

**Proyecto de directrices sobre las
mejores técnicas disponibles y
las mejores prácticas
ambientales**

Instalaciones de incineración de desechos

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 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (O_2 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	5
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	6
2.1	Descripción general de los desechos que podrían dar lugar a emisiones de mercurio o de compuestos de mercurio al ser incinerados.....	6
2.1.1	Jerarquía de los residuos	6
2.1.2	Introducción a diferentes tipos de desechos con respecto a las emisiones de mercurio dimanantes de las instalaciones de incineración de desechos	6
2.2	Proceso de incineración	8
2.2.1	Introducción a la técnica general de incineración.....	8
2.2.2	Tratamiento previo de los desechos para su incineración	9
2.2.3	Descripción de tipos de incineradores	10
3	Técnicas de control de las emisiones	18
3.1	Técnicas de eliminación del polvo (de las partículas)	18
3.2	Técnicas de depuración húmeda	18
3.3	Inyección de carbón activado.....	21
3.4	Adición de bromuro a la cámara de combustión.....	22
3.5	Filtros de lecho estático.....	23
3.6	Ejemplos ilustrativos de los valores de emisión logrados con las técnicas que se acaban de describir.....	24
3.7	Uso y eliminación de residuos sólidos derivados de la incineración.....	26
3.7.1	Tratamiento de los residuos sólidos de los gases de combustión.....	27
3.7.2	Estabilización y solidificación	27
3.7.3	Usos de las cenizas de fondo y las cenizas volantes	27
3.7.4	Eliminación final de los residuos	28
3.8	Técnicas de tratamiento alternativo de corrientes de desechos que pueden generar la emisión de mercurio y compuestos de mercurio cuando se incineran	28
4	Mejores técnicas disponibles y mejores prácticas ambientales para las instalaciones de incineración de desechos	30
4.1	Introducción a las mejores técnicas disponibles para la incineración de desechos	30
4.2	Tratamiento previo de los desechos antes de la incineración.....	30

4.3	Mejores técnicas disponibles para el suministro y el control de los desechos	30
4.4	Mejores técnicas disponibles para la incineración de desechos	31
4.4.1	Condiciones generales aplicables a las técnicas de combustión	31
4.4.2	Técnicas de incineración de los desechos municipales sólidos	31
4.4.3	Técnicas de incineración de los desechos peligrosos	31
4.4.4	Técnicas de incineración de fangos cloacales	32
4.4.5	Incineración de los desechos médicos	32
4.5	Mejores técnicas disponibles para el tratamiento de los gases de combustión	33
4.5.1	Actualización y mejora de las técnicas de tratamiento existentes	34
4.5.2	Grados de eficacia logrados con el uso de las mejores técnicas disponibles	34
4.6	Introducción a las mejores prácticas ambientales	34
4.6.1	Prácticas de gestión de los desechos	35
4.6.1.1	Minimización de los desechos	35
4.6.1.2	Separación y reciclado en la fuente	35
4.6.1.3	Inspección y caracterización de los desechos antes de la incineración	36
5	Técnicas de monitorización del mercurio	40
5.1	Métodos directos	40
5.2	Métodos indirectos	42
5.3	Técnicas más apropiadas de monitorización en el sector de incineración de desechos	42
6	Referencias	44

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 co-incineración 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 3.7). En la figura 1 se presenta el esquema simplificado de un incinerador.

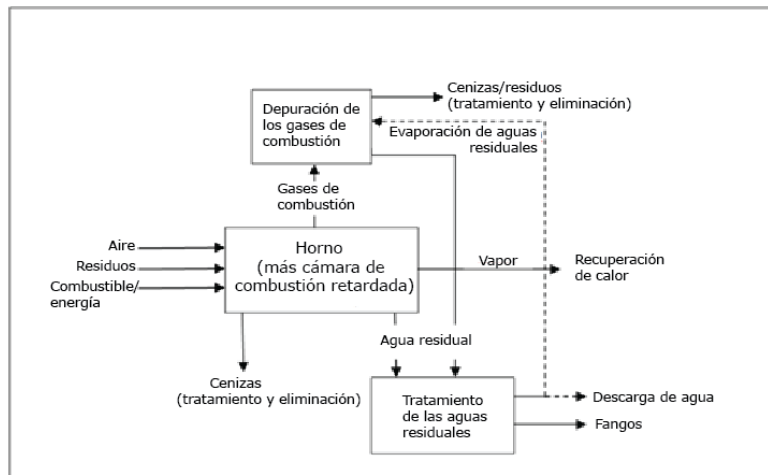


Figura 1 Esquema simplificado de un incinerador

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 causarían 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 redundará 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.

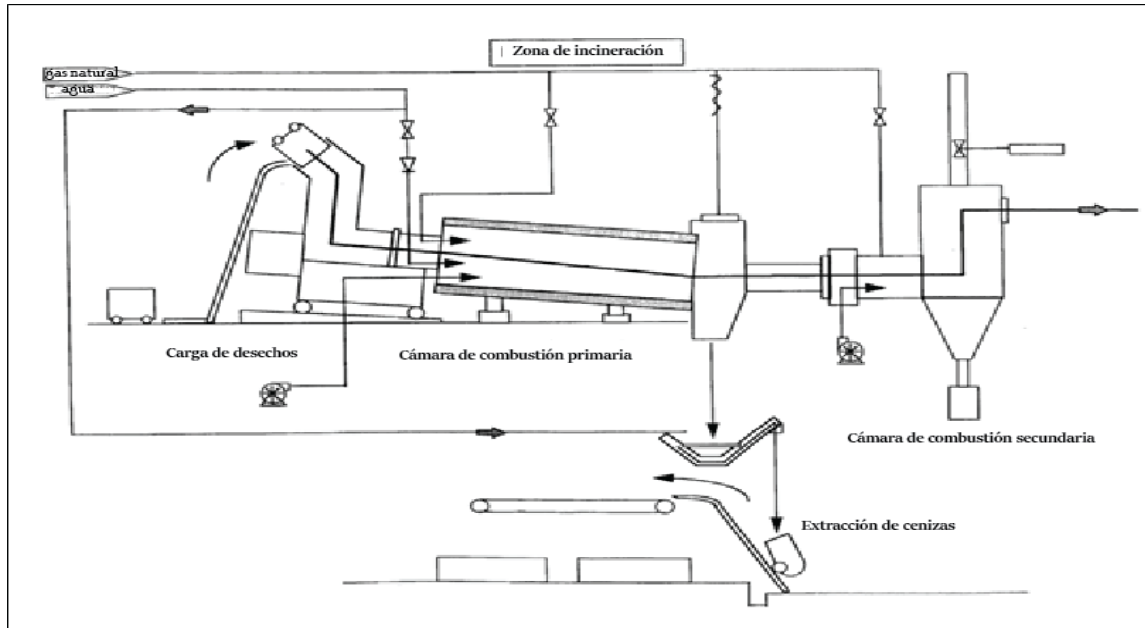


Figura 2 Sistema de incineración por horno rotatorio (www.hitemptech.com)

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

Error! Reference source not found. 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).

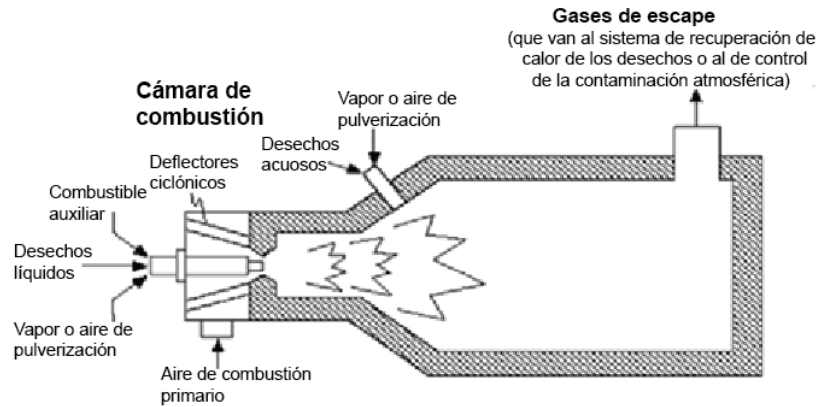


Figura 3 Incinerador por inyección de líquido

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 sinfin. 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 calorífico 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 sólidos.

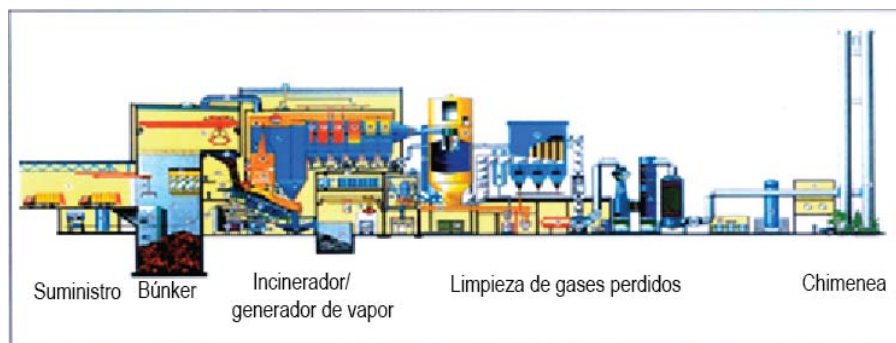


Figura 4 Incinerador común de desechos municipales sólidos (Fuente: Comisión Europea 2006)

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 construidos 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 co-incineración. La incineración de los fangos cloacales se practica en algunos países, ya sea por sí sola o mediante la co-incineración 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.

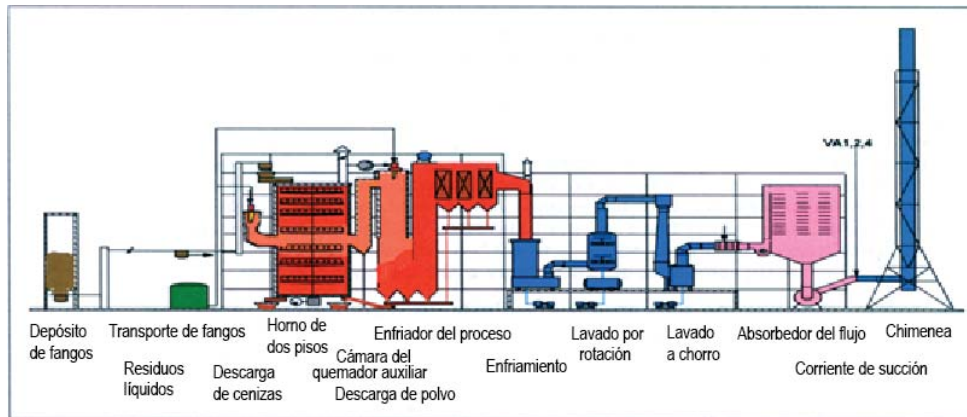


Figura 5 Ejemplo de incinerador de fangos cloacales de hornos múltiples (Comisión Europea, 2006)

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 sorbentes 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 sorbente 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 adsorbedor 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	

Absorbedor 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 3.1) 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 adsorbentes con los gases de combustión y suficiente tiempo de contacto son importantes para lograr una buena precipitación. La dosificación de los adsorbentes 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 sorbentes. 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 sorbentes 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 sorbente y los gases de combustión cargados de mercurio. Esto da por resultado que solo se necesario emplear una tercera parte del sorbente 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 quimisorción 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 sorbentes, sistemas de dosificación, control de la inyección de sorbentes, 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 adsorbibles. 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 adsorbedores 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 adsorbedor desde arriba hacia abajo. Esto posibilita una distribución ideal de los gases de combustión en todo el recinto del adsorbedor 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.

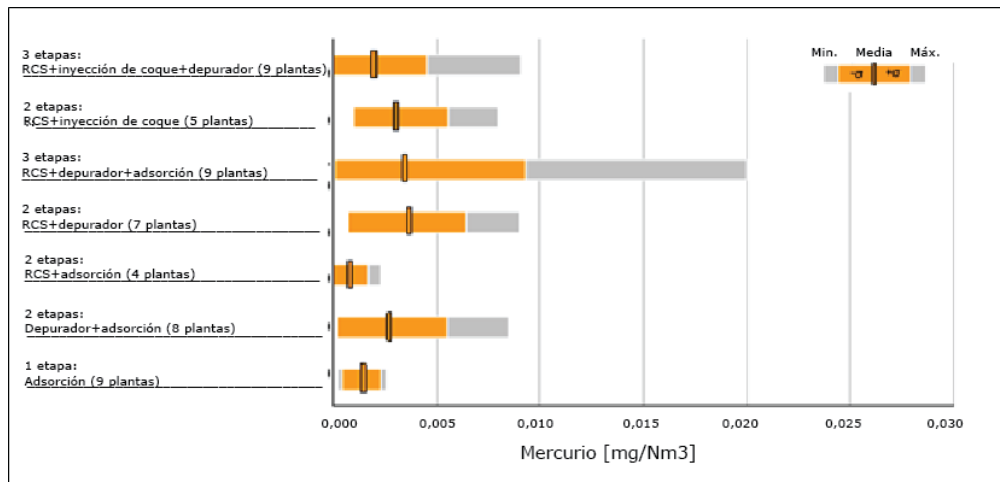


Figura 6 Comparación de técnicas de control de los gases perdidos para la reducción del mercurio (número de plantas entre paréntesis) (Daschner *et al.*, 2011)

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	Mín.	Media aritmética	Máy.	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)	0,0002	0,0081	0,249	0,020

incineradores)				
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 eliminan 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 lixivialidad 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; Petrlík 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 en el estudio de Bell sobre los suelos contaminados de Kazajstán (Bell, 2015).

4 Mejores técnicas disponibles y mejores prácticas ambientales para las instalaciones de incineración de desechos

4.1 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.

4.2 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.

4.3 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.

4.4 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.

4.4.1 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.

4.4.2 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.

4.4.3 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 2.2.3.13.1 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.

4.4.4 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).

4.4.5 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 escoriación 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.

4.5 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 sorbentes 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 sorbentes 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

4.5.1 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 adsorbentes 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 ácidos 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.

4.5.2 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.

4.6 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.

4.6.1 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.

4.6.1.1 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.

4.6.1.2 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.).

4.6.1.3 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.

4.6.1.4 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.

4.6.1.5 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.

4.6.1.6 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).

4.6.1.7 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.

4.6.1.8 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.

4.6.1.9 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).

4.6.1.10 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.

4.6.1.11 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.

4.6.1.12 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.

4.6.2 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 incendios

5 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.

5.1 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 **Error! Reference source not found.**⁹ 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.

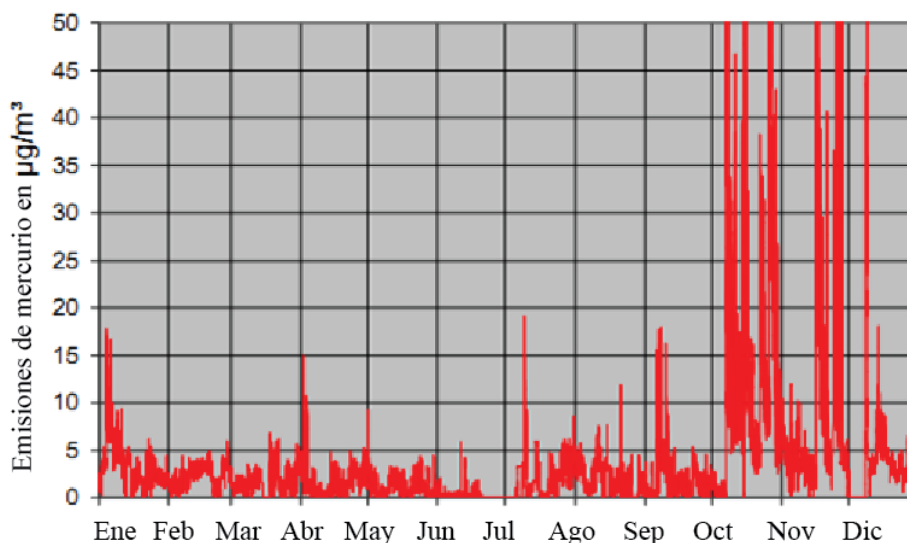


Figura 9 Datos sobre las emisiones de mercurio de un circuito en una planta de incineración de desechos de Hamburgo en 2014

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 sorbentes 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 sorbentes

Los sistemas de trampas sorbentes 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 sorbentes 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 sorbentes 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.

5.2 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.

5.3 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 sorbente, 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 sorbentes y la monitorización del ensayo de fuentes estacionarias (con el método por borboteadores) posibilita 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.

6 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-Ionentauscher.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 2012.
- Federal Remediation Technologies Reference Guide and Screening Manual, Version 4.0. 2004. *In Situ* Biological Treatment – Phytoremediation. Federal Remediation Technologies Roundtable. June 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 April 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, Texococon 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-Mulloli, 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/seva-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. November 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. March.
<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. March.
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. March.
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. September 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.