio oxidado se puede eliminar con eficacia en los sistemas normales de depuración de gases empleados en estos procesos para controlar los gases ácidos (SO_2 , NO_x) y las partículas finas. Por eso es fundamental que esos sistemas funcionen correctamente para alcanzar un contenido total de mercurio residual bajo en el gas depurado. Esto tiene importancia especial en el caso de los precipitadores electrostáticos húmedos en los sistemas de depuración de gases por vía húmeda. La depuración eficaz de los gases es importante también, debido a que las impurezas del gas podrían causar reacciones colaterales indeseadas en la etapa de eliminación del mercurio. Por ejemplo, el filtro de selenio, que es del tipo de lecho fijo, reacciona cuando se deposita polvo sobre las partículas porosas activas.

Es muchísimo más difícil eliminar el mercurio elemental que el mercurio oxidado y la mayoría de las tecnologías comerciales están diseñadas para eliminar mercurio elemental en forma de vapor y dependen de la depuración convencional de los gases en la etapa inicial del proceso para lograr la máxima eliminación del mercurio. La etapa de eliminación del mercurio normalmente se instala cuando la depuración convencional de los gases resulta insuficiente para eliminar cantidades de mercurio satisfactorias debido al contenido de mercurio de la materia prima o a las características del mineral en bruto.

En el cuadro 4 se resumen algunos de los factores que influyen en la distribución del mercurio en un sistema de depuración de gases en los hornos de fundición.

Cuadro 4

Algunos factores que influyen en la distribución del mercurio en un sistema de depuración de gases, según (Holmström *et al.* 2012)

Características del gas	Consecuencia para la distribución del mercurio
Presencia de Se o de S^0 o alternatively $\text{H}_2\text{S}_{(g)}$	Formación de HgSe o HgS (partículas) → recuperadas con filtros de bolsa y precipitador electrostático húmedo
Carga muy elevada de Hg elemental en el sistema de enfriamiento de gases	Formación y condensación de Hg elemental líquido en todo el sistema
Alta temperatura de los gases después de su enfriamiento en una torre en el proceso BN	Da por resultado un contenido relativamente alto de Hg^0 después de la depuración en la torre BN
Función del precipitador electrostático húmedo	Es necesario una elevada eficacia; de lo contrario, las partículas muy saturadas de Hg se transferirán al ácido
Presencia de Hg oxidado en el gas procesado en un filtro de bolsa	Una cantidad mayor de Hg en el polvo recogido en el filtro de bolsa

Los requisitos de pureza de los gases en el caso de los procesos de eliminación del mercurio son prácticamente los mismos que para las plantas de ácido sulfúrico. En el caso específico del proceso Boliden-Norzink (BN), la presión de los vapores de mercurio de los líquidos circulantes responde a la temperatura. Por esa razón, la temperatura del gas de entrada debe ser lo más baja posible. En el cuadro 7 se indican los requisitos normales para el gas de entrada en la etapa de eliminación del mercurio de los procesos BN, con tiosulfato y con filtro de selenio.

Cuadro 5

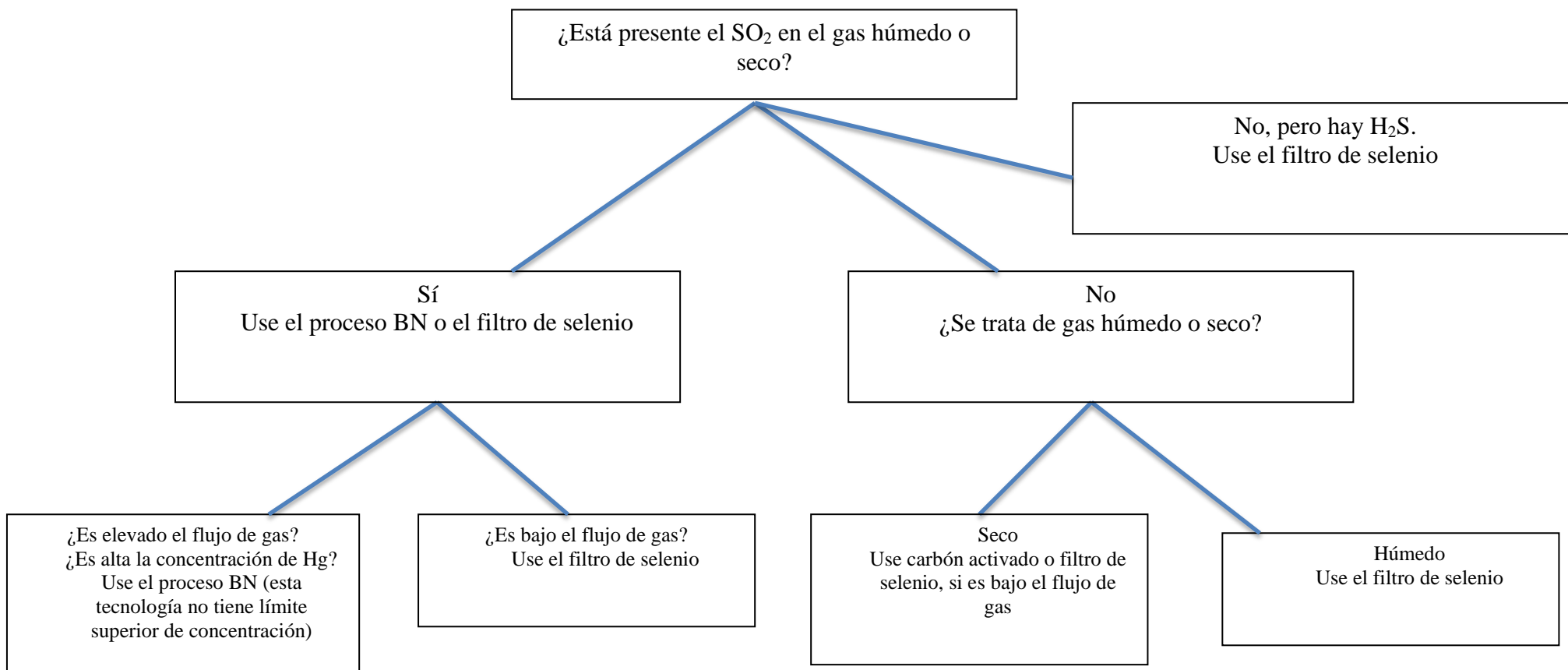
Calidad del gas y propiedades que debe tener el gas de entrada en la etapa de eliminación de mercurio de los procesos BN, con tiosulfato y con filtro de selenio (datos industriales proporcionados por Outotec)

Parámetro	Proceso BN	Proceso con tiosulfato	Filtro de selenio
Polvo	máx. 1 mg/Nm ³	máx. 1 mg/Nm ³ (después de la etapa con el precipitador electrostático húmedo)	máx. 10 mg/Nm ³
Niebla de ácido sulfúrico	máx. 20 mg/Nm ³	máx. 20 mg/Nm ³ (después de la etapa con el precipitador electrostático húmedo)	máx. 20 mg/Nm ³
Temperatura de los gases	máx. 40°C	no es crítica	máx. 90°C

Outotec, el principal distribuidor de tecnologías de control del mercurio para el proceso de fundición, ha descrito un método para seleccionar la tecnología (Holmström *et al.* 2012) en casos en los que sea necesario eliminar de los gases la mayor cantidad posible de mercurio. Las tres tecnologías descritas son el proceso Boliden-Norzink; el filtro de selenio para su uso en un lecho estático con flujos de gas relativamente pequeños; y un filtro de carbón activado para su uso en un lecho estático o por inyección de carbón activado en el filtro de bolsa situado al inicio del proceso. Según Outotec, las condiciones del proceso determinan la selección (Holmström *et al.* 2012), que puede ejemplificarse simplemente en el diagrama presentado en la figura 9.

Esta cifra es orientativa de la posible opción tecnológica y tal vez no sea apropiada en muchos casos, por ejemplo, cuando el selenio está presente en el concentrado. Esta tecnología tal vez no sea necesaria, cuando el uso de un equipo de depuración de gases se combina con una planta de ácido sulfúrico, ya que de esta forma se controlan suficientemente tanto el mercurio como las emisiones de azufre.

Figura 9: Consideraciones sobre el control del mercurio cuando sea indispensable eliminar una gran cantidad de mercurio y se pueda optar entre el proceso BN, el de filtro de selenio y el de carbón activado



4.2 Mejores prácticas ambientales

En esta sección se describen las mejores prácticas ambientales para controlar y, de ser viable, reducir, las emisiones de mercurio a la atmósfera dimanantes de los procesos de tostación y fundición empleados en la producción de metales no ferrosos.

Para elaborar y aplicar las mejores prácticas ambientales específicas, hace falta una planificación cuidadosa y un compromiso a todos los niveles en la empresa. La elaboración de las mejores prácticas ambientales puede facilitarse tomando en consideración los reglamentos aplicables, los controles administrativos y las prácticas de gestión de la planta.

4.2.1 Sistemas de gestión ambiental

Un sistema de gestión ambiental es un método estructurado para la gestión de los aspectos ambientales de una operación que se caracterice por incluir: un examen de los objetivos ambientales de la empresa; el análisis de sus riesgos ambientales, sus efectos y sus obligaciones jurídicas; el establecimiento de objetivos y metas ambientales para reducir los efectos en el medio ambiente y cumplir los requisitos jurídicos; el establecimiento de programas para cumplir esos objetivos y metas; la monitorización y medición de los progresos logrados en la consecución de los objetivos; la creación de conciencia y sentido de responsabilidad entre los empleados en relación con el medio ambiente; y el examen de los progresos logrados por el sistema y su mejora constante. Las recomendaciones para la aplicación pueden ser las siguientes:

- Elaborar y ejecutar programas de mantenimiento preventivos, predictivos y correctivos con miras al funcionamiento eficaz de los sistemas de reducción de la contaminación;
- Dar mantenimiento al equipo de producción para facilitar su funcionamiento normal y reducir al mínimo las alteraciones en el proceso;
- Mejorar la gestión operacional, establecer planes para imprevistos, impartir capacitación a los operadores periódicamente;
- Ejecutar un programa de prevención de los derrames y aplicar prácticas idóneas de administración en toda la instalación;
- Establecer un plan de monitorización para la medición del mercurio en las etapas pertinentes del proceso;
- Establecer y mantener un registro general de las emisiones de mercurio a nivel de los procesos e instalaciones pertinentes.

4.2.2 Mezcla de materias primas para controlar las emisiones de mercurio

La mezcla es un procedimiento operativo realizado para producir un suministro estable y homogéneo mezclando minerales en bruto o concentrados de calidades diferentes, combinando los minerales o concentrados con los fundentes o incorporando a la mezcla diferentes materiales primas secundarias. La mezcla se puede usar para controlar las emisiones de mercurio cuando la materia prima que alimenta el horno de fundición es muy variable o sus concentraciones de mercurio son más altas que lo conveniente. El tratamiento de una mezcla estable y homogénea facilita el mantenimiento de condiciones de funcionamiento constantes en las que los controles de la contaminación puedan funcionar con más eficacia. Además, un contenido de mercurio más bajo en general en el material que entra en el horno de fundición generaría concentraciones reducidas de mercurio en el gas residual y disminuiría las emisiones de mercurio hacia el depósito final. En algunos casos específicos, es posible que el mineral en bruto tenga un contenido de mercurio muy bajo y tal vez no haga falta aplicar medidas de control adicionales para lograr bajas emisiones.

En el caso de las fuentes que practican la mezcla, se deben tener en cuenta las siguientes consideraciones:

- La operación de mezcla puede levantar mucho polvo, por lo que se deben aplicar al máximo medidas de contención, extracción de partículas y de polvo. El polvo recogido debe incorporarse nuevamente al proceso.
- Se pueden usar también mezclas húmedas para evitar la producción de polvo. En algunos casos, se produce una suspensión acuosa espesa, de la que se extrae el agua, y esa suspensión se utiliza en un proceso de nodulización.
- Para lograr mezclas exactas, se deben extraer de antemano algunas muestras de la materia prima para analizar el contenido de metal que hay que tener en cuenta, en particular impurezas como el mercurio. Las mezclas se deben planificar mediante la combinación de las proporciones apropiadas de materia prima sobre la base de esos resultados. Para lograr esas mezclas exactas, se pueden usar instalaciones de mezcla, sistemas de dosificación por pérdida de peso, básculas de cinta y la determinación de los volúmenes cargados.

4.2.3 Emisiones de mercurio a la atmósfera

Será conveniente aplicar medidas y estrategias de control para generar menos emisiones de mercurio. Es menester prestar atención al diseñar equipos de depuración de gases, en particular, las chimeneas, para que sean las adecuadas a las condiciones meteorológicas, topográficas y ambientales del lugar donde se van a instalar. Hay que tratar de captar las emisiones que se escapan de fuentes puntuales, que razonablemente puedan retenerse mediante sistemas de aspiración de gases y la hermetización apropiada de los equipos. Se recomienda la aplicación de las medidas siguientes:

- Optimización del diseño del proceso para reducir las emisiones de gases residuales y el contenido de contaminantes; diseño de funcionamiento ininterrumpido cuando sea técnica y económicamente viable;
- Funcionamiento de los hornos y los reactores bajo presión negativa y aplicación de las técnicas de depuración de gases apropiadas a los gases extraídos;
- Hermetización de los hornos y los reactores, y modificación de los hornos existentes hermetizándolos al máximo;
- Monitorización de los parámetros para prevenir la condensación de los gases de combustión y la corrosión de las tuberías causada por el exceso de humedad;
- Ejecución de un programa de detección de fugas y reparación de los orificios, de ser necesario;
- Aplicación de medidas correctivas a cualquier equipo que genere emisiones fugaces importantes.

4.2.4 Control de partículas

Es importante el control de la materia particulada porque el mercurio se combina con ella. Los métodos de control de partículas deben considerarse durante la etapa de planificación y se debe hacer un seguimiento de las emisiones. Las fábricas deben mejorar constantemente los controles de partículas durante las operaciones, en particular:

- Detectar e inspeccionar periódicamente las posibles fuentes de partículas;
- Usar sistemas de extracción de polvo con los controles de partículas apropiados para eliminar las partículas de las áreas de trabajo y los edificios;
- Usar estructuras de presión negativa para encerrar los equipos que crean partículas e impedir la salida de gases que contengan partículas;
- Instalar precipitadores de polvo con más de una cámara para poder realizar inspecciones y efectuar el mantenimiento durante el funcionamiento;
- Mantener buenos resultados en el precipitador de polvo mediante inspecciones periódicas y la sustitución de las bolsas.

4.2.5 Gestión y eliminación ambientalmente racionales de los desechos derivados del control de la contaminación atmosférica

Con miras a prevenir las emisiones innecesarias, las fábricas deben aplicar los siguientes métodos para lograr la gestión y eliminación apropiadas de los residuos generados por los dispositivos de control de la contaminación atmosférica:

- Almacenamiento y transporte en condiciones de seguridad de los desechos de mercurio derivados de los controles de la contaminación atmosférica (p. ej., mercurio elemental líquido recuperado de las retortas o cloruro de mercurio (I) producido durante el proceso Boliden-Norzink);
- Comercio de mercurio solo conforme a lo dispuesto en el artículo 3 del Convenio;
- Eliminación de los desechos de mercurio conforme a lo dispuesto en los demás artículos pertinentes del Convenio.

5. Monitorización del mercurio en los procesos de fundición y refinado durante la producción de metales no ferrosos

Los aspectos generales e interrelacionados de ensayo, monitorización y presentación de informes se analizan en la introducción del presente documento. En esta sección se analizarán aspectos específicos de la monitorización de las emisiones de mercurio inherentes a los procesos aplicables a los metales no ferrosos.

En el sector de fundición y refinado de metales no ferrosos, la materia prima de entrada, que puede contener mercurio, son los concentrados, los fundentes y el combustible. Además de los metales acabados, las corrientes de productos pueden incluir polvos metálicos, compuestos metálicos, ácido sulfúrico y fertilizantes. Las corrientes de subproductos podrían ser escorias, calomelano (cloruro de mercurio (I), Hg_2Cl_2), mientras que las corrientes de desechos pueden incluir escorias, calomelano, fangos y precipitados extraídos del equipo de control de la contaminación.

Las emisiones de mercurio pueden variar considerablemente en el tiempo dentro de una misma instalación o entre instalaciones que llevan a cabo procesos análogos, debido a que el contenido de mercurio varía en la materia prima que se incorpora durante el proceso. Las concentraciones de mercurio pueden cambiar rápidamente en los concentrados, el combustible y otros insumos, como la chatarra. Cuando se realice el muestreo, se debe poner cuidado, en la medida de lo posible, para garantizar que el proceso funcione ininterrumpidamente y represente las condiciones normales de funcionamiento, que las concentraciones de mercurio en las corrientes de entrada representen las cantidades que suelen alimentarse y que se reduzcan al mínimo las emisiones fugaces. Si las condiciones de funcionamiento no son las habituales, la extrapolación de los datos de muestreo posiblemente arroje resultados con un gran margen de error.

Debido a la diversidad de los procesos empleados en el sector de fundición y refinado de metales no ferrosos, es posible que haya variaciones significativas en los procesos, incluso entre instalaciones que producen el mismo tipo de metal. Las características específicas del lugar deben tenerse en cuenta a la hora de seleccionar el método de monitorización más apropiado y planificar la labor de muestreo. Además de recopilar datos sobre las emisiones de mercurio, también se recomienda informar sobre la cantidad de metal producido para poder calcular las emisiones de mercurio por tonelada de metal.

5.1 Métodos de medición directa

5.1.1 Muestreo por borboteadores

El muestreo por borboteadores con productos químicos húmedos ha sido el método tradicional de muestreo usado para medir concentraciones de mercurio en los gases en el sector de fundición y refinado de metales no ferrosos. Debido a la complejidad y al costo de este método, el muestreo por borboteadores se practica con menos frecuencia, por ejemplo cada trimestre o cada año. Pese a la fiabilidad de los datos que se obtienen con este método, los resultados tal vez no sean representativos, si se registran concentraciones de mercurio variables durante períodos breves.

5.1.2 Trampas absorbentes y sistemas de monitorización por trampas absorbentes

En el sector de fundición y refinado de los metales no ferrosos, la monitorización por trampas absorbentes se puede usar con eficacia para proporcionar datos sobre las concentraciones de mercurio en los gases de escape durante determinados lapsos de tiempo. Aunque este método no proporcione resultados en tiempo real, los datos obtenidos indicarán el rendimiento operativo durante el período de tiempo precedente. Con este método basado en el circuito de realimentación, se pueden introducir ajustes en el proceso, de ser necesario.

La monitorización con trampas absorbentes es eficaz en las corrientes de gases con bajas concentraciones de partículas. En las plantas de metales no ferrosos, el depósito de salida final suele ser el lugar apropiado para instalar un sistema de monitorización de trampas absorbentes. En esta etapa, el gas limpio depositado debe contener bajos niveles de mercurio, partículas y otros contaminantes.

5.1.3 Sistemas de monitorización continua de las emisiones

Todavía no se ha generalizado el uso de sistemas de monitorización continua de las emisiones (SMCE) de mercurio en el sector de fundición y refinado de metales no ferrosos. Los SMCE se han usado de ordinario para la medición de bajos niveles de concentración de mercurio en magnitudes de flujo de gases de escape elevadas, como es el caso de las centrales eléctricas alimentadas por carbón. En comparación, muchas instalaciones de fundición de metales no ferrosos emiten gases de escape químicamente más complejos con magnitudes de flujo más bajas y niveles de concentración de mercurio más altos en corrientes de gases más complejas.

En instalaciones en las que funcionan varias chimeneas, tal vez sea más conveniente instalar el SMCE en la última para monitorizar las liberaciones al medio ambiente. En esa etapa final del proceso, los gases de chimenea deben haber sido sometidos a procesos de depuración, en los que se habría eliminado ya la mayoría de los contaminantes atmosféricos presentes en esos gases, por ejemplo, mediante controles de las partículas, eliminación del mercurio y producción de ácido. Los datos recopilados proporcionarían las tendencias indicativas en tiempo real que tienen que

ver con la eficacia del funcionamiento. Cuando se conoce la cantidad de mercurio presente en las corrientes de entrada, se puede calcular la eficacia de eliminación a partir de los datos de monitorización continua de las emisiones.

5.2 Métodos de medición indirecta

5.2.1 Balance de materia

Si bien un balance de materia proporcionaría datos para un período de tiempo determinado y no en tiempo real, tal vez sea conveniente como instrumento indicativo para determinar el rendimiento operativo y la eficacia de eliminación del mercurio, siempre y cuando el contenido de mercurio en la materia prima, los productos y otras corrientes fundamentales sea suficiente para poder realizar cálculos fiables.

El funcionamiento normal de una planta de fundición y refinado de metales no ferrosos debe incluir ya el muestreo periódico y la realización de análisis (análisis químicos) del contenido de metales en las materias primas, los productos y demás corrientes importantes para asegurar el control eficaz del proceso. La inclusión de mercurio en un analito de esas corrientes arroja datos esenciales que se han de utilizar en el balance de materia. El proveedor de combustible puede suministrar información sobre el contenido químico del combustible vendido. Dado que en la fundería o la refinería se suelen llevar a cabo diariamente análisis internos de ensayo del contenido de metales de sus principales insumos y productos, se debe considerar la posibilidad de que se realicen en la instalación sus propios análisis del mercurio, que son cada vez más costosos.

Para calcular las emisiones anuales de mercurio de una instalación que usa el balance de materia, se deben determinar y registrar las concentraciones de mercurio y las magnitudes de flujo de la materia prima de todas las corrientes durante todo el transcurso del año, lo que requiere un esfuerzo supremo. Además, se deben determinar todas las corrientes que pueden acumular mercurio. Los datos sobre el volumen de mercurio se calculan multiplicando la concentración de mercurio por la tasa de flujo másico y el tiempo (por ejemplo, un año).

Debido a la variabilidad inherente a las mediciones de la magnitud de flujo de la materia prima que contiene mercurio y a las mediciones de la acumulación de mercurio, así como a la multiplicidad de flujos de entrada y salida, tal vez sea difícil proponer una cifra definitiva en relación con el balance de masa. En el caso de procesos bien controlados, en que la magnitud de las emisiones de mercurio es solo una fracción del ritmo de alimentación de mercurio, sería más apropiado efectuar mediciones directas de los flujos de gases de escape mediante el muestreo que completar el balance de masa.

5.2.2 Sistemas predictivos de monitorización de las emisiones

Los sistemas predictivos de monitorización de las emisiones (SPME) tal vez no sean un método fiable de monitorización de las emisiones de mercurio en el sector de fundición y refinado de los metales no ferrosos. En este sector, el contenido de mercurio en la materia prima de los hornos puede cambiar significativamente en períodos breves, según los concentrados que se procesen. Incluso en una instalación que procese concentrados de una mina específica, el contenido de mercurio puede variar sustancialmente, según el lugar de donde se extrae la mena. Esto da por resultado que el establecimiento de correlaciones entre los parámetros sustitutivos y las emisiones de mercurio tal vez no arroje resultados representativos. Si se considera el uso de un sistema predictivo de monitorización de las emisiones, se debe realizar ante todo un análisis minucioso para determinar la incertidumbre del método caso por caso.

5.2.3 Factores de emisión

En el caso del sector de fundición y refinado de metales no ferrosos, las emisiones de mercurio pueden variar muchísimo en el transcurso del tiempo en una misma instalación o entre instalaciones que llevan a cabo procesos análogos, debido al cambio del contenido de mercurio en los flujos de entrada. En consecuencia, cuando se usen factores de emisión, las estimaciones de las emisiones pueden tener un alto margen de error. En particular, las estimaciones que usan factores de emisión publicados de carácter general deben considerarse un indicio aproximado de los niveles de emisión. Un método alternativo sería establecer factores de emisión específicos del lugar basados en datos de muestreo reales y en información sobre la actividad en las fuentes.

6. Referencias

- ADDIN EN.REFLIST UNEP (2008). Technical Background Report to the Global Atmospheric Mercury Assessment, Arctic Monitoring and Assessment Programme/UNEP Chemicals Branch, 159 pp.
- UNEP (2013). Technical Background Report for the Global Mercury Assessment 2013, Arctic Monitoring and Assessment Programme/UNEP Chemicals Branch, vi + 263 pp.
- BREF NFM (2014). Best Available Techniques Reference Document for the Non Ferrous Metals Industries (BREF NFM), available at: http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/NFM_Final_Draft_10_2014.pdf, IPTS, Joint Research Centre (JRC), European Commission, Seville, Spain, 1242 pp.
- Coleman, R.T.J. (1978). Emerging Technology in the Primary Copper Industry. Prepared for the U.S. EPA; data2.collectionscanada.ca/pdf/pdf001/p000001003.pdf; accessed on 7 April 2014, Habashi, F. (1978). Metallurgical plants: how mercury pollution is abated. *Environmental Science & Technology* 12, pp. 1372–1376.
- Holmström, Å., L. Hedström, A. Målsnes (2012). Gas Cleaning Technologies in Metal Smelters with Focus on Mercury. Sino-Swedish Cooperation on Capacity Building for Mercury Control and Management in China (2012–2013). Outotec.
- Hultbom, K. B. (2003). Industrially proven methods for mercury removal from gases. EPD congress, The Minerals, Metals & Materials Society (TMS).
- Krumins T. , C. Stunguris, L. Zunti and S Blaskovich (2013). Mercury removal from pressure oxidation vent gas at Newmont Mining Corporation's Twin Creek Facility. *Proceedings of Materials Science and Technology*. Montreal QC; The Minerals, Metals and Materials Society, 129-144
- Morgan, S. (1968). The Place of the Imperial Smelting Process in Non-ferrous Metallurgy.
- Reimers, J. H., et al. (1976). A review of Process Technology in Gases in the Nonferrous Metallurgical Industry for the Air Pollution Control Directorate, nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockkey=91018I2W.txt; accessed on 7 April 2014, Jan H. Reimers and Associates Limited, Metallurgical Consulting Engineers, Oakville, Ontario, Canada.
- Schulze, A. (2009). Hugo Petersen – Competence in gas cleaning systems downstream nonferrous metallurgical plants. The Southern African Institute of Mining and Metallurgy – Sulphur and Sulphuric Acid Conference 2009, pp. 59–76.
- Sundström, O. (1975). Mercury in Sulfuric Acid: Bolden Process Can Control Hg Levels during or after Manufacture. Sulfur No. 116, The British Sulfur Corp., January–February 1975: pp. 37–43.
- Takaoka, M., D. Hamaguchi, R. Shinmura, T. Sekiguchi, H. Tokuichi (2012). Removal of mercury and sulfuric acid production in ISP zinc smelting. *International Conference on Mercury as a Global Pollutant*, Abstract 16-PP-107.
- UNECE (2013). Guidance document on best available techniques for controlling emissions of heavy metals and their compounds from the source categories listed in annex II to the Protocol on Heavy Metals, UN Economic Commission for Europe: Executive Body for the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, 33 pp.

Capítulo VI

Instalaciones de incineración de desechos

RESUMEN

En el Convenio de Minamata se mencionan las instalaciones de incineración de desechos entre las principales fuentes industriales de emisiones de mercurio. Esta categoría figura en el anexo D del Convenio.

Los fines posibles de la incineración de desechos son la reducción del volumen, la recuperación de energía, la destrucción o al menos la minimización de componentes peligrosos, la desinfección y la recuperación de algunos residuos.

Para lograr los mejores resultados de la protección ambiental en su conjunto, es indispensable coordinar el proceso de incineración de los desechos con las actividades al comienzo del proceso (p. ej., técnicas de gestión de los desechos) y las actividades finales (p.ej., la eliminación de residuos sólidos resultantes de la incineración de desechos).

Al examinar las propuestas de construcción de nuevos incineradores de desechos, se deben tomar en consideración alternativas como actividades de reducción al mínimo de la generación de desechos, en particular la recuperación de recursos, la reutilización, el reciclado y la separación de desechos, así como la promoción de productos que aporten menos mercurio a las corrientes de desechos o no lo aporten. Se deben tomar en consideración también los métodos que impidan que el mercurio forme parte de los desechos que serán incinerados.

El diseño y funcionamiento ambientalmente racionales de los incineradores de desechos requieren el uso tanto de las mejores técnicas disponibles como de las mejores prácticas ambientales, que hasta cierto punto coinciden, a fin de prevenir o minimizar las emisiones de sustancias peligrosas, como el mercurio.

Las mejores prácticas ambientales para la incineración de desechos son procedimientos apropiados en exteriores, como la gestión general de desechos y la consideración de los efectos ambientales de la selección del emplazamiento y los procedimientos in situ, como la inspección de los desechos, su manipulación adecuada, el funcionamiento de los incineradores, las prácticas de gestión y la manipulación de los residuos.

Las mejores técnicas disponibles para la incineración de desechos son la selección del sitio apropiado, el suministro y control de los desechos y las técnicas para el tratamiento de los gases de combustión, los residuos sólidos y los efluentes. Se puede considerar que las mejores técnicas disponibles para controlar las emisiones de mercurio dimanantes de las instalaciones de incineración de desechos son el depurador de alta eficacia con ingredientes en la solución del depurador; el depurador con inyección de bromo, que contiene productos químicos en la cámara de combustión, o la inyección de carbón activado con filtros textiles. En caso de registrarse altos niveles de mercurio en el gas crudo, se puede aplicar una combinación de las técnicas mencionadas.

Las liberaciones de mercurio dimanantes de los incineradores de desechos municipales sólidos, diseñados y puestos en funcionamiento teniendo en mente consideraciones basadas en las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales, se producen fundamentalmente en la forma de cenizas volantes, cenizas del fondo y la torta del filtro resultante del tratamiento de las aguas residuales. Por esa razón, tiene suma importancia la creación de un sumidero seguro para estos tipos de desechos, por ejemplo, mediante su tratamiento previo y su eliminación definitiva en vertederos especialmente destinados a ese fin, cuyo diseño y funcionamiento se ajustan a las mejores técnicas disponibles.

Con una combinación idónea de las medidas primarias y secundarias mencionadas en el presente capítulo, las emisiones de mercurio a la atmósfera que no excedan de 1 a 10 µg/m³ (O₂ al 11%) pueden considerarse entre las mejores técnicas disponibles. Se hace notar asimismo que, en condiciones de funcionamiento normales, se pueden lograr emisiones por debajo de ese nivel con una planta de incineración de desechos bien diseñada.

Índice

1.	Introducción.....	109
2.	Procesos usados en las instalaciones de incineración de desechos, con inclusión de la consideración de la materia prima de entrada y el comportamiento del mercurio en el proceso	110
2.1	Descripción general de los desechos que podrían dar lugar a emisiones de mercurio o de compuestos de mercurio al ser incinerados.....	110
2.1.1	Jerarquía de los residuos.....	110
2.1.2	Introducción a diferentes tipos de desechos con respecto a las emisiones de mercurio dimanantes de las instalaciones de incineración de desechos.....	110
2.2	Proceso de incineración.....	112
2.2.1	Introducción a la técnica general de incineración.....	112
2.2.2	Tratamiento previo de los desechos para su incineración.....	113
2.2.3	Descripción de tipos de incineradores	114
2.2.4	Incineración de determinadas corrientes de desechos	117
3	Técnicas de control de las emisiones	121
3.1	Técnicas de eliminación del polvo (de las partículas)	121
3.2	Técnicas de depuración húmeda	121
3.3	Inyección de carbón activado	123
3.4	Adición de bromuro a la cámara de combustión	124
3.5	Filtros de lecho estático	125
3.6	Ejemplos ilustrativos de los valores de emisión logrados con las técnicas que se acaban de describir	125
3.7	Uso y eliminación de residuos sólidos derivados de la incineración.....	127
3.7.1	Tratamiento de los residuos sólidos de los gases de combustión	128
3.7.2	Estabilización y solidificación.....	128
3.7.3	Usos de las cenizas de fondo y las cenizas volantes.....	128
3.7.4	Eliminación final de los residuos.....	129
3.8	Técnicas de tratamiento alternativo de corrientes de desechos que pueden generar la emisión de mercurio y compuestos de mercurio cuando se incineran	129
4	Nuevas técnicas.....	185
4.1	Absorbente de alta eficacia a base de carbón activado	185
4.2	Carbón de coco como alternativa al carbón activado a base de carbón bituminoso	186
5	Mejores técnicas disponibles y mejores prácticas ambientales para las instalaciones de incineración de desechos	130
5.1	Introducción a las mejores técnicas disponibles para la incineración de desechos.....	130
5.2	Tratamiento previo de los desechos antes de la incineración	130
5.3	Mejores técnicas disponibles para el suministro y el control de los desechos	130
5.4	Mejores técnicas disponibles para la incineración de desechos.....	130
5.4.1	Condiciones generales aplicables a las técnicas de combustión	131
5.4.2	Técnicas de incineración de los desechos municipales sólidos	131
5.4.3	Técnicas de incineración de los desechos peligrosos	131
5.4.4	Técnicas de incineración de fangos cloacales	132

5.4.5	Incineración de los desechos médicos	132
5.5	Mejores técnicas disponibles para el tratamiento de los gases de combustión.....	132
5.5.1	Actualización y mejora de las técnicas de tratamiento existentes	134
5.5.2	Grados de eficacia logrados con el uso de las mejores técnicas disponibles	134
5.6	Introducción a las mejores prácticas ambientales	134
5.6.1	Prácticas de gestión de los desechos.....	135
5.6.2	Prevención del riesgo de incendio	138
6.1	Métodos directos.....	136
6.2	Métodos indirectos	141
6.3	Técnicas más apropiadas de monitorización en el sector de incineración de desechos	142
7	Referencias.....	143

1. Introducción

La presente sección se centra solamente en la incineración específica de desechos y no de otras situaciones en las que los desechos son tratados por vía térmica, por ejemplo, los procesos de coíncineración como los hornos de cemento y las grandes plantas de combustión, que se abordan en las secciones relacionadas con esos procesos.

La incineración al aire libre es la que se practica con todo tipo de desechos al descubierto o en vertederos a cielo abierto y en dispositivos de incineración, que van desde los denominados “tambores incineradores” y los incineradores de construcción local que no tienen controles de contaminación hasta los pequeños hornos usados para la incineración de desechos médicos que no permiten una combustión completa. La incineración al aire libre de desechos que contienen mercurio y de productos con mercurio añadido contribuye mucho a las liberaciones del mercurio contenido en los productos.

En consecuencia, la incineración al aire libre se considera una “mala práctica ambiental” y debe desalentarse ya que puede dar lugar a emisiones de sustancias tóxicas al medio ambiente. Las prácticas de incineración al aire libre y en dispositivos de incineración de construcción simple no se abordan con lujo de detalle en las presentes directrices.

El mercurio se volatiliza en el proceso de incineración y, por tanto, se deben adoptar medidas específicas antes y después del proceso de incineración, así como mientras se esté llevando a cabo, a fin de reducir las emisiones. Las únicas técnicas primarias pertinentes para prevenir las emisiones de mercurio a la atmósfera antes de incinerar son las de prevenir o controlar, de ser posible, la inclusión de mercurio en los desechos.

En el caso de los incineradores que están en uso, las Partes aplicarán una de las medidas incluidas en el párrafo 5 del artículo 8 del Convenio o algunas más. La Parte podrá aplicar esas mismas medidas a todas las fuentes existentes que corresponda o podrá adoptar diferentes medidas respecto de diferentes categorías de fuentes. El objetivo de las medidas aplicadas por una Parte será lograr progresos razonables en la reducción de las emisiones a lo largo del tiempo. Esto puede incluir el uso de las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales, una estrategia de control de múltiples contaminantes que proporcione beneficios paralelos para controlar las emisiones u otras medidas posibles, cuyo objetivo sería lograr progresos razonables en la reducción de las emisiones a lo largo del tiempo.

Sin embargo, en el caso de los incineradores nuevos, cuya construcción o modificación sustancial comience al menos un año después de la fecha de entrada en vigor del Convenio para la Parte, se exigirá a las Partes que usen las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales para controlar y, si es factible, reducir las emisiones.

2. Procesos usados en las instalaciones de incineración de desechos, con inclusión de la consideración de la materia prima de entrada y el comportamiento del mercurio en el proceso

2.1 Descripción general de los desechos que podrían dar lugar a emisiones de mercurio o de compuestos de mercurio al ser incinerados

2.1.1 Jerarquía de los residuos

La jerarquía capta la progresión de un material o producto en el transcurso de las sucesivas etapas de gestión de los desechos y representa la última parte del ciclo de vida útil de cada producto. El objetivo principal de la jerarquía de residuos es extraer los beneficios prácticos máximos de las materias primas y generar la cantidad mínima de desechos. La aplicación apropiada de la jerarquía de residuos puede tener varios beneficios: puede ayudar a prevenir las emisiones de mercurio dimanantes de los materiales de desecho que pueden contener mercurio o están contaminadas con este, reducir la producción de gases de efecto invernadero, reducir otros contaminantes atmosféricos, ahorrar energía, conservar recursos, crear empleos y estimular el desarrollo de tecnologías ecológicas. La jerarquía de residuos se divide en las siguientes etapas:

- **Prevención:** La prevención de los desechos en el aspecto más vital de la jerarquía de residuos. En primer lugar, la prevención o reducción minimizan la generación de productos de desecho. La prevención suele dar por resultado los costos ambientales y económicos más bajos durante el ciclo de vida porque no requiere la recogida ni el procesamiento de materiales. De ordinario, la prevención trae consigo también importantes beneficios en cuanto a la eficacia de la producción y el uso de recursos. Supone el uso de menos material en el diseño y la manufactura, pues trata de que los productos duren más y se usen menos sustancias peligrosas.
- **Reutilización:** La reutilización directa de materiales alternativos extraídos de las Corrientes de desechos es la siguiente opción más deseable. Se trata de cualquier operación en que los productos o las materias primas que no sean desechos se vuelvan a usar con el mismo fin para el cual estaban previstos. Para reutilizar los materiales extraídos de las corrientes de desechos, por regla general, es menester recogerlos y procesarlos de alguna manera o no procesarlos. Supone la comprobación, limpieza, reparación y remodelación del artículo completo o de partes de repuesto. No deben utilizarse nuevamente los materiales contaminados con mercurio.
- **Reciclado:** La siguiente prioridad es el reciclado de los desechos. Se aplica a cualquier actividad que incluya la recogida de artículos usados, reutilizados o no usados que de otra manera se considerarían desechos. El reciclado supone la clasificación y el procesamiento de productos reciclables como materia prima y, posteriormente, la fabricación de nuevos productos a partir de la materia prima obtenida del reciclado.
- **Recuperación:** La recuperación de los desechos se clasifica a su vez en dos categorías: la recuperación de materiales y la recuperación de energía. La opción preferida es la que más beneficie al medio ambiente y a la salud humana. La recuperación de materiales es la que goza de mayor preferencia e incluye actividades como reciclado y compostaje. Estas actividades de gestión por regla general requieren un Sistema de recogida y un método de procesamiento y conversión de la materia en nuevos productos. La recuperación de energía, como la incineración, suele ser una opción menos popular. La conversión de materiales de desecho no reciclables en calor, electricidad o combustible utilizables se logra mediante diversos procesos, entre ellos la digestión anaerobia, la gasificación y la pirolisis.
- **Eliminación:** El último recurso es la eliminación y solo se considera cuando se han analizado todas las demás posibilidades. La eliminación es una operación que supone la descarga en vertederos y la incineración de los desechos sin recuperación de energía. Antes de la eliminación definitiva, tal vez sea necesario un tratamiento previo, según la naturaleza de los desechos. La descarga en vertederos es la forma más común de eliminación de los desechos y la opción de eliminación final.

2.1.2 Introducción a diferentes tipos de desechos con respecto a las emisiones de mercurio dimanantes de las instalaciones de incineración de desechos

2.1.2.1 Desechos municipales

Los desechos municipales sólidos, que se conocen comúnmente como basura o desperdicios, consiste en artículo de uso diario que se desechan, como envases de productos, hierba cortada, muebles, ropa, botella, restos de comida, periódicos, aparatos, pintura, baterías y un sinnúmero de otros artículos. Proceden de los hogares, las escuelas, los hospitales, los comercios y otros establecimientos. La industria de desechos municipales sólidos puede dividirse en cuatro componentes, a saber: reciclado, compostaje, descarga controlada en vertederos y aprovechamiento energético de los desechos mediante incineración. Las principales etapas del ciclo de los desechos son la generación, la recogida, la clasificación y separación, la transferencia y la eliminación. Algunos de los desechos municipales contienen

sustancias peligrosas, junto con productos químicos orgánicos como plaguicidas. Las medicinas tradicionales, los cosméticos y otros artículos pueden contener también sustancias peligrosas.

Las fuentes de mercurio en los desechos municipales sólidos son las siguientes: baterías de uso doméstico, el alumbrado eléctrico, residuos de pintura, termómetros, termostatos, pigmentos, uso dental, satinado especial del papel, interruptores eléctricos que contienen mercurio, baterías de carretes de película y otros. Las concentraciones ordinarias de mercurio en los desechos municipales sólidos fluctúan entre 0,15 y 2 mg/kg (Muenhor *et al.* 2009).

2.1.2.2 Desechos peligrosos

Los desechos peligrosos son desechos que pudieran afectar adversamente la salud humana y el medio ambiente y por tanto, se deben manipular de manera ambientalmente racional. Los desechos peligrosos pueden ser líquidos, sólidos, gases o fangos. Se pueden desechar en productos comerciales como fluidos para la limpieza o plaguicidas, o subproductos de procesos de fabricación. El capítulo II de las Directrices Técnicas del Convenio de Basilea puede proporcionar orientación e información adicional sobre los desechos que se consideran peligrosos, así como sobre el alcance de la aplicación de ese Convenio a los desechos de mercurio (Convenio de Basilea, 2015).

2.1.2.3 Desechos de equipos eléctricos y electrónicos

El equipo eléctrico y electrónico puede contener mercurio junto con otros materiales que son peligrosos. A menudo la recogida de desechos eléctricos y electrónicos se realiza por separado y no se suelen incinerar sino que son objeto de recuperación y reciclado: estos procesos para recuperar materiales no son objeto de las presentes directrices. El equipo eléctrico y electrónico se puede recoger junto con los desechos municipales. Si se sabe que esos equipos contienen mercurio, cuando entran en la corriente de desechos, se deben manipular de conformidad con el artículo 11 del Convenio de Minamata. Sin embargo, a veces los equipos eléctricos y electrónicos se incineran junto con los desechos municipales y pueden contribuir a las emisiones de mercurio.

2.1.2.4 Desechos médicos que contienen mercurio o están contaminados con este

Por regla general, se entiende por desechos médicos todo desecho sólido que se genere en el diagnóstico, el tratamiento o la inmunización de los seres humanos o los animales, en las investigaciones al respecto o en la producción o ensayo de materiales biológicos. La Organización Mundial de la Salud (OMS) clasifica los desechos médicos en las siguientes categorías: punzantes, infecciosos, patológicos, radiactivos, farmacéuticos y otros (a menudo desechos sanitarios producidos en los hospitales) (OMS, 2014, pág. 4). Las categorías específicas en que se clasifican los desechos médicos pueden variar según los diferentes países (por ejemplo, los punzantes no se clasifican como desechos peligrosos en todos los países). Por regla general, entre el 75% y el 90% de los desechos producidos en las instituciones de atención de la salud son desechos en general (no infecciosos, no peligrosos) que no presentan riesgos y son comparables a los desechos municipales. Solo una pequeña proporción de los desechos médicos se consideran peligrosos, y pueden crear riesgos para la salud (Emmanuel, 2012).

Los desechos médicos peligrosos pueden afectar a los seres humanos sin llegar a infectarlos. Este tipo de desechos incluye a los objetos punzantes, que se definen, en general, como objetos que pueden perforar o lacerar la piel y entre los que cabe incluir las agujas y las jeringuillas, los instrumentos quirúrgicos desechados como bisturís y lancetas, placas de cultivo y otros objetos de cristal. Los desechos médicos peligrosos pueden incluir también productos químicos. Algunos desechos peligrosos pueden considerarse desechos infecciosos, según su uso y exposición al tejido humano o animal antes de ser desechado. Los productos farmacéuticos obsoletos a veces son peligrosos y pueden contener mercurio.

El mercurio se usa de diversas formas que son específicas del sector de la medicina, en particular:

- Mercurio en aparatos de medición: Muchos aparatos de medición de uso común en medicina contienen mercurio, por ejemplo los esfigmomanómetros (aparatos para medir la presión sanguínea), termómetros (específicamente los utilizados para medir la temperatura y también los otros) y algunos aparatos gastrointestinales, como tubos de Cantor, dilatadores esofágicos (sondas), sondas de alimentación y tubos de Miller Abbott. Al igual que ocurre con otros tipos de instrumentos, el mercurio se ha utilizado tradicionalmente en estos dispositivos debido a sus singulares propiedades físicas, en particular su capacidad para proporcionar mediciones sumamente precisas.
- Mercurio en algunos tipos de medicinas tradicionales: Algunas medicinas tradicionales pueden contener mercurio, aunque algunos organismos reguladores han introducido controles.
- Mercurio en la amalgama dental: A veces se hace referencia a la amalgama dental como “empaste plateado”, se trata de un material de color plateado usado para empastar dientes cariados. La amalgama dental es una mezcla de dos partes casi iguales de mercurio líquido y un polvo que contiene plata, estaño, cobre, zinc y otros metales. La amalgama ha ido uno de los materiales más usados para empastar dientes. Si se incinera amalgama dental, es posible que se produzcan emisiones de mercurio a la atmósfera por las chimeneas del incinerador.

- Compuestos de mercurio en determinados conservantes, fijadores y reactivos usados en hospitales: Algunos compuestos de mercurio se usan como conservantes en medicamentos y otros productos, entre ellos, las vacunas.

2.1.2.5 Fangos cloacales

Los fangos cloacales son un subproducto directo del tratamiento de los residuos domésticos en una instalación de tratamiento de las aguas residuales. La amalgama dental puede contribuir a la carga de mercurio de los fangos cloacales si va a parar a la corriente de aguas residuales en lugar de ser colocada aparte. Debido a los procesos físico-químicos implícitos en el tratamiento, los fangos cloacales tienden a concentrar metales pesados como el mercurio, el cadmio, el plomo y otros, así como compuestos orgánicos traza que son poco biodegradables, junto con organismos posiblemente patógenos (virus, bacterias, etc.) presentes en las aguas residuales. Los niveles normales de mercurio en los fangos cloacales fluctúan entre 0,6 y 56 mg/kg de fangos secos (Hisau; Lo, 1998). Sin embargo, también se ha informado de concentraciones de 1 a 4 mg/kg de materia seca (Werther; Saenger 2000).

2.1.2.6 Residuos de madera

Los residuos de madera se generan en lugares donde se utiliza madera para la construcción residencial y comercial, que pueden ser artículos como marcos de ventana pintados con pintura que contiene mercurio. Las operaciones de demolición suelen generar residuos de madera que, debido a su falta de uniformidad, sumada a su mezcla con otros materiales, no siempre es reutilizable. Cuando no están contaminados con sustancias peligrosas como el mercurio (p.ej., marcos de ventana pintados con pintura que contiene mercurio), la madera se puede reutilizar, por ejemplo, en tableros de madera. La madera contaminada puede quemarse en incineradores o eliminarse en un vertedero destinado a ese fin.

2.1.2.7 Residuos industriales comunes

En ocasiones, los desechos industriales que contienen mercurio o están contaminados con este, por ejemplo pinturas, solventes, productos petroquímicos, carbón activado agotado, se incineran junto con los desechos municipales y pueden contribuir a las emisiones de mercurio y de otras sustancias peligrosas.

2.2 Proceso de incineración

2.2.1 Introducción a la técnica general de incineración

La incineración se emplea como tratamiento para un conjunto muy diverso de desechos. La incineración propiamente dicha suele ser solo una parte de un sistema complejo de tratamiento de los desechos que, en su conjunto, se ocupa de la gestión general de la amplia gama de desechos que genera la sociedad. El objetivo de la incineración de desechos es tratar los desechos de manera de reducir su volumen y el peligro que representan y, al mismo tiempo, captar (y por ende, concentrar) o destruir sustancias potencialmente peligrosas que son, o pueden ser, liberadas durante la incineración. Los procesos de incineración también pueden facilitar la recuperación del contenido energético, mineral o químico de los desechos.

Los incineradores vienen con diversos tipos y tamaños de horno y combinaciones de tratamiento previo y posterior a la combustión. También hay una gran coincidencia entre los diseños de preferencia para la incineración de desechos municipales sólidos, desechos peligrosos y fangos cloacales.

Los incineradores se suelen diseñar para la combustión oxidativa completa con rangos de temperatura de entre 850°C y 1.200°C, que pueden incluir temperaturas en las que ocurren también la calcinación y la fusión. La gasificación y la pirólisis representan tratamientos térmicos alternativos que restringen la cantidad de aire de combustión primaria necesario para convertir los desechos en gases de proceso, que pueden usarse como materia prima química o incinerarse con recuperación de energía. Sin embargo, comparados con la incineración, estos sistemas se usan relativamente muy poco y se ha informado de dificultades en el funcionamiento en algunas instalaciones. Las instalaciones de incineradores de desechos se pueden caracterizar por las siguientes funciones: suministro, almacenamiento, tratamiento previo e incineración de desechos, y recuperación de energía, depuración de los gases de combustión, tratamiento de los residuos sólidos y tratamiento de las aguas residuales. El tipo de desechos que se procesarán determinará con mucho la manera en que se diseñará y funcionará cada componente.

Los desechos son, por regla general, un material sumamente heterogéneo, que consiste en lo esencial en sustancias orgánicas, minerales, metales y agua. Durante la incineración, se crean gases de combustión que contendrán la mayor parte de la energía combustible disponible en forma de calor. En la incineración totalmente oxidativa, los gases de combustión están constituidos principalmente por vapor de agua, nitrógeno, dióxido de carbono y oxígeno. Según la composición del material incinerado, las condiciones de funcionamiento y el sistema de depuración de los gases de combustión instalado, se emiten gases ácidos (óxidos de azufre, óxidos de nitrógeno, cloruro de hidrógeno), partículas (incluidas las que han hecho enlace con metales) y metales volátiles, junto con una amplia variedad de compuestos orgánicos volátiles. También se ha demostrado que la incineración de desechos municipales sólidos y desechos peligrosos es uno de los principales emisores potenciales de mercurio. Las emisiones pueden ser considerablemente elevadas cuando los insumos de las posibles fuentes (desechos que contienen mercurio, p. ej., en productos, residuos de madera tratados) no se controlan o eliminan antes de la incineración. Cabe señalar la presencia de mercurio en los

gases de combustión en la forma de mercurio elemental, oxidado y en partículas. El mercurio presente en forma de óxido, fundamentalmente como cloruro de mercurio (II) en los gases de combustión de los incineradores, por regla general, es más fácil de eliminar que el mercurio elemental.

Según las temperaturas de combustión durante las principales etapas de incineración, los metales volátiles y los compuestos inorgánicos (p. ej., las sales) se evaporan total o parcialmente. Estas sustancias se transfieren de los desechos de entrada tanto a los gases de combustión como a las cenizas volátiles que contienen. Se crean cenizas volátiles (polvo) y cenizas sólidas más pesadas (cenizas de fondo). Las proporciones de residuos sólidos varían mucho según el tipo de desecho y el diseño pormenorizado del proceso. Otras liberaciones son residuos del tratamiento y depuración final de los gases de combustión, la torta del filtro resultante del tratamiento de las aguas residuales, las sales y las liberaciones de sustancias a las aguas residuales. Por consiguiente, tiene suma importancia crear un sumidero seguro de estos tipos de desechos que contienen mercurio (véase la sección **Error! Reference source not found.**). En la figura 1 se presenta el esquema simplificado de un incinerador.

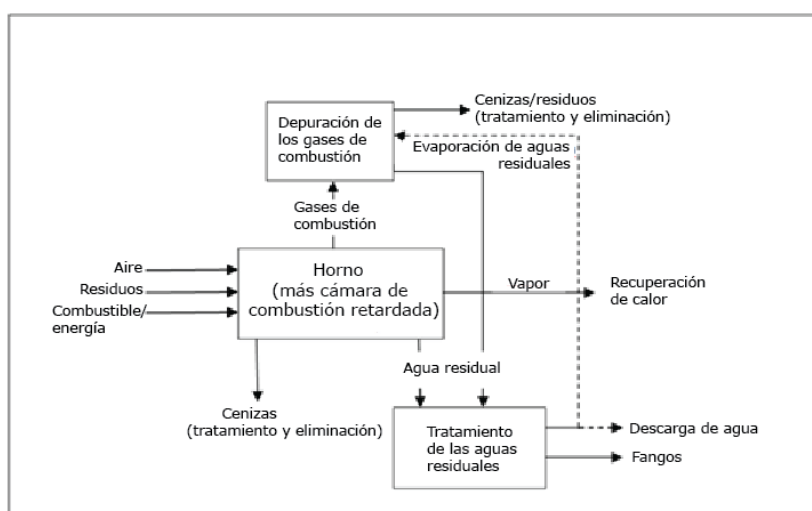


Figura 1: Esquema simplificado de un incinerador

2.2.2 Tratamiento previo de los desechos para su incineración

Mezcla de desechos

Las técnicas empleadas para mezclar pueden ser las siguientes:

- Mezcla de desechos peligrosos líquidos que cumpla los requisitos de entrada de la instalación
- Mezcla de desechos en un depósito mediante el uso de una pala automática u otro aparato

La mezcla de desechos puede servir a los fines de mejorar la alimentación y el comportamiento de la combustión y puede ayudar a evitar que se produzcan altas concentraciones de mercurio en los desechos quemados. Es evidente que la mezcla de desechos peligrosos suponga riesgos, por lo que mezclar diferentes tipos de desechos obliga a observar las proporciones. En los depósitos, los desechos se mezclan por medio de grúas que se encuentran en el propio edificio. Los operadores de grúa tienen la posibilidad de detectar cargas que pudieran ser problemáticas (p.ej., fardos de desechos, artículos discontinuos que no se pueden mezclar o que causarán problemas de carga y alimentación) y cerciorarse de que se eliminen, trituren o directamente se mezclen directamente (según proceda) con otros desechos. Es difícil que los operadores de grúa sean capaces de identificar por sí mismos los desechos que contienen mercurio.

Trituración de desechos municipales mezclados

Los desechos municipales mezclados que no han sido tratados pueden ser triturados con tijeras de guillotina, desmenuzadoras, molinos, cuchillas rotativas o trituradoras. La homogeneidad de los desechos mejora con la trituración, lo que redunda en una combustión y una reducción más uniformes y en emisiones del horno más estables. Si garantizamos que la composición del gas crudo sea aún más pareja podremos lograr una optimización mayor del proceso de depuración de los gases de combustión. Muchos desechos contienen cantidades apreciables de metales ferrosos y no ferrosos, que pueden ser parte inherente de los propios desechos (p.ej., envases de alimentos y bebidas en los desechos municipales sólidos) o formar parte del envase de los desechos en bidones (p.ej., desechos peligrosos) u otros envases metálicos.

Cuando se trituran los desechos que se reciben, se pueden extraer los metales antes de la incineración para facilitar el reciclado. La separación de metales puede lograrse mediante el uso de:

- Separadores magnéticos suspendidos sobre la cinta transportadora para extraer materiales ferrosos, como bidones triturados;
- Separadores magnéticos cilíndricos para artículos ferrosos pequeños y pesados, como baterías, clavos, monedas, etc.,
- Separadores por corrientes parásitas para metales no ferrosos, fundamentalmente cobre y aluminio usados para empaques y en componentes eléctricos.

Trituración de desechos peligrosos envasados en tambores y empacados

Los desechos líquidos empacados y los desechos sólidos empacados o a granel pueden ser sometidos a tratamiento previo para producir una mezcla que se pueda alimentar continuamente al horno. Los desechos adecuados pueden tratarse hasta que puedan inyectarse al horno por medio de bombas o triturarse para añadirlos a la carga de la cámara de combustión en un proceso en el que los sólidos y los líquidos se separan y se alimentan al horno por separado usando palas automáticas y bombeo respectivamente.

Los desechos líquidos empacados y entarimados que tienen una viscosidad entre baja y media a alta son triturados hasta alcanzar un tamaño de entre 5 y 10 cm. Los desechos triturados pueden ser sometidos a análisis antes de ser transferidos a los tanques. Los plásticos que se extraigan se pueden usar como fuente de energía para la incineración y los metales no ferrosos se pueden sacar con separadores magnéticos para que sean reciclados. En otros casos, desechos como residuos de aceite no son extraídos, sino que se bombean como mezcla de líquidos, mientras que los sólidos triturados se introducen en el horno con diluentes (Comisión Europea, 2006, Waste Incineration)

2.2.3 Descripción de tipos de incineradores

En las secciones que siguen se describen algunos procesos continuos de incineración. Se reconoce que los procesos de incineración por tandas a veces se utilizan; sin embargo, por regla general, registran altas emisiones durante las operaciones de arranque y cierre y, por eso, no se seguirán analizando en este capítulo.

2.2.3.1 Incinerador de horno rotatorio

Para la incineración de desechos peligrosos, entre los cuales figuran muchos tipos de desechos médicos, se usan en general los hornos rotatorios (figura 2), aunque a veces se utilizan también los incineradores de parrillas (en particular para la incineración junto con otros desechos) cuando se trata de desechos sólidos, mientras que los incineradores de lecho fluidizado se usan para algunos materiales sometidos a tratamiento previo. Los hornos estáticos son los más utilizados en instalaciones fijas de las plantas químicas.

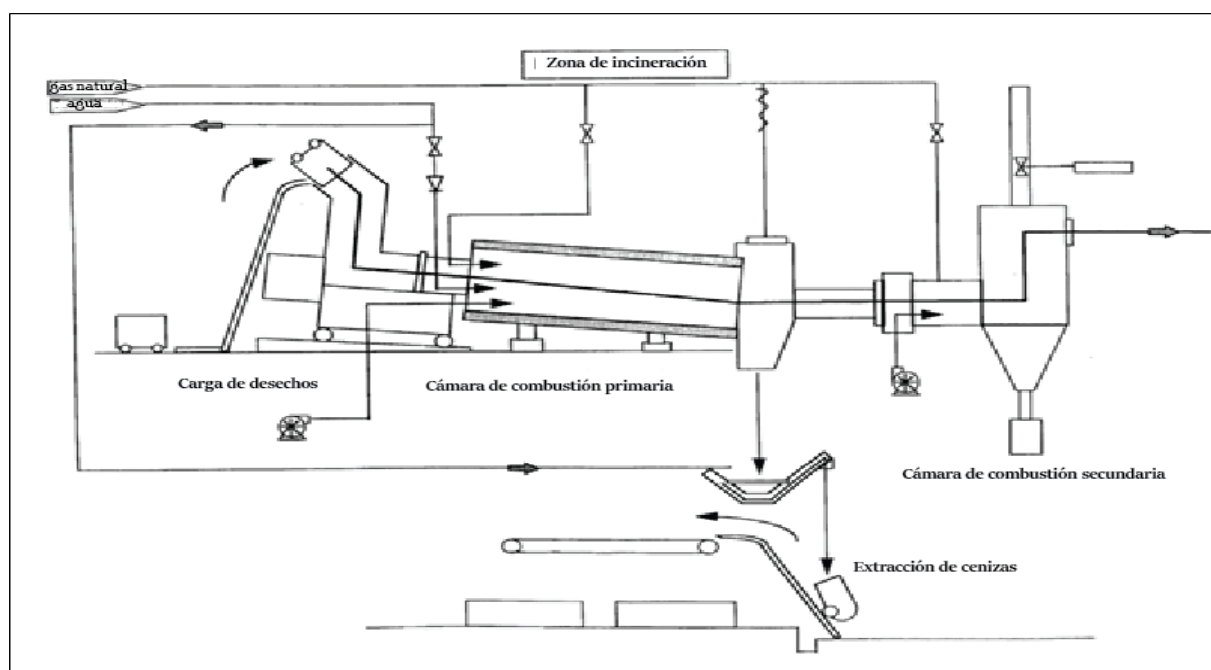


Figura 2: Sistema de incineración por horno rotatorio (www.hitemptech.com)

Debido a la composición peligrosa (y a menudo incierta) de las corrientes de desechos de entrada, se hace más hincapié en los criterios de aceptación, el almacenamiento, la manipulación y el tratamiento previo que en el caso de los desechos municipales sólidos. Para los desechos con bajo valor energético, posiblemente se requieran combustibles auxiliares.

En un horno rotatorio se introducen desechos sólidos, como fangos, en contenedores o mediante bombeo, por el extremo superior del tambor inclinado. Las temperaturas del horno suelen fluctuar entre 850°C (500°C cuando se usa un gasificador) y 1.200°C (como horno de fusión para ensayo de cenizas a alta temperatura). La lenta rotación del tambor permite un tiempo de residencia de 30 a 90 minutos. La cámara de combustión secundaria situada a continuación del horno facilita la oxidación de los gases de combustión. Los desechos líquidos o los combustibles auxiliares se pueden inyectar aquí junto con el aire secundario para mantener un tiempo de residencia mínimo de dos segundos y temperaturas del orden de 850°C a 1.100°C, que descompone eficazmente la mayoría de los compuestos orgánicos restantes. Se pueden establecer requisitos para las condiciones de combustión, como en la Directiva 2010/75/EU de la Unión Europea sobre la incineración de desechos. En la mayoría de los casos, los hornos rotatorios y las cámaras de post-combustión se construyen como cámaras de combustión adiabáticas recubiertas de cerámica. Después de la cámara de combustión, los gases de combustión atraviesan un vacío hasta que se alcanza una temperatura de cerca de 700°C. A continuación, se instalan los dispositivos de caldeo, como evaporadores, supercalentadores y precalentadores del agua de alimentación. La cámara de combustión de los desechos y el sistema de suministro de energía son parecidos a los de los sistemas de encendido de la parrilla. Las capacidades del incinerador fluctúan entre 0,5 y 3 toneladas por hora (en el caso de la incineración de desechos de las instituciones de salud).

2.2.3.2 Incineradores por inyección de líquido

Los incineradores por inyección de líquido, como son los hornos rotatorios, se suelen usar para la incineración de desechos peligrosos. Los incineradores por inyección de líquido se pueden usar para eliminar prácticamente cualquier líquido combustible o desecho con apariencia líquida (por ejemplo, fluidos, lodos y fangos). Entre los sistemas típicos de incineradores por inyección de líquido, que posiblemente sean el tipo más simple de dispositivo de combustión, cabe citar un quemador de desechos, un sistema de combustible auxiliar, un sistema de suministro de aire, una cámara de combustión y un sistema de control de la contaminación atmosférica, como se ilustra en la figura 3. La alimentación y pulverización de los desechos líquidos en la cámara de combustión se produce por medio de las toberas del quemador de desechos. Estas toberas pulverizan los desechos y los mezclan con el aire de combustión. La pulverización se suele lograr por métodos mecánicos como sistemas de pulverización de cubeta rotatoria o a presión, o mediante toberas de fluido dobles, que utilizan aire o vapor a alta presión. Con una superficie relativamente grande, las partículas atomizadas se convierten rápidamente en vapor y forman una mezcla de gases perdidos y aire de combustión extremadamente combustible. El tiempo de residencia típico en la cámara de combustión y la temperatura fluctúan entre 0,5 y 2 segundos, y entre 700°C y 1.600°C respectivamente, a fin de garantizar la combustión completa de los desechos líquidos. La cantidad de desechos líquidos de entrada puede rebasar los 2.000 litros por hora. Si el contenido energético de los desechos no es suficientemente alto para mantener una ignición y temperaturas de incineración adecuadas, se suministra combustible complementario como petróleo combustible o gas natural. En algunos casos, los desechos con alto contenido de sólidos se filtran antes de la incineración para evitar la obstrucción de las toberas (US EPA 2005).

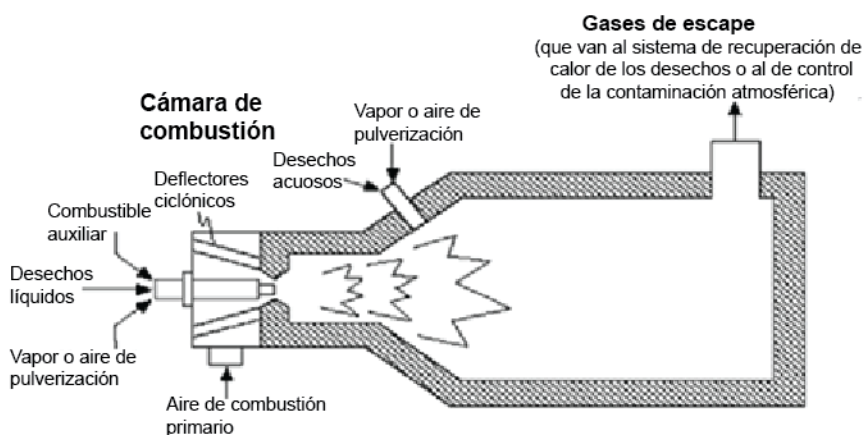


Figura 3: Incinerador común por inyección de líquido

Incinerador de parrilla

Existen diferentes tipos de incineradores de parrilla, a saber: los de parrilla móvil y los de parrilla fija.

Incineradores de parrilla móvil

La planta de incineración típica para los desechos municipales sólidos es un incinerador de parrilla móvil. Los desechos se mueven por toda la cámara de combustión y ese movimiento posibilita una combustión más eficaz y completa.

Estos aparatos se pueden diseñar con distinta capacidad. Un ejemplo es una cámara de combustión de parrilla móvil que puede procesar hasta 35 toneladas de desechos por hora y puede funcionar durante 8000 horas al año con solo una parada programada para inspección y mantenimiento durante aproximadamente un mes. Los desechos se introducen mediante una grúa de desechos a través de la “garganta” situada a uno de los extremos de la parrilla, desde donde bajan hasta el pozo de cenizas en el otro extremo. Aquí las cenizas se eliminan con agua gracias a una llave de paso. Parte del aire de combustión (aire de combustión primario) se suministra desde abajo por la chimenea.

Esta corriente de aire tiene también la finalidad de enfriar la parrilla propiamente dicha. El enfriamiento es importante para la resistencia mecánica de la parrilla; también muchas parrillas móviles se enfrían internamente con agua. Se suministra aire de combustión secundario en la cámara de combustión a alta velocidad por medio de toberas situadas sobre la parrilla. Esto facilita la combustión completa de los gases de combustión al introducir turbulencia para que se mezclen mejor y asegurar que sobre el oxígeno. En incineradores de cámaras de fusión múltiples o escalonadas, el aire de combustión secundario se introduce en una cámara separada al final de la cámara de combustión primaria.

En los países de la Unión Europea (Comisión Europea, 2000), las plantas de incineración deben diseñarse de manera de garantizar que los gases de combustión alcancen una temperatura de al menos 850°C durante dos segundos a fin de garantizar la adecuada descomposición de las sustancias orgánicas tóxicas. A los efectos de cumplir con este requisito en todo momento, se deben instalar quemadores auxiliares de reserva (a menudo encendidos con petróleo) y estos encienden la cámara de combustión en caso de que el valor calorífico de los desechos sea demasiado bajo para alcanzar esa temperatura sin ayuda. Entonces los gases de combustión se enfrían en supercalentadores, en los que el calor se convierte en vapor; ese vapor se suele calentar a 400°C a una presión de 4.000 kipá para la generación de electricidad en la turbina.

En ese punto, la temperatura de los gases de combustión ronda los 200°C y se pasa al sistema de depuración de los gases de combustión. A menudo, las plantas de incineración cuentan con varias líneas de cámaras de combustión separadas (cámaras de combustión e instalaciones de tratamiento de los gases de combustión), de manera que se puedan seguir recibiendo desechos en una de las cámaras de combustión mientras que las demás estén siendo objeto de mantenimiento, reparación o modernización.

Parrilla fija

El tipo de incinerador más antiguo y sencillo era una cámara revestida de ladrillos con una parrilla de metal fija sobre un pozo de ceniza situado debajo, que tenía una boca en la parte superior o a un lado para introducir la carga y otra abertura del otro lado para sacar los sólidos incombustibles llamados clínker. Muchos de los pequeños incineradores con los que antes se calentaban los edificios de apartamentos han sido sustituidos ya con compactadores de desechos.

2.2.3.3 Incinerador de lecho fluidizado

Los incineradores de lecho fluidizado se usan ampliamente para la incineración de desechos muy finamente divididos, como combustible generado con basura y los fangos cloacales. El método se ha utilizado durante decenios fundamentalmente para la quema de combustibles homogéneos. El incinerador de lecho fluidizado es una cámara de combustión revestida en forma de columna. En la parte inferior, se fluidiza con aire un lecho de material inerte (por ejemplo, arena o cenizas) sobre una parrilla o solera de distribución. Los desechos que se van a incinerar se alimentan continuamente por encima o por un lado al lecho de arena fluidizado. El aire precalentado penetra en la cámara de combustión por los orificios de la solera para formar un lecho fluidizado con la arena que contiene la cámara de combustión.

Entonces, los desechos se alimentan en el reactor por medio de una bomba, un alimentador intermitente de estrella o un transportador sinfín. La deshidratación, la volatilización, la ignición y la combustión tienen lugar en el lecho fluidizado. La temperatura en la holgura que queda encima del lecho, por regla general, fluctúa entre 850°C y 950°C. El diseño de la holgura situada encima del material procesado en el lecho fluidizado permite la retención de gases en la zona de combustión. En el lecho propiamente dicho, la temperatura es más baja y puede rondar los 650°C.

Gracias a que el reactor está bien equilibrado, los sistemas de incineración de lecho fluidizado por regla general permiten una distribución uniforme de las temperaturas y del oxígeno, que propician un funcionamiento estable. En el caso de desechos heterogéneos, la combustión en lecho fluidizado requiere un proceso preparatorio de los desechos para que cumplan las especificaciones de tamaño. En el caso de algunos desechos, esto se puede lograr mediante una combinación de recogida selectiva de desechos o tratamiento previo de los desechos, como trituración. Algunos tipos de lechos fluidizados (por ejemplo, lecho fluidizado rotatorio) pueden admitir desechos con tamaños de partículas más grandes que otras. Cuando esto ocurre, los desechos posiblemente requieran solo una reducción preliminar de tamaño o ninguna.

2.2.3.4 Sistemas modulares

Los sistemas modulares son un tipo general de incinerador de desechos municipales sólidos de uso generalizado en los Estados Unidos de América, Europa y Asia. Los incineradores modulares constan de dos cámaras de combustión (una primaria y otra secundaria) de instalación vertical. En las configuraciones modulares, la capacidad de combustión

suele ser del orden de 1 a 270 toneladas diarias. Son dos los principales tipos de sistemas modulares: con exceso de aire y con aire insuficiente.

El sistema modular con exceso de aire consta de cámaras de combustión primaria y secundaria, que funcionan con niveles de aire que están por encima de los requisitos estequiométricos (es decir, 100 a 250% de exceso de aire). En el tipo de sistema modular con aire insuficiente (o controlado), el aire se suministra a la cámara primaria a niveles por debajo del estequiométrico. Los productos de la combustión incompleta entran en los gases de combustión que se forman en la cámara de combustión primaria y pasan después a la cámara de combustión secundaria. Se añade aire en exceso a la cámara secundaria y se completa la combustión a elevadas temperaturas con combustible auxiliar (de costumbre, gas natural). La elevada temperatura uniforme de la cámara secundaria, combinada con la mezcla turbulenta de los gases de combustión, propicia la formación y emisión de bajos niveles de partículas y contaminantes orgánicos.

2.2.4 Incineración de determinadas corrientes de desechos

2.2.4.1 Incineración de desechos municipales

Si bien en muchas zonas el vertimiento de desechos no reciclados sigue siendo el medio principal de eliminar los desechos municipales sólidos, la incineración y el vertimiento posterior de los residuos se está convirtiendo en una práctica común en muchos países desarrollados e industrializados.

La incineración de desechos municipales sólidos suele ir acompañada de la recuperación de alguna energía calorífica (“conversión de desechos en energía”) en la forma de vapor o generación de electricidad. Los incineradores también se pueden diseñar para que den cabida a formas procesadas de combustibles derivados de desechos municipales sólidos, así como a su ignición junto con combustibles fósiles. Los incineradores de desechos municipales pueden tener varios tamaños desde los pequeños que procesan una sola hornada de unas pocas toneladas al día hasta los muy grandes con capacidad de alimentación diaria continua de más de una tonelada.

Los principales beneficios de la incineración de desechos municipales sólidos son la destrucción de materiales orgánicos (incluidos los tóxicos), la reducción del volumen de los desechos y la concentración de contaminantes (p.ej., metales pesados) en cantidades de ceniza relativamente pequeñas para que generen sumideros seguros si se les elimina como es debido. La energía recuperada puede ser un importante beneficio adicional.

2.2.4.1.1 Consideraciones operacionales en el caso de los incineradores de desechos municipales sólidos

En muchos incineradores de desechos municipales sólidos, se incineran también otras fracciones de desechos, como los desechos voluminosos (p.ej., de las plantas de clasificación), los fangos cloacales, los desechos médicos o la fracción altamente calorífica del tratamiento preliminar de los desechos (p.ej., de las plantas trituradoras). Estos desechos tienen que ser evaluados cuidadosamente antes de la incineración para asegurarse de que el diseño de la planta de incineración de desechos (que incluye el tratamiento de los gases de combustión, el tratamiento de aguas residuales y de residuos) permite manipular estos tipos de desechos y de que se puede hacer sin riesgo para la salud humana o el medio ambiente. Algunos parámetros importantes son el contenido de cloro, bromo y azufre, el contenido de metales pesados, el contenido calorífico (valor calórico más bajo) y el comportamiento durante la incineración.

Una elevada concentración de bromo puede dar lugar a la formación de compuestos bromados como las dibenzo-p-dioxinas polibromadas y los dibenzo-furanos polibromados (CSTEE, 2002).

El mercurio se volatiliza en el proceso de incineración y por eso es necesario que se adopten medidas antes y después de la incineración para reducir esas emisiones. No observar los límites de la planta de incineración redundará en problemas en el funcionamiento (p.ej., la necesidad de paradas frecuentes para limpiar la parrilla o los intercambiadores de calor) o en mal desempeño ambiental (p.ej., altas emisiones al agua, gran lixiviabilidad de las cenizas volantes). En la figura 4 se muestra el croquis de montaje normal de un incinerador grande de desechos municipales sólido.

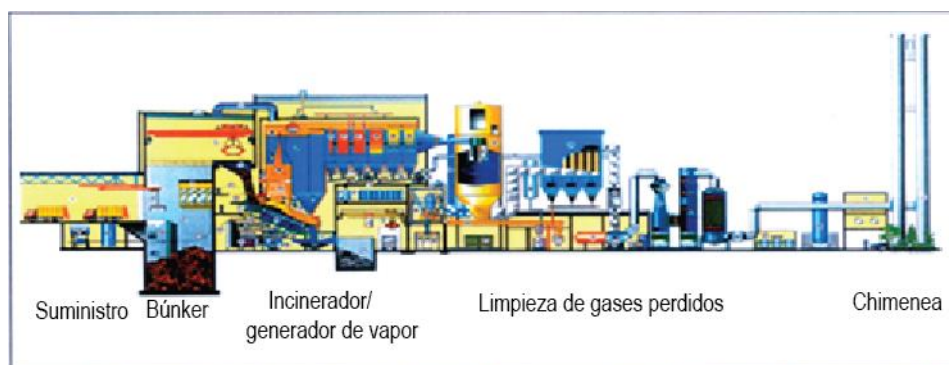


Figura 4: Incinerador común de desechos municipales sólidos (Fuente: Comisión Europea 2006)

2.2.4.1.2 Diseños de incineradores de desechos municipales sólidos

Los desechos municipales sólidos se pueden incinerar en diversos sistemas de combustión, entre ellos travelling grate, hornos rotatorios y lechos fluidizados. Conforme a la tecnología de lecho fluidizado (véase la subsección 2.2.3.4), las partículas de desechos municipales sólidos deben tener un tamaño determinado de las partículas, lo que suele obligar a someterlos a cierto grado de tratamiento previo y a la recogida selectiva de los desechos. Las capacidades de combustión de los incineradores de desechos municipales sólidos suelen fluctuar entre 90 y 2.700 toneladas diarias (configuraciones modulares: 4 a 270 toneladas diarias).

Se han creado otros procesos que se basan en la desvinculación de las etapas que tienen lugar también en el incinerador: secado, volatilización, pirólisis, carbonización y oxidación de los desechos. También se aplica la gasificación por medio de agentes gasificantes como vapores, aire, óxidos de carbono u oxígeno. Estos procesos tienen como finalidad reducir los volúmenes de gases de combustión y los costos del tratamiento de los gases de combustión resultantes. Muchos de estos adelantos han tropezado con problemas técnicos y económicos cuando se les amplía a escala comercial e industrial, de ahí que no se les siga dando curso. Algunos se usan con fines comerciales (p.ej., en el Japón) y otros se ponen a prueba en plantas de demostración de toda Europa, pero todavía ocupan solo una pequeña parte de la capacidad de tratamiento en general en comparación con la incineración.

2.2.4.2 Incineración de desechos peligrosos

Los desechos peligrosos suelen incinerarse en hornos rotatorios o en incineradores de parrilla. Otros tipos de incineradores usados para los desechos peligrosos son los lechos fluidizados, los de inyección de líquido y los hornos fijos. Antes de admitir desechos peligrosos para su tratamiento, los administradores de plantas de incineración deben evaluar y caracterizar el material. Es obligatorio que el productor presente la documentación, en que se consigne el origen del desecho, su código u otra designación, la identidad de los responsables y la presencia de determinados materiales. Los derechos deben estar debidamente empacados para evitar la posibilidad de reacción y las emisiones durante el transporte.

El almacenamiento en la planta de incineración dependerá de la naturaleza y las propiedades físicas de los desechos. Por regla general, los desechos sólidos peligrosos se almacenan en depósitos contruidos para prevenir filtraciones al medio ambiente y se encierran de manera que permita transferir el aire del depósito al proceso de combustión. Los desechos líquidos se almacenan en patios de tanques, a veces en atmósfera de gases inertes (por ejemplo, N₂), y se transportan por tubería al incinerador. Algunos desechos se pueden alimentar directamente al incinerador en sus contenedores de transporte. Las bombas, las tuberías y otros equipos que pueden entrar en contacto con los desechos deben ser a prueba de corrosión y ser accesibles para la limpieza y el muestreo. Las operaciones de tratamiento previo pueden ser neutralización, drenaje o solidificación de los desechos. Los trituradoras y las mezcladoras mecánicas se pueden usar también para procesar contenedores o mezclar desechos para que la combustión sea más eficaz.

Los desechos peligrosos se incineran también en hornos de cemento. Esta aplicación se aborda en el capítulo sobre el cemento del documento de orientación.

2.2.4.3 Incineración de fangos cloacales

Los fangos cloacales domésticos se eliminan de distintas maneras, entre ellas aplicándolos a tierras agrícolas después del tratamiento previo, eliminación en superficies (p.ej., paisajes, vertederos), incineración, eliminación junto con los desechos municipales sólidos y coincineración. La incineración de los fangos cloacales se practica en algunos países, ya sea por sí sola o mediante la coincineración en incineradores de desechos municipales sólidos o en otras plantas de combustión (p.ej., centrales eléctricas a carbón, hornos de cemento). La eliminación eficaz de los fangos cloacales mediante este proceso depende de algunos factores, como son si los fangos cloacales se han mezclado con corrientes de desechos industriales (lo que puede aumentar las cargas de metales pesados), el lugar (en las zonas costeras puede producirse intrusión de agua salada), el tratamiento previo (o la falta de este) y el clima (dilución por la lluvia) (EU IED, 2010).

La incineración de los fangos cloacales difiere en algo de la incineración de desechos municipales sólidos y de desechos peligrosos. La variabilidad del contenido de humedad, el valor energético y la mezcla posible con otros desechos (p.ej., desechos industriales si los sistemas de alcantarillado están interconectados) requieren consideraciones especiales en cuanto a la manipulación y el tratamiento previo.

Los residuos sólidos de la incineración de fangos cloacales consisten fundamentalmente en cenizas volantes y cenizas del fondo (de la incineración en lecho fluidizado) y los residuos del tratamiento de los gases de combustión (véase arriba la descripción de la incineración de los desechos municipales sólidos en la sección 2.2.4.1). Hay que combinar las medidas apropiadas de depuración de los gases de combustión de manera de asegurar la aplicación de las mejores técnicas disponibles (véase la sección 5.5 más adelante).

2.2.4.4 Diseño y funcionamiento de los incineradores de fangos cloacales

Un incinerador normal de fangos cloacales puede procesar hasta 80.000 toneladas de fangos cloacales (35% de sólidos secos) al año. Las tecnologías de incineración preferentes para los fangos cloacales son los sistemas de hornos de

hogares múltiples (figura 5) y de lecho fluidizado, aunque también se usan hornos rotatorios en aplicaciones más pequeñas.

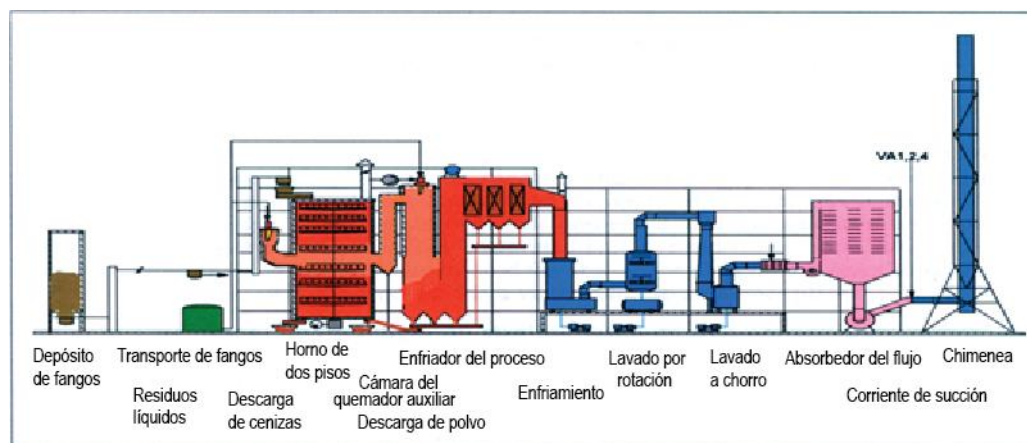


Figura 5: Ejemplo de incinerador de fangos cloacales de hornos múltiples (Comisión Europea, 2006)

Según el porcentaje de desechos sólidos (sequedad), se suministra un combustible auxiliar, por regla general, aceite de calefacción o gas natural. Las temperaturas de funcionamiento preferidas son del orden de 850°C a 950°C con un segundo período de residencia, aunque algunas instalaciones de lecho fluidizado pueden funcionar a bajas temperaturas de unos 820°C sin que se altere el desempeño. El funcionamiento a 980°C o más puede hacer que las cenizas se fusionen (Comisión Europea, 2006).

Los fangos cloacales se incineran junto con los desechos municipales sólidos tanto en incineradores de lecho fluidizado como en incineradores de combustión en masa (provistos de parrillas). En este último caso, es usual una proporción de 1:3 (fangos respecto de los desechos) y la introducción de fangos secos en la cámara de incineración en la forma de polvo o fangos deshidratados aplicados a la parrilla por medio de aspersores. En algunos casos, el fango drenado o deshidratado se puede mezclar con desechos municipales sólidos en el depósito o tolva antes de cargarlo en el incinerador. Los métodos de alimentación representan una proporción importante de la inversión adicional de capital necesaria para la coincineración.

2.2.4.4.1 Tratamiento previo de los fangos cloacales

El tratamiento previo, sobre todo la deshidratación y el secado, tiene suma importancia en la preparación de los fangos para la incineración. El secado reduce el volumen de los lodos y aumenta la energía calórica del producto. La eliminación de la humedad hasta al menos el 35% de los sólidos secos suele ser un requisito para aportar la energía calórica necesaria para la incineración autotérmica. Tal vez sea indispensable seguir secando si se prevé la incineración conjuntamente con los desechos municipales sólidos.

Los fangos se podrán someter a tratamiento previo antes de incorporarlos al incinerador. Ese tratamiento puede ser separación, digestión anaeróbica y aeróbica y la adición de productos químicos para el tratamiento.

La deshidratación física reduce el volumen de los fangos y aumenta el valor calórico. Los procesos de deshidratación mecánica son decantadores, separadores centrífugos, un filtro de correa y prensas del filtro de la cámara. Se suelen añadir enfriadores (por ejemplo, agentes floculantes) antes de deshidratar para facilitar el drenaje. La deshidratación mecánica puede lograr de rutina 20 a 35% de sólidos secos (Comisión Europea, 2006).

Para el secado se introduce calor que sigue deshidratando y preparando los fangos. El calor para el secado en un incinerador lo suele proporcionar el proceso mismo de incineración. Los procesos de secado pueden ser directos (los fangos entran en contacto con el portador térmico o indirectos (por ejemplo, el calor suministrado por una planta de vapor). En el secado directo, el vapor y la mezcla de gases deben ser objeto de depuración posterior.

La incineración autotérmica (autosostenida) de los fangos requiere un 35% de sólidos secos. Si bien la deshidratación mecánica puede alcanzar este umbral, para aumentar el valor calórico en el secado adicional de los fangos se podrá usar hasta un 80 a 95% de sólidos secos. La incineración conjuntamente con los desechos municipales sólidos por regla general, requiere secado adicional de los fangos.

2.2.4.5 Incineración de residuos de madera

Los residuos de madera que contienen mercurio o están contaminados con este se pueden quemar en incineradores de parrilla o en incineradores de lecho fluidizado a las mismas temperaturas que se aplican en la incineración de desechos municipales sólidos.

Otra tecnología utilizada es la pirólisis. Es usual que se obtengan tres productos: gas, combustible líquido para pirólisis y carbón vegetal, cuyas proporciones relativas dependen con mucho del método de pirólisis, las

características de la biomasa y los parámetros de reacción. La pirólisis rápida o instantánea se usa para maximizar productos gaseosos o líquidos según la temperatura empleada.

2.2.4.6 Comportamiento del mercurio durante el proceso de incineración

En la presente sección se analiza el comportamiento del mercurio durante el proceso de incineración. Como se describe en la sección 3, la capacidad de distintos controles para captar emisiones guarda relación con la especiación del mercurio en los gases de combustión.

Debido a la inestabilidad termoquímica de los compuestos de mercurio a temperaturas que rebasen los 700°C a 800°C solo existe mercurio elemental, lo que significa que, dentro de la cámara de combustión de un incinerador de desechos, el mercurio está presente solo en su forma elemental. El mercurio es muy volátil y, por tanto, está presente casi exclusivamente en la etapa de vapor de los gases de combustión. A su paso por la sección de recuperación del calor, los gases de combustión se enfrían y el mercurio elemental reacciona según la presencia de otros componentes que sean gases de combustión, la temperatura y la composición de las cenizas para oxidar el mercurio. Los compuestos de mercurio oxidado suelen ser inestables en los gases de combustión y en determinadas condiciones atmosféricas (Galbareth, Zygarlicke 1996).

En determinadas circunstancias, el mercurio elemental se puede oxidar. El grado de conversión depende de la temperatura, el tiempo de residencia, las cenizas, el carbón sin utilizar, y la presencia de especies de fase gaseosa, en particular cloro o SO₂. La distribución de mercurio elemental y mercurio oxidado en la forma de cloruro de mercurio (II) depende con mucho de la cantidad de HCl en los gases de combustión. La proporción de mercurio oxidado y mercurio total tiende a aumentar con el aumento de la concentración de cloruro de hidrógeno. ((Nishitani *et al.*, 1999). Debido al contenido de HCl más bajo en las plantas de incineración de fangos cloacales, el porcentaje de mercurio elemental es mucho mayor.

3 Técnicas de control de las emisiones

El tipo y el orden de los procesos de tratamiento aplicados a los gases de combustión tan pronto salen de la cámara de incineración tienen importancia tanto para el funcionamiento óptimo de los dispositivos como para la rentabilidad general de la instalación. Los parámetros de incineración de los desechos que inciden en la selección de las técnicas son: el tipo, la composición y la variabilidad de los desechos; el tipo de proceso de combustión; el flujo y la temperatura de los gases de combustión; y la necesidad de tratar las aguas residuales y la posibilidad de hacerlo. Las técnicas de tratamiento que se describen a continuación surten efectos directos e indirectos en la prevención y reducción de las emisiones de mercurio. Las mejores técnicas disponibles suponen la aplicación de la combinación más idónea de sistemas de depuración de los gases de combustión. Las descripciones generales de algunas de las técnicas figuran en la introducción de estas directrices (sección 1). En las secciones que siguen se presenta información que se considera específica de la incineración de desechos.

3.1 Técnicas de eliminación del polvo (de las partículas)

La eliminación del polvo de los gases de combustión es esencial para todas las operaciones del incinerador. Los precipitadores electrostáticos y los filtros textiles han demostrado su eficacia como técnicas de captación de partículas de los gases de combustión en los incineradores. Véase la introducción del presente documento para la descripción de los principios generales de estas técnicas.

Para eliminar con más eficacia el mercurio de los gases de combustión, se usan tanto filtros textiles como precipitadores electrostáticos en combinación con otras técnicas (véase las secciones 3.4 y 3.5 más adelante).

Se debe monitorizar la caída de presión entre los filtros textiles, así como la temperatura de los gases de combustión (si se usa un sistema de depuración al inicio del proceso), para garantizar que la torta del filtro esté en su lugar y que las bolsas no goteen ni se humedezcan.

Los filtros textiles suelen dañarse con el agua y la corrosión por lo que se deben mantener las corrientes de gases por encima del punto de condensación (130°C a 140°C) para impedir esos efectos. Algunos materiales del filtro son más resistentes al daño.

Efectos recíprocos entre los distintos medios en la lixiviación del mercurio presente en las cenizas volantes (EC, 2006, Waste Incineration)

Las cenizas volantes generadas por los sistemas de depuración de gases de combustión deben manipularse con cuidado, ya que podrían lixiviar mercurio a la tierra y a las aguas subterráneas.

Efectos recíprocos entre los distintos medios (no relacionados con el mercurio)

Los precipitadores electrostáticos y los filtros textiles usados para eliminar polvo consumen mucha energía debido a la carga electrostática, a la gran caída de presión y a la depuración intensiva de aire a alta presión. La cantidad de residuos es de 12 a 20 kg/t del suministro de desechos.

Gastos de instalación y funcionamiento (EC, 2006, Waste Incineration)

Los costos de inversión de un incinerador de desechos municipales sólidos de dos líneas con una capacidad total de 200 000 t/año se estiman en:

Precipitador electrostático (tres campos): 2,2 millones de euros

Precipitador electrostático (dos campos): 1,6 millones de euros

Filtro textil: 2,2 millones de euros (no está claro si esto incluye un enfriador de gases de combustión al inicio del proceso)

Beneficios paralelos del uso de filtros textiles combinado con la deshidratación por aspersión o por inyección de materiales absorbentes semisecos

Para la separación de otros contaminantes como polvo, otros metales pesados y compuestos orgánicos adheridos al polvo, los filtros textiles tienen la ventaja adicional de que, si se combinan con inyección de absorbente seco o semiseco (deshidratación por aspersión) se forma una superficie adicional con el filtrado y los reactivos en la torta del filtro.

3.2 Técnicas de depuración húmeda

El mercurio gaseoso se puede captar mediante adsorción en un depurador por vía húmeda. En la primera etapa, la eficacia de eliminación del mercurio oxidado en la forma de HgCl_2 (que por regla general es el principal componente de mercurio después de la combustión de los desechos) supera el 95%. (CE, 2006, Waste Incineration). Sin embargo, los coeficientes de eliminación del mercurio elemental son solo del orden de 0 a 10%, fundamentalmente como resultado de la condensación a la temperatura de funcionamiento del depurador de alrededor de 60°C a 70°C.

La precipitación es otra medida que se suele usar para minimizar la concentración de mercurio oxidado en el agua de depuración. Se añade un agente floculante (a menudo un compuesto de azufre) al agua de depuración, que convierte el mercurio soluble en un compuesto insoluble con una eficacia razonable, en particular en la segunda etapa. Para aglutinar el mercurio directamente después de la conversión en la etapa líquida, otra posibilidad es añadir carbón activado al agua de depuración (Bittig 2014). La reemisión de mercurio disuelto a los gases de combustión puede evitar que se creen compuestos de mercurio disueltos con agentes quelantes, p.ej., sulfuros orgánicos (Keiser *et al.*, 2014).

Con las medidas que se acaban de mencionar, la adsorción de mercurio elemental puede aumentar de 20% hasta un máximo de 30%. La eficacia de eliminación de todo el mercurio (tanto metálico como oxidado) ronda el 85% (CE, 2006, Waste Incineration).

Efectos recíprocos entre los distintos medios

Los efectos recíprocos entre los distintos medios no relacionados con el mercurio se muestran en el cuadro 1.

Cuadro 1

Efectos recíprocos entre los distintos medios no relacionados con el mercurio

Consumo de reactivos	2 a 3 kg (NaOH) o 10 kg CaO o 5 a 10 kg de carbonato de calcio por tonelada de desechos
Cantidad de residuos:	10 a 15 l/t de suministro de desechos
Consumo de agua:	100 a 500 l/t de suministro de desechos
Emisiones al agua:	250 a 500 l/t de suministro de desechos

Fuente: WT BREF 2005

Las aguas residuales del proceso de incineración se producen fundamentalmente por el uso de técnicas de depuración por vía húmeda. La liberación de aguas residuales se puede evitar inyectándolas en los gases de combustión con un absorbente de rocío o un sistema parecido. En Alemania, por ejemplo, hay muy pocas instalaciones de incineración que registren liberaciones de agua durante el tratamiento de los gases de combustión.

Si no se inyectan aguas residuales en los gases de combustión, los efluentes del depurador deben ser tratados en una instalación de tratamiento físico-químico. Para eliminar el mercurio, se debe recurrir a la precipitación en dos etapas. Combinando la precipitación en dos etapas con la ultrafiltración o con un intercambiador de iones específico para el mercurio, se pueden lograr concentraciones inferiores a 1 µg/l (Marson *et al.*, 2013, Riethman, 2013, Owens *et al.*, 2013, Scheidereit 2014).

Gastos

Los gastos de instalación y funcionamiento se muestran en el cuadro 2.

Cuadro 2

Gastos de instalación y funcionamiento

Componentes del tratamiento de los gases de combustión	Costo estimado de la inversión	Observaciones
Depurador húmedo de dos etapas	5 millones de euros	Incluye el tratamiento de las aguas residuales
Depurador húmedo de tres etapas	7 millones de euros	Incluye el tratamiento de las aguas residuales
Planta de evaporación de los efluentes externos del depurador	1,5 millones a 2 millones de euros	
Absorbente por rocío para la evaporación de los efluentes internos	1,5 millones de euros	La estimación de gastos se considera moderada

Fuente: CE, 2006, Waste Incineration

Información de 2014 proporcionada por un fabricante de plantas

Precio de una planta de 200.000 toneladas con dos incineradores y sus circuitos de tratamiento de los gases de combustión: filtro textil + depurador de dos etapas: 16 millones a 18 millones de euros.

Beneficios paralelos del uso de materiales impregnados de carbón

Para la separación de los gases ácidos, el polvo y los ingredientes adheridos al polvo, el uso de materiales impregnados de carbón, el carbón activado o el coque de los materiales empacados del depurador pueden lograr un 70% de reducción de las dibenzodioxinas policloradas (PCDD) y los dibenzofuranos policlorados (PCDF) en todo el depurador, aunque tal vez esto no pueda verse reflejado en las liberaciones en general (Comisión Europea, 2006).

3.3 Inyección de carbón activado

El uso del carbón activado para aumentar la eliminación de mercurio se describe en sentido general en la introducción del presente documento. La técnica del carbón activado supone la inyección de carbón activado o de coque en el hogar del horno al inicio del proceso en un filtro de bolsa (véase antes la sección **Error! Reference source not found.**) o de otro dispositivo para desempolvar. Gracias a esta técnica, la mayor parte del mercurio es adsorbida en la capa de filtros. Con arreglo a esto, por regla general, los filtros textiles se recubren previamente con reactivos antes de la puesta en marcha para garantizar que de entrada se logren buenos resultados en la reducción cuando empiecen a suministrarse los desechos.

Una buena mezcla de los materiales absorbentes con los gases de combustión y suficiente tiempo de contacto son importantes para lograr una buena precipitación. La dosificación de los materiales absorbentes a base de carbón en los gases de combustión antes de pasar por el filtro textil al final del proceso, p.ej., al salir del depurador, es una última medida de depuración de los gases muy reconocida.

Es fundamental tomar en consideración la mezcla de especiación de los gases de combustión para calcular la eficacia del carbón activado en el control de las emisiones de mercurio. En general, se considera que las especies de mercurio oxidadas se controlan más fácilmente que el mercurio elemental. El contenido de halógeno de los desechos es importante para determinar la cantidad de oxidación que tiene lugar. A menudo, en los incineradores de desechos municipales, pueden registrar un alto contenido de halógeno en los gases de combustión y, por consiguiente, elevados porcentajes de mercurio oxidado. La eficacia de eliminación de la inyección de carbón activado en combinación con un filtro textil puede llegar al 95%.

La inyección por separado de carbón activado, controlada mediante la monitorización continua del mercurio en el gas crudo, ha demostrado ser muy eficaz en la incineración de desechos. De esta manera, la cantidad añadida de carbón activado se puede adaptar a las concentraciones de mercurio en el gas crudo. Además, en caso de que se registren cantidades extremas de mercurio en el gas crudo, se puede inyectar carbón activado de alta eficacia impregnado con cerca de un 25% de azufre. Este método combina una reducción eficaz del mercurio con la disminución de los gastos de funcionamiento gracias a que se utilizan menos materiales absorbentes. Cabe señalar que los costos de inversión en un dispositivo para medir el mercurio gaseoso podrían ser mucho menos que los de un dispositivo para medir el gas limpio debido a que no hacen falta aparatos de medición que hayan pasado la prueba de idoneidad (Esser-Schmittmann 2012).

En el caso en particular de que se detecten concentraciones relativamente altas de mercurio elemental en los gases de combustión, p.ej., en las plantas de incineración de fangos cloacales, solo se podrán lograr eficacias de reducción satisfactorias cuando se emplee carbón activado impregnado de ácido sulfúrico o halógeno (p.ej., bromo).

Los ensayos han demostrado que el porcentaje de reducción del Hg aumenta a medida que disminuye la temperatura de los gases de combustión y que la eficacia de la reducción es mucho mayor cuando hay altas concentraciones de mercurio en el gas crudo (Takaoka *et al.* 2002).

La eficacia de eliminación de los materiales absorbentes a base de carbón aumenta si se usa un filtro textil en lugar de un precipitador electrostático, debido a su tiempo de residencia más prolongado, que permite que haya más contacto entre el absorbente y los gases de combustión cargados de mercurio. Esto da por resultado que solo se necesaria emplear una tercera parte del absorbente para captar la misma cantidad de mercurio que captaría el precipitador electrostático (LCP BREF Draft 2013).

Para eliminar el mercurio de los gases de combustión con una mayor eficacia, se utiliza un carbón activado diseñado especialmente e impregnado con ácido sulfúrico, azufre elemental o bromo. En este caso, la eliminación del mercurio se produce por quimiosorción y también mediante fisisorción. Los ensayos realizados han demostrado que puede aumentar en 00% la eficacia de la reducción del mercurio.

Efectos recíprocos entre los distintos medos (no relacionados con el mercurio)

El nivel medio de consumo de carbón de 3 kg/tonelada de desechos es habitual en el caso de la incineración de desechos municipales sólidos. Se ha informado de niveles que fluctúan entre 0,3 y 20 kg/toneladas de desechos peligrosos (EC, 2006, Waste Incineration).

Gastos de instalación y funcionamiento

Si se trata de una planta de 200.000 toneladas con dos líneas de incineración y tratamiento de los gases de combustión: los costos de instalación del sistema de tratamiento en seco de los gases de combustión, que incluyen almacenamiento de los materiales absorbentes, sistemas de dosificación, control de la inyección de materiales absorbentes, filtros textiles y descarga de las cenizas, fluctúan entre 5,5 millones de euros y 6 millones de euros.

Los costos de instalación del sistema de almacenamiento del carbón activado asciende a aproximadamente 50.000 euros en las plantas más pequeñas (almacenamiento en contenedores) y aproximadamente 100.000 euros en las plantas más grandes (almacenamiento en silo) (datos de Alemania, 2014).

Los gastos de funcionamiento dependen del tipo de carbón que se utilice. Para el HOK, el costo es de aproximadamente 300 euros por tonelada; en el caso de carbón impregnado de un bajo porcentaje de ácido sulfúrico (5%) se aproxima a los 400 euros por tonelada; si se trata de carbón impregnado con alto contenido de azufre es de aproximadamente 2.000 euros por tonelada; y si se usa carbón activado bromado es de aproximadamente 1.500 euros por tonelada.

Se estima en 30 toneladas anuales el uso de carbón impregnado con un bajo porcentaje de ácido sulfúrico en una planta de incineración de residuos municipales de 300.000 toneladas, si la planta utiliza un filtro de limpieza, y en 200 toneladas por año si está equipada con un sistema de tratamiento de los gases de combustión por vía seca (datos de Alemania, 2014).

Beneficios paralelos

La separación de compuestos orgánicos volátiles, como las dioxinas, también se puede lograr en los gases de combustión. Es normal que se añadan reactivos alcalinos junto con el carbón; esto permitirá la reducción de los gases ácidos en la misma etapa del proceso que en un dispositivo multifuncional.

3.4 Adición de bromuro a la cámara de combustión

La adición de bromuro en el horno puede aumentar la oxidación de mercurio al atravesar la cámara de combustión de los gases de combustión, lo que promueve la transformación del mercurio elemental gaseoso insoluble en bromuro de mercurio (II) (HgBr_2), que es soluble en agua, y también en especies de mercurio absorbibles. De esta manera se puede facilitar la eliminación del mercurio en los dispositivos de control instalados al final del proceso, como son los depuradores húmedos. Otra de las opciones para la adición de halógenos es añadir bromuro u otros compuestos de halógeno a los desechos (Vosteen 2006).

Cabe señalar que la adición de bromuro a la cámara de combustión por sí sola no reduce las emisiones de mercurio como tales, en el sentido de captar mercurio elemental como HgBr_2 . La adición de bromuro a la cámara de combustión promueve la oxidación del mercurio y de esa manera reduce indirectamente las emisiones de mercurio en los sistemas existentes de control de la contaminación atmosférica por vía húmeda, como los depuradores húmedos o secos para la desulfuración; por ende, la adición de bromuro a la cámara de combustión aumenta la eficacia del carbón activado inyectado en los equipos con depuradores de partículas (precipitadores electrostáticos, filtros textiles) (LCP BREF Draft Version 2013).

En las plantas de incineración de desechos, esta técnica es beneficiosa cuando los desechos contienen bajos niveles de halógenos. Por eso se aplica fundamentalmente en las plantas de incineración de fangos cloacales y en las de incineración de desechos peligrosos que queman desechos con bajos niveles de halógeno. Por ejemplo, en una planta de incineración de desechos peligrosos de Alemania, los gases de combustión se monitorizan continuamente. La monitorización se lleva a cabo después de pasar por el depurador por vía húmeda, pero antes de la reducción catalítica selectiva (RCS) en el tratamiento final, debido a que los dispositivos de RCS retienen mercurio y este se vuelve a liberar lentamente. Si se detecta un aumento considerable del mercurio a la salida del depurador húmedo, se inyectan compuestos de bromo en la caldera. De esta manera se pueden reducir considerablemente las emisiones de mercurio en los gases de combustión limpios (Vosteen, 2006). Esta técnica no es eficaz cuando se registran cantidades máximas de mercurio por muy breve período en los gases de combustión, debido a que esa cantidad máxima ha pasado el sistema de tratamiento de los gases de combustión antes de que haya posibilidad de reaccionar.

Se ha informado de que, en general, aplicando proporciones de masa de Br/Hg de más de 300, se puede lograr la oxidación completa del mercurio. Hace poco quedó demostrado en dos plantas de incineración de desechos peligrosos de Francia que usaron fundamentalmente la limpieza de los gases de combustión en seco, que la eficacia de eliminación del mercurio mediante el uso de carbón activado era de casi el 100%. Esta eficacia se observó prácticamente solo en el mercurio oxidado (Chaucherie *et al.*, 2015). Con un sistema de depuración de varias etapas se logró una eficacia de eliminación parecida del 99,8%.

El uso de bromo en el proceso puede dar lugar a la formación de dioxinas polibromuradas y dioxinas y furanos polihalogenados, que son indeseables. Cabe señalar que, de producirse, las emisiones de esas sustancias tienen que ser controladas.

Efectos recíprocos entre los distintos medios

Las mediciones de mercurio pueden ser muy difíciles, si el bromo está presente en los gases de combustión. Cabe la posibilidad de que el bromo induzca la corrosión de las tuberías, el calentador de aire y los sistemas de desulfuración de los gases de combustión. Cuando el bromo induce la corrosión, generalmente aumenta el contenido de bromo y de mercurio de las cenizas volantes (LCP BREF Draft Version, 2013).

Gastos de instalación y funcionamiento

El uso de la inyección de carbón activado junto con la adición de bromuro a la cámara de combustión puede ser más eficaz en función de los costos que el uso de cualquiera de esos métodos por sí solo para lograr el mismo grado de eficacia.

3.5 Filtros de lecho estático

Los filtros de lecho móvil de coque activado se usan como proceso de depuración secundario de los gases de combustión de las plantas de incineración de desechos municipales y peligrosos. El uso de un sistema de adsorción posibilita que se depositen las sustancias contenidas en los gases de combustión a bajas concentraciones con eficacias de hasta el 99%. El coque de lignito producido en el proceso de coquización se usa en los absorbentes de lecho móvil.

Los gases de combustión pasan a través de un relleno de coque granulado en el hogar del horno, un coque fino de 1,25 mm a 5 mm). El efecto de deposición del coque en el hogar del horno se basa esencialmente en los mecanismos de adsorción y filtración. De ahí que sea posible que se depositen casi todos los componentes de los gases de combustión relacionados con las emisiones, en particular, el contenido residual de ácido clorhídrico, ácido fluorhídrico, óxidos de azufre y metales pesados (entre ellos, mercurio), a niveles a veces por debajo de los límites de detección.

Los gases de combustión se dirigen hacia el relleno de coque activado colocado sobre una plataforma de distribución equipada con un gran número de tolvas dobles. Los gases fluyen a través de las tolvas de abajo hacia arriba, mientras que el HFC pasa por el absorbente desde arriba hacia abajo. Esto posibilita una distribución ideal de los gases de combustión en todo el recinto del absorbente y el uso óptimo de su capacidad, así como un consumo mínimo del coque activado.

Una característica fundamental del sistema de lecho móvil es su elevada eficacia con todas las emisiones, gracias al gran volumen de coque activado, de manera que las variaciones que se producen durante la incineración y la depuración de gases de combustión al inicio del proceso no surtan efectos perjudiciales.

Debido a la presencia de carbón en los filtros de lecho estático, existe la posibilidad de incendio. El riesgo de incendio y los elevados costos hacen que pocas plantas instalen sistemas de humectación. Es imprescindible evitar que se produzca un incendio, incluso durante la instalación de uno de esos sistemas.

Efectos recíprocos entre los distintos medios no relacionados con el mercurio (WT BREF 2005)

Entre los efectos recíprocos entre los distintos medios no relacionados con el mercurio figuran los siguientes:

- Consumo de energía: 30 a 35 kWh/tonelada de desechos
- Consumo de reactivos: 1 kg/tonelada de desechos
- Cantidad de residuos: 0 a 1 kg/tonelada de desechos

Gastos de instalación y funcionamiento de un filtro de coque

El costo de inversión de un filtro de coque para un incinerador de desechos municipales sólidos de 100,000 ton/año se estimó en 1,2 millones de euros. El costo de inversión de un filtro húmedo de lecho estático (vacío) (capacidad de incineración de 50.000 t/año) es de aproximadamente 1 millón de euros (CE, 2006, Waste Incineration)

Beneficios paralelos

Los beneficios paralelos del uso de un filtro móvil con lecho de coque activado son la separación de los compuestos orgánicos volátiles, como las dioxinas, en los gases de combustión.

3.6 Ejemplos ilustrativos de los valores de emisión logrados con las técnicas que se acaban de describir

En los cuadros y las figuras que siguen se ilustra la eficacia lograda con la aplicación de las técnicas que se acaban de describir. En la figura 6 se muestran los valores medios anuales de las emisiones de mercurio para diferentes técnicas de control de los gases perdidos combinadas o de una etapa en 51 plantas usadas para la incineración de desechos municipales, médicos y peligrosos en Alemania. Todas las plantas están dotadas con equipo de medición continua del mercurio. Se indica la media de todos los valores notificados en relación con cada combinación de técnicas (línea central), junto con la variación estándar (color naranja) y los valores mínimo y máximo (color gris).

El valor medio de las emisiones anuales se aproxima a $2,5 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ (promedio anual basado en los promedios diarios) y es prácticamente el mismo en todas las combinaciones de técnicas de control instaladas. Más del 90% de las instalaciones emiten menos de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Todas las combinaciones de técnicas aplicadas son apropiadas para la reducción del mercurio, como demuestran las pequeñas magnitudes de los valores de emisión anuales notificados en relación con cada combinación.

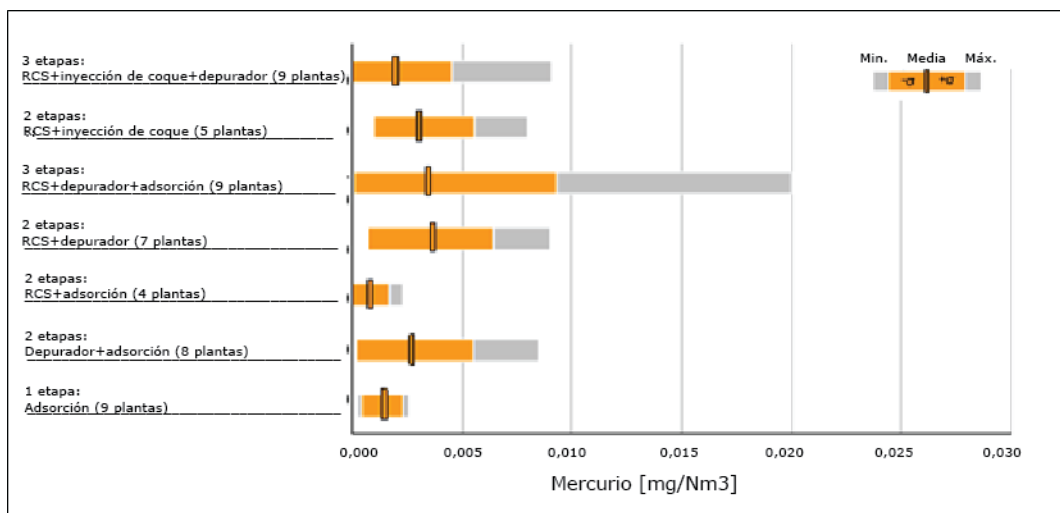


Figura 6: Comparación de técnicas de control de los gases perdidos para la reducción del mercurio (número de plantas entre paréntesis) (Daschner *et al.*, 2011)

En los cuadros 3 y 4 se muestran datos de mediciones reales notificados por plantas de incineración de desechos industriales y desechos municipales del Japón. Sin embargo, en el caso de los incineradores de desechos industriales, se registra una gran desviación en las concentraciones de mercurio de los gases de combustión. Cabe señalar que no todas estas plantas, sean de incineración de desechos municipales o de desechos peligrosos, usan carbón activado. Los mejores resultados se logran, por regla general, en instalaciones con inyección de carbón activado.

Cuadro 3

Distribución de la concentración de mercurio (mg/Nm^3) en los gases de combustión según la tecnología de tratamiento de esos gases (incinerador de desechos municipales)

Tipo de tratamiento de los gases de combustión	Min.	Media aritmética	Máx.	Desviación de la norma σ
Filtro textil + inyección de cal atenuada (seca) (86 incineradores)	0,0005	0,0176	0,165	0,022
Filtro textil + depurador (32 incineradores)	0,0002	0,0114	0,074	0,015
Filtro textil + (cal atenuada o depurador) + tratamiento con carbón activado (229 incineradores)	0,0002	0,0081	0,249	0,020
Precipitador electrostático + depurador (9 incineradores)	0,004	0,0154	0,047	0,014
Precipitador electrostático + depurador + tratamiento con carbón activado (11 incineradores)	0,0005	0,0043	0,014	0,004

Tratamiento con carbón activado: inyección de carbón activado, torre de adsorción con carbón activado o adsorción con coque activado

Cuadro 4

Distribución de la concentración de mercurio (mg/Nm^3) en los gases de combustión según la tecnología de tratamiento de esos gases (incinerador de desechos industriales)

Tipo de tratamiento de los gases de combustión, con permiso de comercialización		Min.	Media aritmética	Max.	Desviación estándar σ
Filtro textil (con sistema seco o húmedo) Desechos industriales ^a (18 incineradores)	*1	0,0001	0,0057	0,046	0,010
Filtro textil (con sistema seco o húmedo) Desechos infecciosos o desechos industriales peligrosos (15 incineradores)	*1	0,0002	0,0062	0,039	0,0084
Filtro textil + depurador (con agente quelante líquido añadido) Desechos industriales, desechos infecciosos o desechos industriales peligrosos (5 incineradores)	*2	0,0004	0,0064	0,035	0,0077
Precipitador electrostático + depurador Desechos industriales, desechos infecciosos o desechos industriales peligrosos (7 incineradores)	*3	0,0001	0,035	0,210	0,051

^a El término “desechos industriales” no incluye en este caso los desechos industriales peligrosos.

*1: Incineradores con tratamiento de los gases de combustión mediante filtros textiles y uno o más de los dispositivos siguientes: depuradores (depuración de agua o álcali), inyección de carbón activado, torre de adsorción mediante carbón activado o reactor catalítico.

*2: Incineradores con tratamiento de gases de combustión mediante una combinación de filtros textiles y solución depuradora añadida con agente quelante líquido para la eliminación del mercurio.

*3: Incineradores con tratamiento de los gases de combustión mediante una combinación de un precipitador electrostático (seco o húmedo) y depuradores. Algunos de los incineradores incluyen también inyección de carbón activado (continua) o torres de adsorción mediante carbón activado.

En los ensayos realizados en una planta de incineración de desechos municipales alimentada mecánicamente y equipada con una torre de aspersión, seguida de inyección de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ y de carbón activado antes de pasar por el filtro textil, se registraron niveles de emisión del orden de entre 0,4 y $11,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Takaoka 2002).

La figura y los cuadros de la sección 3.6 demuestran que, en casi todas las instalaciones, se pueden lograr concentraciones de menos de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, sobre todo cuando se usa carbón activado en combinación con otras técnicas. Algunas plantas de Europa y el Japón registran emisiones con concentraciones de mercurio por debajo de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

3.7 Uso y eliminación de residuos sólidos derivados de la incineración

Pese a que la presente directriz se ocupa primordialmente de las emisiones a la atmósfera, se deben tener en cuenta también los efectos recíprocos entre los distintos medios. En consecuencia, en la sección que sigue se proporciona información sobre la gestión de los desechos residuales del proceso de incineración, que incluye la prevención o minimización de los riesgos de lixiviación o distribución en todo el medio ambiente por diferentes vías.

Los desechos y los residuos de la incineración son diversos tipos de cenizas (p.ej., cenizas de fondo, cenizas de la caldera, cenizas volantes) y residuos de otros procesos de tratamiento de los gases de combustión (como el yeso que se extrae de los depuradores húmedos), e incluyen los efluentes líquidos en el caso de los sistemas de depuración húmeda.

Debido a que los componentes que son motivo de preocupación pueden variar considerablemente, es aconsejable, en sentido general, mantener la separación de los residuos durante el tratamiento, la gestión y la eliminación. La presencia y concentración de mercurio y sus componentes en esos residuos (si reciben tratamiento por separado) es una función de su presencia en los desechos suministrados y en su captación durante el tratamiento de los gases de combustión. Los residuos del control de la contaminación atmosférica en particular se deben tratar de manera que no se siga produciendo la evaporación o fuga de mercurio y sus compuestos.

La liberación de contaminantes a la atmósfera a partir de estos materiales secos puede producirse de varias maneras, en particular: polvo arrastrado por el viento, lixiviación en las aguas subterráneas, absorción por las plantas o ingestión directa por los seres humanos, los animales domesticados y la fauna y flora silvestres. La gestión de esos materiales debe llevarse a cabo teniendo debidamente en cuenta estas posibles liberaciones.

3.7.1 Tratamiento de los residuos sólidos de los gases de combustión

Uno de los principales residuos del tratamiento de los gases de combustión (o de los residuos del control de la contaminación atmosférica) son las cenizas volantes. La eliminación de las cenizas volantes de los gases de combustión mediante el uso de depuradores secos, separadores centrífugos o filtros textiles en los incineradores de desecho dará por resultado una materia particulada sólida, seca y fina, que adquiere distintas propiedades y contaminantes, según la fuente de combustión que la produzca. A diferencia de las cenizas de fondo, los residuos de los dispositivos de control de la contaminación atmosférica, entre ellos las cenizas volantes y los lodos de los depuradores, contienen concentraciones relativamente altas de metales pesados, contaminantes orgánicos persistentes, cloruros y sulfuros. La eliminación por separado de las cenizas volantes y los residuos de las etapas de depuración de los gases de combustión (p.ej., los de la eliminación de gases ácidos y dioxinas) impide que fracciones de desechos poco contaminados se mezclen con los que están muy contaminados. La mayor parte del mercurio presente en las corrientes de desechos va a parar a los residuos, cuando se implantan medidas de reducción de la contaminación (Comisión Europea 2006, Song, Kim *et al.* 2004).

En Suiza, el tratamiento de las cenizas volantes con aguas residuales ácidas del depurador es una práctica generalizada. Para evitar la contaminación con mercurio de las cenizas tratadas, primeramente se limpian las aguas residuales ácidas con un filtro de vela y a continuación pasan por un equipo de intercambio de iones específico para el mercurio. Los desechos ya libres de mercurio se pueden usar para extraer metales pesados de las cenizas volantes mediante lavado. Esta agua de lavado se trata después en un aparato de floculación y precipitación. Para la limpieza final de las aguas residuales se utiliza un segundo intercambiador de iones.

Las cenizas volantes limpias se pueden añadir a los desechos en la planta de incineración de desechos para destruir los componentes orgánicos que contienen (Bühler *et al.* 2015, Adam *et al.* 2010, BSH 2015).

En muchos países, las cenizas volantes se eliminan en vertederos destinados específicamente a ese fin. Sin embargo, para cumplir las normas de las mejores técnicas disponibles, probablemente se requiera someterlas a tratamiento previo con ese fin (véase, por ejemplo, Song, Kim *et al.* 2004), según los criterios nacionales de admisión en los vertederos. En las directrices técnicas sobre el manejo ambientalmente racional de los desechos de mercurio del Convenio de Basilea figura información más detallada sobre la gestión de los residuos de incineradores de desechos que contienen mercurio (Secretaría del Convenio de Basilea 2015).

3.7.2 Estabilización y solidificación

Las opciones de tratamiento y eliminación de los residuos sólidos de los sistemas de control de los gases de combustión son la solidificación o la estabilización con cemento Portland (u otros materiales puzolánicos), independientemente o con aditivos o algunos tratamientos de base térmica, y a continuación la eliminación apropiada de conformidad con los criterios nacionales de admisión en los vertederos (basados en las liberaciones previstas de los residuos tratados). Se podrá determinar si es necesario aplicar ese tratamiento mediante una evaluación de las posibles liberaciones que emanan de esos residuos. En las directrices técnicas sobre la gestión ambientalmente racional de los desechos de mercurio del Convenio de Basilea figura información más detallada sobre los métodos de tratamiento (Secretaría del Convenio de Basilea 2015).

3.7.3 Usos de las cenizas de fondo y las cenizas volantes

Debido a las diferencias en la concentración de contaminantes, si se mezclan cenizas de fondo con cenizas volantes, las primeras quedarán contaminadas, razón por la cual en muchos países se han establecido prohibiciones. La recogida y el almacenamiento por separado de estos residuos pueden dar a los operadores más opciones para la eliminación. Siempre que haya que seguir utilizando las cenizas de fondo (p.ej., como material de construcción), la mezcla con residuos del tratamiento de otros gases de combustión, por regla general, no se considera entre las mejores técnicas disponibles. Las cenizas de fondo (o escoria de los incineradores de lecho fluidizado) se elimina en vertederos en muchos países, aunque se puede volver a utilizar como material de construcción de edificios o carreteras después de someterlas a tratamiento previo. No obstante, antes de volver a utilizarlas, se debe realizar una evaluación del contenido y la lixiviabilidad y se deben determinar los niveles máximos de metales pesados y contaminantes orgánicos persistentes. Las técnicas de tratamiento previo son tratamiento seco, húmedo y térmico, y también el cribado, la trituración y la separación de metales.

El uso de cenizas volantes con residuos mixtos de la incineración de desechos con fines de construcción entraña posibles riesgos para el medio ambiente debido a la contaminación con metales pesados. Hay ejemplos que demuestran que esa práctica puede terminar por contaminar seriamente el medio ambiente (Pless-Mulloli, Edwards *et al.* 2001; Watson 2001; Petrlik y Ryder 2005; Shaheen *et al.* 2014).

Las cenizas de fondo y las cenizas volantes que se crean en los incineradores de desechos no deben usarse jamás como modificadores del suelo en aplicaciones agrícolas o análogas, si su concentración de mercurio supera los niveles que son motivo de preocupación. Su adición al suelo puede entrañar la consiguiente dispersión de las cenizas y de cualquier contaminante. Si se usan en la agricultura, los cultivos pueden absorber contaminantes, a los que quedan expuestos los seres humanos y los animales que consumen productos agrícolas (Skinner *et al.*, 2007). Los animales que picotean o pastan pueden ingerir los contaminantes directamente, y los seres humanos están expuestos también cuando consumen esos animales o productos de origen animal (p.ej., leche y huevos) (de Vries *et al.*, 2007).

3.7.4 Eliminación final de los residuos

Si se reciclan materias primas distintas del mercurio en los desechos, se deben adoptar precauciones adecuadas para prevenir las emisiones de mercurio de ese proceso. Cuando se eliminan en un vertedero, se debe considerar la posibilidad de evaluar las posibilidades de liberación y la idoneidad del vertedero para este tipo de material. En las directrices técnicas para la gestión ambientalmente racional de desechos consistentes en mercurio elemental y desechos que contengan mercurio o compuestos de mercurio o estén contaminados con ellos (Convenio de Basilea, 2015).

3.8 Técnicas de tratamiento alternativo de corrientes de desechos que pueden generar la emisión de mercurio y compuestos de mercurio cuando se incineran

En la presente sección se describen algunas tecnologías de tratamiento alternativo, que ya se encuentran disponibles en la red comercial. El objetivo de una tecnología de tratamiento alternativo sería lograr el mismo grado de destrucción de los compuestos orgánicos y controlar al mismo tiempo las posibles liberaciones de mercurio residual. En el caso de los desechos municipales, las posibles alternativas a la incineración son:

- Estrategias de gestión de cero desechos, cuyo objetivo es eliminar la generación de desechos mediante la aplicación de diversas medidas, en particular la aplicación de instrumentos legislativos y económicos (política sobre la economía circular y seguro del reciclado) (Greyson, 2007; Matete and Trois, 2008; Allen, Gokaldas *et al.*, 2012);
- Minimización de los desechos, separación en la fuente y reciclado para reducir el volumen de desechos que requieren eliminación final;
- Tratamiento biomecánico, que reduce el volumen de desechos por medios mecánicos y biológicos y genera residuos que requieren gestión ulterior (Bilitewski, Oros *et al.* 2010); (Velis, Longhurst *et al.* 2009).

En el caso de los desechos médicos, las posibles alternativas al uso de la incineración son:

- Exposición de los desechos al vapor saturado bajo presión en un depósito bajo presión o autoclave;
- Sistemas avanzados de esterilización al vapor. Los autoclaves avanzados o los sistemas de esterilización al vapor avanzados combinan el tratamiento al vapor con aspiración previa del polvo y diversos tipos de procesamiento mecánico antes y después del tratamiento al vapor y también durante el tratamiento;
- Tratamiento por microondas;
- Esterilización con calor seco.

Estas alternativas se describen en detalle en las Directrices sobre mejores técnicas disponibles y mejores prácticas ambientales del Convenio de Estocolmo (Convenio de Estocolmo, 2008) y en el UNEP Compendium of Technologies for the Treatment and/or Destruction of Healthcare Waste (Compendio de Tecnologías para el Tratamiento o la Destrucción de Desechos Sanitarios del PNUMA) (Emmanuel, 2012). El PNUMA ha preparado también un programa informático interactivo en Excel para facilitar el uso de la metodología para la evaluación sostenible de las tecnologías con miras a la selección de tecnologías de tratamiento de los desechos sanitarios (Emmanuel, 2012).

En el caso de los desechos peligrosos, en el capítulo III de las Directrices Técnicas del Convenio de Basilea para la gestión ambientalmente racional de los desechos de mercurio (Convenio de Basilea, 2015) se mencionan algunas alternativas posibles y, en relación con los suelos contaminados con mercurio en particular, también el estudio de Bell sobre los suelos contaminados de Kazajstán (Bell, 2015).

Mejores técnicas disponibles y mejores prácticas ambientales para las instalaciones de incineración de desechos

3.9 Introducción a las mejores técnicas disponibles para la incineración de desechos

Esta sección tiene como finalidad ayudar en la determinación de las mejores técnicas aplicables al proceso de incineración de desechos. Las mejores técnicas disponibles para la incineración de desechos son el diseño, funcionamiento y mantenimiento de una planta de incineración de desechos que minimice con eficacia las emisiones de mercurio.

Al considerar las mejores técnicas disponibles para la incineración de desechos, es importante tener en cuenta que la solución óptima para un tipo específico de incinerador varía según las condiciones locales. Las técnicas que se recomiendan aquí no constituyen una lista que indique la mejor solución local, porque ello requeriría la consideración de las condiciones locales hasta un grado que no se puede explicar en un documento que trata sobre las mejores técnicas disponibles en general. De ahí que la simple combinación de los distintos elementos que se califican en esta sección como mejores técnicas disponibles, sin tomar en consideración las condiciones locales, probablemente no sea una solución local optimizada a los efectos del medio ambiente en su conjunto (Comisión Europea, 2006).

Con una combinación adecuada de las medidas primarias y secundarias relacionadas con las mejores técnicas disponibles, se ha informado de niveles de emisión de mercurio inferiores a $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (a 11% de O_2) (Daschner *et al.*, 2011). Se hace notar además que, en condiciones de funcionamiento normales, se pueden lograr emisiones por debajo de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con una planta de incineración de desechos bien diseñada (véase la sección 5.5.2 más adelante). En todo el mundo existen numerosas plantas de incineración de desechos cuyo diseño se ajusta a la mayoría de los parámetros que definen las mejores técnicas disponibles y funcionan como está establecido; además, cumplen los niveles de emisión correspondientes. Cabe esperar que las nuevas instalaciones logren esos mismos niveles.

Con las plantas de incineración pequeñas, en particular los incineradores de desechos médicos, pueden surgir problemas al aplicar las mejores técnicas disponibles. Pueden ser alternativas a la incineración tanto viables como ambientalmente racionales, algunas técnicas que no son precisamente la incineración, como se explica en las Directrices técnicas para la gestión ambientalmente racional de los desechos de mercurio del Convenio de Basilea (véase la sección 3.7 del presente documento) y en la sección II de las Directrices sobre las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales del Convenio de Estocolmo.

3.10 Tratamiento previo de los desechos antes de la incineración

Es importante mezclar desechos heterogéneos (p.ej., mediante la grúa del búnker) o someterlos también a tratamiento previo (p.ej., combinar algunos desechos líquidos y pastosos o triturar algunos desechos sólidos) en la medida requerida para cumplir las especificaciones de diseño de la instalación receptora. Lo más probable es que el tratamiento previo sea un requisito, cuando la instalación se ha diseñado para desechos homogéneos con una especificación estricta.

3.11 Mejores técnicas disponibles para el suministro y el control de los desechos

Al seleccionar las mejores técnicas disponibles para la manipulación de desechos que contengan mercurio o estén contaminados con este, se debe tomar en consideración la siguiente práctica general en relación con el suministro y el control de los desechos:

- Mantener el lugar con un grado general de orden y limpieza;
- Establecer y mantener controles de calidad del suministro de desechos, conforme a los tipos de desechos que pueda recibir la instalación, lo que podría incluir:
 - El establecimiento de limitaciones a los insumos que se van a procesar y la determinación de los principales riesgos;
 - La comunicación con los proveedores de desechos para mejorar el control de calidad de los desechos que se reciban;
 - El control de la calidad de los desechos que entran en el incinerador;
 - La comprobación y el muestreo de los desechos que se reciban y la realización de ensayos con ellos.

3.12 Mejores técnicas disponibles para la incineración de desechos

Cabe la posibilidad de que sea imprescindible lograr determinado equilibrio en el funcionamiento de los incineradores de desechos. Para lograr el mayor grado de destrucción, el objetivo es la total combustión. En la sección que sigue se exponen, en primer lugar, las consideraciones generales que, con toda probabilidad, llevarán a lograr una combustión

óptima. Seguidamente figura una descripción de consideraciones específicas en relación con distintas corrientes de desechos. La selección de la técnica de combustión dependerá del tipo de desecho que se va a incinerar.

3.12.1 Condiciones generales aplicables a las técnicas de combustión

Para lograr una combustión óptima, es importante tomar en consideración las siguientes condiciones:

- Garantizar que el diseño del horno corresponda debidamente a las características de los desechos que se van a procesar;
- Mantener a niveles óptimos las temperaturas de las zonas de combustión en la etapa gaseosa para completar la oxidación de los desechos (por ejemplo, 850°C a 950°C en los incineradores de desechos municipales sólidos de parrilla, 1.100°C a 1.200°C cuando los desechos tengan un alto contenido de cloro);
- Prever un tiempo de residencia suficiente (p.ej., por lo menos dos segundos) y una mezcla turbulenta en las cámaras de combustión para completar la incineración;
- Precalentar el aire primario y secundario para ayudar a la combustión, de ser necesario;
- Usar un procesamiento continuo y no por tandas, siempre que sea posible, para minimizar las liberaciones en la puesta en marcha y las paradas;
- Establecer sistemas para monitorizar los parámetros críticos de combustión, como temperatura, caída de presión, niveles de CO y O₂ y, si procede, la velocidad de la parrilla;
- Prever intervenciones de control para ajustar la alimentación de los desechos, la velocidad de la parrilla y la temperatura, el volumen y la distribución del aire primario y secundario;
- Instalar quemadores auxiliares automáticos para mantener temperaturas óptimas en las cámaras de combustión;
- Usar aire de los búnkeres o las instalaciones de almacenamiento como aire de combustión;
- Instalar un sistema que automáticamente detenga el suministro de desechos, cuando los parámetros de combustión no sean los apropiados.

3.12.2 Técnicas de incineración de los desechos municipales sólidos

A continuación figuran consideraciones que son específicas de la incineración de los desechos municipales sólidos:

- Se ha demostrado con creces la capacidad de los incineradores de combustión en masa (de parrilla móvil) en la combustión de desechos municipales sólidos y ya llevan muchos años funcionando;
- Los incineradores de parrilla enfriados por agua tienen la ventaja añadida de un mejor control de la combustión y la capacidad de procesar desechos municipales sólidos con un contenido calorífico más alto;
- Los hornos rotatorios con parrillas pueden admitir desechos municipales sólidos heterogéneos pero su rendimiento es menor que la de los hornos de combustión en masa o los hornos de parrilla móvil;
- Los hornos de parrilla estática con sistemas de transporte (por ejemplo, pistones) tienen menos partes móviles pero los desechos requieren más tratamiento previo (es decir, trituración, separación);
- Los diseños modulares con cámaras de combustión secundarias se usan en general para aplicaciones más pequeñas. Según su tamaño, algunas de estas unidades tal vez necesiten funcionar por tandas;
- Los hornos de lecho fluidizado y los hornos con cargador o esparcidor se usan mucho para desechos consistentes, finamente divididos, como el combustible derivado de desperdicios.

3.12.3 Técnicas de incineración de los desechos peligrosos

Las consideraciones que siguen son específicas de la incineración de desechos peligrosos:

- Se ha generalizado el uso de hornos rotatorios para la incineración de desechos peligrosos, que pueden admitir líquidos y pastas, así como sólidos (véase las subsecciones **Error! Reference source not found.**3.1 a 2.2.3.5);
- Los incineradores por inyección de líquido son de uso común para la incineración de desechos peligrosos;
- Los hornos enfriados por agua pueden funcionar a temperaturas más altas y son capaces de admitir desechos con valores energéticos más altos;
- La consistencia (y la combustión) de los desechos puede mejorar triturando los bidones y otros desechos peligrosos empacados;

- Un sistema de compensación de carga (por ejemplo, transportadores de tornillo sinfín que pueden triturar y proporcionar una cantidad constante de desechos sólidos peligrosos al horno) contribuirá a garantizar la alimentación continua y controlada en el horno y a mantener condiciones de combustión uniformes.

3.12.4 Técnicas de incineración de fangos cloacales

Para la incineración de fangos cloacales se deben tener en cuenta las siguientes consideraciones:

- Los incineradores de lecho fluidizado y los incineradores de hornos múltiples se utilizan ampliamente para el tratamiento térmico de los fangos cloacales;
- Los hornos de lecho de fluido circulante permiten una mayor flexibilidad del combustible que los de lecho por borboteo, pero requieren separadores centrífugos para conservar el material del lecho;
- Las instalaciones con lecho por borboteo no se deben desatender a fin de evitar obstrucciones;
- El uso de calor recuperado del proceso para apoyar el secado de los fangos reducirá la necesidad de combustible auxiliar;
- Las tecnologías de suministro son importantes en la coincineración de los fangos cloacales en los incineradores de desechos municipales sólidos. Las técnicas probadas son: fangos secos sopladados en forma de polvo; fangos desecados suministrados por medio de aspersores y distribuidos y mezclados en la parrilla; y los fangos desecados o secos mezclados con desechos municipales sólidos y alimentados junto con estos (Comisión Europea 2006).

3.12.5 Incineración de los desechos médicos

Las siguientes consideraciones son específicas de la incineración de desechos médicos:

- Cuando se utilizan parrillas, en el diseño de la parrilla se debe incorporar suficiente enfriamiento que permita la variación del suministro de aire primario con la finalidad fundamental de controlar más bien la combustión y no tanto el enfriamiento de la parrilla propiamente dicha. Las parrillas enfriadas por aire con un flujo de enfriamiento por aire bien distribuido suelen ser apropiadas para desechos de un valor calorífico neto (VCN) de hasta aproximadamente 18 MJ/kg. Posiblemente, los desechos con valor calorífico neto más alto (p.ej., aproximadamente más de 18 MJ/kg) requieran enfriamiento por agua (u otro líquido) para evitar que haya que aumentar el aire primario que controla la temperatura de la parrilla a niveles excesivos, es decir, a niveles que obliguen a suministrar más aire que el óptimo necesario para el control de la combustión;
- Se debe usar una cámara de combustión diseñada para contener, agitar y transportar los desechos, por ejemplo hornos rotatorios, con enfriamiento o sin él. El enfriamiento por agua en los hornos rotarios tal vez sea más favorable en situaciones en las que:
 - El valor calorífico neto de los desechos alimentados es más alto (p.ej., más de 15 a 17 GJ/tonelada);
 - Se usan temperaturas más altas, de más de 1.100°C (p.ej., para la escorificación o la destrucción de desechos específicos);
- Los desechos médicos pueden ser incinerados en incineradores de desechos municipales que usan el tipo de incinerador de parrilla, aunque habrá que hacer algunas adaptaciones especiales. Cuando se vayan a incinerar desechos médicos infecciosos en un incinerador de desechos municipales, será necesario desinfectarlos y esterilizarlos con anterioridad o incorporarlos al incinerador en contenedores apropiados mediante carga automática (Convenio de Estocolmo, 2008). Se debe evitar la mezcla previa de desechos médicos que contengan mercurio o estén contaminados con este y otros tipos de desechos, así como su manipulación directa.

3.13 Mejores técnicas disponibles para el tratamiento de los gases de combustión

En esta subsección se describen las técnicas que podrían tomarse en consideración al seleccionar las mejores técnicas disponibles para el tratamiento de los gases de combustión de las plantas de incineración de desechos. Esas técnicas son aplicables, en sentido general, a las instalaciones nuevas y en uso, a menos que se especifique otra cosa. También se incluyen instrucciones sobre cómo modernizar las instalaciones existentes.

En general, se usan los filtros textiles que tienen la ventaja de que, cuando se utilizan junto con la inyección de materiales absorbentes semisecos o secos, proporcionan una filtración adicional y una superficie reactiva en la torta del filtro. También se pueden diseñar y poner en funcionamiento precipitadores electrostáticos, en combinación con los sistemas húmedos, para lograr bajas emisiones de mercurio. En comparación con los precipitadores electrostáticos, los filtros textiles tienen la ventaja de que se les puede impregnar previamente con carbón activado para que absorban contaminantes volátiles; una ventaja adicional es una buena capacidad de reducción directamente desde la etapa de puesta en marcha. Los sistemas secos y semisecos tienen la ventaja de que no hay que someterlos posteriormente a tratamiento con efluentes. La temperatura de entrada a los filtros textiles es importante en estas combinaciones.

Normalmente se requieren temperaturas por encima de 130°C a 140°C para prevenir la condensación y la corrosión de las bolsas.

Cuando se usa un sistema seco, la inyección de carbón activado (que también puede ser impregnado con materiales absorbentes como azufre, bromo u otros), mezclado con carbonato hidrosódico o hidróxido de calcio antes de pasar por el filtro textil, puede reducir las emisiones de mercurio en más del 95%. Es esencial un mantenimiento eficaz y continuo de los sistemas de control del polvo.

En la primera etapa del depurador de alta eficacia, la eficacia de eliminación del mercurio oxidado como cloruro de mercurio (II), que suele ser el principal componente del mercurio después de la combustión de los desechos, registra más del 95%. La eficacia general de eliminación del mercurio (tanto elemental como oxidado) ronda el 85%. Como medida adicional para minimizar el mercurio en el agua del depurador y evitar que se vuelva a emitir el mercurio soluble, se puede usar la precipitación del mercurio oxidado con un agente adecuado para la precipitación, p.ej., sulfuro, y la adición de carbón activado.

La adición de bromo en los desechos o la caldera, sobre todo cuando las concentraciones de halógenos en los desechos son bajas, puede dar lugar a elevados coeficientes de oxidación del mercurio, de manera que aumenta la eliminación de mercurio en los dispositivos de control situados al final del proceso, p.ej., los depuradores (véase también la sección **Error! Reference source not found.**). La técnica se usa fundamentalmente en plantas de monocombustión de fangos cloacales y en las plantas de incineración de desechos peligrosos.

Con estas aplicaciones, se ha informado de concentraciones de mercurio inferiores a 10 µg/m³ (promedio anual) (CEPE, 2013). En general, cuando se usan filtros textiles se pueden lograr bajos niveles de emisiones hasta ese máximo. Para que se logren estos niveles de emisión, por regla general, hay que someter los desechos a adsorción por medio de reactivos a base de carbón. Algunas corrientes de desechos contienen concentraciones muy variables de mercurio, por lo que posiblemente sea necesario en esos casos tratar previamente los desechos para prevenir una sobrecarga máxima de la capacidad del sistema de tratamiento de los gases de combustión.

En el caso de desechos con altos niveles de mercurio, como los desechos médicos o peligrosos, tal vez sea apropiado combinar distintas etapas de tratamiento de gases de combustión. Por ejemplo, se puede usar un depurador con ingredientes para la oxidación e inyección de carbón activado antes de pasarlos por un filtro textil.

En el cuadro 5 se describen las medidas secundarias de reducción de las emisiones más importantes. Cuando haya que volver a incinerar residuos del tratamiento de los gases de combustión, se deben adoptar medidas adecuadas para evitar la recirculación y la acumulación de mercurio en la instalación.

La reducción catalítica selectiva para el control de los óxidos de nitrógeno reduce también las emisiones de mercurio como beneficio paralelo, al cambiar el mercurio a una forma que se pueda recoger en un filtro textil o precipitar mediante depuradores húmedos.

La caída de presión en los filtros textiles y la temperatura de los gases de combustión (si se usa un sistema de depuración al inicio del proceso) deben monitorizarse para garantizar que se forme la torta del filtro y que las bolsas no tengan fugas ni estén húmedas.

Cuando se prevén concentraciones máximas de mercurio temporales, se deben adoptar precauciones de seguridad como la retención e inyección de carbón activado o coque impregnado con azufre.

Las eficacias de reducción dependen de la cantidad de mercurio, las concentraciones en el gas crudo y las condiciones de funcionamiento.

Cuadro 5

Medidas de control y eficacias de reducción en la incineración de desechos municipales, médicos y peligrosos en relación con los gases de chimenea

Medida de control	Eficacia de la reducción
Depuradores de alta eficacia con ingredientes en la solución depuradora	> 85%
Depurador + inyección de productos químicos que contienen bromo en la cámara de combustión	> 90%
Inyección de carbón activado + filtro textil	> 95%

Fuente: Comisión Europea 2006

3.13.1 Actualización y mejora de las técnicas de tratamiento existentes

Existen diversas opciones para mejorar el tratamiento de los gases de escape de las plantas existentes. En los sistemas equipados con un precipitador electrostático, este dispositivo puede ser sustituido por un filtro textil. En el flujo de gases de combustión que avanza hacia el filtro textil, hay que añadir materiales absorbentes a base de coque (o sustancias con efectos equivalentes) para reducir las emisiones de mercurio. Para minimizar los posibles riesgos de incendio se puede usar una mezcla con reactivos de piedra caliza.

En caso de que se produzcan elevadas emisiones de mercurio en instalaciones equipadas solo con un depurador, al final del proceso se puede instalar un sistema que combine la inyección de aditivos con filtros textiles.

Ambas medidas tienen la ventaja adicional de que también se pueden eliminar los contaminantes acídicos y orgánicos de los gases de combustión. Sin embargo, debido al incremento del riesgo de incendio, cuando se añade un filtro de lecho estático con carbón activado o coque de lignito es obligatorio adoptar medidas de seguridad adicionales.

3.13.2 Grados de eficacia logrados con el uso de las mejores técnicas disponibles

Con la combinación de las técnicas descritas en la sección 5.5, se ha informado de concentraciones de mercurio en el gas limpio que no rebasan los $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. En la figura y los cuadros de la sección **Error! Reference source not found.** se demuestra que, en casi todas las instalaciones se pueden lograr concentraciones de menos de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, en particular cuando se usa carbón activado en combinación con otras técnicas. Algunas plantas de Europa y el Japón registran concentraciones de mercurio inferiores a $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, cuando se usa carbón activado.

3.14 Introducción a las mejores prácticas ambientales

La aplicación de las mejores prácticas ambientales, según la definición del Convenio de Minamata, significa que se aplicará la combinación más apropiada de medidas y estrategias de control ambiental. Al aplicar las mejores prácticas ambientales, se debe tomar en consideración el conjunto de medidas escalonadas, que se indican a continuación:

- Infraestructura regulatoria con suficiente capacidad para que los incineradores puedan controlar y monitorizar periódicamente las emisiones de mercurio;
- Suministro de información y educación del público, los usuarios y los encargados de adoptar decisiones acerca de las consecuencias ambientales de la elección de actividades específicas y la selección de productos, así como la eliminación final;
- Establecimiento y aplicación de códigos de buenas prácticas ambientales, que abarquen todos los aspectos de la actividad durante el ciclo de vida útil del producto;
- Aplicación de etiquetas que guíen a los que manipulen la corriente de desechos para que remitan los componentes hacia el tratamiento apropiado;
- Aplicación de etiquetas que informen a los consumidores de los riesgos ambientales para que puedan adoptar decisiones fundamentadas sobre sus opciones;
- Uso de los recursos, en particular la energía;
- Integración de los sistemas de recogida y eliminación de desechos en los hogares, el comercio y la industria para garantizar la gestión de todos los desechos de manera ambientalmente racional;
- Evitar el uso de sustancias peligrosas o productos que contengan sustancias peligrosas y la generación de desechos peligrosos;
- Reciclado, recuperación y reutilización;
- Aplicación de instrumentos económicos, sistemas de concesión de licencias, restricciones, prohibiciones, certificaciones, normas u otros instrumentos normativos;
- Evaluación del ciclo de vida útil del mercurio como perspectiva importante para la gestión ambientalmente racional de los desechos de mercurio, en la tarea de reducir la presencia de mercurio en el proceso de incineración de los desechos (véanse las directrices técnicas del Convenio de Basilea);
- Reconocimiento de la importancia de la participación del público en los procesos de aprobación de permisos. Son prácticas eficaces para aumentar el conocimiento y la participación del público: la publicación en la prensa de avisos con antelación, la distribución de información a los hogares de la zona, la solicitud de observaciones sobre el diseño y las opciones operacionales, la colocación de vallas informativas en los espacios públicos, el mantenimiento de registros de la liberación y transferencia de contaminantes y la celebración de reuniones públicas y foros de debate frecuentes. Las autoridades y los patrocinadores de proyectos de incineración deben hacer participar a todos los interesados, en particular a los grupos de interés del público. Las consultas con la opinión pública deben ser transparentes y francas y tener un propósito, para que sean eficaces.

3.14.1 Prácticas de gestión de los desechos

Los métodos que se describen más adelante se deben tener en cuenta como parte de las estrategias generales de prevención y control de los desechos en el caso de desechos que contengan mercurio o estén contaminados con este.

Para que sea sostenible, la gestión de los desechos no se puede abordar solo con soluciones técnicas al final del proceso; es necesario en cambio aplicar un enfoque integrado, que puede calificarse de enfoque jerárquico, como se establece en la sección 2.1.1. Los desechos que contengan mercurio o estén contaminados con este deben tratarse conforme a lo dispuesto en el artículo 11 del Convenio.

3.14.1.1 Minimización de los desechos

La reducción del volumen general de desechos que hay que eliminar por cualquier medio permite reducir tanto las liberaciones como los residuos de los incineradores.

3.14.1.2 Separación y reciclado en la fuente

En muchos países industrializados, las instituciones de atención de la salud han comenzado a eliminar los usos del mercurio y a incorporar productos o dispositivos alternativos eficaces que evitan el uso del mercurio. Un beneficio paralelo de las alternativas sin mercurio es la reducción de la generación de desechos que lo contengan. Muchas de las instituciones de salud también han implantado prácticas de gestión y administración para mejorar el control de las liberaciones de mercurio de fuentes que todavía están presentes en sus instalaciones. Esas políticas y prácticas reducen considerablemente las emisiones y liberaciones de mercurio al medio ambiente. La separación y el reciclado en la fuente representan una parte importante del enfoque integrado de la gestión de los desechos en el sector de la salud, que propicia la reducción al mínimo de los desechos peligrosos que requieren tratamiento especial debido a sus propiedades infecciosas, como se demuestra en el cuadro 6 (Emmanuel, 2012).

Grado de segregación	Porcentaje de desechos peligrosos en el sector de la salud	Porcentaje de desechos generales que no presentan riesgos
Poco	60	40
Normal	25	75
Riguroso	15	85

Fuente: Emmanuel (2012)

Cuadro 6. Clasificaciones ordinarias según la práctica de separación

Los esfuerzos para prevenir la inclusión del mercurio en el suministro de desechos contribuirán a reducir las emisiones generales de mercurio resultantes de la incineración. Por eso, tienen especial importancia las medidas destinadas a excluir el mercurio de la corriente de desechos, entre las que podrían figurar los sistemas de recogida separados o la clasificación apropiada de los desechos en todas las etapas antes de la incineración y la separación de los desechos en las instalaciones como técnica principal.

La recogida por separado de corrientes de desecho que pudieran estar contaminadas con grandes cantidades de mercurio y el desvío de desechos que contengan mercurio hacia instalaciones que aplican la gestión ambientalmente racional podrían redundar en una considerable reducción del contenido de mercurio en los desechos que van a ser incinerados. Se podrían recoger por separado los siguientes desechos:

- Baterías que contengan mercurio;
- Lámparas que contengan mercurio;
- Dispositivos eléctricos (conmutadores y otros) que contengan mercurio;
- Desechos que puedan estar contaminados en los hogares y las instituciones municipales (pinturas y barnices caducados, insecticidas, solventes, productos químicos usados en laboratorios de las escuelas, etc.).

3.14.1.3 Inspección y caracterización de los desechos antes de la incineración

Al seleccionar las mejores técnicas disponibles para el manejo de desechos que contengan mercurio o estén contaminados con este, se debe tomar en consideración la siguiente práctica general para el suministro y control de los desechos. Al establecer y mantener controles de calidad sobre el suministro de desechos, según los tipos de desecho que pueda recibir la instalación, es importante establecer limitaciones a los insumos del proceso y determinar los principales riesgos, y también comunicarse con los proveedores de desechos para mejorar el control de la calidad de los desechos recibidos.

Es esencial conocer a fondo las características y las propiedades de los desechos que se reciben. Las características de una corriente de desechos en particular pueden variar muchísimo de un país a otro y de una región a otra. Si se considera que determinados desechos o componentes de los desechos no son apropiados para su incineración, como

los incluidos en el artículo 11 del Convenio, se deben establecer procedimientos para detectar y separar esos materiales de la corriente de desechos o de los residuos antes de la incineración, a menos que vayan a recibir tratamiento térmico para recuperar el mercurio, como se explica en la orientación técnica para la gestión ambientalmente racional de los desechos de mercurio publicada por el Convenio de Basilea. La inspección, el muestreo y los análisis se deben llevar a cabo como cuestión de rutina. Esto es especialmente válido en el caso de los desechos peligrosos. Es vital que se mantengan y actualicen los manifiestos y las pruebas documentales de las auditorías. En el cuadro 7 se ofrecen ejemplos de algunas de las técnicas aplicables a los diferentes tipos de desechos.

Cuadro 7

Ejemplos de técnicas de inspección (CE 2006)

<i>Tipo de desechos</i>	<i>Técnicas</i>	<i>Observaciones</i>
Desechos municipales mezclados	Inspección visual en el depósito Comprobación in situ de algunos suministros en distintas entregas de descargas efectuadas por separado Pesaje de los desechos cuando se entregan Muestreo y análisis periódicos de las propiedades o sustancias principales	Las cargas industriales y comerciales pueden constituir grandes riesgos
Desechos municipales tratados previamente y combustibles derivados de residuos	Inspección visual Muestreo y análisis periódicos de las propiedades o sustancias principales	
Desechos peligrosos	Inspección visual Muestreo y análisis de todos los contenedores a granel Comprobación aleatoria de las cargas almacenadas en bidones Desempaque y comprobación de las cargas empacadas Determinación de los parámetros de combustión Ensayos de mezclas en desechos líquidos antes del almacenamiento Control del punto crítico de los desechos en el búnker Detección de mercurio elemental en el suministro de desechos, por ejemplo mediante EDXRF ^a	Los procedimientos eficaces y de gran alcance son especialmente importantes para este sector. Las plantas que reciben corrientes de desechos de un solo tipo tienen la posibilidad de adoptar procedimientos más simplificados
Fangos cloacales	Muestreo y análisis periódicos de las propiedades y las sustancias principales Control del proceso para adaptarlo a la variación de los fangos	

^a EDXRF: espectrometría de fluorescencia de rayos X dispersiva de energía.**3.14.1.4 Eliminación de sustancias no combustibles del incinerador**

La eliminación de metales ferrosos y no ferrosos del incinerador es una práctica común en los incineradores de desechos municipales sólidos y contribuye a impedir que esos desechos, que pueden contener mercurio como impureza, entren en el incinerador de desechos.

3.14.1.5 Manipulación y almacenamiento apropiados

Es fundamental garantizar tanto la manipulación adecuada de los desechos, en particular los desechos peligrosos, como la selección y separación apropiadas para que no se corran riesgos durante su procesamiento. Las áreas de almacenamiento deben estar debidamente hermetizadas con controles de desagüe y estar a prueba de intemperie. Se debe considerar la posibilidad de instalar sistemas de detección y control de incendios en esas áreas, junto con capacidad suficiente para retener el agua contaminada en el lugar, en caso de que se produzca un incendio. Las áreas de almacenamiento y manipulación deben diseñarse de manera que impida la contaminación del medio ambiente y facilite la limpieza en caso de derrames o fugas. Los olores y la liberación de contaminantes orgánicos persistentes volátiles se pueden minimizar utilizando tanques de almacenamiento de aire para el proceso de combustión.

3.14.1.6 Reducción al mínimo de los períodos de almacenamiento

Si bien es importante el suministro continuo de desechos para mantener condiciones de funcionamiento constante y una ignición estable en los grandes incineradores de desechos municipales sólidos, no es conveniente la acumulación y el almacenamiento de un desecho dado durante un período de tiempo prolongado. La minimización del almacenamiento ayudará a prevenir la putrefacción y las reacciones indeseadas, así como el deterioro de los contenedores y el etiquetado. La gestión de las entregas y la comunicación con los proveedores ayudarán a garantizar que los desechos no permanezcan almacenados más tiempo del establecido (p.ej., cuatro a siete días en el caso de los desechos municipales sólidos).

3.14.1.7 Carga de los desechos

En el caso de las instalaciones que aceptan desechos municipales sólidos heterogéneos, es fundamental la mezcla y la carga adecuadas de la tolva de alimentación. Los operadores de las grúas de carga deben tener experiencia suficiente y situarse en una posición elevada para que puedan seleccionar la mezcla apropiada de desechos a fin de mantener el incinerador funcionando con la máxima eficacia.

La metodología de las mejores prácticas ambientales para la incineración de desechos que contengan mercurio o estén contaminados con este se resume de la manera siguiente:

- Prevención de los desechos antes de la incineración;
- Prácticas de funcionamiento y gestión del incinerador;
- Prácticas de funcionamiento y gestión después de la incineración.

3.14.1.8 Prácticas de funcionamiento y gestión del incinerador

El funcionamiento apropiado es fundamental para lograr los parámetros de diseño. En general, el fabricante o diseñador del equipo debe proporcionar un manual, en el que analicen las prácticas de funcionamiento, en particular los procedimientos de puesta en marcha y parada, el funcionamiento normal, el diagnóstico de averías, los procedimientos para el mantenimiento, las piezas de repuesto recomendadas y otros pormenores. Los operadores deben poder pronosticar con exactitud el valor calorífico y otros atributos de los desechos que se van a incinerar, para que se cumplan debidamente los parámetros de diseño del incinerador. Esto se puede hacer usando los resultados del programa de monitorización de la alimentación de los principales contaminantes y los parámetros en los que la frecuencia y el rigor de los muestreos y los análisis aumentarían a medida que aumentase la variabilidad del material alimentado. En las subsecciones 2.2.3.1 a 2.2.3.5 precedentes figura información pormenorizada.

3.14.1.9 Selección del emplazamiento de una planta de incineración

La ubicación de un incinerador puede afectar considerablemente la dispersión de la estela de humo que sale por la chimenea, lo que a su vez afecta las concentraciones en el ambiente, la deposición y la exposición de los trabajadores y las comunidades. Además de resolver los factores físicos que influyen en la dispersión, al seleccionar el emplazamiento se deben abordar también cuestiones como la emisión de permisos y títulos de propiedad, el acceso y la conveniencia, y tener en cuenta consideraciones sociales, los efectos en la salud y de otro tipo en el medio ambiente. El emplazamiento basado en las mejores prácticas tiene el objetivo de hallar un lugar para el incinerador que minimice los posibles riesgos para la salud pública y el medio ambiente (EPA 1997).

3.14.1.10 Diseño

Es fundamental en la construcción de plantas de incineración que se elaboren planes, bocetos y medidas de control de la calidad adecuados, en particular, diseños dimensionales, tolerancias, listas de materiales y otros estudios preparatorios. Cuando los incineradores tienen un diseño apropiado y funcionan como es debido, deben poder lograr las temperaturas, los tiempos de residencia y otras condiciones pertinentes que se necesitan para minimizar las emisiones de mercurio al medio ambiente, prevenir la formación de clínker y la escoriación de las cenizas (en la cámara principal), evitar daños al material refractario y minimizar el consumo de combustible.

3.14.1.11 Inspecciones y mantenimiento periódicos de las instalaciones

Deben llevarse a cabo las inspecciones de rutina, que realiza el operador, y las inspecciones periódicas, a cargo de la autoridad pertinente, en el horno y en los dispositivos de control de la contaminación atmosférica para garantizar la integridad del sistema y el funcionamiento adecuado del incinerador y sus componentes. Independientemente de lo bien diseñado que pueda estar el equipo, el desgaste durante el uso normal y las malas prácticas de funcionamiento y mantenimiento causarán el deterioro de los componentes, con el resultado de que disminuirá la calidad de la combustión, aumentarán las emisiones y surgirán posibles riesgos para el operador y para el público.

3.14.1.12 Capacitación de los operadores

La capacitación periódica del personal es esencial para el buen funcionamiento de los incineradores de desechos. El funcionamiento adecuado de los incineradores es necesario para minimizar las emisiones y otros riesgos. Solo un operador calificado y capacitado debe poner en funcionamiento o supervisar el proceso de incineración. El operador debe estar presente mientras el incinerador esté funcionando. Sin una capacitación apropiada y sin apoyo de la administración, los incineradores no pueden lograr el tratamiento apropiado ni emisiones aceptables.

3.14.2 Prevención del riesgo de incendio

En las plantas de incineración de desechos, los incendios en el depósito de desechos pueden causar una contaminación considerable, p.ej., de mercurio y otros metales pesados, compuestos orgánicos peligrosos, etc., en las inmediaciones de la planta. Para que el riesgo de incendios de ese tipo sea el mínimo, se puede considerar que las medidas siguientes son las mejores prácticas ambientales:

- Uso de sistemas automáticos de detección de incendios en los depósitos de desechos, p. ej., cámaras infrarrojas
- Instalación de un mayor número de monitores que los necesarios en los búnkeres de desechos
- Uso de sistemas de detección automática de incendios en los filtros textiles y los filtros de coque de lecho estático, p.ej., control de temperatura, salas de control de instalaciones eléctricas, y en otras áreas donde existen riesgos conocidos, p.ej., detectores de humo
- Sistemas automáticos de control de incendios, p.ej., con gas inerte. Esas medidas se aplican en algunos casos, por regla general, cuando se almacenan desechos líquidos inflamables, pero solo en las zonas de riesgo
- Suministro de cantidades suficientes de agua para la extinción
- Retención de agua para extinción suficiente
- Salidas de escape suficientes para el humo y el calor (cerradas en condiciones de funcionamiento normales)
- Aperturas suficientes en las paredes del depósito para inyectar la carga de extinción n caso de incendio (cerradas en condiciones de funcionamiento normales)
- Opción de rodear la planta de incineración para el servicio de incendio

4 Técnicas de monitorización del mercurio

Los aspectos generales e interrelacionados del ensayo, la monitorización y la presentación de informes se analizan en la introducción del presente documento. En esta sección se analizan aspectos específicos inherentes al proceso de incineración de los desechos.

4.1 Métodos directos

Las mediciones directas del mercurio se pueden llevar a cabo en forma continua o discontinua.

Sistemas de monitorización continua de las emisiones (SMCE)

La ventaja de la monitorización continua es que contribuye a garantizar el debido funcionamiento de la instalación de tratamiento de los gases de combustión y a detectar a tiempo cualquier cambio que se produzca en el contenido de mercurio de los desechos.

Pese a las medidas para controlar o minimizar la entrada de mercurio en las plantas de incineración de desechos, en ocasiones cantidades importantes de mercurio pueden pasar por el búnker de desechos hasta la cámara de combustión y, por ende, a los gases de combustión, lo que explica las variaciones de nivel de las emisiones de mercurio.

Con la ayuda de dispositivos de medición del mercurio, que funcionan ininterrumpidamente, esa contaminación se puede detectar para que se apliquen rápidamente medidas para contrarrestarla, de ser necesario. En la Figura 9: **Datos sobre las emisiones de mercurio de un circuito en una planta de incineración de desechos de Hamburgo en 2014**

se muestra la variación de la concentración de mercurio en un año en el gas depurado de una planta de incineración de desechos de Hamburgo. Se observan emisiones máximas muy marcadas, en particular en los meses de octubre y noviembre.

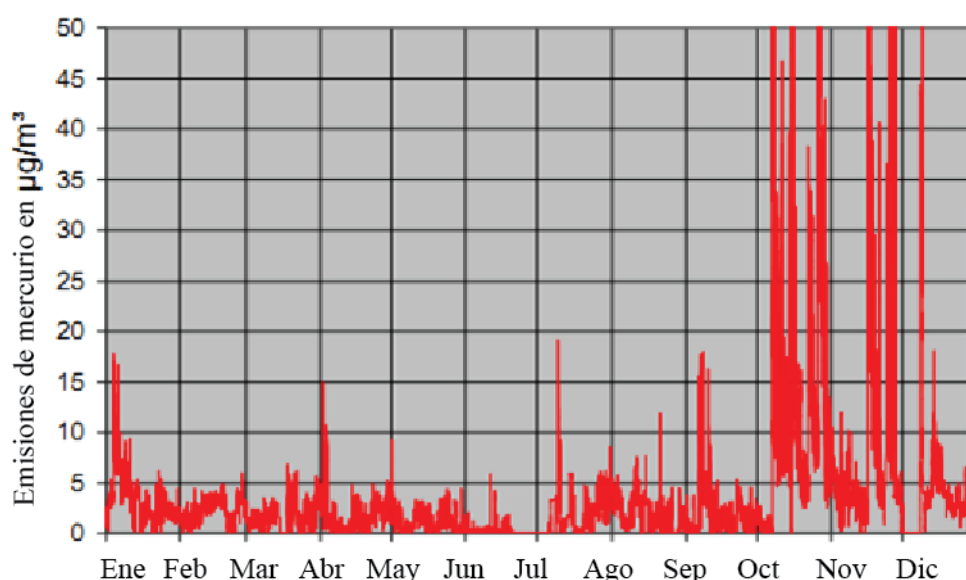


Figura 9: Datos sobre las emisiones de mercurio de un circuito en una planta de incineración de desechos de Hamburgo en 2014

En algunos países, la mayoría de las instalaciones de incineración de desechos están dotadas de dispositivos de funcionamiento continuo. Si se detectan niveles elevados de mercurio en el gas de combustión, se pueden aplicar medidas para contrarrestarlos. Entre esas medidas figuran, por ejemplo, las siguientes:

- Aumento de la cantidad de materiales absorbentes inyectados en el flujo de gases de combustión;
- Uso de carbón activado impregnado de azufre con una mayor eficacia de reducción del mercurio;
- Adición de bromo a la combustión para aumentar la oxidación del mercurio.

Si se detecta un nivel muy alto de mercurio en partes sobrecalentadas de los desechos, se deben evacuar esas partes. En caso de que se registren elevados niveles de mercurio en el sistema de depuración de los gases de combustión, se debe considerar la posibilidad de depurar los gases de combustión para eliminar el mercurio.

Cuando se observan niveles elevados de emisiones, el operador de la instalación debe comprobar los sistemas de monitorización y funcionamiento para determinar la causa y aplicar medidas correctivas. El operador debe comprobar

la entrada de materia prima e informar a los proveedores de desechos los resultados de la monitorización. En la mayoría de los casos esas mediciones resultan eficaces y dan lugar a una disminución significativa de esas cantidades excesivas.

Los SMCE se usan a veces para muestrear las corrientes de gases cargadas de partículas antes de instalar un dispositivo de control de las partículas (véase la sección **Error! Reference source not found.**), lo que posibilita responder de inmediato, por ejemplo, mediante la inyección de carbón activado o de compuestos halogenados.

Medición de fuentes estacionarias (por borboteadores)

El uso de métodos por borboteadores para la monitorización del mercurio en las plantas de incineración de desechos ha sido históricamente la opción preferida. Debido a la complejidad y al costo de este método, el muestreo por borboteadores se realiza con menos frecuencia, a menudo solo cada trimestre o cada año. Solo durante períodos de muestreo de corta duración, se puede medir con el método por borboteadores el funcionamiento adecuado de una instalación de tratamiento de los gases de combustión de fuentes estacionarias. De ordinario es imposible detectar niveles máximos de mercurio en los gases de combustión y, por eso, no se pueden emprender medidas para contrarrestarlos. Ahora bien, cuando se trata de períodos de muestreo prolongados, los métodos por borboteadores no son apropiados, ya que, en la práctica, solo se pueden aplicar durante pocas horas.

Sistemas de trampas materiales absorbentes

Los sistemas de trampas materiales absorbentes posibilitan la supervisión del funcionamiento apropiado de la instalación de tratamiento de los gases de combustión después de un período de muestreo. Pese a que los sistemas de trampas materiales absorbentes no arrojan resultados en tiempo real, los datos obtenidos pueden indicar el rendimiento operativo durante el período de tiempo anterior determinado. Con este método basado en el circuito de realimentación, se pueden introducir ajustes en el proceso, de ser necesario. En comparación con los métodos por borboteadores, las trampas materiales absorbentes proporcionan una retención de mercurio más estable y un protocolo de muestreo más simple. Este protocolo de muestreo más simple tiene en cuenta el funcionamiento de la monitorización sin supervisión durante períodos prolongados, algo que es imposible con los métodos por borboteadores.

Este sistema no es de uso común en la Unión Europea, porque no existen requisitos legales para su uso. No obstante, es posible que se use en otras regiones del mundo.

4.2 Métodos indirectos

Equilibrio de masas

Los equilibrios de masas son difíciles de aplicar debido a las variaciones potencialmente altas del mercurio en los desechos de entrada y a la gran dificultad para monitorizar con fiabilidad los niveles de mercurio en desechos heterogéneos.

Monitorización predictiva de las emisiones

No es posible lograr la monitorización predictiva de las emisiones (monitorización paramétrica) en las plantas de incineración de desechos debido a que no existe relación entre el mercurio y los demás contaminantes en el gas de combustión. A ello se añade el hecho de que el contenido de mercurio en el material que se alimenta a los hornos puede cambiar significativamente en breves períodos, según la concentración de mercurio en los desechos.

Factores de emisión

A los efectos de la monitorización, los factores de emisión no se deben emplear para determinar las emisiones de mercurio que se producen en las instalaciones de incineración de desechos debido a la variabilidad del contenido de mercurio en los desechos.

Estimaciones técnicas

Las estimaciones técnicas no son un método exacto de monitorización de las emisiones de mercurio a la atmósfera en las instalaciones de incineración de desechos.

4.3 Técnicas más apropiadas de monitorización en el sector de incineración de desechos

Se considera que tanto las técnicas de monitorización continua como las discontinuas forman parte de la aplicación de las mejores técnicas disponibles.

Es conveniente realizar mediciones continuas por diversas razones, ya que permiten, en particular:

- La monitorización del funcionamiento apropiado de la instalación de tratamiento de los gases de combustión;
- La pronta detección de los cambios en el contenido de mercurio en los desechos;
- La detección de altas concentraciones de mercurio debido al suministro indebido de desechos contaminados.

En varios países se está exigiendo la monitorización constante del mercurio en las instalaciones de incineración de los desechos. Las técnicas de monitorización continua se consideran mejores técnicas disponibles. La mayoría de los países que practican la monitorización del mercurio usan la monitorización discontinua, por ejemplo, el muestreo por borboteadores.

Solo la monitorización continua garantiza la detección de niveles elevados de mercurio en el gas depurado y en el gas crudo para su control eficaz. En esos casos se puede usar un absorbente, por ejemplo, carbón activado impregnado de azufre.

Concretamente en el caso de los desechos peligrosos, los desechos médicos, la mezcla de desechos municipales y comerciales y también en el caso de otros tipos de desechos (incluidas las entradas ilegales), en que no se pueda garantizar que no contienen mercurio, la medición continua del mercurio puede ser el método más eficaz.

También se pueden aplicar métodos de medición discontinua. Los sistemas de trampas materiales absorbentes y la monitorización del ensayo de fuentes estacionarias (con el método por borboteadores) posibilitan la supervisión del funcionamiento adecuado de la instalación de tratamiento de los gases de combustión durante los períodos de muestreo. Con estos métodos de medición discontinua, es improbable detectar altos niveles de mercurio en los gases de combustión y, por ende, no se pueden aplicar medidas para contrarrestarlos.

Los métodos indirectos, como el balance de materias, la monitorización predictiva de las emisiones, los factores de emisión y las estimaciones técnicas no son métodos de medición útiles para las plantas de incineración de desechos.

5 Referencias

- Adam, F., et al. (2010). KVA-Rückstände in der Schweiz – Der Rohstoff mit Mehrwert- Bundesamt für Umwelt (BFU), Bern.
- Allen, C., V. Gokaldas, A. Larracas, L. A. Minot, M. Morin, N. Tangri, B. Tyler and B. Walker (2012). On the Road to Zero Waste: Successes and Lessons from around the World. Berkeley, GAIA, p. 88.
- Andersson, S., P. Lindgren (2010). Simultaneous Dioxin and Mercury Removal in Wet Scrubbers (Paper # 56), Air and Waste Management Association -PUBLICATIONS- VIP THEN CP; p. 189; pp. 515–524
- APGEN (Applied PhytoGenetics) (2003). Letter from David Glass, APGEN, to Walter Kovalick, EPA Technology Innovation Office (TIO), regarding the field study of Eastern cottonwood trees to treat mercury contaminated soil at a Superfund site in Danbury, Connecticut.
- Basel Convention Secretariat. (2015). Technical Guidelines on the Environmentally Sound Management of wastes consisting of, containing or contaminated with mercury and mercury compounds. Basel Convention on the Control of Transboundary Movements of Hazardous Wastes and Their Disposal, UNEP, Geneva
- Bell, L. (2015). Identification and Management of mercury, PCB and dioxin contaminated sites in Kazakhstan: A Collective Impact approach to civil society engagement. Contaminated sites and their management. Case studies: Kazakhstan and Armenia. Prague-Karaganda, Arnika - Toxics and Waste Programme.
<http://english.arnika.org/contaminated-sites>
- Bittig, M., and S. Heap (2014). Maßnahmen zur Minderung luftseitiger Emissionen unter besonderer Berücksichtigung von Quecksilber, Feinstaub und Stickoxiden, Energie aus Abfall, Band 11.
- Bilitewski, B., C. Oros and T. H. Christensen (2010). Mechanical Biological Treatment. Solid Waste Technology and Management, John Wiley and Sons, pp. 628–638.
- Bühler, A., et al. (2015). Schwermetalle aus der Flugasche zurückgewinnen – saure Flugaschewäsche – FLUWA-Verfahren – ein Zukunftsweisendes Verfahren in der Abfallverbrennung,
<http://www.bsh.ch/upload/public/0/71/BSH-Umweltservice-AG-Saure-Flugaschenwaesche-FLUWA-Verfahren.pdf>.
- BSH (2015). BSH Umwelt Service AG – Quecksilber-Abscheidung.
<http://www.bsh.ch/upload/public/0/71/BSH-Umweltservice-AG-Selektive-Quecksilber-Ionentaucher.pdf>.
- Chaucherie, X., et al. (2014). Mercury abatement at two French rotary kiln hazardous waste incineration plants with mainly dry flue gas cleaning, VDI Conference, 15–16 April 2014 in Düsseldorf, Germany.
- Daschner, R., et al.: Emissionen und Abgasreinigungsverfahren bei der Abfallverbrennung, Technische Sicherheit Bd. 1 (2011) Nr. 1/2 Jan./Febr. Emission Control – Thermal Waste Treatment – Fundamentals – VDI 3460 Part 1, Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN – Normkontrollausschuss KRdL; VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, and 3: Emissionsminderung II VDI Handbuch Energietechnik.
- Emmanuel, J. (2012). Compendium of Technologies for Treatment/Destruction of Healthcare Waste. Osaka, UNEP DTIE: 225.
- European Commission (2006). Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) Reference Document on Best Available Techniques for Waste Incineration, July 2005, Seville, Spain, eippcb.jrc.es/pages/FActivities.htm.
- European Commission (2000). Waste Incineration Directive 2000/76/EC.
- European Commission (2010). Industrial Emissions Directive 2010/75/EU.
- European Commission (2013). Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Large Combustion Plants Draft 1 (June 2013) Joint Research Centre – Institute for Prospective Technological Studies Sustainable Production and Consumption Unit European IPPC Bureau, Seville, Spain.
- Esser-Schmittman, W. (2012). Quecksilberabscheidung aus Feuerungsprozessen mittels Chemisorption an Aktivkohle und anderen Sorbentien. Berliner Planungs- und Immissionsschutzkonferenz am 19. und 20. november de 2012.
- Federal Remediation Technologies Reference Guide and Screening Manual, Version 4.0. 2004. In Situ Biological Treatment – Phytoremediation. Federal Remediation Technologies Roundtable. junio de 2004.
<http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4-3.html>.
- Fundamentals – VDI 3460 Part 1, Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN – Normkontrollausschuss KRdL; VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, and 3: Emissionsminderung II VDI Handbuch Energietechnik.
- Galbreath, K.C., and C. Zygarlicke (1996). Mercury speciation in coal combustion and gasification flue gases. Environmental Science and Technology 30, pp. 2421–2426.

Gebhardt, P. Quecksilberemissionen durch die Müllverbrennung, Ingenieurbüro für Umweltschutztechnik, Salzböden, September 2005.

GORE™ Mercury Control System, Overview, February 2014.

Greyson, J. (2007). An economic instrument for zero waste, economic growth and sustainability. *Journal of Cleaner Production* 15 (13–14): pp.1382–1390.

Hall, B., P. Schager and O. Lindqvist (1991). Chemical Reactions of Mercury in Combustion Flue Gases. *Water, Air and Soil Pollution*, 56, pp. 3–14.

Health Care Without Harm (2001). Non-Incineration Medical Waste Treatment Technologies. Health Care Without Harm. Washington D.C., 118 pp.

Health Care Without Harm Europe (2004). Non-Incineration Medical Waste Treatment Technologies in Europe. Health Care Without Harm Europe. Prague, 44 pp.

Heaton, A.C.P., C.L. Rugh, T. Kim, N.J. Wang and R.B. Meagher (2003). Toward detoxifying mercury-polluted aquatic sediments with rice genetically engineered for mercury resistance. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22 (12), pp. 2940–2947.

Hubbard, J., S. Tsadwa, N. Willis, and M. Evans (1990). Site Sampling and Treatability Studies for Demonstration of WasteChem's Asphalt Encapsulation Technology Under EPA's SITE Program. *Journal of the Air Waste Management Association* 40(10), pp.1436–1441.

ITRC (1998). Technical Guidelines for On-site Thermal Desorption of Solid Media and Low Level Mixed Waste Contaminated with Mercury and/or Hazardous Chlorinated Organics. The Interstate Technology and Regulatory Cooperation Work Group – Low Temperature Thermal Desorption Work Team, 68 pp.

Kalb, P.D., and P. Colombo (1997). Composition and Process for the Encapsulation of Radioactive Hazardous and Mixed Wastes. United States Patent 5,649,323.

Kalogirou, E. (2012). The development of WtE as an integral part of the sustainable waste management worldwide, Recuwatt Recycling and Energy Conference, Mataró, Spain, 4 October 2012.

Kalb, P.D., D. Melamed, B.R. Patel and M. Fuhrmann (2002). Treatment of Mercury-Containing Wastes. United States Patent 6,399,849.

Keiser, B.; Glesmann, S.; Taff, B.; Senior, C.; Ghorishi, Behroos, Mimna, Richard; Miller, J.; Byrne, H. (2014): Improving Capture of Mercury Efficiency of WFDGs by reducing Mercury Reemissions, Institute of Clean Air Companies (ICAC), 6/2014.

<http://www.greatlakes.com/deployedfiles/ChemturaV8/GreatLakes/GeoBrom/GeoBrom%20Brochures/ICAC%20Improving%20Capture%20of%20Mercury%20Efficiency%20of%20WFDGs.pdf>.

Khairiraihanna et al. (2015). Removal performance of elemental mercury by low-cost adsorbents prepared through facile methods of carbonisation and activation of coconut husk; *Waste Management and Research* 2015, vol. 33(1), pp. 81–88.

Klaist: Vorbeugender chemischer Holzschutz in: Johann Müller (Hrsg.): Holzschutz im Hochbau. Grundlagen – Holzschädlinge – Vorbeugung – Bekämpfung. Fraunhofer IRB Verlag, Stuttgart 2005.

Licata, A., et al. (2007). Safety aspects in the use of carbonaceous sorbents during waste gas treatment, *Metallurgical Plant and Technology* 3, pp. 144–152.

Looney, B.B., et al. (2001). Ultralow Concentration Mercury Treatment Using Chemical Reduction and Air Stripping. WSRC-MS-2001-00388. 24 de abril de 2001.

Mattigod, S.V., G. Fryxell, R. Skaggs, K. Parker, J. Liu and X Feng (2003). Mercury Removal from Waste Streams Using a Novel Synthetic Nanoporous Sorbent. *Industrial Water Conference*. Las Vegas, Nevada, United States, December 2003.

Löthgren, C.-J., et al. (2007). Mercury Speciation in Flue Gases after an Oxidative Acid Wet Scrubber, *Chemical Engineering and Technology*, 30(1), pp. 131–138.

Marsan, R. et al. 2012: Maintaining High Level Mercury Capture in wFGD Absorber, *STEAG Energy Services LLC*. APC Round Table Expo Presentation. Reinhold Environmental Ltd. Baltimore, 16./17.7.2012.

Meng, X., Z. Hua, D. Dermatas, W. Wang and H.Y. Kuo (1998). Immobilization of mercury (II) in contaminated soil with used tire rubber. *Journal of Hazardous Materials*. 57, pp. 231–241.

Miller, C.M., S.E. Duirk and K.H. Gardner (2000). Chromium leaching from a silicone foam-encapsulated mixed waste surrogate. *Environmental Science and Technology* 34(3), pp. 455–460.

- Miller et al (2014). Mercury Control with Brominated PAC and Injection Upstream of a WET FGD System. Presented at the Power Plant Pollutant Control “MEGA” Symposium, 19–21 August 2014, Baltimore, United States.
- Mineur, M., et al. Betriebliche Erfahrungen zur Minderung von Quecksilberemissionen bei der Hausmüllverbrennung VDI Wissensforum, Oktober 2012, Würzburg, Germany.
- Muenhor, D., et al (2009). Mercury contamination and potential impacts from municipal waste incinerator on Samui Island, Thailand, *Journal of Environmental Science and Health. Part A, Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, March, 44, pp. 376–387.
- Material Safety Data Sheet according to EU Directive 1907/2006/EC, Article 31 on PRAVO
- Nethe, L.-P.. Optimierung der Quecksilberabscheidung in der Rauchgasreinigung von Verbrennungsanlagen durch den Einsatz schwefelhaltiger Zusatzkomponenten, Texocon Potsdam, January 2009.
- Nishitani, T., et al. (1999). The relationship between HCl and mercury speciation in flue gas from municipal solid waste incinerators. *Chemosphere*, 39, (I), pp. 1–9.
- Orebaugh, E.G. 1993. Lead Macroencapsulation Conceptual and Experimental Studies. WSRC-RP-93-227. Aiken, SC, Westinghouse Savannah River Company, January 1993.
- Owens, M.; Goltz, H. R.; Mingee, D.; Kelly, R. (2011): Trace Mercury Removal from Flue Gas Desulfurization Wastewater. Degremont Technologies, Dow Chemical Company, Degremont North American Research & Development, Internetpublikation, 5.5.2011, 5.5.2011. http://www.degremont-technologies.com/IMG/pdf/tech_infilco_FGD-Mercury.pdf.
- Petrlik, J., and R. Ryder (2005). After Incineration: The Toxic Ash Problem. Prague, Manchester, IPEN Dioxin, PCBs and Waste Working Group, Arnika Association, 59 pp. http://english.arnika.org/files/documents/ASH_report.pdf
- Pless-Mullooli, T., R. Edwards, O. Pöpke and B. Schilling (2001). Report on the analysis of PCDD/F and heavy metals in soil and egg samples from Newcastle allotments: Assessment of the role of ash from Byker incinerator, 50 pp.
- Reinhold Environmental Ltd. 2012. Maintaining high level mercury capture in wFGD Absorber. 2012 APC Round Table & Expo Presentation, 16–17 July 2012 in Baltimore, United States.
- Riethmann, Thomas (2013): Untersuchungen zur Sorption von Quecksilber aus Verbrennungsabgasen und Nebenprodukten in Entschwefelungsanlagen. Dissertation am Institut für Feuerungs- und Kraftwerkstechnik, Universität Stuttgart. Shaker Verlag. Aachen. 11/2013. <http://www.shaker.de/de/content/catalogue/index.asp?lang=de&ID=8&ISBN=978-3-8440-2302-2>,
- Robles, I., M.G. García, S. Solís, G. Hernández, Y. Bandala, E. Juaristi, and E. Bustos (2012). Electroremediation of mercury polluted soil facilitated by complexing agents. *International Journal of Electrochemical Science*, 7, pp. 2276–2287.
- Sahu, S.K., R.C. Bhangare, P.Y. Ajmal, S. Sharma, G.G. Pandit, and V.D. Puranik (2009). Characterization and quantification of persistent organic pollutants in fly ash from coal fueled thermal power stations in India. *Microchemical Journal* 92, pp. 92–96.
- Schager, P. Report No. FBT-91-20, Status energiverk, National Energy Administration Sweden, 1990.
- Schmid (2014). Information provided by Susanne Schmidt, Stadtentwässerung Frankfurt, on 10 October 2013.
- Schneidereit, D. (2014): Pilotanlage – Versuchsergebnisse – Kraftwerk Heyden - Wasserrecht 2013 – Erweiterung Pilotanlage; bereitgestellt per E-mail an C. Tebert von Bezirksregierung Detmold, 28.4.2014.
- SEF (2013). Description of the sewage sludge incineration plant in Frankfurt Sindlingen <http://www.stadtentwaesserung-frankfurt.de/index.php/anlagen/abwasserreinigung/sewa-sindlingen.html?limitstart=0>
- Shaheen, S.M., P.S. Hooda and C.D. Tsadilas (2012). Opportunities and challenges in the use of coal fly ash for soil improvements: A review. *Journal of Environmental Management* 145, pp. 249–267.
- Siebert, J. (2005). An Examination of Using In-Situ Thermal Desorption to Remediate Mercury Contaminated Soils Through Laboratory Experiments and Numerical Modeling. Masters Thesis. University of Texas at Austin, United States, May 2005.
- Skinner, K., et al. (2007). Mercury uptake and accumulation by four species of aquatic plant. *Environmental Pollution* 145, pp. 234–237.
- Smith, L.A., J.L. Means, A. Chen, B. Alleman, C.C. Chapman, J.S. Tixier, S.E. Brauning, A.R. Gavaskar, and M.D. Royer (1995). Remedial Options for Metals-Contaminated Sites. Lewis Publishers, Boca Raton, United States.
- Snowman Network BRGM (2014). Enhanced knowledge in mercury fate and transport for improved management of Hg soil contamination.

Song, G.-J., et al. (2004). Characteristics of ashes from different locations at the MSW incinerator equipped with various air pollution control devices. *Waste Management* 24(1), pp. 99–106.

Stockholm Convention (2008) Guidelines on Best Available Techniques and Provisional Guidance on Best Environmental Practices relevant to Article 5 and Annex C of the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants; Section V Guidance/guideline by source category; Source categories in Part II of Annex C Part II Source category (a) Waste Incinerators.

Takaoka, M., et al. (2002). Control of mercury emissions from a municipal solid waste incinerator in Japan, *Journal of the Air and Waste Management Association*, 52, pp. 931–940.

Takaoaka, M., et al. (2012). Mercury emission from sewage sludge incineration in Japan, *Journal of Material Cycles and Waste Management* 14, pp. 113–119.

United States Department of Energy (1998). Innovative Technology Summary Report. Plasma Hearth Process at the Science and Technology Research (STAR) Center, Idaho Falls, Idaho. noviembre de 1998. <http://costperformance.org/pdf/itsr26.pdf>.

United States Environmental Protection Agency (EPA), Office of Research and Development (1997). Engineering Bulletin, Technology Alternatives for the Remediation of Soils Contaminated with Arsenic, Cadmium, Chromium, Mercury, and Lead. Cincinnati. EPA-540-S-97-500. marzo. <http://www.epa.gov/clariton/clhtml/pubtitleOSWER.html>.

United States Environmental Protection Agency (EPA) (2005). Technical Support Document for HWC MACT Standards Vol. 1 Description of Source Categories, Washington D.C., September 2005.

United States Environmental Protection Agency (EPA), Office of Research and Development (2004). Minergy Corporation Glass Furnace Technology Evaluation Report. EPA/540/R-03/500. marzo. http://costperformance.org/pdf/20040702_353.pdf.

United States Environmental Protection Agency (EPA) (1995). Superfund Innovative Technology Evaluation (SITE) Technology Capsule, Geosafe Corporation In Situ Vitrification Technology. Office of Research and Development. EPA/540/R-94/520. marzo. http://www.epa.gov/ORD/SITE/reports/540_r94_520.pdf.

United States Environmental Protection Agency (EPA), Office of Solid Waste and Emergency Response (2002). Arsenic Treatment Technologies for Soil, Waste, and Water. EPA-542-R-02-004. septiembre de 2002.

United Nations Economic Commission for Europe (UNECE) (1998). Protocol to the 1979 Convention on Long-range Transboundary Air Pollution on Persistent Organic Pollutants. New York and Geneva. www.unece.org/env/lrtap/full%20text/1998.POPs.e.pdf.

United Nations Economic Commission for Europe (UNECE) (2013). Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Guidance document on best available techniques for controlling emissions of heavy metals and their compounds from the source categories listed in annex II to the Protocol on Heavy Metals, UN ECE/EB.Air/116, July 2013.

United Nations Environment Programme (UNEP) (2005). Basel Convention Technical Guidelines: General technical guidelines for the environmentally sound management of wastes consisting of, containing or contaminated with persistent organic pollutants (POPs).

Velis, C. A., P. J. Longhurst, G. H. Drew, R. Smith and S. J. T. Pollard (2009). Biodrying for mechanical–biological treatment of wastes: A review of process science and engineering. *Bioresource Technology* 100(11), pp. 2747–2761.

Vosteen, B., et al. Bromine-enhanced mercury abatement from combustion flue gases – recent industrial applications and laboratory research, *VGB Power Tech* Volume 86, Issue 3/2006.

De Vries, W., et al (2007). Critical soil concentration of cadmium, lead and mercury in view of health effects on humans and animals. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 191, pp. 91–130.

Wagh, A.S., D. Dingh and S.Y. Jeong (2000). Mercury Stabilization in Chemically Bonded Phosphate Ceramics. Invited paper for Environmental Protection Agency’s Workshop on Mercury Products, Processes, Waste, and the Environment: Eliminating, Reducing and Managing Risks, Baltimore, MD, 22–23 March 2000.

Watson, A. (2001). Comments on the “Report on the analysis of PCDD/PCDF and Heavy Metals in Soil and Egg samples related to the Byker incinerator”. <http://www.greenpeace.org.uk/media/reports/alan-watson-comments-on-the-byker-ash-report>.

Werther, J., and M. Sanger (2000). Emissions from sewage sludge combustion in Germany – status and future trends, *Journal of Chemical Engineering of Japan*, Vol. 33 (1), pp. 1–11.

Wirling, J. Safety aspects in the use of carbonaceous sorbents for entrained-phase adsorption, *Stahl und Eisen* 126 (2006) Nr. 6, pp. 47–54.

WHO (2014). Safe management of wastes from health-care activities, edited by Y. Chartier et al. – 2nd ed.

Capítulo VII

Instalaciones de producción de clínker

Resumen

La piedra caliza se incinera junto con otros componentes minerales para formar el clínker, que a su vez se muele y se mezcla con determinados aditivos para formar el producto final, es decir, el cemento. A los efectos de aportar el calor necesario para el proceso de producción, se utilizan diferentes tipos de combustible.

La producción de clínker libera mercurio a la atmósfera a partir de las materias primas y los combustibles. Según lo dispuesto en el Convenio, se deben aplicar las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales en las instalaciones recién construidas o sustancialmente modificadas para controlar y, de ser posible, reducir las emisiones de mercurio. Es más, las Partes pueden aplicar las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales entre la gama de medidas aprobadas para las instalaciones de producción de clínker a fin de lograr con el tiempo adelantos razonables en la reducción de las emisiones.

En consecuencia, el objetivo del presente capítulo es exponer las opciones de mejores técnicas disponibles y mejores prácticas ambientales para controlar las emisiones de mercurio a la atmósfera dimanantes de las instalaciones de producción de clínker. El capítulo comienza haciendo una reseña del proceso de producción de cemento y una descripción del comportamiento del mercurio durante el proceso. Se describen estrategias de control de los contaminantes primarios, secundarios y múltiples y opciones sobre mejores técnicas disponibles y mejores prácticas ambientales. Además, se ofrece información específica sobre el sector en lo relativo a la monitorización de las emisiones de mercurio. También se incluye un apéndice con información adicional sobre el comportamiento del mercurio en las instalaciones de producción de clínker, junto con un resumen de las formas químicas del mercurio emitido por diversas fábricas de cemento.

Índice

1.	Introducción	149
2	Procesos usados, con inclusión de la consideración de los materiales de entrada y el comportamiento del mercurio en el proceso	150
2.1	Generalidades del proceso de producción de cemento	150
2.2	Proceso de producción de clínker	150
2.2.1	Descripción de la combustión del clínker	151
2.2.2	Descripción de hornos rotatorios de clínker	151
2.3	Suministro de mercurio y su comportamiento en el proceso	152
2.3.1	Contenido de mercurio de diferentes flujos de entrada	152
2.3.2	Comportamiento del mercurio y balances de mercurio	153
3	Medidas de control de las emisiones de mercurio	155
3.1	Medidas primarias	155
3.1.1	Control de entrada	155
3.2	Medidas secundarias	156
3.2.1	Extracción de polvo mediante sacudidas	156
3.2.2	Extracción de polvo mediante sacudidas e inyección de materiales absorbentes	158
3.2.3	Inyección de materiales absorbentes con cámara de filtros pulidores	160
3.3	Medidas de control de múltiples contaminantes	162
3.3.1	Depurador húmedo	162
3.3.2	Reducción catalítica selectiva	163
3.3.3	Filtro de carbón activado	164
4	Mejores técnicas disponibles y mejores prácticas ambientales	166
4.1	Medidas primarias	166
4.2	Medidas secundarias	166
4.3	Medidas de control de múltiples contaminantes	167
5	Monitorización	168
5.1	Introducción	168
5.2	Puntos de muestreo del mercurio en la fabricación de cemento	168
5.3	Formas químicas del mercurio en la fabricación de cemento	168
5.4	Métodos de muestreo y medición del mercurio en la fabricación de cemento	168
5.4.1	Balance de materia (método indirecto)	169
5.4.2	Métodos manuales para la medición por puntos del mercurio (Métodos por borboteadores)	169
5.4.3	Mediciones durante un período prolongado	170
5.4.4	Sistemas de monitorización continua de las emisiones de mercurio	170
6	Apéndice	172
6.1	Comportamiento del mercurio en las fábricas de producción de clínker	172
6.2	Formas químicas del mercurio emitido	177
7	Referencias	178

1. Introducción

La producción de cemento requiere la alimentación de cantidades considerables de materia prima para quemar el clínker, que se mezcla con determinados aditivos para formar el producto final: el cemento (figura 1). El cemento se ha convertido en un material indispensable en la construcción de edificios y de elementos de la infraestructura (puentes, túneles, represas, sistemas de alcantarillado, centrales eléctricas, etc.). Por el momento no existe sustituto a la vista. Durante decenios, se han desplegado esfuerzos para mejorar y optimizar el proceso de producción de clínker. Desde el punto de vista del medio ambiente, esto guarda relación fundamentalmente con la reducción del consumo de energía y la minimización de las emisiones, sobre todo a la atmósfera. Desde el punto de vista económico, el interés gira en torno a la sustitución de los combustibles convencionales por alternativos, sobre todo el uso de combustibles derivados de desechos con suficiente valor calorífico, llamados también combustibles alternativos. En menor grado, las materias primas convencionales son sustituidas también por diferentes tipos de desechos llamados asimismo materias primas alternativas. En algunos casos, los combustibles alternativos y las materias primas alternativas se procesan como parte de la infraestructura de gestión de los desechos o debido a su disponibilidad.

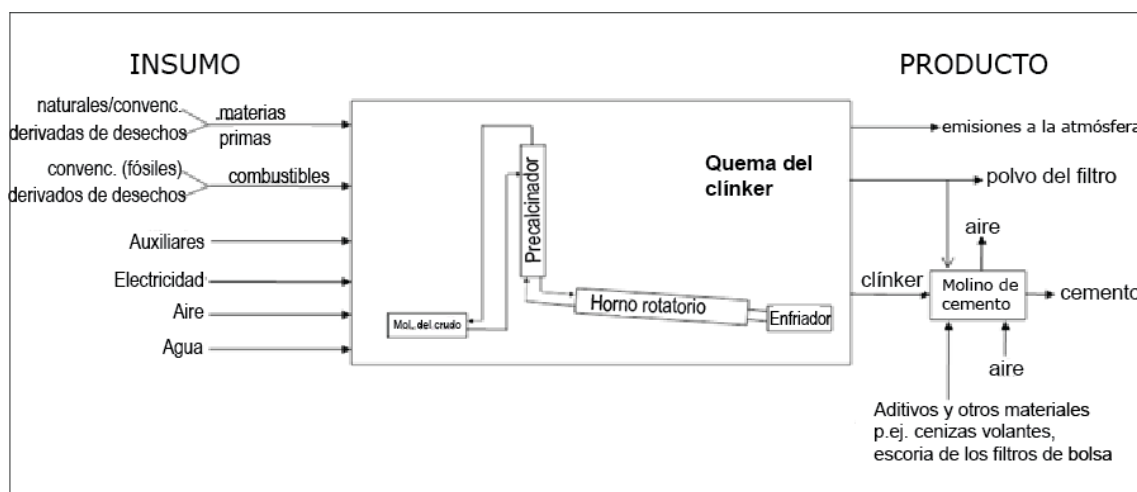


Figura 1: Insumo y producto principales de las plantas de cemento (Schoenberger, 2015)

El uso de combustibles alternativos o de materias primas alternativas no aumentará (o disminuirá) necesariamente las emisiones de mercurio. El nivel de esas emisiones depende simplemente del contenido relativo de mercurio de esos materiales. El uso de materias primas derivadas de los desechos y combustibles para el proceso de transformación del clínker se denomina coprocesamiento, mientras que el uso de combustibles derivados de los desechos se conoce a veces como coincineración.

Procesos usados, con inclusión de la consideración de los materiales de entrada y el comportamiento del mercurio en el proceso

Generalidades del proceso de producción de cemento

La producción de clínker y de cemento tienen en común los siguientes subprocesos respectivamente:

- Materias primas (naturales y derivadas de desechos): explotación de las canteras, almacenamiento, requisitos de calidad, control y preparación
- Combustibles (convencionales y derivados de desechos): almacenamiento, requisitos de calidad, control y preparación
- Sistemas de hornos, procesos de caldeo de hornos y técnicas de reducción de las emisiones
- Molturación del cemento: almacenamiento, requisitos de calidad, control y preparación

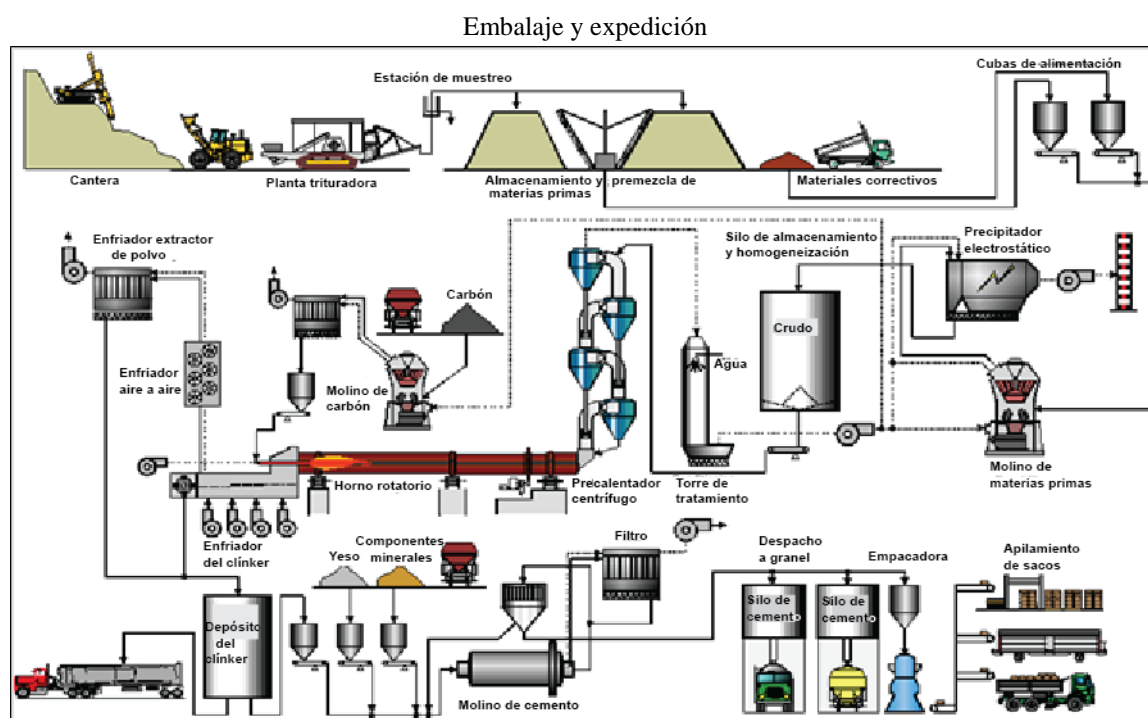


Figura 2: Sinopsis de una planta de producción de cemento (BREF CLM, 2013)

En este documento se centra la atención en el proceso de producción de clínker por ser la fuente predominante de emisiones de mercurio a la atmósfera.

Proceso de producción de clínker

La química básica del proceso de producción del clínker comienza con la descomposición del carbonato de calcio (CaCO_3) presente en la materia prima a unos 900°C , lo que produce óxido de calcio (CaO , cal) y libera dióxido de carbono gaseoso (CO_2); este proceso se conoce como calcinación. Posteriormente tiene lugar el proceso de clinquerización, en el que el óxido de calcio reacciona a alta temperatura (por regla general, entre 1.400°C y 1.500°C) con sílice, alúmina y óxido ferroso para formar silicatos, aluminatos y ferritas de calcio, que constituyen el clínker Portland (SC BAT Cement, 2008).

En lo esencial, el proceso de producción de clínker consiste en la combustión del clínker como tal (precalentamiento, proceso de caldeo del horno con precalcinación o sin ella y con desvío o no de los gases del horno), seguida del enfriamiento del clínker. El clínker quemado se alimenta en el molino de cemento, donde se produce la molturación del clínker con aditivos para lograr el producto final (a saber, el cemento).

Descripción de la combustión del clínker

Existen cuatro procesos principales para fabricar cemento: seco, semiseco, semihúmedo y húmedo, y la selección del proceso depende, en gran medida, del estado de la materia prima (seca o húmeda), como se explica a continuación:

1. En el proceso húmedo, la materia prima se muele con agua para formar un lodo que se puede bombear y que contiene 28% a 42% de agua. Este lodo se alimenta directamente en el horno. La capacidad de producción de este proceso fluctúa entre 100 y 3.600 toneladas diarias (t/d). El proceso húmedo requiere más energía y, por eso, su funcionamiento es más costoso;
2. En el proceso semihúmedo, se extrae el agua de los lodos en prensas para filtrar. El contenido de agua residual varía entre 18% y 23%. La torta del filtro se extruye en nódulos y se alimenta en un precalentador de parrilla. Los hornos de este tipo, que tienen precalentadores de parrilla, fueron creados por O. Lellep y la empresa Polysius; por esa razón, se les conoce como hornos Lepol (Locher, 2000, pág. 58). La capacidad de producción de este proceso es de entre 100 y 3.000 t/día;
3. En el proceso semiseco, el crudo seco se noduliza con agua y se introduce en el precalentador de parrilla antes de entrar en el horno. Los hornos de este tipo se denominan hornos Lepol. Ahora bien, el contenido de agua del material alimentado se reduce aún más hasta un 11% a 14%. La capacidad de producción de este proceso es de entre 500 y 3.200 t/día. Las plantas que aplican procesos semisecos probablemente cambien a técnicas secas cuando sea imprescindible una ampliación o una mejora de envergadura;
4. En el proceso en seco, las materias primas se muelen y se secan hasta obtener un crudo en la forma de un polvo que puede fluir con un contenido de agua de menos de 1%. El crudo seco se introduce en un precalentador centrífugo (con cuatro a seis etapas) o un horno precalcinador; y en ocasiones menos frecuentes, en un alto horno por vía seca. Los hornos que tienen precalentadores aprovechan más la energía y tienen menos altura (40 a 100 metros). La inmensa mayoría de los hornos instalados utilizan el proceso en seco. Su capacidad de producción puede variar entre 500 y >10.000 t/día.

La mayoría de los hornos son bajos y procesan en seco. Los hornos de eje vertical no se describen en esta sección debido a que aprovechan poco la energía y tienen un comportamiento ecológico desastroso.

Descripción de hornos rotatorios de clínker

Los hornos rotatorios son tubos de acero revestidos de material refractario con un diámetro de hasta unos seis metros y una proporción entre la longitud y el diámetro de entre 10:1 a 38:1. Tienen una inclinación de 2,5% a 4% y rotan entre 0,5 y 5,0 rpm, por regla general, a entre 1,2 y 3 revoluciones por minuto. Debido a la inclinación y rotación del tubo, la materia prima que se va quemar y que se alimenta a la entrada del horno mueve el tubo hacia abajo hasta la llama que está encendida a la salida (Locher, 2000, p 55; Ullmann's, 1986; BREF CLM 2013). De manera que el caudal de gases fluye a contracorriente hasta los sólidos. Todos los altos hornos por vía húmeda y seca están equipados en el interior con algunos elementos (cadenas, cruces) para aumentar el intercambio de calor (la transferencia de calor).

La tecnología del precalcinador, como se muestra en la figura 3, fue desarrollada en los años sesenta a fin de aumentar la capacidad de producción de determinado tamaño de horno. Antes de 1993 en Europa, muchos de los hornos con precalentador centrífugo de cuatro etapas, la mayoría de los de cinco etapas y todos los de seis etapas (muy pocos) que existían estaban equipados con un precalentador y un conducto de aire terciario (Erhard/Scheuer, 1993). Desde entonces, los precalcinadores se han ido modificando. Las nuevas plantas que se instalan siempre utilizan la tecnología del precalcinador. Los precalcinadores se colocan entre el horno y el precalentador y se les proporciona aire caliente del enfriador del clínker por medio del conducto de aire terciario (figura 3). Esto permite usar diferentes tipos de combustibles alternativos (derivados de desechos), que pueden tener un valor calorífico más bajo.

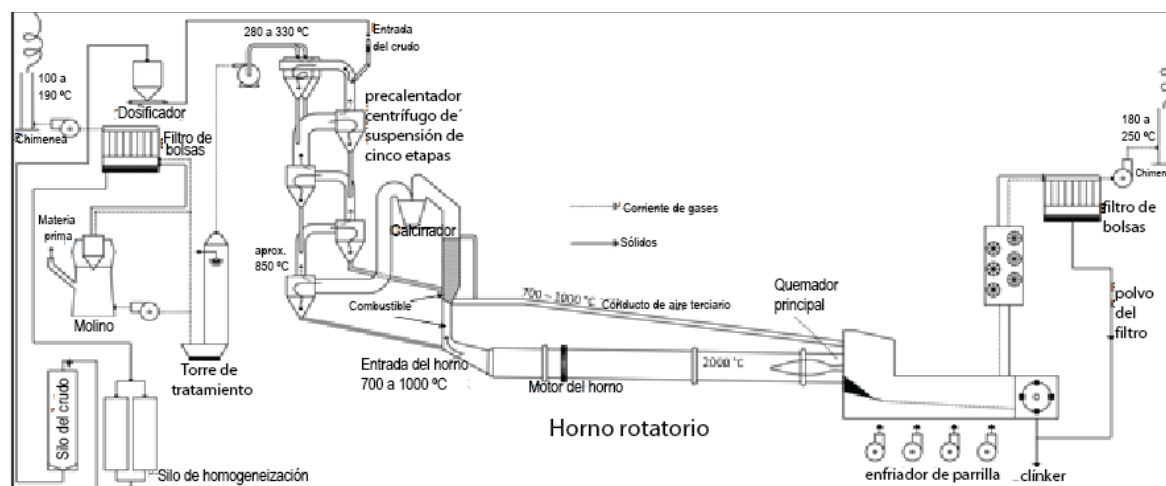


Figura 3: Sistema de horno seco con precalcinador (Schoenberger, 2015)

Suministro de mercurio y su comportamiento en el proceso

Contenido de mercurio de diferentes flujos de entrada

El mercurio puede estar presente en todos los tipos de flujo másico de entrada, en las materias primas naturales y derivadas de desechos, así como en los combustibles convencionales y los derivados de desechos (incluidos los combustibles derivados de desechos peligrosos). Esto significa que el mercurio entra en los sistemas de producción de clínker por los tres principales puntos de alimentación, es decir por medio de las materias primas, el quemador principal y el sistema de ignición secundario.

En el cuadro 1 se muestra una recopilación del contenido de mercurio de los flujos másicos de entrada, que se basa en las fuentes disponibles. Esta recopilación confirma que todos los insumos pueden contener mercurio. Cabe señalar, no obstante, que los contenidos de mercurio pueden ser considerablemente mayores o menores que los indicados en el cuadro.

	FZKA, 2003			Renzori <i>et al.</i> , 2010		Bref CLM, 2013		Oerter, 2007	CH, Buwal, 1999			US PCA, 2006
	Min.	Max.	Prom.	Min.	Max.	Min.	Max.	50° percentil	Min.	Max.	Prom.	Prom.
Materias primas naturales o convencionales												
Cal	0,005	0,1	0,04	<0,005	0,4	<0,001	0,13	0,02				0,017
Marga	0,005	0,1	0,03									0,052
Arcilla	0,01	0,5	0,2	0,002	0,45	0,02	0,15	0,09				
Arena	0,01	1	0,02	<0,005	0,55			0,03				0,029
Yeso				<0,005	0,08							
Mineral de hierro		1	0,5	0,001	0,8			0,17				0,078
Crudo	0,008	1	0,06	0,01	1	0,01	0,5	0,03	0,02	0,6	0,07	
Materias primas alternativas												
Arena de fundición usada	0,03	4,4	0,3					0,02				
Anhidrita/yeso sintético	0,06	1,3	0,1	0,03	1,3							
Escorias de altos hornos	0,01	1	0,6	<0,005	0,2							0,012
Cenizas de los procesos de combustión - cenizas de fondo del lignito	0,003	1,4	0,3									
Cenizas volantes de carbón	0,04	2,4	0,3	<0,002	0,8			0,34				0,2
Combustibles convencionales												
Antracita	0,01	3	0,3	0,1	13	0,1	3,3	0,4	0,1	3,3	0,42	
Lignito	0,01	0,7	0,2	0,03	0,11			0,09			0,006	
Aceite pesado				0,006								
Coque de turba	0,01	0,09	0,05	0,01	0,71			<0,5				
Combustibles alternativos												
Neumáticos gastados	0,1	1	0,4	0,01	0,4			0,17				
Aceite usado	0,01	2	0,3					0,1	0,001	0,2		
Residuos de madera	0,01	1	0,2					0,18	1	0,31	0,37	
Fracciones de desechos municipales, comerciales e industriales	<0,001	1,4	0,3									
Fracciones de desechos industriales								0,25				
Fracciones de desechos								0,25				

	FZKA, 2003			Renzori <i>et al.</i> , 2010		Bref CLM, 2013		Oerter, 2007	CH, Buwal, 1999			US PCA, 2006
	Min.	Max.	Prom.	Min.	Max.	Min.	Max.	50° percentil	Min.	Max.	Prom.	Prom.
municipales												
Carne y huesos pulverizados			0,2									
Fangos municipales	0,3	2,5		0,31	1,45				1	5	2,6	
Combustible líquido derivado de desechos				<0,06	0,22							
Combustible sólido derivado de desechos				<0,07	2,77							
Esquisto bituminoso (también materia prima)	0,05	0,3	0,2	0,05	0,3							0,057

Cuadro 1

Valores medios y magnitudes medias del contenido de mercurio de las materias primas naturales y alternativas y de los combustibles convencionales y alternativos, según las diferentes fuentes, valores en ppm

Nota explicativa: Min – mínimo; Max – máximo; Prom. – promedio

Comportamiento del mercurio y balances de mercurio

Debido a la gran volatilidad del mercurio elemental y de la mayoría de los compuestos de mercurio, el contenido de mercurio en el clínker es nulo o insignificante (Weisweiler/Keller, 1992; Kirchartz, 1994, págs. 57 y 63; Locher, 2000, pág. 156; Eriksen *et al.*, 2007; Renzoni *et al.*, 2010, págs. 57, X y XIII). A medida que se queman las materias primas y los combustibles, se libera mercurio y se forma un ciclo externo del mercurio.

Como consecuencia del ciclo externo, los concentrados de mercurio quedan entre el precalentador y los dispositivos de reducción del polvo (precipitadores electrostáticos o filtros de bolsa), con frecuencia denominados simplemente filtro de polvo. Sin embargo, una parte del mercurio siempre es emitida en los gases perdidos del horno. Si no se descarta polvo del filtro, casi todo el mercurio que ha entrado saldrá finalmente con las emisiones de gases perdidos (Weisweiler/Keller, 1992; Paone, 2008; Linero, 2011; ECRA, 2013). La razón para esto es que el mercurio no va a parar al clínker; la única manera en que el mercurio puede salir del sistema es cuando se libera con los gases perdidos. A los efectos de cuantificar el enriquecimiento de mercurio en el ciclo externo, así como el porcentaje de su emisión con los gases perdidos, hay que llevar a cabo balances de mercurio.

Hay que insistir en que demora mucho tiempo lograr el balance de mercurio, ya que se debe llevar a cabo en condiciones de estado estable que podría demorar cerca de un mes en lograrlas (Paone, 2008). En consecuencia, el balance debe tener lugar al menos durante una semana, en el transcurso de la cual deben realizarse muestreos muy frecuentes (p.ej., para obtener promedios por hora) a fin de determinar las variaciones. En la práctica, casi nunca se mantiene un período de investigación tan prolongado.

En 2002 se publicó un balance de mercurio en la forma de diagramas de Sankey (Schäfer/Hoenig, 2002), y este balance se ha usado como referencia en numerosas ocasiones (Oerter, 2007; Renzoni *et al.*, 2010; Oerter/Zunzer, 2011; Zheng *et al.*, 2012; Hoenig, 2013; ECRA, 2013). Los diagramas se reproducen a continuación en la figura 4. Se trata del resultado de un denominado “balance de masa exterior”, en el que el insumo son las materias primas y los combustibles y el producto son el clínker, los polvos eliminados (en caso de desvío del cloro o cuando se extrae el polvo del filtro) y las emisiones a la atmósfera procedentes del horno, el molino de materia prima, el enfriador y el desvío del cloro (Sprung, 1988). El gráfico de la izquierda muestra el balance de mercurio con extracción del polvo del filtro y el de la derecha con extracción del polvo del filtro.

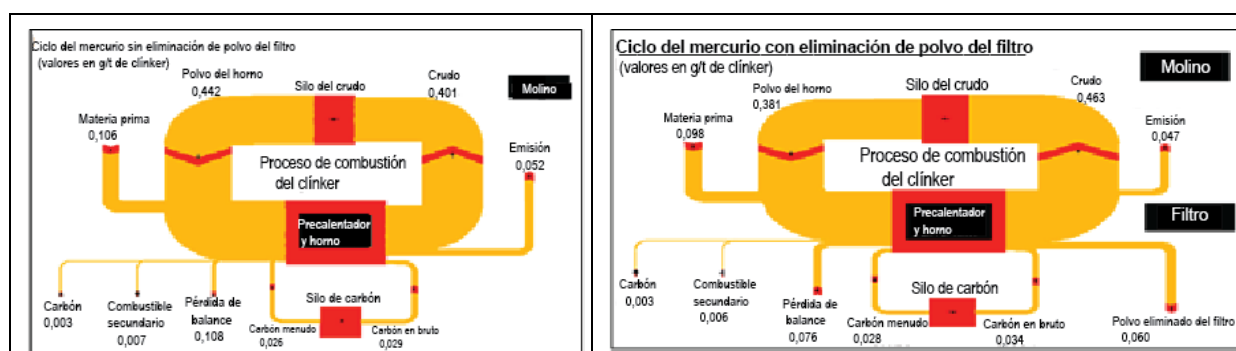


Figura 4: Diagramas de Sankey del balance de mercurio en una planta de producción de clínker sin eliminación de polvo mediante filtros y con ella (Schaefer/Hoenig, 2002)

El balance de mercurio tiene lugar mediante la monitorización constante del mercurio acumulado en los gases de chimenea y tomando centenares de muestras de residuos sólidos (Schäfer/Hoenig, 2001). El diagrama de la izquierda en la figura 4 indica que durante el período de recuperación del balance, solo se produjeron emisiones de la mitad del

mercurio de entrada. Sin embargo, sin un control, a la larga, todo el mercurio producirá emisiones que saldrán por la chimenea.

En el diagrama de la derecha se muestra la reducción del ciclo del mercurio cuando el polvo del filtro se elimina del sistema.

En la figura 4 se observa también que el silo de alimentación del horno es un importante depósito de mercurio.

En ambos casos, la pérdida de balance representa el mercurio almacenado en el silo de materia prima del horno durante el período de recuperación del balance y las incertidumbres de la determinación de todos los flujos de masa (de entrada y salida) y de las concentraciones de mercurio.

En el apéndice figuran más detalles sobre el comportamiento del mercurio en las plantas de producción de clínker.

Medidas de control de las emisiones de mercurio

En esta sección se describen las medidas de control aplicables a las fuentes nuevas y existentes para reducir las emisiones de mercurio a la atmósfera dimanantes del proceso de producción de clínker. Las medidas de control de las emisiones se suman a las medidas de control descritas en la introducción del documento de orientación sobre las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales, o se usan junto con medidas de control de las emisiones, como controles comunes de las emisiones entre las distintas categorías de fuentes.

El grado específico de control o reducción del mercurio de un proceso de producción de clínker que aplique una o más de las medidas descritas en este documento se puede determinar usando las técnicas de monitorización de las emisiones descritas en la sección 5 de este capítulo y en la introducción del documento de orientación sobre las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales.

Medidas primarias

Control de entrada

El mercurio entra en el sistema del horno como elemento traza presente de forma natural en la materia prima y, en menor grado, en los combustibles. Para reducir las emisiones de mercurio en las instalaciones de producción de clínker es muy importante seleccionar y controlar cuidadosamente todas las sustancias que entran en el horno a fin de reducir la entrada de mercurio, y además utilizar dispositivos eficaces de control de la contaminación atmosférica.

Muchos hornos tienen condiciones para reducir las emisiones mediante la sustitución de determinados componentes, como la arcilla o la arena con materias primas que tienen niveles de mercurio más bajos que los que se están usando actualmente. Es menos probable que se sustituya la cal, que es la materia prima principal, y no lo sean otros aditivos. La caliza constituye del 75% al 100% de la materia prima empleada para hacer clínker y, por razones económicas, la mayoría de las plantas están situadas donde se extrae piedra caliza. La adquisición de piedra caliza de otros lugares no sería económicamente viable debido al costo de transporte. Además, las canteras de piedra caliza suelen ser propiedad de la fábrica de cemento o de su casa matriz y no podrían ser utilizadas por fábricas de cemento de otros dueños. Las características de la piedra caliza, entre otras el contenido de mercurio, tienen especial importancia a la hora de seleccionar el lugar donde se instalará una nueva fábrica.

Las concentraciones de mercurio en la materia prima (cal, marga o arcilla) varían muchísimo de una cantera a otra. Se dan casos incluso en que las concentraciones de mercurio varían muchísimo en un mismo yacimiento, lo que a veces obliga a extraer el mineral selectivamente. En esos casos, tras realizar un estudio a fondo y un análisis de la cantera, es posible en principio definir partes específicas de la cantera, en las que son más altas las concentraciones de mercurio, y usar piedra caliza de las zonas donde la concentración es menor. Sin embargo, en muchos casos, ese procedimiento es demasiado complejo y no siempre se puede llevar a cabo.

Otras materias primas distintas de la piedra caliza (p.ej., arcilla, esquisto, arena y mineral de hierro) suelen adquirirse de diversas fuentes no cercanas y transportarse a la fábrica. Por eso, las fábricas pueden tener acceso a materias primas con un contenido de mercurio más bajo, aunque habrá que determinar en cada lugar específico el grado en que esto podría ser viable. Posiblemente hagan falta materias primas llamadas “correctivas”, como la bauxita, el mineral de hierro o la arena, para adaptar la composición química de la mezcla de crudo a los requisitos del proceso y a las especificaciones de los productos.

Se utilizan materias primas alternativas en forma limitada para sustituir a las naturales y a las correctivas.

En los casos en que las materias primas alternativas produzcan un aumento considerable de la entrada de mercurio en el sistema, podrán ser sustituidas por otra materia prima alternativa. Las cenizas volantes, por ejemplo, pueden tener un contenido de mercurio más alto o más bajo que las materias primas que estén sustituyendo; por esa razón, la fuente de las cenizas volantes tiene que ser seleccionada cuidadosamente.

El proceso de producción de cemento usa combustibles convencionales como carbón, gas, petróleo, coque y aceite, junto con combustibles alternativos como neumáticos y otros combustibles derivados de desechos. Por eso es muy importante la selección de los combustibles, incluidos los alternativos, con un bajo contenido de mercurio y el uso de un sistema de control de la calidad para garantizar las características de los combustibles usados que permitan reducir las emisiones de mercurio en las instalaciones de producción de clínker.

En general, en los permisos de las fábricas de cemento se especifican las materias primas y los combustibles derivados de desechos cuyo uso o combustión están permitidos. En el permiso también se pueden imponer limitaciones al contenido de mercurio en las materias primas y los combustibles alternativos y asimismo pueden establecerse los requisitos relativos a los análisis periódicos que se deben llevar a cabo y, en caso de un cambio de materia prima o combustible, los límites que se deben observar. Por ejemplo, el permiso emitido a Cementa AB, Slite, en Suecia, tiene un límite de menos de 2 ppm de mercurio en algunos combustibles derivados de desechos especificados, p.ej. plásticos, neumáticos y aceite usado (Permiso expedido a Cementa AB, 2007).

En el cuadro 2 se ofrecen ejemplos de los valores límite del contenido de mercurio en desechos usados en las fábricas de cemento de algunos países.

Cuadro 2

Ejemplos de valores límite del contenido de mercurio de desechos usados en las fábricas de cemento, valores en mg/kg de materia seca [ppm] (BREF CLM, 2013)

Tipo de desechos	Austria	Alemania	Suiza
Plásticos	2	1,2	
Papel	2	1,2	
Petróleo usado, solventes usados	2	1	
Fangos cloacales	3		
Residuos de combustible en general	0,5		0,5
Desechos usados como materia prima			0,5

Beneficios ambientales logrados

La alimentación constante de materia prima con bajos niveles de mercurio permite lograr bajas emisiones de mercurio. En 2014, el 60% de los combustibles usados en Cementa AB, en Slite (Suecia) eran combustibles alternativos. Debido al bajo contenido de mercurio en la piedra caliza y a un eficaz control de los insumos, las emisiones de mercurio registraron 0,0014 mg Hg/Nm³ (la medida durante el período de muestreo, con mediciones periódicas en las condiciones de referencia de 273 K, 101,3 kPa, 10% de oxígeno y gas seco). La planta cuenta también con un depurador húmedo para la reducción de SO₂, pero no se ha analizado el efecto de este depurador en las emisiones de mercurio.

Aplicabilidad

Se pueden aplicar controles del suministro en todas las fábricas de cemento.

Fábrica de referencia

Cementa AB: Slite (Suecia)

Medidas secundarias

Extracción de polvo mediante sacudidas

Una tecnología probada para limitar la acumulación de niveles de mercurio en el polvo del horno es la extracción selectiva mediante sacudidas o lo que se conoce como “sangrado” del polvo del horno enriquecido con mercurio.

El polvo del horno enriquecido con mercurio se extrae del polvo y el mercurio que circulan en el horno (véase la figura 4). Tras su extracción, el polvo se reintroduce directamente en el molino de acabado (situado después del horno) con clínker y yeso.

La extracción del polvo mediante sacudidas se puede llevar a cabo de dos maneras distintas:

1. Extracción del polvo mediante sacudidas “con el molino fuera de servicio” (el horno funciona por su cuenta): es eficaz para eliminar el mercurio. El polvo recogido del precalentador registra concentraciones relativamente altas de mercurio porque no se diluye dentro del molino.
2. Extracción del polvo “con el molino en marcha” (el horno y el molino están funcionando en concordancia porque los gases del horno están secando el crudo dentro del molino): este método es menos eficaz para eliminar el mercurio. El polvo recogido del precalentador enriquecido con mercurio se diluye dentro del molino. Cabe señalar que este caso se subdivide en tres configuraciones:
 - Plantas equipadas con un molino vertical => todos los gases del horno pasan por el molino => queda muy poco mercurio en el polvo del filtro => es mejor aplicar solamente la extracción de polvo mediante sacudidas con el molino fuera de servicio; esto se aplica también a las plantas equipadas con un molino de bolas, que procesan materia prima con un alto contenido de humedad;
 - Plantas equipadas con molinos de bolas => algunos gases del horno pueden evitar pasar por el molino => cabría considerar la posibilidad de aplicar parte del polvo del molino extraído mediante sacudidas en el flujo que se desvía del molino, si ese flujo pasa por un filtro de polvo aparte;

- Plantas equipadas con un filtro de purga separado del horno principal y del filtro del molino. Este filtro de purga más pequeño se alimenta con el gas del precalentador. La extracción de polvo mediante sacudidas de este filtro es eficaz siempre y cuando todos los gases restantes pasen por el molino.

Es importante la temperatura del colector de polvo. La presión de vapor del mercurio disminuye considerablemente cuando baja la temperatura (véase la figura 6.5 del apéndice). Además, en la figura 5 se demuestra que la adsorción de mercurio en la superficie de polvo aumenta a medida que baja la temperatura. Este efecto se aplica fundamentalmente al mercurio oxidado y menos al mercurio elemental. Para lograr una buena eficacia con la tecnología de extracción de polvo mediante sacudidas, la temperatura de los gases debe ser inferior a 140°C y, preferiblemente, 120°C o menos. Cuando el molino de materia prima está funcionando, la temperatura de los gases en el filtro suele fluctuar entre 90°C y 120°C. Cuando está fuera de servicio, suele fluctuar entre 140°C y 170°C y puede llegar hasta 200°C. Esto significa que, para que la extracción de polvo con este método sea eficaz, cuando el molino está fuera de servicio la temperatura debe disminuir en la torre de tratamiento o enfriamiento rápido con inyección de aire hasta entre 120°C y 140°C. Reducir la temperatura por debajo de los 140°C mediante enfriamiento por agua a menudo produce corrosión del sistema debido a la condensación de ácido sulfúrico, a menos que las paredes del colector de polvo y los conductos estén bien protegidos con aislamiento. Con frecuencia hay que calentar las tolvas del colector de polvo. Por esa razón, es indispensable la adopción de las medidas técnicas apropiadas para evitar la corrosión.

El polvo precipitado se puede eliminar del sistema no importa cuál sea el tipo de filtro usado. En algunos casos en que se utilizan precipitadores electrostáticos, se ha demostrado que son más eficaces para eliminar solamente el polvo de la última sección (que suele ser la parte más fina de polvo con una superficie específica mayor). Esto no se ha observado en otros casos. El polvo se debe recoger en un silo aparte a fin de tener flexibilidad para seguir usándolo. En muchas fábricas de cemento, el polvo se usa como adición de minerales al cemento, lo cual se ajusta a la mayoría de las normas aplicables al cemento. De no ser posible, el polvo se puede usar para fabricar otros productos, como determinados aglomerantes, pero si esto no es una opción, habrá que tratarlo como desecho.

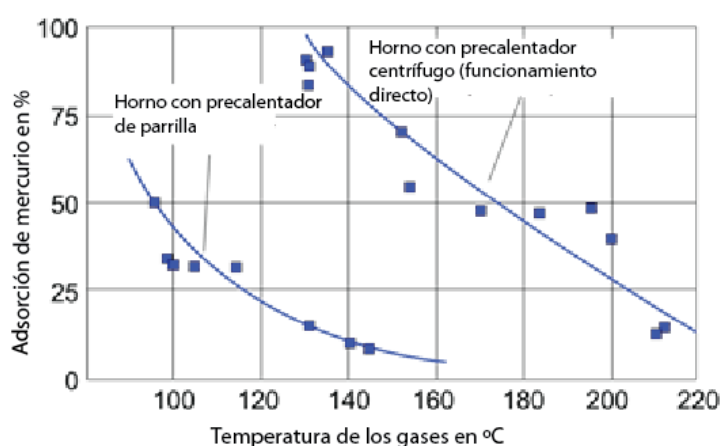


Figura 5: Comparación de la adsorción de mercurio en precalentadores centrífugos y de parrilla según la temperatura del gas limpio (Kirchartz, 1994)

La eficacia de esta técnica puede mejorar añadiendo materiales absorbentes con una gran superficie (p.ej., carbón activado o materiales absorbentes a base de calcio) que tienen propiedades químicas específicas, para aumentar la cantidad de mercurio ligado a partículas (véase la sección 3.2.2).

Beneficios ambientales logrados

El principal beneficio ambiental es la reducción de las emisiones de mercurio. La posible reducción puede ser importante, fundamentalmente según la temperatura de los gases perdidos, el porcentaje de polvo extraído mediante sacudidas (eliminado) y la relación entre el modo de funcionamiento directo y compuesto (véase también la figura 6.9 en el apéndice). Es necesario determinar la eficacia de eliminación durante un período de tiempo de al menos varios días o semanas. La experiencia demuestra que, con esta técnica, las emisiones de mercurio se pueden reducir en 10% a 35% (Oerter/Zunzer, 2012; Schäfer/Hoenig, 2001). Las experiencias adquiridas en las plantas de cemento de Alemania demuestran que el uso de esta técnica reduce también las emisiones a la atmósfera de otros compuestos, como amoníaco.

Efectos recíprocos entre los distintos medios

Cuando el polvo extraído mediante sacudidas se usa como adición al cemento, el mercurio estará presente en el producto final. Si el polvo se distribuye uniformemente en el producto final, entonces la concentración de mercurio será parecida a la de las materias primas originales. El contenido de mercurio del producto final se debe monitorizar. Tan pronto el cemento se hidrata, el mercurio se adhiere a la matriz. Cuando en el producto final no se pueda usar polvo extraído mediante sacudidas, será indispensable eliminarlo de la forma apropiada.

Aplicabilidad

En principio, la técnica de extracción de polvo mediante sacudidas se puede aplicar en todas las fábricas de cemento. Es mucho más eficaz en hornos con precalentador y precalcinador mientras el molino de materias primas está fuera de servicio o está desconectado, en caso de que solo una parte de los gases de escape se utilicen en el molino de crudo. En otras configuraciones (es decir, en los hornos secos largos), la tecnología es menos eficaz porque los gases de escape suelen tener una temperatura superior a los 200°C. La eficacia que se puede lograr depende de algunos parámetros, entre ellos:

- La relación entre el mercurio oxidado y el elemental en los gases de escape
- La relación entre las operaciones con el molino fuera de servicio y con el molino en marcha
- La relación entre la capacidad del molino y la capacidad del horno
- La temperatura de los gases de escape que se puede lograr en las operaciones con el molino fuera de servicio
- La disponibilidad de un silo aparte para el polvo extraído
- Las posibilidades de usar el polvo
- El nivel de enriquecimiento de mercurio en el sistema (un enriquecimiento más bajo significa que hay que eliminar más polvo o crudo del sistema)

Gastos

En el caso de instalaciones que todavía no aplican la extracción de polvo mediante sacudidas, será necesario realizar inversiones adicionales en sistemas de transporte del polvo, silos de almacenamiento y dosificadores para el molino de cemento.

Instalaciones de referencia

- Cemex: Brooksville, Florida (Estados Unidos)

Extracción de polvo mediante sacudidas e inyección de materiales absorbentes

La extracción de polvo mediante sacudidas sumada a la inyección de materiales absorbentes logra una mayor eficacia de eliminación del mercurio que la extracción de polvo mediante sacudidas por sí sola. Los materiales absorbentes suelen inyectarse mientras el molino de materia prima está fuera de servicio con el objeto de limitar al máximo las emisiones en este modo de funcionamiento, lo que también reduce la cantidad de absorbente necesaria para controlar las emisiones de mercurio a los niveles deseados. Con la excepción de algunos pocos casos (con condiciones de alimentación específicas), la inyección de materiales absorbentes no hace falta cuando el molino de materia prima está funcionando debido a que la captación de mercurio en el molino es suficiente para mantener sus emisiones a los niveles deseados.

En el mercado existen varios tipos de materiales absorbentes, p.ej., carbón, carbón activado, lignito activado (coque de lignito), zeolitas y mezclas minerales reactivas que contienen arcilla activa o compuestos de calcio.

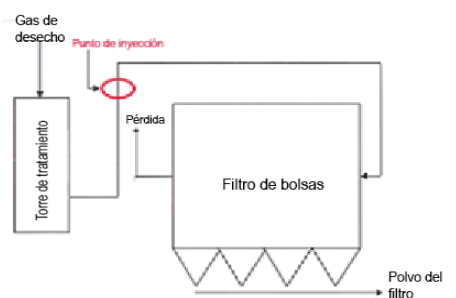


Figura 6: Ilustración de la inyección de lignito activado (coque de lignito) en los gases de combustión entre torre de tratamiento y el filtro de bolsa (Lafarge Wörsingen, 2015)

La temperatura de los gases de combustión debe ser lo más baja posible, preferiblemente menos de 130°C, para que la eficacia de adsorción sea alta. La inyección se puede llevar a cabo por medio de una gran bolsa que contenga el absorbente y un dispositivo para dosificar.

Tras iniciarse la dosificación del absorbente, en un par de minutos se podrá observar la reducción de las emisiones de mercurio (figura 7).

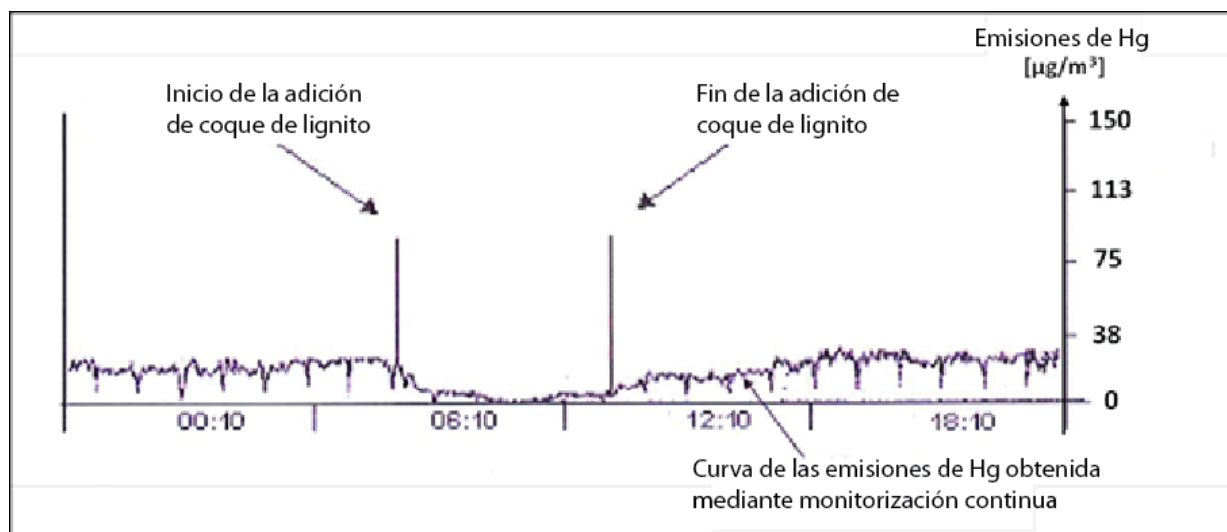


Figura 7: Ejemplo de reducción de las emisiones de mercurio mediante inyección de coque de lignito; la curva de emisión se obtuvo de la monitorización continua del mercurio presente en los gases perdidos de la chimenea (basado en Lafarge Wörsingen, 2015)

El uso de materiales absorbentes requiere la eliminación del polvo contaminado con el absorbente cargado de mercurio. Por esta razón, la inyección de absorbente se puede considerar una medida para aumentar la eficacia de la captación del polvo sacudido. Debido a que la técnica de sacudir el polvo funciona mejor con mercurio oxidado que con mercurio elemental, la capacidad de adsorción puede seguir aumentando mediante aditivos como bromo, azufre o compuestos más complejos con propiedades químicas parecidas. En pocas fábricas de cemento, los materiales absorbentes impregnados con bromos o azufre se han usado para aumentar la eficacia de la captación del mercurio.

Cuando el objetivo es reducir las emisiones máximas, el período de dosificación puede durar solo unas horas al día. Entonces es más probable que se pueda añadir el polvo con el absorbente cargado de mercurio al molino de cemento. En caso de inyección continua, posiblemente haya que eliminar por separado el polvo y el absorbente cargado de mercurio, ya que la adición al cemento de grandes cantidades de polvo con absorbente cargado de mercurio puede surtir efectos adversos en la calidad del cemento. Si en el molino de cemento se usa el polvo extraído como componente del cemento, habrá que monitorizar sus posibles efectos en la calidad del cemento.

Beneficios ambientales logrados

La extracción de polvo mediante sacudidas junto con la inyección de materiales absorbentes puede lograr niveles de emisión de mercurio muy bajos. Las emisiones de mercurio se pueden reducir en 70% a 90% (Lafarge Wörsingen, 2015). El nivel de emisión depende de la meta de concentración que previsiblemente deba lograr el sistema. En Alemania, algunas fábricas de cemento han instalado sistemas de inyección de materiales absorbentes para mantener los niveles de emisión de mercurio por debajo de 0,03 mg/Nm³ como valor medio diario y 0,05 mg/Nm³ como valor medio cada media hora en las condiciones de referencia 273 K, 101,3 kPa, 10% de oxígeno y gas seco. En la planta Lafarge Zement Wörsingen de Walzbachtal (Alemania), se ha logrado una concentración de mercurio por debajo de 28 µg/Nm³ (valor medio diario en las condiciones de referencia 273 K, 101,3 kPa, 10% de oxígeno y gas seco).

Efectos recíprocos entre los distintos medios

Cuando el polvo extraído mediante sacudidas se usa como adición al cemento, el absorbente y el mercurio formarán parte del producto final. Si el polvo se distribuye uniformemente en el producto final, entonces la concentración de mercurio será parecida a la de las materias primas originales. En este caso, el contenido de mercurio del producto final debe ser monitorizado. Sin embargo, no se deberán producir emisiones de mercurio a la atmósfera a partir de estos productos. Es más, el efecto del absorbente en la calidad del cemento debe ser monitorizado y controlado. Si el polvo extraído mediante sacudidas no se puede usar en el producto final, hay que eliminarlo de la manera apropiada.

Aplicabilidad

Esta técnica es aplicable a instalaciones nuevas y existentes. En los Estados Unidos y Alemania se ha informado del uso de materiales absorbentes para reducir las emisiones de mercurio a la atmósfera.

La extracción de polvo mediante sacudidas e inyección de materiales absorbentes es más costosa que cuando se aplica por sí sola. Sin embargo, debido a que la eficacia de la extracción de polvo mediante sacudidas depende mucho de factores específicos del lugar, es mucho más aplicable la inyección de materiales absorbentes y puede lograr, en general, niveles de emisión de mercurio más bajos.

Gastos

Cuando se trata de reducir las emisiones máximas, en casos en que el absorbente se dosifica solo algunas horas al día, los gastos de funcionamiento son bajos. Solo se tienen que sufragar los gastos en electricidad (ventilador y dosificador) y el consumo de materiales absorbentes (cerca de una tonelada diaria). Los gastos de funcionamiento estimados rondan los 0,2 euros por tonelada de clínker (1 tonelada de coque de lignito activado, 168 kWh y 2.300 toneladas de clínker al día, a precios de Alemania en 2015). Con estos niveles, lo más probable es que el absorbente contenido en el polvo de los filtros se pueda añadir al molino de cemento. En consecuencia, no habrá que incurrir en gastos de eliminación adicionales.

En caso de inyección continua, si el polvo con absorbente cargado de mercurio no se puede añadir al molino de cemento, hay que eliminarlo de la manera apropiada.

Los costos de inversión (adquisición e instalación) de un sistema de inyección de materiales absorbentes rondan entre 50.000 y 100.000 dólares, según el proveedor y la capacidad de la planta.

Instalaciones de referencia

- Lafarge Zement Wörsingen GmbH, Walzbachtal (Alemania) (vendida a CRH en 2015)
- Cemex OstZement GmbH, Rüdersdorf (Alemania)
- Holcim Zementwerk Beckum-Kollenbach (Alemania) (antes Cemex)
- Lehigh Cement: Cupertino, California (Estados Unidos)
- Lehigh Cement: Tehachapi, California (Estados Unidos)

Inyección de materiales absorbentes con cámara de filtros pulidores

En esta técnica, el absorbente se inyecta después del control principal de las partículas en combinación con un filtro pulidor para eliminar el absorbente cargado de mercurio. Según sean los requisitos relativos a la eliminación de las emisiones de mercurio, el absorbente se puede inyectar continuamente o para reducir las emisiones máximas que suelen ocurrir mientras el molino de materias primas está fuera de servicio.

A los efectos de evitar la mezcla de absorbente cargado de mercurio con el polvo del precalentador, el absorbente (p.ej., carbón activado) se inyecta en los gases de combustión después del control de polvo principal y se usa un segundo filtro de polvo o lo que se conoce como cámara de filtros “pulidores” para captar el carbón gastado. En la industria del cemento no es común ese segundo filtro de polvo porque requiere inversión de capital adicional. A continuación, en la figura 8 se muestra el uso de la inyección de absorbente con una cámara de filtros pulidores.

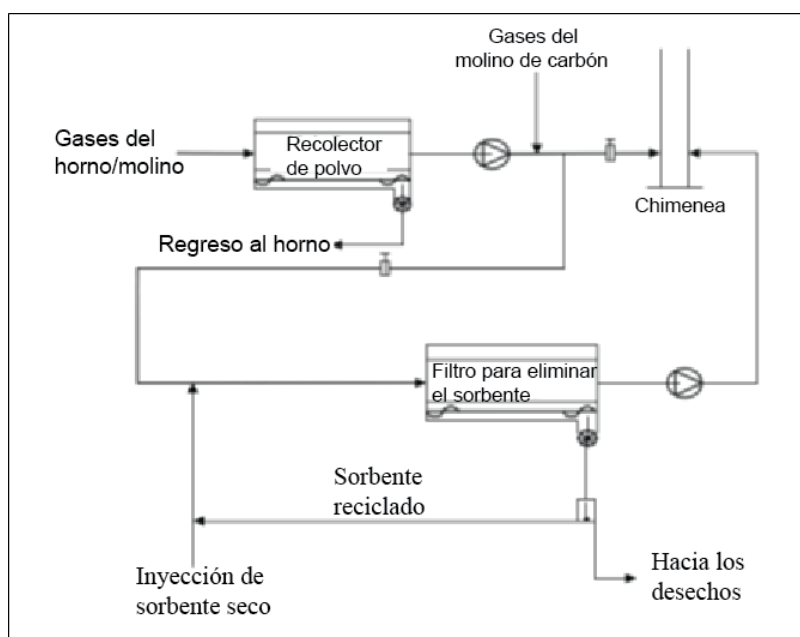


Figura 8: Inyección de carbón activado a continuación del filtro de polvo que requiere otro filtro para la eliminación del absorbente (Paone, 2009, p 55)

Algunas variables afectan la adsorción de mercurio en los materiales absorbentes y, por ende, la eficacia del control del mercurio. Esas variables son (Zheng, 2011):

- Especiación y concentración del mercurio
- Propiedades físicas y químicas del absorbente, como distribución del tamaño de las partículas, estructura y distribución de los poros y características de la superficie
- Temperatura de los gases de combustión
- Composición de los gases de combustión
- Concentración de materiales absorbentes (es decir, cantidad de inyección)
- Tiempo de contacto entre el mercurio y el absorbente
- Idoneidad de la dispersión del absorbente en el flujo de gases que contienen mercurio.

Por otra parte, el tipo de bolsa del filtro y la relación aire-material del filtro afectan también la cantidad de mercurio que se puede adsorber, por tal motivo el filtro pulidor debe tener el tamaño adecuado.

Los resultados de un estudio realizado para determinar los principales parámetros de diseño de una instalación de control de las emisiones de mercurio de tamaño natural en una fábrica de cemento de los Estados Unidos demostraron que, cuando se trata de lograr el máximo control del mercurio, el carbón activado no tratado logra prácticamente los mismos resultados que el carbón activado tratado con halógeno, y además evita otros posibles problemas relacionados con el uso de halógenos, por ejemplo, el de corrosión (US Cement, 2007). Por otra parte, la temperatura de los gases perdidos debe ser baja para lograr altos coeficientes de adsorción (Renzoni et al, 2010).

Beneficios ambientales logrados

El uso de la inyección de carbón activado, junto con las cámaras con filtros pulidores, puede lograr una eliminación del mercurio del 90% (Barnett, 2013).

Efectos recíprocos entre los distintos medios

El polvo cargado de mercurio de este proceso se debe eliminar de la manera apropiada.

Aplicabilidad

Esta técnica se puede aplicar en todos los hornos de cemento. Según las necesidades generales de eliminación de las emisiones de mercurio establecidas, el absorbente se puede inyectar de forma continua o para reducir las emisiones máximas que suelen producirse durante las operaciones en que el molino de materias primas está fuera de servicio.

En una fábrica de cemento de los Estados Unidos se ha instalado y funciona con éxito un sistema de inyección de carbón activado, en el que el carbón activado se inyecta en los gases de combustión después que pasan por la cámara de filtros pulidores, a fin de controlar las emisiones de mercurio. La planta cuenta con un sistema de hornos, que consta de precalentador y precalcinador, e incluye un horno rotatorio, la torre del precalentador y la torre del precalcinador, así como el correspondiente sistema de control de la contaminación atmosférica. La planta cuenta con un molino de materia prima incorporado, donde los gases que salen del sistema de hornos son dirigidos hacia el molino de materia prima para proporcionar el calor que deshidrata las materias primas. Durante el funcionamiento de la planta, mientras el molino está fuera de servicio (aproximadamente 15% del tiempo de funcionamiento), los gases se desvían del molino y van directamente al sistema de filtración. La planta tiene un consumo anual de casi 1,5 millones de toneladas de materia prima y una capacidad de producción de un poco menos de un millón de toneladas de clínker anuales (US Cement, 2007).

Gastos

En el análisis de los gastos de instalación de un sistema de inyección de carbón activado para controlar el mercurio en un horno de cemento, llevado a cabo por el Organismo de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos (EPA), se incluye una cámara de filtros pulidores. Esos gastos se estimaron a partir de los gastos estimados originalmente para las calderas eléctricas. Usando como factor común la cantidad de flujo de gas, se incrementaron en escala los costos de control de los servicios públicos para derivar los costos de control de los hornos de cemento Portland. Los factores de costo de capital y costo anual (dólar/tonelada corta de clínker) se determinaron usando los costos de las calderas y los datos del flujo de gas correspondientes a calderas de diferentes tamaños. En los Estados Unidos, los costos totales de inversión en la instalación de la inyección de materiales absorbentes con una cámara de filtros pulidores en un nuevo horno de 1,2 millones de toneladas cortas anuales se calcularon en 3,2 millones de dólares (en valores del dólar de los Estados Unidos en 2005). Los costos anualizados se calcularon en 1,1 millones de dólares anuales (US Cement, 2010 Cost).

En el Documento de referencia sobre las mejores técnicas disponibles (BREF CLM, 2013), el costo de inversión de un sistema de filtros de polvo (filtros de bolsa o precipitadores electrostáticos) fluctúa entre 2,1 millones y 6,0 millones de euros para un horno de 3.000 toneladas diarias.

Fábrica de referencia

- Ash Grove Cement: Durkee, Oregon (EE.UU.)

Medidas de control de múltiples contaminantes

Los dispositivos de control de la contaminación atmosférica instalados para eliminar NO_x y SO_x también pueden lograr beneficios paralelos de la captación del mercurio y son especialmente eficaces en las emisiones de mercurio oxidado.

Depurador húmedo

El depurador húmedo es una técnica probada para la desulfuración de los gases de combustión en los procesos de producción de clínker, en que hace falta el control de las emisiones de SO₂.

En un depurador húmedo, el SO_x es absorbido por un líquido o una suspensión acuosa, que se atomiza en una torre rociadora. El absorbente es carbonato de calcio. Los depuradores húmedos aportan las eficacias de eliminación más altas de los gases ácidos solubles entre todos los métodos de desulfuración de gases de combustión con los factores de exceso estequiométrico más bajos y la tasa de producción de desechos sólidos más baja. Sin embargo, los depuradores húmedos reducen también significativamente el HCl, el polvo residual, el NH₃ y, en menor medida, los metales, en particular las emisiones de mercurio.

La suspensión acuosa se atomiza a contracorriente hacia los gases de escape y se recoge en un tanque de reciclado en el fondo del depurador, donde el sulfito que se forma se oxida con el aire como sulfato para formar dihidrato de sulfato de calcio. El dihidrato se separa y, según las propiedades físico-químicas del yeso, este material se puede usar en el molino de cemento mientras que el agua regresa al depurador.

Los compuestos gaseosos de mercurio oxidado son solubles en agua y pueden ser absorbidos en la suspensión acuosa de un sistema de depuradores húmedos y, por consiguiente, una fracción de los vapores de mercurio oxidado en estado gaseoso se puede eliminar con eficacia. Sin embargo, el mercurio elemental en estado gaseoso es insoluble en agua y, por tanto, no es absorbido en esas suspensiones acuosas. La especiación entre el mercurio oxidado y el mercurio elemental puede variar considerablemente entre un horno y otro y también depende de las condiciones de funcionamiento del horno durante el proceso, todo lo cual afectará la cantidad de mercurio que se eliminará en el depurador húmedo. En los procesos de desulfuración húmeda, el yeso es un subproducto que se usa como sustituto del yeso natural añadido al clínker en el molino de acabado.

Beneficios ambientales logrados

En los Estados Unidos, cinco hornos de cemento utilizan los depuradores húmedos instalados para controlar las emisiones de SO₂, que también controlan las emisiones de mercurio a la atmósfera. En un estudio de los gases de chimenea y los datos de los cinco depuradores húmedos que utilizan piedra caliza se pudo determinar que hasta el 80% de las emisiones totales de mercurio a la atmósfera estaban bajo control (es decir, se habían eliminado) (Barnett, 2013). La eficacia de eliminación será menor en las plantas de cemento que registran altas concentraciones de mercurio elemental en los gases de escape.

Aplicabilidad

Por regla general, en las fábricas de cemento con altas emisiones de SO₂ se usa un depurador húmedo.

En el caso de las fábricas de cemento, esta técnica es la más eficaz cuando las emisiones de mercurio predominantes adoptan la forma de óxido. Si se registran niveles importantes de mercurio elemental, los depuradores húmedos no son eficaces a menos que se utilicen aditivos que oxidan el mercurio.

Efectos recíprocos entre los distintos medios

- El mercurio fue desplazado por la producción de un subproducto como el yeso.

Efectos recíprocos entre los distintos medios (no relacionados con el mercurio)

- Aumento del consumo de energía
- Aumento de la producción de desechos derivados de la desulfuración de los gases de combustión (DGC) y de la producción de desechos adicionales cuando se lleva a cabo el mantenimiento
- Aumento de las emisiones de CO₂
- Aumento del consumo de agua
- Posibles emisiones al agua y aumento del riesgo de contaminación de esta
- Aumento de los gastos operacionales
- Sustitución del yeso natural

Gastos

En 2000, se informó de gastos de inversión de 7 millones de euros en un depurador en Castle Cement (que incluyeron modificaciones en la planta) y de gastos operacionales cercanos a 0,9 euros por tonelada de clínker. En 1998 Cementa AB de Suecia incurrió en gastos de inversión cercanos a los 10 millones de euros y gastos operacionales cercanos a 0,5 euros por tonelada de clínker. Con una concentración inicial de SO₂ de hasta 3.000 mg/Nm³ y una capacidad de horno de 3.000 toneladas de clínker diarias, los gastos de inversión a finales de los años noventa ascendieron a entre 6 millones y 10 millones de euros y los gastos operacionales fueron de 0,5 a 1 euro por tonelada de clínker. Para una fábrica de cemento con una capacidad de 1.100 toneladas diarias, se calculó que un depurador húmedo que funcionara con miras a una reducción del 75% del SO_x incurriría en gastos de inversión de 5,5 millones de euros, costos variables de funcionamiento de 0,6 euros por tonelada de clínker y un total de gastos de 3 euros por tonelada de clínker (datos de 2000, período de 10 años, tipo de interés del 4%, con inclusión de los gastos en electricidad, fuerza de trabajo y costo de la cal). En 2008, la industria europea del cemento informó de gastos de inversión de entre 6 millones de euros y 30 millones de euros y gastos de funcionamiento de entre 1 euro y 2 euros por tonelada de clínker (BREF CLM 2013).

En los Estados Unidos, los gastos totales de capital para la instalación de un depurador húmedo en un horno nuevo de 1,2 millones de toneladas cortas anuales, que incluyen el costo de un sistema de monitorización continua de las emisiones (SMCE), se calcularon en 25,1 millones de dólares por horno (a valores del dólar de los EE.UU. en 2005). Los gastos anualizados, incluidos los de monitorización, se estimaron en 3,6 millones de dólares anuales por horno (US Cement, 2010 Cost).

Instalaciones de referencia

- Cementa AB: Slite (Suecia)
- Holcim: Midlothian, Texas (Estados Unidos)
- Lehigh Cement: Mason City, Iowa (Estados Unidos)

Reducción catalítica selectiva

La reducción catalítica selectiva (RCS) reduce las emisiones de NO_x mediante la inyección de NH₃ o urea en el flujo de gases que reacciona en la superficie de un catalizador a temperaturas cercanas a los 300°C o 400°C. El uso de la técnica de RCS se ha generalizado en la reducción de NO_x en otras industrias (centrales eléctricas caldeadas con carbón, incineradores de desechos) y se ha aplicado en la industria del cemento desde los años noventa (CEMBUREAU, 1997; Países Bajos, 1997) en seis fábricas de cemento de todo el mundo (Alemania, los Estados Unidos e Italia). El catalizador de la RCS consiste en una cuba de cerámica, que se impregna con compuestos que reaccionan catalíticamente, como el V₂O₅ o los óxidos de otros metales. La finalidad fundamental de la técnica de RCS es reducir a nitrógeno, por medios catalíticos, el contenido de NO y NO₂ de los gases de escape.

En la industria del cemento, se consideran básicamente dos sistemas: una configuración con bajo contenido de polvo entre un extractor de polvo y la chimenea y una configuración con alto contenido de polvo entre un precalentador y un extractor de polvo. Los sistemas con gases de escape de bajo contenido de polvo requieren el recalentamiento de los gases de escape después de extraído el polvo, lo que puede ocasionar gastos adicionales en energía y pérdidas de presión. Los sistemas con alto contenido de polvo no requieren recalentamiento, debido a que la temperatura de los gases perdidos a la salida del precalentador suele estar en el rango de temperatura correcto para la operación de RCS. Por otra parte, la carga con alto contenido de polvo antes de pasar por el filtro no plantea problema para los sistemas con bajo contenido de polvo; por consiguiente, estos sistemas permiten que el catalizador esté funcionando por mucho más tiempo. Además, se instalan a una temperatura más baja (flujo de volumen más pequeño), lo que permite que el catalizador tenga un menor número de capas.

La experiencia adquirida en el sector energético permite afirmar que, como efecto colateral, en la superficie de los catalizadores para la RCS, el mercurio elemental se oxida hasta cierto punto. Este mercurio oxidado tiene más probabilidades de ser eliminado en los dispositivos de control de la contaminación atmosférica situados al final del proceso, por ejemplo, en el filtro de polvo, lo que significa que con la técnica de RCS, el mercurio elemental se transformará en formas químicas que son más fáciles de captar.

En estos momentos se están llevando a cabo investigaciones exhaustivas para mejorar la aplicabilidad de la tecnología de RCS para la reducción del NO_x en la industria del cemento. En las investigaciones realizadas en las fábricas de cemento europeas (Alemania, Austria, Italia) se ha observado el efecto de oxidación en el mercurio elemental, si se aplica la técnica de RCS en los gases de escape de las fábricas de cemento. La eliminación del mercurio solo se puede lograr si el sistema de captación se sitúa después del catalizador de la RCS. Esto quiere decir que funciona en combinación con la RCS con alto contenido de polvo, pero no con la RCS (con bajo contenido de polvo) al final del proceso.

Beneficios ambientales logrados

Como beneficio ambiental indirecto, el mercurio elemental se transforma parcialmente en mercurio oxidado. Como efecto colateral, puede mejorar la captación de Hg en combinación con la extracción de polvo mediante sacudidas y un depurador húmedo.

Efectos recíprocos (distintos de los relacionados con el mercurio) entre los distintos medios

La demanda de energía de una fábrica de cemento aumenta en 5 a 6 kwh por tonelada de clínker, lo que disminuye el rendimiento energético del proceso y aumenta las emisiones indirectas de gases de efecto invernadero. Además, se producen desechos adicionales que contienen metales raros.

Experiencia operacional

Actualmente están en funcionamiento cuatro instalaciones de reducción catalítica selectiva en fábricas de cemento de Europa y algunas más están funcionando (o en experimentación) en todo el mundo. Será necesario seguir investigando la cuantificación del efecto oxidante del mercurio.

Aplicabilidad

El efecto de oxidación del mercurio se puede lograr solo en las fábricas de cemento equipadas con un sistema de reducción catalítica selectiva del polvo de alto rendimiento porque este se instala a la entrada del sistema de recolección de polvo. Se puede lograr una mayor reducción del mercurio en combinación con la extracción de polvo mediante sacudidas o con un depurador húmedo.

Gastos

Los resultados del uso de la técnica de RCS han registrado un nivel de gastos de 1,25 a 2,00 euros por tonelada de clínker, según el tamaño de la fábrica y la eficacia de eliminación del NOx requerida. Entre los factores económicos de la técnica de RCS predominan los gastos de inversión. El uso de catalizadores aumenta los gastos de funcionamiento debido a un mayor consumo de energía causado por la caída de presión y la limpieza del aire para el catalizador. Los gastos de funcionamiento específicos de la RCS han disminuido a cerca de 1,75 a 2,0 euros por tonelada de clínker (BREF CLM, 2013).

Instalaciones de referencia

- RCS con alto contenido de polvo: Schwenk Zement KG: Mergelstetten (Alemania)
- LaFarge: Joppa, Illinois (Estados Unidos)

Filtro de carbón activado

Mediante adsorción a base de carbón activado se pueden eliminar de los gases de escape algunos contaminantes como SO₂, compuestos orgánicos, metales (incluidos los metales volátiles como el mercurio y el talio), NH₃, compuestos de NH₄, HCl, HF y polvo residual (después de pasar por un precipitador electrostático o un filtro textil). El filtro de carbón activado se construye como un lecho empacado con paredes de partición modulares. El diseño modular permite que los tamaños de los filtros se adapten a diferentes caudales de procesamiento de los gases y a la capacidad del horno (BREF CLM, 2013).

En principio, el absorbente consiste en varios lechos empacados verticales de filtros con coque de lignito. Cada lecho de filtros se subdivide en un lecho delgado (0,3 m) y otro grueso (1,2 m). Un ventilador prensa los gases perdidos del filtro de bolsa a través del absorbente de coque de lignito. La altura del lecho es de unos 20 m. En el primer lecho delgado, los gases perdidos se someten a un tratamiento de limpieza previa, mientras que en el segundo lecho grueso, se siguen eliminando contaminantes de los gases perdidos. El coque de lignito saturado se recicla externamente y es sustituido por coque fresco o reciclado. Este intercambio tiene lugar a intervalos breves (cada tres horas) en forma semicontinua. El coque fresco se carga solamente en los lechos gruesos a través de cubetas de distribución y va a parar abajo al lecho de filtros (a unos 0,3 m/d). En los lechos delgados, el coque se mueve hacia abajo a cerca de 1,2 m/d y, por esa razón, se llama absorbente de lecho móvil. En el fondo de los lechos de filtro grueso, el coque de lignito se retira y, por medio de bandas transportadoras con elevadores, se vuelve a reciclar en los lechos delgados. En consecuencia, se logra una operación a contracorriente. En 2007, el antiguo precipitador electrostático fue sustituido por un filtro de bolsas bien diseñado para lograr bajos contenidos de polvo antes de pasar al absorbente.

Beneficios ambientales logrados

La característica más importante del filtro de carbón activado es la eficacia de la eliminación simultánea de una amplia gama de contaminantes. De resultados de ello, la eficacia de eliminación es muy alta. Solo algunos hidrocarburos de cadena corta muy volátiles (moléculas C1 a C4) no se captan y el benceno no se elimina del todo. Sin embargo, todos los demás contaminantes orgánicos, en particular los contaminantes orgánicos persistentes (COP) y también algunos metales pesados volátiles, sobre todo el mercurio y el talio, son adsorbidos con una eficacia de más del 90%. Además, el dióxido de azufre se reduce en más del 90% (Schoenberger, 2009).

Efectos recíprocos entre los distintos medios

Hay que eliminar como es debido desechos, como el carbón activado agotado con mercurio y otros contaminantes como las dibenzo(p)dioxinas y furanos policlorados (PCDD/F).

Efectos recíprocos entre los distintos medios (no relacionados con el mercurio)

El efecto recíproco entre los distintos medios más importante es el aumento del consumo de electricidad debido a la caída de presión del absorbente.

Aplicabilidad

La única instalación existente que utiliza filtro de carbón activado en la industria del cemento se encuentra en la fábrica de cemento de Siggenthal (Suiza). El horno de Siggenthal es un horno precalentador centrífugo de cuatro etapas con una capacidad de 2000 toneladas diarias de clínker. Las mediciones demuestran una gran eficacia de eliminación de SO₂, metales y PCDD/F. Durante un ensayo de cien días de duración, las variaciones de la concentración de SO₂ a la entrada del filtro registraron entre 50 y 600 mg/Nm³, mientras que las registradas a la salida estuvieron siempre muy por debajo de 50 mg/Nm³. Las concentraciones de polvo disminuyeron de 30 mg/Nm³ a muy por debajo de 10 mg/Nm³ (BREF CLM, 2013). En todos los sistemas de horno por vía húmeda se puede instalar un filtro de carbón activado. La monitorización y el control de temperatura y del CO son sumamente importantes para esos procesos a fin de prevenir incendios en el filtro de coque (BREF CLM, 2013).

Gastos

El sistema instalado en Siggenthal incluye también un proceso de reducción no catalítica selectiva (RNCS) y, en 1999, la ciudad de Zurich financió cerca del 30% del costo total de inversión de aproximadamente 15 millones de euros. Se hizo la inversión en este sistema de reducción para que la fábrica de cemento pudiera usar como combustible los fangos cloacales enriquecidos. Los gastos de funcionamiento posiblemente aumenten (BREF CLM, 2013).

Instalaciones de referencia

La única instalación de referencia en el sector del cemento es la de filtro de carbón activado (absorbente de lecho móvil a base de coque de lignito) de la fábrica de cemento de Holcim en Siggenthal (Suiza). No obstante, en otros sectores, sobre todo en el de incineración de desechos, se han aplicado también los absorbentes es de lecho móvil a base de coque de lignito.

Mejores técnicas disponibles y mejores prácticas ambientales

Las emisiones de mercurio se pueden reducir aplicando medidas primarias como el control de la cantidad de mercurio que entra al horno, y medidas secundarias como la extracción de polvo mediante sacudidas y la inyección de materiales absorbentes. El mercurio se puede controlar también como beneficio paralelo de la aplicación de técnicas de control de múltiples contaminantes, como los depuradores húmedos, la reducción catalítica selectiva y los filtros de carbón activado.

Las emisiones de mercurio notificadas demuestran que la mayoría de las fábricas de cemento del mundo registran emisiones de mercurio inferiores a $0,03 \text{ mg/Nm}^3$. En un informe sobre el mercurio en la industria del cemento (Renzoni *et al.*, 2010), se llegó a la conclusión de que muchos valores estaban por debajo de $0,001 \text{ mg de Hg/Nm}^3$ (por debajo del límite de detección) y muy pocos valores rebasaban $0,05 \text{ mg Hg/Nm}^3$.

El grado de eficacia indicativo logrado con las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales en las instalaciones de producción de clínker nuevas y ya establecidas para el control de las emisiones de mercurio a la atmósfera es inferior a $0,03 \text{ mg Hg/Nm}^3$ como promedio diario o la media durante el período de muestreo, en las condiciones de referencia de 273 K, 101,3 kPa, 10% de oxígeno y gas seco.

Este grado de eficacia indicativo se logra, por regla general, aplicando técnicas mencionadas en el presente documento de orientación. Sin embargo, los factores específicos que tal vez impidan que una planta logre el nivel de emisión son por ejemplo:

- Un alto contenido de mercurio en el yacimiento de piedra caliza local;
- Diseño y modo de funcionamiento, así como las condiciones de la instalación;
- Los períodos de muestreo, en que se monitorizan las emisiones de mercurio a la atmósfera.

Medidas primarias

La selección y el control cuidadosos de la materia prima y los combustibles que entran en el horno constituyen una manera eficaz de reducir y limitar las emisiones de mercurio. Para reducir la entrada de mercurio en el horno, se pueden adoptar las medidas siguientes:

- Aplicar los requisitos de límites del contenido de mercurio en las materias primas y los combustibles;
- Usar un sistema de control de la calidad de la materia prima, sobre todo en el caso de materias primas derivadas de desechos y combustibles, para el control del contenido de mercurio en la materia prima;
- Emplear materias primas con bajo contenido de mercurio, de ser posible, y evitar el uso de desechos con alto contenido de mercurio.
- Aplicar la extracción selectiva, si las concentraciones de mercurio varían en el yacimiento, de ser posible;
- Seleccionar el lugar donde se instalará la nueva planta, teniendo en cuenta el contenido de mercurio del yacimiento de piedra caliza.

Medidas secundarias

Se debe tomar en consideración la posibilidad de aplicar algunas medidas secundarias, de ser necesario.

Las emisiones de mercurio a la atmósfera se pueden reducir mediante la sacudida y recogida del polvo en lugar de reincorporarlo a la materia prima. Una manera de seguir aumentando la eficacia de la extracción del polvo mediante sacudidas es bajar la temperatura de descarga del gas al salir de la torre de tratamiento a menos de 140°C para acelerar la precipitación de mercurio y sus componentes durante la filtración del polvo. El polvo recogido se puede usar en el acabado del cemento o en la fabricación de otros productos. De no ser posible, tiene que ser tratado como desecho y eliminado según lo establecido.

Con la extracción del polvo mediante sacudidas, en combinación con la inyección de materiales absorbentes, se logra una eficacia de eliminación del mercurio más alta que con la extracción mediante sacudidas por sí sola. Normalmente los materiales absorbentes se inyectan cuando el molino de materia prima está fuera de servicio a fin de reducir la emisión máxima en esta etapa de la operación. Este procedimiento puede lograr niveles de emisión de mercurio muy bajos; las emisiones se pueden reducir en 70% a 90%. El nivel de emisiones depende de la meta de concentración que se haya programado lograr con el sistema.

Cuando se usa la inyección de materiales absorbentes con una cámara de filtros pulidores, el absorbente se inyecta en los gases de combustión situada después del control principal de polvo y se usa un segundo filtro de polvo o una cámara de filtros pulidores para captar el absorbente agotado. Según el requisito general obligatorio de eliminar las emisiones de mercurio, se puede inyectar el absorbente de forma continua o reducir las emisiones máximas, que

suelen producirse mientras el molino de crudo se encuentra fuera de servicio. El uso de inyección de carbón activado junto con una cámara de filtros pulidores puede lograr una eficacia de control del 90% en la eliminación del mercurio. Cuando se emplean estas tecnologías, hay que tomar en consideración que la valorización del polvo extraído mediante sacudidas en la producción de cemento puede verse limitada y que posiblemente se produzcan desechos adicionales.

Aditivos como el bromo, que intensifican la oxidación del mercurio, pueden aumentar también la eficacia de eliminación del mercurio lograda por la inyección de materiales absorbentes.

Medidas de control de múltiples contaminantes

Los dispositivos de control de la contaminación atmosférica instalados para eliminar óxidos de azufre y óxidos de nitrógeno también pueden lograr beneficios paralelos de la captación de mercurio.

El depurador húmedo es una técnica establecida para la desulfuración de los gases de combustión en el proceso de fabricación de cemento. Los compuestos gaseosos de mercurio oxidado son solubles en agua y pueden ser absorbidos en la suspensión acuosa de un depurador húmedo y, por consiguiente, se podrá eliminar con más eficacia una fracción mayor de los vapores de mercurio oxidado en estado gaseoso. Sin embargo, el mercurio elemental en estado gaseoso es insoluble en agua y, por esa razón, no es absorbido en esas suspensiones acuosas a menos que se usen aditivos para oxidar el mercurio.

La técnica de RCS reduce catalíticamente el NO y el NO₂ a N₂ en los gases de escape y, como efecto secundario, el mercurio elemental se oxida hasta cierto punto. Este mercurio oxidado se puede eliminar mejor del flujo de gases en otro filtro de polvo o en un depurador húmedo. Este efecto colateral se puede usar con la técnica de RCS en caso de un alto contenido de polvo, pero no con la RCS cuando el contenido de polvo es bajo (tratamiento final).

Los contaminantes como el SO₂, los compuestos orgánicos, los metales (entre ellos los volátiles como el mercurio y el talio), el NH₃, los compuestos de NH₄, el HCl, el HF y el polvo residual (después de pasar por el precipitador electrostático o un filtro textil) se pueden eliminar de los gases de escape mediante adsorción con carbón activado. El filtro de carbón activado se construye como lecho empacado con paredes de partición modulares. El diseño modular permite adaptar los tamaños de los filtros a diferentes flujos de gases y capacidades de hornos.

Cuando se usan estas técnicas, se deben considerar los efectos recíprocos entre los distintos medios, como el cambio de los flujos de mercurio a productos como el yeso en un depurador húmedo, o la posibilidad de producir desechos adicionales como el carbón activado agotado que debe eliminarse debidamente.

Monitorización

Introducción

Los aspectos generales e interrelacionados del ensayo, la monitorización y la presentación de informes se analizan en el capítulo sobre monitorización del documento de orientación sobre las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales. En esta sección se analizarán aspectos específicos inherentes a los procesos de producción de cemento.

El objetivo de un plan de presentación de informes sobre las emisiones tiene un efecto importante en el tipo de monitorización seleccionado para determinada instalación. En consecuencia, el ensayo y la monitorización forman parte del método de balance de materia (basado en el muestreo y el análisis de la materia prima de entrada) y de la medición de las emisiones (salida) en la chimenea.

Se pueden establecer límites a las emisiones de mercurio en la fabricación del cemento como la media de un determinado período (p.ej., 8 horas, 12 horas, 24 horas, 30 días) o se pueden especificar para un período más breve (p.ej., 30 minutos) a fin de impedir niveles máximos elevados. También se pueden establecer límites de emisión en relación con la cantidad de mercurio por cantidad de clínker producido (p.ej., mg/t de clínker producido), como en los Estados Unidos, y en relación con la concentración ($X \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ a $Y\%$ de O_2 , base seca) en la chimenea, como es el caso de Europa. En algunos casos, también se establecen límites a la cantidad de mercurio presente en la materia prima y los combustibles, fundamentalmente cuando se usan alternativas. El ensayo y la monitorización de las emisiones de mercurio a la atmósfera en la producción de cemento tienen que tomar en consideración todas las condiciones establecidas para el caso específico que esté siendo sometido a ensayo o monitorizado en la instalación.

Puntos de muestreo del mercurio en la fabricación de cemento

Según la entrada y salida de mercurio en la producción de clínker que se analiza en párrafos anteriores de este documento, los principales elementos de muestreo del mercurio en la fabricación de cemento serán:

- Para el método basado en el balance de materiales: las materias primas no tratadas y los combustibles, el polvo recogido y eliminado del sistema
- Para la medición de las emisiones; la emisión de gases de chimenea

La medición de las emisiones es importante para comparar los valores límite de las emisiones, si se han establecido. En la figura 1 del capítulo 1 se muestra un esquema de los suministros y los productos principales de una fábrica de cemento, que son posibles aspectos para la monitorización del mercurio.

Formas químicas del mercurio en la fabricación de cemento

Respecto del método de balance de materiales, el enlace químico del mercurio y los materiales sólidos tiene poca importancia, debido al poco riesgo que existe de perder una parte del mercurio durante el muestreo y el análisis. Sin embargo, hay que prestar atención durante el almacenamiento y tratamiento de las muestras que contienen mercurio, ya que algunas se pueden perder debido a la adsorción en contenedores o al calentamiento de la muestra durante el tratamiento (p.ej., molturación).

En lo que respecta a las mediciones de los gases de chimenea, el mercurio puede estar presente en la forma de mercurio elemental u oxidado (Hg(I) o Hg(II)), en forma de vapor (véase el apéndice). También puede existir en forma adsorbida en partículas. El muestreo y análisis deben abarcar todas las formas del mercurio. Debido a que el análisis y la detección se centran en el mercurio elemental, el mercurio oxidado debe convertirse en mercurio elemental. Se supone que los compuestos de mercurio oxidado producido en el horno de cemento sean, por ejemplo, HgCl_2 , HgO , HgBr_2 , HgI_2 , HgS y HgSO_4 . Si bien los métodos de muestreo discretos (muestras por puntos) pueden aplicarse a los estados gaseoso y sólido, los sistemas de emisión continua miden solo el vapor debido a que se utiliza un filtro de partículas para proteger el instrumento. El método puede ser lo suficientemente exacto para medir el mercurio gaseoso, si se aplica una reducción eficaz del polvo debido a que el contenido de mercurio ligado a partículas es muy bajo cuando las concentraciones de polvo son bajas.

Métodos de muestreo y medición del mercurio en la fabricación de cemento

Los métodos de muestreo y medición del mercurio en la fabricación del cemento son, en el caso del balance de materia, el muestreo y análisis de los sólidos de la materia prima y los combustibles no tratados, el polvo extraído de los filtros; y en el caso de la medición de las emisiones, el muestreo de determinados puntos, el método semicontinuo y el método continuo en la chimenea, el proceso de control y la temperatura del gas en el filtro de polvo.

Balance de materia (método indirecto)

Las principales vías en que el mercurio sale del sistema de hornos de cemento son las emisiones de la chimenea y el polvo de los hornos de cemento, si se extrae del horno.

El balance másico del mercurio en el sistema puede proporcionar una mejor estimación de las emisiones que las mediciones por puntos de la combustión. La variabilidad de los niveles de mercurio en los combustibles y en la materia prima y la representatividad de las muestras influirá en los resultados de una muestra por puntos.

En el método de balance de materia, el muestreo de la materia prima, los combustibles y el polvo recogido debe constituir una muestra representativa. Si se coincineran los desechos, la variabilidad de la composición podría ser mayor y habría que poner más cuidado a fin de obtener una muestra representativa.

Para el muestreo del material que entra en el proceso de fabricación de cemento se pueden aplicar las normas de muestreo y las de preparación inicial de muestras sólidas que se van a analizar de la American Society for Testing and Materials (ASTM) y de Europa, respectivamente, que fueron elaboradas para el muestreo del carbón (normas ASTM D2234⁴⁵ y D2013⁴⁶ y norma EN 932-1⁴⁷).

El muestreo se debe llevar a cabo periódicamente y puede contemplar una muestra compuesta al final de determinado período. Por ejemplo, se pueden recoger muestras de materia prima, combustible y polvo diariamente o cada semana, según la variación del contenido de mercurio. Si cada semana se recogen muestras de los componentes de la materia prima y los combustibles, las muestras compuestas cada mes se prepararán con las muestras semanales. Todos los meses se debe analizar cada muestra compuesta para determinar las concentraciones de mercurio representativas de ese mes específico.

Los métodos analíticos usados para determinar la concentración de mercurio pueden ser los de la EPA o la ASTM, por ejemplo EPA 1631⁴⁸ o 7471b⁴⁹. El análisis químico se lleva a cabo mediante espectroscopía de absorción atómica de vapor frío (CVAAS) o espectroscopía de fluorescencia atómica de vapor frío (CVAFS) o mediante espectrometría de masa con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS).

La tasa mensual de suministro (suministro másico de mercurio por mes) es tanto el producto de la concentración de mercurio de las muestras mensuales como la masa respectiva de los componentes de la materia prima y los combustibles introducidos en el proceso. La tasa de suministro consecutivo de mercurio durante 12 meses (suministro másico de mercurio por año) es la suma de las doce cifras distintas registradas cada mes.

Ventajas⁵⁰: bajo costo anual con relación a los métodos continuos o semicontinuos (suponiendo un muestreo mensual y una muestra compuesta de una semana por cada mes); representatividad de la exactitud media respecto de los promedios de emisión a largo plazo; precisión media; los resultados se presentan fundamentalmente en mercurio total.

Desventajas: poca exactitud a niveles de emisión bajos; el método tal vez no sea utilizable para demostrar el cumplimiento de los límites de emisión con arreglo a los límites impuestos a las emisiones.

Métodos manuales para la medición por puntos del mercurio (Métodos por borboteadores)

Los métodos manuales de muestreo y análisis de los gases de chimenea en la fabricación de cemento desempeñan una importante función en la verificación del cumplimiento en el mundo en desarrollo, y se utilizan con frecuencia con ese fin. En pocos países desarrollados (Alemania, Estados Unidos), los reglamentos están cambiando los requisitos de muestreo por puntos y análisis continuos (SMCE mediante analizador o trampas materiales absorbentes) en la chimenea, que proporcionan una mejor caracterización de las emisiones. La medición de las emisiones de mercurio por métodos manuales puede formar parte de una campaña anual para medir las emisiones de otros contaminantes en la fabricación de cemento.

Las normas de medición por puntos del mercurio son fundamentalmente las de los Estados Unidos y Europa. El Japón tiene sus propias normas, que pueden ser diferentes en cuanto a la forma de medir el mercurio. En el capítulo sobre monitorización del documento de orientación sobre las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales se presentan y se describen brevemente los métodos de ensayo usuales de muestreo y medición del

⁴⁵ ASTM Method D2234: Standard Practice for Collection of a Gross Sample of Coal.

⁴⁶ ASTM Method D2013: Standard Method of Preparing Coal Samples for Analysis.

⁴⁷ European Standard EN 932-1: Tests for general properties of aggregates. Methods for sampling.

⁴⁸ US.EPA Method 1631: Mercury in Water by Oxidation, Purge and Trap, and Cold Vapor Atomic Fluorescence Spectrometry. Revision E, agosto de 2012.

⁴⁹ US.EPA Method 7471b: Mercury in solid or semisolid waste (manual cold-vapor technique). Revision 2, febrero de 2007.

⁵⁰ Las ventajas y desventajas de todos los métodos, en el caso de instalaciones alimentadas con carbón, se basan fundamentalmente en: E. Mazzi, Glesmann, S., Bell, A (2006). Canada Wide Standards Mercury Measurements methodologies for coal-fired power plants. EPRI-EPA-DOE-AW&MA Power Plant Air Pollutant Control "MEGA" Symposium, 28 a 31 de agosto de 2006, Baltimore, Maryland (Estados Unidos), <http://www.ires.ubc.ca/files/2010/05/MazziMegapaper152006final.pdf>.

mercurio en las emisiones de gases de chimenea en Europa (métodos de EN) y en los Estados Unidos (métodos de la US EPA y la ASTM), que se pueden usar en las fábricas de cemento.

En el caso de los hornos con molinos de materia prima en línea, una cuestión fundamental relacionada con todo tipo de muestreo de los gases de chimenea es que las emisiones de mercurio suelen variar mucho según el modo de funcionamiento del molino. Los ensayos que se realizan durante los modos de funcionamiento con el molino andando y fuera de servicio son necesarios para cuantificar las emisiones a largo plazo.

Ventajas: gasto anual más bajo en relación con los métodos continuo, discontinuo y del balance de masa; por regla general el mercurio se determina como parte de una gran campaña de medición de diversos contaminantes para reducir los costos; la medición por puntos se ha usado en todo el mundo; exactitud y precisión media a alta a bajos niveles de emisión; es posible la especiación del mercurio.

Desventajas: debido a que los resultados corresponden a un breve período, es imposible tener un panorama claro de las emisiones en el transcurso del tiempo; la representatividad media a largo plazo carece de exactitud; y el método tal vez no se pueda usar para demostrar el cumplimiento de los límites de emisión con arreglo a la manera en que se han establecido los límites.

Mediciones durante un período prolongado

Sistemas de monitorización de trampas materiales absorbentes

El método semicontinuo usa material absorbente para atrapar las emisiones de Hg que serán sometidas a análisis posteriormente mediante espectroscopía de fluorescencia atómica de vapores fríos. Este método puede caracterizar con exactitud las emisiones de una fábrica de cemento y tal vez no sea tan costoso como el SMCE, además es más fácil ponerlo en marcha y mantenerlo. Los métodos de referencia se describen en el capítulo sobre monitorización del documento de orientación sobre las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales.

En los Estados Unidos, los sistemas de monitorización que usan trampas materiales absorbentes están autorizados para la monitorización de emisiones de mercurio de las fábricas de cemento. Los sistemas que usan trampas materiales absorbentes no se han aprobado como sistemas de monitorización de las emisiones de mercurio en la Unión Europea, debido a que el límite de emisión se ha definido como el promedio diario y, en parte, a que, a nivel nacional, los límites se establecen para un período más breve aún. En los Estados Unidos, se entiende por valor límite de las emisiones la media registrada de 30 días (consecutivos), por lo que la medición con ese sistema es admisible y prácticamente todos la usan.

Ventajas: costo medio anual comparado con otros métodos mencionados; alta exactitud de los bajos niveles de mercurio; representatividad media a alta de las emisiones medias a largo plazo; alta precisión.

Desventajas: posible obstrucción de las trampas materiales absorbentes debido a las elevadas emisiones de mercurio consiguientes, p. ej., cuando el molino está fuera de servicio; el método tal vez no se pueda usar para demostrar el cumplimiento de los límites de emisiones según la manera en que se establezcan los límites de emisión; el método no proporciona datos continuos sobre el mercurio que se puedan usar para poner en funcionamiento controles del mercurio de la manera más eficaz.

Sistemas de monitorización continua de las emisiones de mercurio

La monitorización continua de las emisiones es un instrumento importante para conocer más a fondo las fluctuaciones en el tiempo de las emisiones de mercurio dimanantes de fuentes estacionarias que guardan relación con su funcionamiento y controlar el funcionamiento de los dispositivos de reducción del mercurio. En Europa, algunos países, como Alemania y Austria, han establecido la obligación de instalar sistemas de monitorización continua de las emisiones de mercurio (SMCE del mercurio) en las fábricas de cemento que utilizan combustibles alternativos.

En Alemania, desde 2000 se han tenido que instalar SMCE del mercurio en los hornos de cemento que utilizan combustibles alternativos. En los años noventa se instaló la primera generación de SMCE del mercurio, que fue sometida a ensayos de idoneidad entre 1994 y 2001. La experiencia demostró que, a pesar de haberse completado con éxito los ensayos de la idoneidad del SMCE, a la larga, surgieron dificultades en la práctica en relación con su funcionamiento estable. Con el tiempo se fueron modificando y perfeccionando los instrumentos, como parte de la experiencia adquirida con su uso.

En 2013, en los Estados Unidos se aprobó un reglamento definitivo en el que se establecían normas de emisión para los contaminantes orgánicos peligrosos aplicables a la industria de fabricación de cemento Portland, que incluía límites específicos para el mercurio. De conformidad con este reglamento, las fábricas de cemento sujetas a limitaciones de las emisiones de mercurio tienen la obligación de cumplir las normas sobre el mercurio mediante el funcionamiento de los SMCE del mercurio o un sistema de monitorización basado en trampas materiales absorbentes.

Ventajas: exactitud media a alta a bajos niveles; alta representatividad de los promedios a largo plazo; precisión media a alta; suministro continuo de datos que se pueden usar para poner en marcha controles del mercurio de la manera más eficaz.

Desventajas: costo anual más elevado en comparación con otros métodos; procedimiento para garantizar la calidad periódicamente, personal experimentado para atender las necesidades de calibración y mantenimiento; requiere calibración de las operaciones de pulverización de la materia prima tanto de entrada como de salida, porque normalmente los niveles de mercurio exceden los del molino calibrado en el lapso en que el molino está fuera de servicio.

Apéndice

Comportamiento del mercurio en las fábricas de producción de clínker

Dado que la temperatura es el parámetro más importante a los efectos del comportamiento del mercurio y sus compuestos en el sistema de producción del clínker, las diferentes especies de mercurio y las condiciones de reacción se explicarán conforme al perfil de temperaturas (véase la figura 6.1), empezando por el extremo más caliente que es la cámara de combustión principal del horno rotatorio y terminando por el filtro de polvo y las emisiones de la chimenea.

Además, la figura 6.1 muestra el perfil de temperaturas y ofrece una síntesis no exhaustiva de los demás sustancias que posiblemente participen en la reacción y los respectivos productos de la reacción. Vale decir también que, en principio, las especies de mercurio son de tres tipos: mercurio elemental (Hg^0) y las formas mercuriosas (Hg^+) y mercuríicas (Hg^{2+}).

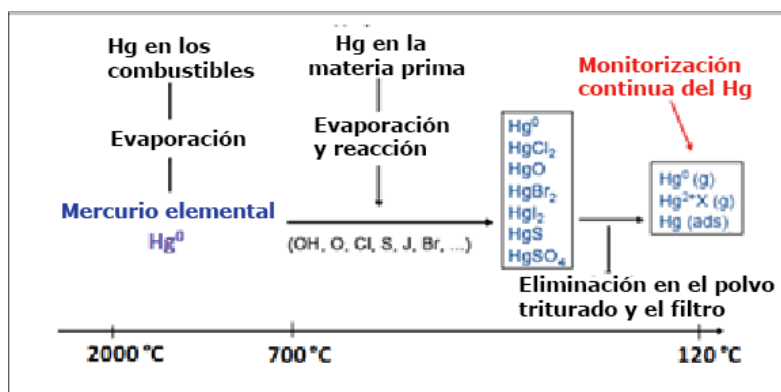


Figura 6.1: Posibles reacciones de conversión del mercurio en el proceso de producción del clínker (Renzoni *et al.*, 2010; Oerter/Zunzer, 2011; ECRA, 2013)

Son tres los posibles puntos de entrada del mercurio (cámara de combustión principal, cámara secundaria y precalcinador, y crudo) cuya importancia se analizará como procede.

Cámara de combustión principal y horno rotatorio

Los cálculos del equilibrio termodinámico indican que cuando la temperatura registra de 700°C a 800°C, solo el mercurio elemental está presente en la fase gaseosa (Martel, 2000; Schreiber *et al.*, 2005; Krabbe, 2010). Esto es importante para la cámara de combustión principal y el horno rotatorio donde las temperaturas de los gases llegan a los 2000°C (véase la figura 3). De manera que todos los compuestos de mercurio que entran en el sistema a través de la cámara de combustión principal se transforman en mercurio elemental y salen del horno para entrar en el precalcinador. Como ya se señaló antes, el clínker prácticamente no contiene mercurio alguno.

Precalentador

En el precalentador existen condiciones de reacción complejas con un perfil de temperaturas de la etapa gaseosa de unos 900°C a 1000°C a la entrada del horno y 270°C a 450°C después del precalentador. En caso de que en la instalación se desvíe el cloro, se podrá extraer una parte del mercurio elemental, una parte del cual será adsorbido en el polvo del filtro y la otra parte se emitirá a la atmósfera. El mercurio elemental del horno puede ser transformado en parte en otras especies en el precalentador.

Ya se explicó en otros párrafos el proceso de alimentación de mercurio a través de la cámara de combustión principal. El siguiente punto de entrada es la cámara de combustión secundaria, como podrían ser los combustibles que se utilizan (convencionales o derivados de desechos) para calentar el horno o el precalcinador (véase la figura 3). A temperaturas por encima de 700°C a 800°C, el mercurio presente en los combustibles se convertirá en mercurio elemental, que, como ya se explicó antes, se puede transformar en otras especies de mercurio en el precalentador.

En las plantas de producción de clínker, las principales especies de mercurio tienden a ser mercurio elemental, cloruro de mercurio (HgCl_2) y óxido de mercurio (HgO); otras especies de mercurio tienen menos importancia (ECRA 2013). Estas tres especies son sumamente volátiles. La descomposición del óxido de mercurio tiene lugar a temperaturas que superan los 400°C.

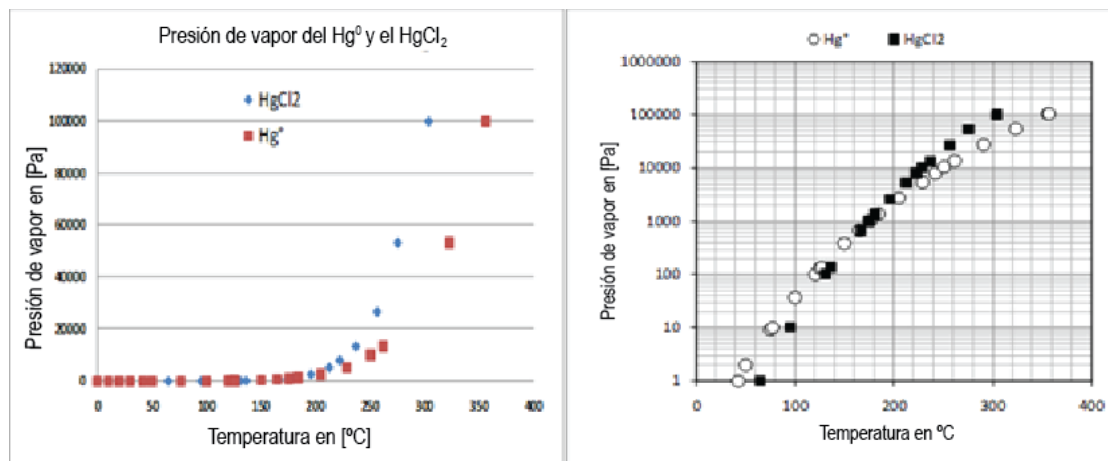


Figura 6.2: Dependencia entre la presión de vapor de Hg° y HgCl_2 y la temperatura (el gráfico de la izquierda muestra la escala lineal y el de la derecha, la logarítmica) (Holleman-Wiberg, 1985; CRC Handbook, 1976; CRC Handbook, 1995; CRC Handbook, 2012)

La presión de vapor del mercurio elemental y el cloruro de mercurio aumenta exponencialmente con el aumento de la temperatura, como se muestra en la figura 6.2, que indica las curvas correspondientes en escala lineal y logarítmica.

Los números muestran la gran volatilidad de estas especies de mercurio. En consecuencia, se volatilizan en el precalentador y permanecen en estado gaseoso. Estas propiedades físico-químicas se confirman en las pruebas de volatilización del crudo, que representa el tercer suministro. Estas pruebas indican que el crudo contiene diferentes especies de mercurio que se volatilizan entre los 180°C y los 500°C. En la figura 6.3, el gráfico de la izquierda muestra las curvas de volatilización del mercurio de cuatro crudos diferentes.

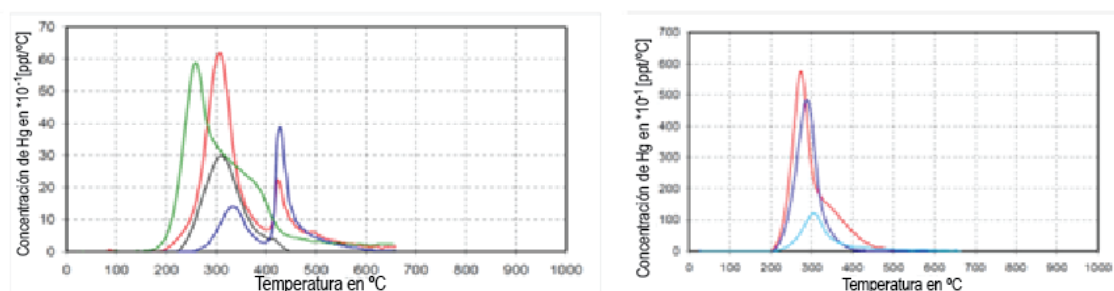


Figura 6.3: Curvas de volatilización del Hg de 4 crudos (diagrama de la izquierda) y de 3 polvos de filtro (diagrama de la derecha) (AiF, 2008)

Al ser comparadas, las curvas de volatilización correspondientes a los polvos del filtro son más estrechas (180°C a 400°C), e indican la presencia de mercurio elemental, cloruro de mercurio y óxido de mercurio al ser adsorbidas a la superficie de las partículas de polvo (gráfico de la derecha en la figura 6.3).

La mencionada gama de temperaturas de volatilización de las especies de mercurio significa que la mayor parte del mercurio presente en el crudo se ha volatilizado ya en los dos primeros extractores de polvo de la parte superior del precalentador (AiF, 2008; Paone, 2008; Renzoni *et al.*, 2010). Debido a la cinética de la reacción, en el precalentador no se puede producir una volatilización del 100%, pero sí algo cercana, que se completará totalmente en el horno.

Ya se señaló que el mercurio se enriquece entre el precalentador y el filtro de polvo debido a la formación del mencionado ciclo externo. La disminución de la temperatura del gas y la adsorción significan que, en cierta medida, se elimina mercurio (fundamentalmente según la temperatura del gas) con el polvo del filtro que se recicla al crudo para ser alimentado al precalentador donde el mercurio se vuelve a volatilizar. De esa manera se forma el ciclo externo del mercurio, como se ilustra en la figura 6.4, donde se consideran tanto el reciclado del polvo del filtro como su eliminación.

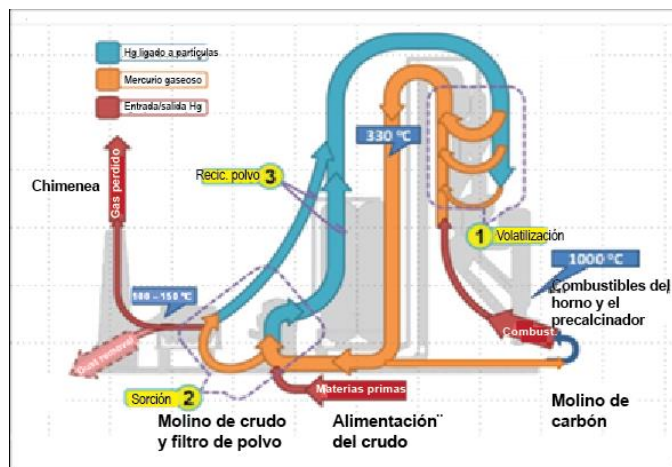


Figura 6.4: Ciclo externo del mercurio en una planta de producción de clínker que recicla y elimina el polvo del filtro (basado en Sikkema *et al.*, 2011)

El gas que sale del precalentador suele contener un 5% a 10% de polvo específico del clínker, o sea, 50 a 100 g de polvo por kg de clínker. Las plantas modernas tienen extractores de polvo más eficaces en la parte superior. En estos casos, el contenido de polvo específico del clínker no llega al 5%. Directamente después del precalentador, la mayoría de las especies de mercurio siguen permaneciendo casi completamente en estado gaseoso y sin ligarse a las partículas. El calor de los gases perdidos se recupera además mediante intercambio de calor cuando pasan por el molino para secar el crudo. En casi todos los sistemas modernos que tienen un molino de rodillos, el gas no se somete a tratamiento antes de entrar en el molino; por otra parte, en el molino se rocía agua para controlar la temperatura de salida. En los sistemas de molino de bolas, a veces se usa la atomización de agua para controlar la temperatura de salida del molino, pero lo más frecuente es que una cantidad de gas caliente extraído del molino se ajuste para controlar la temperatura de salida y el resto del gas se desvía y pasa alrededor del molino, y muchas veces atraviesa la torre de tratamiento situada antes del filtro (o se combina con el gas de salida del molino antes de entrar en el filtro). La inyección de agua en la torre de tratamiento se usa siempre en las operaciones con el molino fuera de servicio.

El enfriamiento del molino de materias primas o de la torre de tratamiento produce la primera gran transformación de las especies de mercurio del estado gaseoso a las partículas de polvo. También se produce una pequeña cantidad de polvo en la torre de tratamiento.

En el molino de materias primas tiene lugar el intercambio de calor y, por eso, el gas se sigue enfriando. En caso de una temperatura del orden de 0°C a 400°C, se ha demostrado que la presión de vapor aumenta exponencialmente. Lo mismo ocurre con las temperaturas de cerca de 90°C a 190°C en que funcionan los filtros de polvo (figura 6.5).

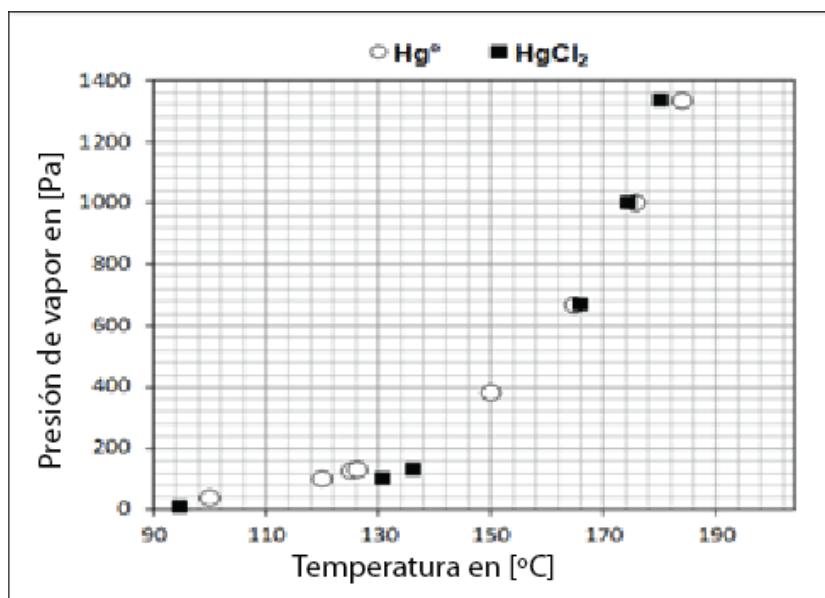


Figura 6.5: Dependencia de la presión de vapor respecto del Hg° y el HgCl₂ a temperaturas entre 90°C y 190°C (Schoenberger, 2015)

Cuando observamos la curva, parece lógico que la minimización de la temperatura de los gases perdidos dé por resultado un porcentaje más alto del mercurio ligado a partículas, que se puede eliminar en el filtro de polvo. En

condiciones de eliminación optimizadas, se eliminará un porcentaje muy elevado de partículas de polvo. Por eso, a temperaturas de los gases perdidos por debajo de 130°C, la eficacia de eliminación del mercurio supera el 90% (Kirchartz, 1994, pág. 79; Oerter, 2007; Hoenig, 2013; ECRA, 2013).

En la modalidad de funcionamiento compuesta (el molino funcionando), los gases de escape pasan al molino para secar la materia prima. En la mayoría de los casos, parte de los gases del precalentador evitan pasar por el molino y por eso no se pueden enfriar de la misma manera antes de ser mezclados con los que salen del molino antes de entrar al filtro.

Del silo, el mercurio, junto con el crudo, regresa al precalentador y allí se vuelve a volatilizar y es eliminado de nuevo. De esta manera se forma el ciclo. En consecuencia, el silo actúa como un gran separador y depósito y contiene la mayor parte del mercurio total presente en todo el sistema en un momento determinado (véase la figura 6.4).

En el caso del modo de funcionamiento directo, el gas que sale del precalentador pasa todo por la torre de tratamiento, no por el molino, y se dirige al filtro de polvo; entonces el gas no se enfría de la misma manera que lo hace en el modo de funcionamiento compuesto. En consecuencia, por una parte, el polvo del precalentador (con su contenido de mercurio) no se diluye con el crudo y, por la otra, la temperatura de los gases (los gases perdidos) es más alta porque no se produce intercambio de calor en el crudo.

Se hizo un estudio de la relación entre el ciclo externo, el enriquecimiento del mercurio, la influencia de la temperatura de los gases perdidos y los modos de funcionamiento, que fue presentado con lujo de detalles por primera vez en 2001 (Schäfer/Hoenig, 2001). Las cifras presentadas en esa publicación se han publicado varias veces (VDZ Activity Report, 2002; Oerter, 2007; Renzoni *et al.*, 2010; Oerter/Zunzer, 2011; Hoenig, 2013; ECRA, 2013). En la figura 6.6 se muestra uno de los gráficos de cómo funcionan la curva de emisiones de mercurio (los valores se determinaron de forma continua), la temperatura correspondiente de los gases perdidos y la duración de los modos de funcionamiento compuesto y directo con el reciclado del polvo del filtro que se ha eliminado, es decir durante un período de una semana.

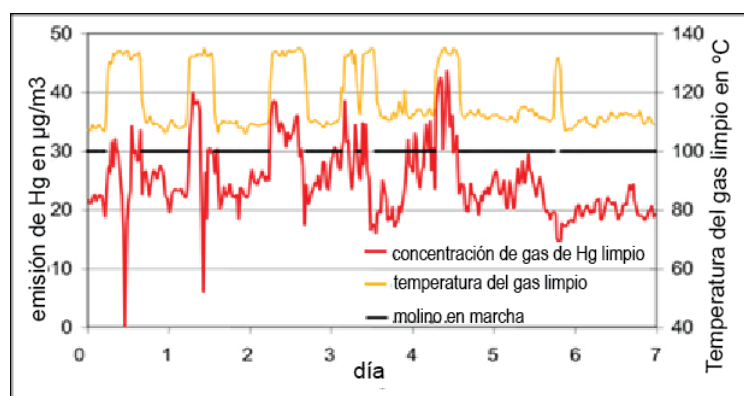


Figura 6.6: Emisiones de mercurio de un horno rotatorio seco para la producción de clínker sin reciclado del polvo del filtro durante una semana con indicación de la temperatura de los gases perdidos después de pasar por el precipitador electrostático (temperatura del gas limpio) y el tiempo de permanencia en el molino de materia prima (en marcha), según Schäfer/Hoenig, 2001, citado también en VDZ Activity Report, 2002; Oerter, 2007; Renzoni *et al.*, 2010; Oerter/Zunzer, 2011; Hoenig, 2013; ECRA, 2013

Ha quedado claramente demostrado que la temperatura de los gases perdidos y las emisiones son más altas en el modo de funcionamiento directo. Esto se debe al enriquecimiento del mercurio en el ciclo externo durante el modo de funcionamiento compuesto. El porcentaje de tiempo en el modo directo fue de cerca del 26%. Un porcentaje menor de este modo se suele relacionar con factores de enriquecimiento más altos. El ejemplo de 2001 demuestra a las claras que las emisiones de mercurio son más altas durante el funcionamiento directo pero la diferencia es menor en un factor de dos; por otra parte, otras plantas informan de factores mucho más altos: de hasta 400 (Linero, 2011).

Las razones de que existan diferentes factores son:

- El contenido de polvo en el gas que sale del precalentador: gracias a los extractores de polvo nuevos o modernizados del precalentador, el contenido de polvo es menor y, por eso, después de la precipitación a temperaturas más bajas, la concentración de mercurio en el polvo es más alta.
- La relación entre el modo de funcionamiento directo y el compuesto: suele ser de entre 50:50 y 90:10. En proporciones más altas, el mercurio puede enriquecerse más en el ciclo externo y, por eso, aumenta el factor de las emisiones de mercurio entre los modos de funcionamiento compuesto y directo.
- La temperatura del gas de desecho: mientras más baja es la temperatura de los gases perdidos, menor es la presión de vapor y mayor la precipitación de especies de mercurio en partículas de polvo.

- La eficacia de eliminación del filtro de polvo: en otros tiempos, las concentraciones de polvo emitidas eran de 50 a 100 mg/Nm³. Desde que comenzaron a aplicarse los filtros de bolsa con un mejor diseño, se están logrando concentraciones de polvo de menos de 10 o incluso menos de 1 mg/Nm³. Junto con las bajas temperaturas de los gases perdidos, esto también contribuye a disminuir las emisiones de mercurio.

Otro factor importante es la eliminación del polvo del filtro mediante una válvula y la medida en que se elimina el polvo del filtro. En la figura 6.7 se muestra el esquema de uso de una válvula para eliminar el polvo del filtro.

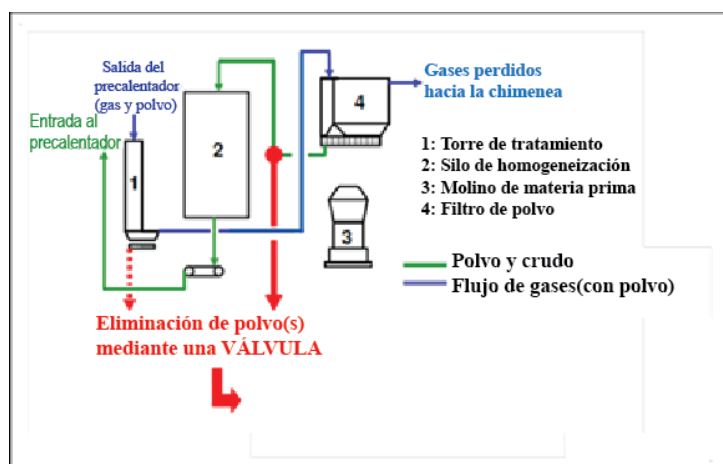


Figura 6.7: Esquema de la instalación de una válvula para eliminar el polvo del filtro (Waltisberg, 2013)

Por consiguiente, la emisión de mercurio es más constante, como se indica en la figura 6.8. No obstante, el período señalado es relativamente breve (cinco días) y la relación entre el funcionamiento directo y el compuesto es alta (88:12) en ese momento (2001).

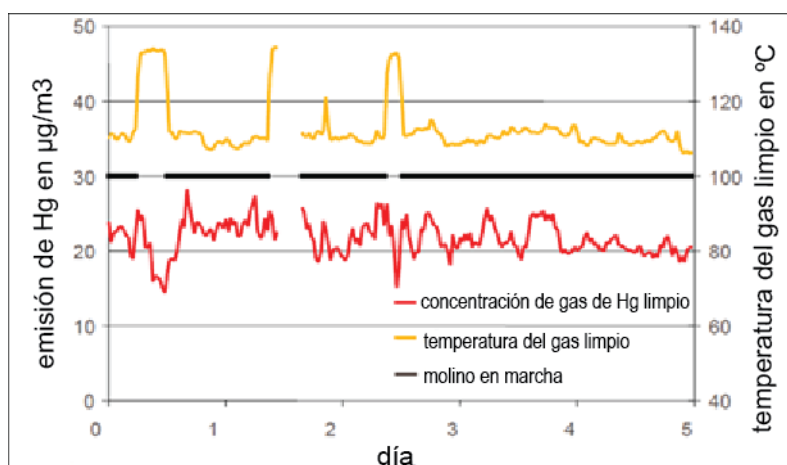


Figura 6.8: Emisiones de mercurio de un horno rotatorio seco para la producción de clínker con reciclado de los polvos del filtro durante cinco días con indicación de la temperatura de los gases perdidos tras el precipitador electrostático (temperatura del gas limpio) y los períodos de actividad del molino de materias primas, basado en Schäfer/Hoenig, 2001, citado también en VDZ Activity Report, 2002; Oerter, 2007; Renzoni *et al.*, 2010; Senior *et al.*, 2010; Oerter/Zunzer, 2011; Hoenig, 2013; ECRA, 2013

El efecto de eliminación del polvo es obvio.

La figura 6.9 muestra el efecto en las emisiones de mercurio calculado a partir del porcentaje de operaciones directas con eliminación de polvo y sin ella al 100% durante el funcionamiento directo. La diferencia en el caso de operaciones compuestas es muy pequeña, sin embargo es significativa en las operaciones directas. Si no se elimina polvo, las emisiones de mercurio a la atmósfera aumentan extraordinariamente, siempre que la eficacia de eliminación del filtro de polvo sea constante. Gracias a la eliminación del polvo, las emisiones de mercurio se pueden reducir hasta un 35% o 40%, según las condiciones específicas. En la figura 6.9 se ofrece un ejemplo sobre la base de determinados supuestos. En otros casos, la reducción puede ser menor o mayor, p. ej. se ha informado de un 78% en otros lugares (Renzoni *et al.*, 2010, p. X). Los usos prácticos muestran en lo fundamental tasas de reducción entre el 10% y el 35%.

La concentración de mercurio del polvo del filtro depende también de circunstancias específicas. Si la eficacia de eliminación del mercurio presente en el polvo del filtro es mayor del 90%, la temperatura de los gases perdidos de alrededor de 100°C, la relación entre las operaciones compuestas y directas de 90:10, y el nivel de suministro de

mercurio no es bajo, se puede alcanzar una concentración de mercurio en el polvo del filtro de 40 mg/kg (Renzoni *et al.*, 2010, p XI).

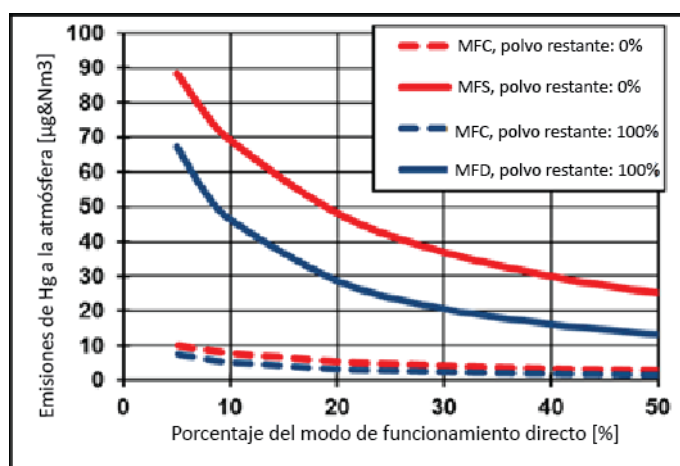


Figura 6.9: Impacto del porcentaje de modos de funcionamiento directo sin eliminación de polvo y con un porcentaje de eliminación del polvo del 100% durante el funcionamiento directo.

Nota explicativa: MFC– modo de funcionamiento compuesto; MFD – modo de funcionamiento directo

Formas químicas del mercurio emitido

El transporte y la deposición de mercurio en la atmósfera depende en gran medida de si el mercurio es elemental u oxidado (PNUMA, Evaluación del mercurio, 2013, pág. 19). El mercurio elemental permanece en la atmósfera durante un tiempo suficiente para ser transportado al resto del mundo (el ciclo de permanencia actual estimado en la atmósfera es de 0,5 y 1,5 años), mientras que el mercurio oxidado y en forma de partículas dura mucho menos (varias horas a días) y, por esa razón, se le puede eliminar más rápido mediante deposición húmeda o seca (PNUMA, Hg, 2008, pág. 65). En consecuencia, el mercurio elemental gaseoso es un contaminante mundial, mientras que los compuestos de mercurio oxidado y los relacionados con partículas se depositan a nivel regional (PNUMA, Hg, 2008, pág. 65). Debido a que la capacidad de aglutinación del mercurio guarda relación con su captación, es importante conocer las formas químicas que emiten las fábricas de cemento.

En la figura 6.10 se recopilan los datos suministrados por fuentes diferentes. Hay fábricas en las que predomina el mercurio elemental y otras, en que predomina el mercurio oxidado. El coeficiente entre las emisiones de mercurio elemental y de mercurio oxidado depende de condiciones específicas, lo que significa que no se puede establecer una relación.

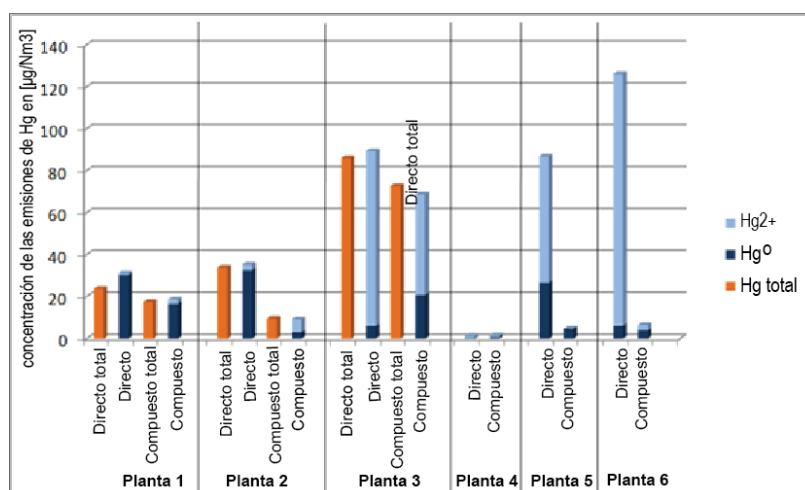


Figura 6.10: Emisiones a la atmósfera de mercurio elemental y mercurio oxidado según diferentes fuentes

Información sobre las fuentes de datos:

Planta 1 y planta 2: Oerter/Zunzer, 2011

Planta 3: VDZ Activity Report, 2002

Planta 4: Mlakar *et al.*, 2010

Planta 5 y planta 6: Linero, 2011

Referencias

- AiF, 2008: Arbeitsgemeinschaft industrieller Forschungsvereinigungen (AiF), AiF-Forschungsvorhaben-Nr. 14547 N: Betriebstechnische Möglichkeiten zur Minderung von Hg-Emissionen an Drehrohranlagen der Zementindustrie (2008)
- Barnett, 2013: Barnett, K. (official of the US-EPA), Final Portland Cement Rule 2013, http://www.unep.org/chemicalsandwaste/Portals/9/RoundTableMercury_6_24-13-final.pdf
- BREF CLM, 2013: Reference Document on Best Available Techniques in the Cement, Lime and Magnesium Oxide Manufacturing Industries, (2013), online: http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/CLM_Published_def.pdf
- CEMBUREAU, 1997: BAT for the cement industry, November 1997 / Information for cement and lime BREF 2001
- CRC Handbook, 1976: CRC Handbook of Chemistry and Physics 1976-1977, CRC Press, Inc., 57rd edition (1976), D-185, D-191
- CRC Handbook, 1995: CRC Handbook of Chemistry and Physics 1995–1996, CRC Press, Inc., 76rd edition (1995), 6–77, 6–110
- CRC Handbook, 2012: CRC Handbook of Chemistry and Physics 2012-2013, CRC Press, Taylor&Francis Group Boca Raton, United States, 93rd edition (2012), 6–88, 9–92
- ECRA, 2013: Hoenig, V., Harrass, R., Zunzer, U., Guidance Document on BAT-BEP for Mercury in the Cement Industry, Technical report of the European Cement Research Academy (ecra) on behalf of WBCSD Cement Sustainability Initiative (2013)
- Erhard/Scheuer, 1993: Erhard, H.S., Scheuer, A., Brenntechnik und Wärmewirtschaft, Zement-Kalk-Gips 46 (1993) No. 12, pp. 743–754
- Eriksen et al., 2007: Eriksen, D.Ø., Tokheim, L.-A., Eriksen, T.A., Meyer, J., Qvenild, C., Assessment of mercury emissions at Norcem's cement kiln by use of 203Hg-tracer, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry 273 (2007) No. 3, pp. 739–745
- Hoenig, 2013: Hoenig, V., Sources of mercury, behavior in cement process and abatement options, Presentation at the event “Cement Industry Sector Partnership on Mercury, Partnership Launch Meeting” of European Cement Research Academy on 19 June 2013, http://www.unep.org/hazardoussubstances/Portals/9/ECRA_WBCSD-CSI%20Mercury_20130618_upload.pdf
- Holleman-Wiberg, 1985: Holleman, A.F., Wiberg, E., Lehrbuch der Anorganischen Chemie, 91.-100. Verbesserte und stark erweiterte Auflage, Walter de Gruyter, Berlin/New York (1985), pp. 1042–1049
- Kirchartz, 1994: Kirchartz, B., Reaktion und Abscheidung von Spurenelementen beim Brennen des Zementklinkers, VDZ-Schriftenreihe der Zementindustrie, (1994) Heft 56, Verlag Bau + Technik, Düsseldorf, Germany
- Krabbe, 2010: Krabbe, H.-J., Grundlagen zur Chemie des Quecksilbers am Beispiel von Rauchgasreinigungsanlagen, Manuscript of the presentation at the ‘VDI Wissensforum – Messung und Minderung von Quecksilberemissionen’ on 28 April 2010 in Düsseldorf, Germany (2010)
- Lafarge Wörsching, 2015: Lafarge Zement Wörsching GmbH. Wlazbachtal/Germany, personal communication (2015)
- Linero, 2011: Linero, A.A., Synopsis of Mercury Controls at Florida Cement Plants, Manuscript for presentation at the 104th Annual Conference and Exhibition of the Air and Waste Management Association in Orlando, Florida, United States, on 22 June 2011
- Locher, 2000: Locher, F.W., Zement – Grundlagen der Herstellung und Verwendung, Verlag Bau und Technik (2000)
- Martel, 2000: Martel, C., Brennstoff- und lastspezifische Untersuchungen zum Verhalten von Schwermetallen in Kohlenstaubfeuerungen, VDI Fortschritts-Berichte, Reihe 15, Nr. 225 (2000)
- Mlakar et al., 2010: Mlakar, L.T., Horvat, M., Vuk, T., Stergaršek, A., Kotnik, J., Tratnik, J., Fajon, V., Mercury species, mass flows and processes in a cement plant, Fuel 89 (2010) pp. 1936–1945

- Netherlands, 1997: Dutch notes on BAT for the production of cement clinker: Information for cement and lime BREF 2001
- Oerter, 2007: Oerter, M., Influence of raw materials on the emissions of mercury, presentation at the seminar of the European Cement Research Academy (ecra) on 26 April 2007
- Oerter/Zunzer, 2011: Oerter, M., Zunzer, U., Messung und Minderung von Quecksilber in der Zementindustrie, manuscript and presentation at the VDI Fachkonferenz „Messung und Minderung von Quecksilber-Emissionen“ on 13 April 2011
- Paone, 2008: Paone, P., Heavy metals in the cement industry: A look at volatile cycles and simple mitigation techniques, <http://www.asocem.org.pe/bivi/sa/dit/icem/01-04-2008.pdf>
- Paone, 2009: Paone, P., Mercury reduction technologies for cement production, 7th Colloquium of Managers and Technicians of Cement Plants – “Development, innovation and sustainability: the three cornerstones of cement industry” in Malaga, Spain, in November 2009
- Permit Cementa AB, 2007: Permit from Stockholms Tingsrätt, M 26737-05, issued to Cementa AB, Slite, in 2007
- Renzoni et al., 2010: Renzoni, R., Ullrich, C., Belboom, S., Germain, A., Mercury in the Cement Industry, Report of the University of Liège independently commissioned by CEMBUREAU (2010), online: www.unep.org/hazardoussubstances/Portals/9/Mercury/A_Inventories/CEMENT%20Industry%20-%20Hg%20report%20CEMBUREAU%20April%202010.pdf
- SC BAT Cement, 2008: Secretariat of the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, Guidelines on Best Available Techniques and provisional Guidance on Best Environmental Practices relevant to Article 5 and Annex C of the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, Section V.B. – Part II Source category (b): Cement kilns firing hazardous waste (2008)
- Schoenberger, 2009: Schoenberger, H., Integrated pollution prevention and control in large industrial installations on the basis of best available techniques – The Sevilla Process, *Journal of Cleaner Production* 17 (2009) pp. 1526–1529
- Schoenberger, 2015: Schoenberger H., Personal communication, 2015
- Schreiber et al., 2005: Schreiber, R.J., Kellet, C.D., Joshi, N., Inherent Mercury Controls Within the Portland Cement Kiln System, Research & Development Information, Skokie, Illinois, United States, Portland Cement Association, Serial No. 2841 (2005)
- Schäfer/Hoenig, 2001: Schäfer, S., Hoenig, V., Operational factors affecting the mercury emissions from rotary kilns in the cement industry, *Zement Kalk Gips* 54 (2001) No. 11, pp. 591–601
- Schäfer/Hoenig, 2002: Schäfer, S., Hoenig, V., Effects of process technology on the behaviour of mercury in the clinker burning process: Technical Field 6: Sustainability and cement production; Presentation slides and documentation in: *Process Technology of Cement Manufacturing: VDZ Congress 23-27 September 2002 in Düsseldorf, Germany, Verein Deutscher Zementwerke (VDZ) (Hrsg.), Verlag Bau+Technik (2003) pp. 484–488*
- Sikkema et al., 2011: Sikkema, J.K., Alleman, J.E., Ong, S.K., Wheelock, T.D., Mercury regulation, fate, transport, transformation, and abatement within cement manufacturing facilities: Review, *Science of the Total Environment* 409 (2011) pp. 4167–4178
- Sprung, 1988: Sprung, S., Spurenelemente, *Zement-Kalk-Gips* 41 (1988) No. 5, pp. 251–257
- Ullmann's, 1986: Locher, F.W.; Kropp, J., Cement and Concrete, in *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry*, 5th ed., Vol. A 5 (1986) pp. 489–537
- UNEP Hg, 2008: UNEP, Technical Background Report to the Global Atmospheric Mercury Assessment (2008),
- UNEP Hg Assessment, 2013: UNEP, Global Mercury Assessment: Sources, emissions, releases, and environmental transport (2013), <http://www.unep.org/PDF/PressReleases/GlobalMercuryAssessment2013.pdf>
- US Cement, 2007: USEPA, Letter from F.L Steitman, Vice President, Environmental Affairs, Ash Grove Cement Company to Keith Barnett, SSPD/USEPA. October 1, 2007 accessed at www.regulations.gov, [EPA-HQ-OAR-202-0051-3371]

US Cement, 2010: USEPA, Summary of Environmental and Cost Impacts for Final Portland Cement NESHAP and NSPS, 6 August 2010 available online at http://www.epa.gov/ttn/atw/pcem/summary_impacts.pdf

VDZ Activity Report, 2002: Verein deutscher Zementwerke e.V. (VDZ), Activity Report 1999-2001 (2002)

Waltisberg, 2013: Waltisberg, J., personal communications (2013)

Weisweiler/Keller, 1992: Weisweiler, W.; Keller, A., Zur Problematik gasförmiger Quecksilber-Emissionen aus Zementwerken, Zement-Kalk-Gips (45 (1992) No. 10, pp. 529–532

Zheng, 2011: Zheng Y., Mercury Removal from Cement Plants by Sorbent Injection upstream of a Pulse Jet Fabric Filter, PhD Thesis at the Technical University of Denmark (2011), <http://wwwx.dtu.dk/upload/kt-chec/phd%20thesis,%20yuanjing%20zheng,%20endelig%20version,%20klar%20til%20print.pdf> (accessed 23 January 2014)

Zheng et al., 2012: Zheng, Y.; Jensen, A.D.; Windelin, C.; Jensen, F., Review of technologies for mercury removal from flue gas from cement production processes, Progress in Energy and Combustion Science 38 (2012) pp. 599–629

Apéndice A

Nuevas técnicas

Los expertos técnicos que participaron en la elaboración de las directrices sobre las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales identificaron un grupo de técnicas las cuales, si bien aún pueden hallarse en fase de prueba o piloto, ya han mostradao una eficacia prometedora para el control del mercurio. Las nuevas técnicas están diseñadas para el mercurio o para el control de las emisiones de múltiples contaminantes. A continuación se ofrece información de algunas de esas técnicas. Se reconoce que es probable que esas técnicas no estén aún a disposición de todos los países y que algunas Partes podrán necesitar desarrollar actividades de creación de capacidad y capacitación para poner a prueba esas técnicas y evaluar su viabilidad.

Nuevas técnicas para la combustión del carbón

Hay muchas técnicas nuevas para el control de las emisiones de mercurio en las centrales eléctricas de carbón. A pesar de que aún puedan hallarse en la etapa de prueba o piloto, algunas de las técnicas ya han mostrado una eficacia prometedora para el control de las emisiones de mercurio, así como un bajo costo. Las nuevas técnicas están diseñadas específicamente para el control de las emisiones de mercurio o para el control de las emisiones de múltiples contaminantes. A continuación se brinda información sobre algunas de esas técnicas.

Materiales absorbentes sin carbón

Los óxidos metálicos, como el TiO_2 , son materiales absorbentes sin carbón para el mercurio de los gases de combustión. Estudios de laboratorio y a escala piloto realizados en los Estados Unidos (Suriyawong *et al.*, 2009) arrojaron una eficiencia de captación de mercurio de hasta 94% usando TiO_2 con irradiación ultravioleta. Los materiales absorbentes basados en cobre también se usan para controlar las emisiones de mercurio en gases de combustión resultantes del caldeo con carbón. Se halló que el CuO_x impregnado en materiales absorbentes neutrales de Al_2O_3 ($\text{CuO}_x\text{-Al}_2\text{O}_3$) aumentaba la oxidación catalítica del mercurio elemental en presencia de HCl , y la tasa de adsorción de mercurio era superior al 75% en la primera etapa del proceso de eliminación (Du *et al.*, 2015). El absorbente sin carbón también puede mezclarse con carbón activado para potenciar la eficacia. Una mezcla de $\text{CuO}_x\text{-Al}_2\text{O}_3$ y carbón activado puede eliminar más del 90% de mercurio elemental con un menor costo para aplicaciones industriales (Du *et al.*, 2015).

Plasma atómico

El uso de plasma atómico (PA) ofrece una tecnología prometedora para la oxidación de mercurio elemental. Se reconoce que el plasma atómico es un posible proceso para la eliminación simultánea de NO , SO_2 y mercurio elemental. Las especies químicamente activas, como el O , el OH , el HO_2 y el O_3 , formadas a partir de la descarga de corona pulsada, inducen la oxidación de Hg^0 . El HCl puede promover la oxidación del mercurio debido a los átomos de cloro producidos en el proceso del plasma (Ko *et al.*, 2008). La tasa de oxidación del mercurio elemental mediante el sistema de descargas de barrera dieléctrica, promedia a alrededor de 59% (Jia *et al.*, 2013). Otro estudio mostró que las tasas de oxidación de NO , SO_2 y mercurio elemental mediante el sistema de descarga de corona pulsada alcanzaban 40%, 98% y 55%, respectivamente (Xu *et al.*, 2009).

Coque activado tratado con cerio

El coque activado es un absorbente regenerativo para el control de múltiples contaminantes (NO , SO_2 y mercurio elemental). El coque virgen activado puede eliminar entre 30% y 40% del mercurio elemental, en tanto que, cuando se carga con CeO_2 al 5%, la eficacia del coque activado puede lograr una eficiencia de eliminación de mercurio elemental superior al 60% (Hua *et al.*, 2010).

Módulo de compuesto de polímero absorbente

Esta técnica emplea un compuesto de polímero absorbente que se monta en módulos y se coloca en la fase final del proceso de los sistemas de control de la contaminación atmosférica. Los medios de compuesto de polímero absorbente pueden absorber tanto el mercurio elemental como el oxidado. Los módulos pueden apilarse y cada módulo tiene un determinado potencial de captación de mercurio. En consecuencia, la cantidad de eliminación de mercurio está sujeta al número de módulos utilizados.

La técnica de compuesto de polímero absorbente puede aplicarse en combinaciones con otros sistemas de control de la contaminación atmosférica. La temperatura óptima de adsorción del mercurio del compuesto de polímero absorbente es 85°C , y cuando la temperatura de los gases de combustión es mayor, en la etapa inicial de los módulos de compuesto de polímero absorbente se puede instalar un refrigerante por evaporación.

Las series de módulos de compuesto de polímero absorbente tienen la capacidad de reducir las emisiones de mercurio en un 90% o más. Una característica de la técnica de compuesto de polímero absorbente es que el mercurio captado se separa de los residuos de combustión del carbón, como el agua, el yeso y las cenizas volantes del depurador.

Actualmente la técnica de compuesto de polímero absorbente se ha instalado en centrales eléctricas de carbón de aproximadamente 1.000 MW (ZMWG, 2015).

Procesos nuevos y otros procesos para procesos de tostado y fundición utilizados en la producción de metales no ferrosos (plomo, zinc, cobre y oro industrial especificados en el anexo D del Convenio)

En la presente sección, se examinan procesos de eliminación del mercurio que están surgiendo o cuya aplicación no se ha generalizado.

Depurador de selenio

El depurador de selenio (Sundström, 1975; Reimers *et al.*, 1976; Coleman, 1978; Habashi, 1978) es un depurador húmedo que utiliza la reacción entre el mercurio y el selenio sólido amorfo en ácido sulfúrico. Se emplea fundamentalmente para eliminar altas concentraciones de vapor de mercurio. La concentración del ácido fluctúa entre el 20% y el 40%. La concentración del ácido debe mantenerse dentro de esos límites porque, a bajas concentraciones, se forman compuestos complejos y muy solubles de selenio y azufre, que al reaccionar con el mercurio en el gas anularán la eficacia del ácido. Si la concentración es mayor, el poder oxidante del ácido da lugar a la formación de dióxido de selenio o selenita.

Si el gas que se está tratando contiene suficiente selenio, posiblemente no sea necesario añadir selenio a la solución depuradora. La eficacia de un depurador de selenio en la reducción del mercurio es prácticamente un 90% a 95% y produce concentraciones de mercurio de cerca de 0,2 mg/m³. Sin embargo, cuando las concentraciones del mercurio de entrada son bajas, la eficacia de eliminación posiblemente no llegue al 90%.

Eliminación mediante reacción con ácido sulfúrico

Descripción

Se han elaborado algunas técnicas para controlar las emisiones de mercurio dimanantes de la fundición y tostación que se basan en su reacción con el ácido sulfúrico. El proceso Bolkem se aplica en la planta de ácido y la eliminación con ácido sulfúrico se logra en el 99% de los casos. Este ácido proviene de la parte de adsorción de la planta de ácido y oxida el mercurio a temperatura ambiente. El ácido resultante, que contiene mercurio, se diluye al 80% y el mercurio se precipita como sulfuro con tiosulfato. Después de filtrar el sulfuro mercuríco, el ácido se reincorpora a la etapa de absorción. Por esa razón, no se consume ácido en el proceso.

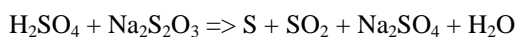
El mercurio también se puede eliminar antes de la etapa de lavado en la planta de ácido⁵¹. El gas, a temperaturas cercanas a los 350°C, se lava a contracorriente con 90% de ácido sulfúrico a unos 190°C en una torre de lecho empacado. El ácido se forma en el lugar a partir del SO₃ contenido en el gas. El proceso se basa en la conversión del mercurio elemental presente en el gas en un sulfato. El ácido se recircula hasta que la solución queda saturada con HgSO₄ y comienza la precipitación. Los cristales de HgSO₄ se separan entonces en un tanque de sedimentación. Además de eliminar el mercurio, en el depurador se eliminarán también otros contaminantes. El mercurio se puede recuperar mezclando los sólidos con óxido de calcio, que se calienta después para destilar el mercurio, que entonces se puede tratar conforme a lo establecido en el Convenio.

Otra posibilidad es que el mercurio se puede precipitar y los lodos de mercurio en el ácido enfriado se pueden eliminar, filtrar y lavar. Entonces, parte del ácido se recicla en la etapa de depuración. En una revisión de este proceso, el mercurio se eliminó de los gases mediante lavado con una solución de iones de selenio, que produjo metal de selenio junto con seleniuro de mercurio (II).

Schulze (2009) describió también un proceso con tiosulfato. En este proceso, la eficacia de absorción del mercurio depende de la acidez y de la temperatura del ácido. Mientras más baja sea la temperatura y mayor la concentración de ácido, mayor será la eficacia de absorción. Para evitar que el mercurio se acumule en el producto, el ácido es esencial para que absorba el vapor de mercurio en la torre de un secadero de dos etapas que funcione con diferentes concentraciones de ácido, en las que la concentración de ácido en la torre del segundo secadero es más alta que la concentración de ácido de los circuitos de absorción al final del proceso.

El ácido que contiene mercurio en las torres de los secaderos tiene que ser depurado antes de su descarga en los circuitos de absorción. Por eso, las corrientes de ácido se acumulan y se tratan con tiosulfato de sodio (Na₂S₂O₃·5H₂O) en tanques de reacción.

La cantidad total de ácido de ambas torres del secadero se recupera con aire en una torre de separación para eliminar el dióxido de azufre disuelto. El ácido recuperado se descarga en un tanque de reacción, al que se ha añadido una solución de tiosulfato de sodio al 40% y un filtro de soporte. El azufre se forma de acuerdo con la siguiente reacción:



⁵¹ http://www.sulphuric-acid.com/techmanual/GasCleaning/gcl_hg.htm; consultado el 16 de abril de 2015.

El azufre reacciona con el mercurio en el ácido para formar sulfuro mercúrico (II), que se precipita. La temperatura en esta etapa es de unos 50°C y la concentración de ácido es de alrededor del 80% del peso. El ácido tratado se derrama hacia un tanque de maduración, en el que se completa la reacción.

En la presente sección se han incluido estos procesos. Sin embargo, no se sabe a ciencia cierta cuántos hornos de fundición o tostación están usando actualmente estos procesos.

Nuevas técnicas para instalaciones de incineración de desechos

1.1 Absorbente de alta eficacia a base de carbón activado

Se ha creado un absorbente de alta eficacia a base de carbón activado cuyo nombre comercial es JFE-Gas-Clean-DX, en el que el carbón activado se empaqueta en una briqueta con una estructura del tipo de lecho fijo y flujo lateral, con lo cual se logra un contacto eficaz entre los gases de combustión y el carbón activado.

En la figura 1 se muestra una ilustración esquemática de cómo es ese dispositivo y en la figura 8 se muestra una briqueta de carbón activado. El dispositivo consta de la briqueta de carbón activado de tamaño compacto, que se puede instalar y sacar fácilmente en la carcasa del dispositivo. Se logra un contacto de alta eficacia entre los gases de combustión y el carbón activado, de manera que se crea un tipo de estructura de flujo lateral con lecho fijo.

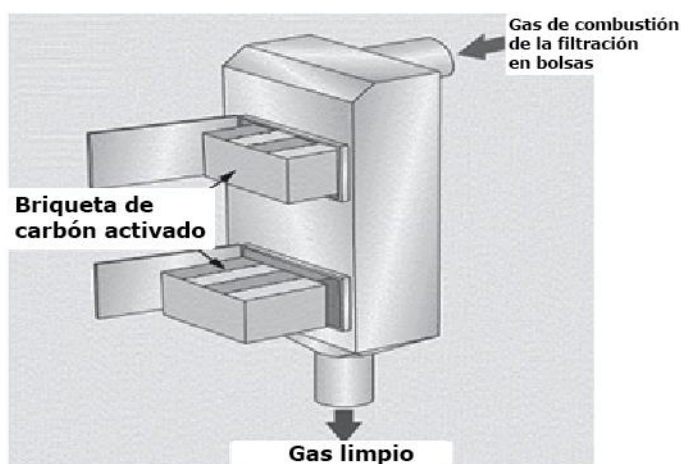


Figura 1: Absorbente de carbón activado

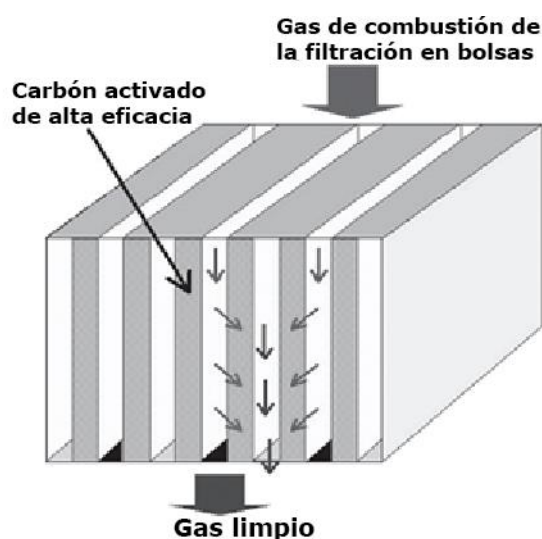


Figura 2: Briqueta de carbón activado

Como se muestra en la figura 2, los gases de combustión se esparcen uniformemente a medida que atraviesan el empaque de múltiples capas delgadas de carbón activado instaladas en la briqueta de carbón activado. Como resultado de ello, se registra una elevada eficacia de contacto entre el carbón activado y las sustancias traza peligrosas presentes en los gases de combustión, de ahí que sea necesaria una gran reducción del carbón activado. Como ventaja adicional, debido a que se utilizan capas delgadas de carbón activado, la presión es baja en comparación con el absorbente convencional de lecho móvil que usa carbón activado, cuya pérdida de presión es de aproximadamente 2 a 3 kPa. Debido a que la pérdida de presión no excede de 0,5 kPa por briqueta de carbón activado, el consumo de energía eléctrica puede mantenerse a un bajo nivel. Para impedir que el polvo obstruya el lecho empacado de carbón activado, el método básico utilizado al aplicar este dispositivo es que se le instale después del filtro de bolsas. Por esta razón, se debe utilizar carbón activado con una gran eficacia de prevención de la ignición para que el tratamiento tenga lugar a una temperatura máxima de hasta 200°C, que es la temperatura de los filtros de bolsa en general.

Gracias a los ensayos realizados en una planta de incineración de desechos, se logró la determinación de concentraciones de mercurio por debajo del límite de detección de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en el gas limpio con una concentración de entrada de $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Seis meses después de los ensayos en la planta de incineración de desechos se mantenían las concentraciones de mercurio por debajo del límite de determinación mínimo.

Beneficios paralelos

Entre sus beneficios paralelos figura la reducción de otras sustancias peligrosas como las dioxinas y otros metales pesados.

1.2 Carbón de coco como alternativa al carbón activado a base de carbón bituminoso

Como alternativa al carbón activado, se está elaborando carbón a partir de las fibras de coco y la pulpa del coco. La cáscara de coco es un residuo del procesamiento del coco que abunda en la región tropical.

Los ensayos realizados demostraron que la capacidad de la pulpa de coco para adsorber mercurio elemental era superior a la de las fibras de coco en las condiciones de ensayo. La capacidad del carbón a base de pulpa de coco para adsorber mercurio elemental ($3.142 \mu\text{g}/\text{g}$) en estos ensayos fue muy superior a la del carbón activado a base de carbón bituminoso ($119 \mu\text{g}/\text{g}$). Esto tal vez sea indicio de que el carbón activado a base de carbón de pulpa de coco podría ser una posible fuente de materiales absorbentes en el futuro, que sustituiría a los actuales materiales absorbentes, p.ej., carbón activado (Khairiraihanna *et al.* 2015).

Beneficios paralelos

El uso de desechos como la cáscara de coco podría aportar beneficios económicos, además de aliviar los problemas de eliminación de desechos debidos a la reducción de las cantidades de aditivos. De todas maneras, habrá que seguir eliminando el carbón de coco contaminado con mercurio de la manera apropiada.

Referencias

Carbón

- Du W, Yin L B, Zhuo Y Q, Xu Q S, Zhang L, Chen C H (2015) Performance of CuOx–neutral Al₂O₃ sorbents on mercury removal from simulated coal combustion flue gas. *Fuel Processing Technology*, 131: 403–408
- Hua X Y, Zhou J S, Li Q K, Luo Z Y, Cen K F (2010) Gas-Phase Elemental Mercury Removal by CeO₂ Impregnated Activated Coke. *Energy Fuels*, 24 (10): 5426–5431
- Jia B J, Chen Y, Feng Q Z, Liu L Y (2013) Research progress of plasma technology in treating NO, SO₂ and Hg₀ from flue gas. *Applied Mechanics and Materials*, 295-298: 1293–1298
- Ko K B, Byun Y, Cho M, Hamilton I P, Shin D N, Koh D J, and Kim K T (2008) Pulsed Corona Discharge for Oxidation of Gaseous Elemental Mercury. *Chemistry Faculty Publications*. Paper 2. http://scholars.wlu.ca/chem_faculty/2.
- Suriawong A, Smallwood M, Li Y, Zhuang Y, Biswas P (2009) Mercury capture by nano-structured titanium dioxide sorbent during coal combustion: lab-scale to pilot scale studies. *Aerosol and Air Quality Research*, 9:394–403
- Xu F, Luo Z, Cao W, Wang P, Wei B, Gao X, Fang M, Cen K (2009) Simultaneous oxidation of NO, SO₂ and Hg₀ from flue gas by pulsed corona discharge, *Journal of Environmental Sciences*, 21: 328–332.
- ZMWG (2015) ZMWG Comments on Guidance on BAT/BEP for Coal-fired power plants and Coal-fired industrial boilers 1 August 2015; http://mercuryconvention.org/Portals/11/documents/BAT-BEP%20draft%20guidance/Submissions/ZMWG_3.pdf

Procesos de tostado y fundición utilizados en la producción de metales no ferrosos (plomo, zinc, cobre y oro industrial especificados en el anexo D del Convenio)

- Coleman, R.T.J. (1978). Emerging Technology in the Primary Copper Industry. Prepared for the U.S, EPA; data2.collectionscanada.ca/pdf/pdf001/p000001003.pdf; accessed on 7 April 2014, Habashi, F. (1978). Metallurgical plants: how mercury pollution is abated. *Environmental Science & Technology* 12, pp. 1372–1376.
- Habashi, F. (1978). Metallurgical plants: how mercury pollution is abated. *Environmental Science & Technology* 12, pp. 1372–1376.
- Reimers, J. H., et al. (1976). A review of Process Technology in Gases in the Nonferrous Metallurgical Industry for the Air Pollution Control Directorate, nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=9101812W.txt; accessed on 7 April 2014, Jan H. Reimers and Associates Limited, Metallurgical Consulting Engineers, Oakville, Ontario, Canada.
- Schulze, A. (2009). Hugo Petersen – Competence in gas cleaning systems downstream nonferrous metallurgical plants. The Southern African Institute of Mining and Metallurgy – Sulphur and Sulphuric Acid Conference 2009, pp. 59–76.
- Sundström, O. (1975). Mercury in Sulfuric Acid: Bolden Process Can Control Hg Levels during or after Manufacture. *Sulfur* No. 116, The British Sulfur Corp., January–February 1975: pp. 37–43.

Anexo III

Aspectos técnicos de las directrices sobre la prestación de apoyo a las Partes en la aplicación de las medidas estipuladas en el párrafo 5 del artículo 8, especialmente en la determinación de los objetivos y el establecimiento de los valores límite de emisión

Información específica relativa al párrafo 5 del artículo 8

Es probable que para poder poner en práctica las medidas estipuladas en el párrafo 5 del artículo 8 las Partes necesiten recibir información específica relativa al control y la posterior reducción de las emisiones de mercurio. A continuación figura esa información, que forma parte del apoyo técnico que se presta a las Partes.

A. Objetivo cuantificado para controlar y, cuando sea viable, reducir las emisiones procedentes de las fuentes pertinentes

El establecimiento de objetivos cuantificados es una medida que podría utilizarse para con el tiempo reducir las emisiones de mercurio. Se podrían establecer objetivos a corto o largo plazo (por ejemplo, multianuales). Esos objetivos cuantificados podrían adoptar formas diferentes, entre otras limitar el total de emisiones durante un año. Se podrían establecer también objetivos que se basen en un porcentaje de reducción. En este caso, es preciso definir un parámetro de referencia claro a partir del cual medir los progresos en relación con ese objetivo. Se pueden plantear objetivos que persigan el logro de un nivel medio de emisiones sobre la base de una concentración específica o de otros tipos de factores de emisión. Se podrían plantear objetivos respecto de una fuente en particular o respecto de un grupo de fuentes dentro de una categoría de fuentes contempladas en el anexo D, o incluso dentro de un grupo de fuentes en múltiples categorías de fuentes incluidas en el anexo D.

Se podría trazar también un objetivo para lograr la introducción cuantificada de la aplicación de medidas de control determinadas en relación con numerosas fuentes en un plazo específico.

Para establecer un objetivo se deben tomar en consideración los resultados que se esperan obtener en materia de medio ambiente y salud o los niveles de control o reducción de las emisiones que se prevén alcanzar con el cumplimiento del objetivo. Se puede establecer también un objetivo cuantificado utilizando un enfoque de lo particular a lo general, que incorpore niveles de desempeño previstos asociados al uso de mejores técnicas disponibles.

Conviene destacar que establecer un objetivo no suprime la necesidad de controlar las emisiones procedentes de todas las fuentes pertinentes.

Si bien se pueden recomendar medidas estratégicas, es posible tener flexibilidad en cuanto a las medidas de control aplicadas para cumplir los objetivos. Puede resultar viable aplicar medidas de control de manera consecutiva, empezando por la medida de control más económica para seguir aplicándolas hasta que se haya logrado un nivel de reducción suficiente para cumplir el objetivo trazado. Para establecer un objetivo se requiere un mecanismo de presentación de informes sobre los progresos y éxitos logrados en su consecución. Si bien los objetivos cuantificados deben guardar relación con el control y, cuando sea factible, la reducción de emisiones procedentes de fuentes pertinentes, al establecer el objetivo se podría considerar otros factores, por ejemplo los resultados deseados en materia de medio ambiente y salud.

B. Valores límite de emisión para controlar y, cuando sea viable, reducir las emisiones procedentes de las fuentes pertinentes

Tal como se define en el párrafo 2 e) del artículo 8, por “valor límite de emisión” se entiende un límite a la concentración, la masa o la tasa de emisión de mercurio o compuestos de mercurio, a menudo expresadas como “mercurio total”, emitida por una fuente puntual.

Los valores límite de emisión pueden ser establecidos por una Parte a nivel nacional, sobre una base estatal o provincial, o para una instalación por separado como parte del proceso de examen y aprobación de la continuación de sus operaciones. Si bien los valores establecidos a nivel nacional permiten un alto grado de coherencia, los valores establecidos a nivel regional o para cada instalación por separado permiten una mayor flexibilidad a la hora de tomar en consideración las circunstancias particulares de la región o instalación de que se trate.

Los valores límite de emisión pueden definirse de distintas maneras, incluso como un porcentaje de entrada, un porcentaje del valor de producción de la instalación o como una concentración de contaminantes en el aire emitido. El valor numérico real del valor límite de emisión puede variar en función de las circunstancias nacionales o las de las instalaciones por separado.

Los países que aplican valores límite de emisión establecen por lo general valores que son coherentes con las mejores técnicas disponibles definidas en sus marcos reglamentarios. Los valores límites de emisión deberían revisarse periódicamente para tomar en cuenta los progresos en los controles de las emisiones alcanzados con la aplicación de las técnicas disponibles. Cabe señalar que el uso de valores límites de emisión no supone la aplicación obligatoria de técnicas específicas. Los valores límite de emisión son criterios basados en los resultados que permiten cierto nivel de control de las emisiones, y ello puede lograrse mediante diversas técnicas o estrategias.

Habida cuenta de que los valores límite de emisión se establecen sobre la base de las mejores técnicas disponibles, no es conveniente recomendar que se utilicen niveles reales de estos valores a escala mundial. La determinación de esos niveles debería basarse en los niveles de emisión logrados con el uso de mejores técnicas disponibles en una Parte o instalación, los cuales se mencionan en las directrices sobre mejores técnicas disponibles y mejores prácticas ambientales, elaborado con arreglo al párrafo 8 a) del artículo 8, que [fue aprobado por la Conferencia de las Partes en su primera reunión].

El establecimiento de un valor límite de emisión debería ir acompañado de un mecanismo adecuado de vigilancia y presentación de informes sobre las emisiones que permita compararlas con el valor límite de emisión.

C. El uso de las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales para controlar las emisiones procedentes de las fuentes pertinentes

En las directrices sobre las mejores técnicas disponibles y mejores prácticas ambientales se ofrece información técnica en relación con el párrafo 5 c) del artículo 8, sobre el uso de las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales para controlar las emisiones procedentes de las fuentes pertinentes. Concretamente, en la sección introductoria de las directrices se proporciona información sobre la determinación de mejores técnicas disponibles y en el capítulo relativo a las técnicas generales y en capítulos dedicados a sectores específicos se describen las diferentes técnicas disponibles.

D. Una estrategia de control de múltiples contaminantes que aporte beneficios paralelos para el control de las emisiones de mercurio

En las directrices sobre mejores técnicas disponibles y mejores prácticas ambientales se presentan técnicas de control de múltiples contaminantes que permiten obtener beneficios paralelos en relación con el mercurio. Para las Partes que opten por aplicar esta medida para el control y la reducción de las emisiones de mercurio podría resultar útil recibir información sobre los niveles de mercurio que se podrían lograr aplicando esas estrategias de control, a fin de poder demostrar la eficacia de las estrategias. En las directrices sobre mejores técnicas disponibles y mejores prácticas ambientales ofrece información a este respecto.

E. Otras medidas encaminadas a reducir las emisiones procedentes de las fuentes pertinentes

Una Parte puede escoger cualesquiera otras medidas alternativas para reducir las emisiones procedentes de fuentes pertinentes, en consonancia con el párrafo 6 del artículo 8, con el fin de demostrar que esas medidas aplicadas por la Parte permiten alcanzar, con el tiempo, progresos razonables en la reducción de las emisiones. Esas medidas pueden ser, entre otras, el cierre de instalaciones pequeñas (puede tratarse de viejas instalaciones o de instalaciones que no cuentan con las tecnologías de control adecuadas) y su sustitución por instalaciones más grandes o más modernas capaces de un mejor control de las emisiones, lo que puede traducirse en una reducción general de las emisiones de mercurio a nivel nacional. Una Parte puede optar por controlar las emisiones de mercurio procedentes de fuentes pertinentes cerrando las instalaciones y sustituyendo su contribución, por ejemplo al suministro de electricidad, desarrollando fuentes de energía alternativas o aplicando prácticas de gestión de los desechos que no dependan de la incineración de desechos.