

Mejores Técnicas Disponibles de referencia europea para Incineración de Residuos

Documento BREF



MEJORES TÉCNICAS DISPONIBLES DE REFERENCIA EUROPEA
PARA INCINERACIÓN DE RESIDUOS



MINISTERIO
DE MEDIO AMBIENTE
Y MEDIO RURAL Y MARINO



MINISTERIO
DE MEDIO AMBIENTE
Y MEDIO RURAL Y MARINO



Serie Prevención y Control Integrados de la Contaminación (IPPC)

Mejores Técnicas Disponibles de referencia europea para Incineración de Residuos

Documento BREF



MINISTERIO
DE MEDIO AMBIENTE
Y MEDIO RURAL Y MARINO



COMISIÓN EUROPEA

MADRID, 2011

Título original en inglés: *Integrated Pollution Prevention and Control. Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration.*

Traducción al español realizada por el
Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino



MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO

Secretaría General Técnica: Alicia Camacho García. **Subdirector General de Información al ciudadano, Documentación y Publicaciones:** José Abellán Gómez. **Directora del Centro de Publicaciones:** M.^a Cristina García Fernández. **Jefa del Servicio de Producción y Edición:** M.^a Dolores López Hernández.

Edita:

© Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino
Secretaría General Técnica
Centro de Publicaciones

Distribución y venta:

Paseo de la Infanta Isabel, 1
Teléfono: 91 347 55 41
Fax: 91 347 57 22

Maquetación, impresión y encuadernación:

Sociedad Anónima de Fotocomposición, S.A.
Talisio, 9 - 28027 Madrid

Plaza San Juan de la Cruz, s/n
Teléfono: 91 597 61 87
Fax: 91 597 61 86

NIPO: 770-11-323-6

ISBN: 978-84-491-1147-1

Depósito Legal: M-49.985-2011

Catálogo General de publicaciones oficiales:

<http://publicacionesoficiales.boe.es/>

(servicios en línea/oficina virtual/Publicaciones)

Tienda virtual: www.marm.es

e-mail: centropublicaciones@marm.es

Datos técnicos: Formato: 17 × 24 cm. Caja de texto: 13,2 × 19 cm. Composición: una columna. Tipografía: Century Schoolbook a cuerpos 8 al 12. Encuadernación: Rústica, cosido hilo. Papel interior con certificación FSC 100% reciclado de 90 g., tintas 1/1. Cubierta con certificación FSC 100% reciclado de 300 g., tintas 4/0.



NOTA INTRODUCTORIA

El 1 de julio de 2002 se aprobó la Ley 16/2002 de Prevención y Control Integrados de la Contaminación, que incorpora a nuestro ordenamiento jurídico la Directiva 96/61/CE.

La ley exige un enfoque integrado de la industria en su entorno y el conocimiento por parte de todos los implicados -industria, autoridades competentes y público en general de las Mejores Técnicas Disponibles (MTDs), con el fin de reflejar todos estos aspectos en la Autorización Ambiental Integrada que otorgan las CCAA.

Se establece, en el marco de la Unión Europea, un intercambio de información entre los Estados miembros y las industrias para la elección de estas MTDs que deben servir de referencia común para los Estados miembros a la hora de establecer el objetivo tecnológico de aplicación a las diferentes actividades.

A tal efecto, la Comisión Europea a través de la Oficina Europea de IPPC (European Integrated Pollution Prevention and Control Bureau), ha organizado una serie de grupos de trabajo técnico que, por epígrafes y actividades, proponen a la Comisión Europea los Documentos de Referencia Europeos de las Mejores Técnicas Disponibles (BREFs).

Los BREF informarán a las autoridades competentes sobre qué es técnica y económicamente viable para cada sector industrial, en orden a mejorar sus actuaciones medioambientales y, consecuentemente, lograr la mejora del medio ambiente en su conjunto.

El Grupo de Trabajo encargado de la valoración de los Mejores Técnicas Disponibles para Incineración de Residuos comenzó sus trabajos en el año 2001 y el documento final fue aprobado por la Comisión en julio 2005: *"Integrated Pollution Prevention and Control Reference Document on Best Available Techniques for Waste Incineration"*. Está disponible en versión española en la página web del Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes (<http://www.prtr-es.es>) y en versión inglesa, en la web de la Oficina Europea de IPPC: <http://ec.europa.eu/environment/air/pollutants/stationary/ippc/index.htm> y en la página: <http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/>.

El Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino ha asumido la tarea, de acuerdo con los mandatos de la Directiva IPPC y de la Ley 16/2002, de llevar a cabo un correcto intercambio de información en materia de Mejores Técnicas

Disponibles; este documento, en cumplimiento de las exigencias legales, obedece a una serie de traducciones emprendidas por el Ministerio de Medio Ambiente sobre documentos BREF europeos.

Se pretende dar un paso más en la adecuación progresiva de la industria española a los principios de la Ley 16/2002, cuya aplicación efectiva debe conducir a una mejora del comportamiento ambiental de las instalaciones afectadas, que las haga plenamente respetuosas con el medio ambiente.

Resumen Ejecutivo

El Documento de Referencia (BREF) sobre Mejores Técnicas Disponibles (MTD) sobre Incineración de Residuos (Waste Incineration o WI) refleja un intercambio de información realizado según el artículo 16(2) de la Directiva del Consejo 96/61/CE (Directiva IPPC). Este resumen ejecutivo describe los hallazgos principales, un resumen de las principales conclusiones sobre MTD y los niveles de consumos y emisiones asociados. Debe ser contemplado a la luz del prefacio, que describe los objetivos del documento y su uso, así como los términos legales. Puede leerse y entenderse como un documento independiente pero, al tratarse de un resumen, presenta todas las complejidades del documento completo. Por consiguiente, su misión no es la de sustituir al documento principal como herramienta en la toma de decisiones sobre MTD.

Ámbito del presente documento

El ámbito de este documento de basa en las Secciones 5.1 y 5.2 del Anexo 1 de la Directiva IPPC 96/61/EC, por lo que respecta a la incineración de residuos. El ámbito escogido para el trabajo no se vio restringido por las limitaciones en el tamaño de las instalaciones de la Directiva IPPC, ni por las definiciones de residuos, valorización y eliminación incluidas en la misma. Por consiguiente, el ámbito escogido pretendía ofrecer una visión práctica del sector de incineración en su conjunto, con particular énfasis en dichas instalaciones y los tipos de residuos que son más comunes. El ámbito de la Directiva de Incineración de Residuos fue también un factor tenido en cuenta a la hora de decidir el ámbito del documento BREF. El contenido final del BREF refleja la información presentada durante el intercambio de información por parte del TWG.

El documento se ocupa únicamente de la incineración de residuos *específica*, y *no* de otras situaciones en las que se tratan térmicamente residuos, como por ejemplo procesos de co-incineración, como hornos de cemento y grandes plantas de combustión.

Aunque la incineración es el tema principal del documento, también incluye información sobre sistemas de pirólisis y gasificación de residuos.

Este BREF no:

- se ocupa de decisiones relativas a la selección de la incineración como opción de tratamiento de residuos;
- compara la incineración de residuos con otras opciones de tratamiento.

Incineración de residuos (WI)

La incineración se utiliza como tratamiento para una muy amplia gama de residuos. La incineración en sí es normalmente sólo una parte de un sistema de tratamiento de residuos complejo que, en su conjunto, permite la gestión de la amplia gama de residuos que genera la sociedad.

El sector de la incineración ha experimentado un rápido desarrollo tecnológico durante los últimos 10-15 años. Gran parte de este cambio ha sido impulsado por legislaciones específicas para el sector y esto ha reducido en particular las emisiones a la atmósfera de las instalaciones individuales. El desarrollo de procesos es constante, y actualmente el sector desarrolla técnicas que limitan los costes al tiempo que mantienen o mejoran el rendimiento medioambiental.

El objetivo de la incineración de residuos, común a la mayoría de tratamientos de residuos, es tratar los residuos con el fin de reducir su volumen y peligrosidad, capturando (y por lo tanto concentrando) o destruyendo las sustancias potencialmente nocivas. Los procesos de incineración también pueden ofrecer un medio que permita la recuperación del contenido energético, mineral o químico de los residuos.

Básicamente, la incineración de residuos es la oxidación de las materias combustibles contenidas en el residuo. Los residuos son por lo general materiales altamente heterogéneos, consistentes esencialmente en sustancias orgánicas, minerales, metales y agua. Durante la incineración, se crean gases de combustión que contienen la mayoría de la energía de combustión disponible en forma de calor. Las sustancias orgánicas de los residuos se queman al alcanzar la temperatura de ignición necesaria y entrar en contacto con oxígeno. El proceso de combustión en sí se produce en la fase gaseosa en fracciones de segundo y libera energía de forma simultánea. Cuando el poder calorífico del residuo y el suministro de oxígeno es suficiente, esto puede producir una reacción térmica en cadena y combustión autoalimentada, es decir, que no requiere la adición de otros combustibles.

Aunque los enfoques varían mucho, el sector de incineración puede dividirse aproximadamente en los siguiente subsectores principales:

- i. Incineración de residuos urbanos mixtos: Normalmente tratan basuras y residuos domésticos mixtos y generalmente sin tratar, pero en ocasiones pueden incluirse ciertos residuos industriales y comerciales (los residuos industriales y comerciales se incineran también por separado en incineradores específicos de residuos no peligrosos industriales o comerciales).
- ii. Incineración de residuos urbanos u otros residuos pretratados: Instalaciones que tratan residuos que han sido selectivamente recogidos, pretratados o preparados en algún modo, de modo que las características de los residuos difieren de los residuos mixtos. En este subsector se incluyen las incineradoras de la fracción de residuos no reciclables.

- iii. Incineración de residuos peligrosos: Incluye la incineración en plantas industriales y la incineración en plantas comerciales (que normalmente reciben una amplia variedad de residuos).
- iv. Incineración de lodos dedepuradora: En algunos lugares, los lodos de depuradora se incineran separadamente de otros residuos en instalaciones específicas, en otros dichos residuos se combinan con otros (ej. residuos urbanos) para su incineración.
- v. Incineración de residuos clínicos: Existen instalaciones específicas para el tratamiento de residuos clínicos, normalmente los procedentes de hospitales y otras instalaciones sanitarias, en forma de instalaciones centralizadas o en las dependencias de los distintos hospitales, etc. En algunos casos, determinados residuos clínicos se tratan en otras instalaciones, por ejemplo con residuos urbanos mixtos o residuos peligrosos.

Los datos del presente documento muestran que, en el momento de su finalización:

- Alrededor de un 20-25 % de los residuos sólidos urbanos (RSU) producidos en la UE-15 se tratan mediante incineración (La producción total de RSU está próxima a 200 millones de toneladas al año).
- El porcentaje de RSU tratados mediante incineración en los distintos Estados Miembros de la UE-15 varía entre el 0 % y el 62 %.
- El número total de instalaciones de RSU en la UE-15 es de más de 400.
- La capacidad anual de incineración de RSU en los distintos Estados Miembros de la UE-15 varía entre 0 kg y más de 500 kg per cápita.
- En Europa, la capacidad media de los incineradores de RSU está justo por debajo de 200000 toneladas por año.
- La capacidad de proceso media de las instalaciones de incineración de residuos sólidos urbanos (IRSU) en lasa Estado Miembro también varía. El tamaño medio de las plantas más pequeñas es de 60000 toneladas a año, y el de las mayores se sitúa cerca de 500000 toneladas al año.
- Alrededor del 12 % de los residuos peligrosos producidos en la UE-15 se incineran (producción total cercana a 22 millones de toneladas al año).

Se prevé una expansión del sector de incineración de RSU en Europa durante los próximos 10-15 años, mientras se buscan alternativas para la gestión de los residuos que no se depositen en los vertederos como consecuencia de la aplicación de la Directiva sobre Vertederos, y tanto los Estados Miembros existentes como los nuevos examinan y ponen en práctica sus estrategias de gestión de residuos a la luz de esta legislación.

Aspectos medioambientales claves

Los residuos y su gestión son un aspecto medioambiental significativo. El tratamiento térmico de residuos puede, por tanto, verse como una respuesta a las amenazas medioambientales planteadas por corrientes de residuos mal gestio-

nadas o sin gestionar. El objetivo del tratamiento térmico es proporcionar una reducción global de impacto ambiental que, de otro modo, podría derivarse de los residuos. No obstante, en el curso del funcionamiento de instalaciones de incineración se generan emisiones y consumos cuya existencia y magnitud se ve influenciada por el diseño y el funcionamiento de la instalación.

Los posibles impactos de las instalaciones de incineración de residuos en sí se engloban en las siguientes categorías:

- emisiones globales del proceso al la atmósfera y al agua (incluido olor);
- producción global de residuos del proceso;
- ruido y vibración del proceso;
- consumo y producción de energía;
- consumo de materias primas (reactivos);
- emisiones fugitivas –principalmente del almacenamiento de residuos;
- reducción de los riesgos de almacenamiento/manejo/proceso de residuos peligrosos.

Otros impactos que caen fuera del ámbito de este documento BREF (pero que pueden tener un impacto significativo sobre toda la cadena de gestión de residuos) se derivan de las siguientes operaciones:

- transporte de los residuos entrantes y de los residuos de salida;
- pretratamiento amplio de residuos (ej.: preparación de combustibles derivados de residuos).

La aplicación y entrada en vigor de modernas normativas sobre emisiones, así como el uso de modernas tecnologías de control de la contaminación, han reducido las emisiones a la atmósfera a niveles en los cuales los riesgos contaminantes de las incineradoras de residuos se consideran por lo general muy bajos. El uso continuado y eficaz de dichas técnicas para controlar las emisiones a la atmósfera representa un aspecto medioambiental clave.

Además de su papel para asegurar un tratamiento eficaz de residuos sin gestionar, potencialmente contaminantes, muchas instalaciones de incineración de residuos tienen un papel particular como procesos de recuperación de energía a partir de residuos. En los lugares donde se han aplicado políticas para aumentar la capacidad de las instalaciones (generalmente municipales) de incineración de residuos para valorizar los residuos, esto aumenta la explotación de esta contribución medioambiental positiva. Por lo tanto, una oportunidad medioambiental significativa para el sector es incrementar su potencial como proveedor de energía.

Técnicas y procesos aplicados

El Capítulo 2 de este documento ofrece una descripción de los procesos y técnicas que se aplican en el sector de incineración de residuos. Se centra en el tratamiento térmico más comúnmente aplicado, que es la incineración, pero también

incluye información sobre la gasificación y pirólisis. Las siguientes actividades y campos principales se describen con diversos grados de detalle:

- recepción de residuos entrantes;
- almacenamiento de residuos y materias primas;
- pretratamiento de residuos (principalmente tratamientos *in situ* y operaciones de mezcla);
- carga de residuos en el horno;
- técnicas aplicadas en la etapa de tratamiento térmico (diseño del horno, etc.);
- etapa de recuperación de energía (ej. caldera y opciones de suministro de energía);
- técnicas de limpieza de gases de combustión (agrupadas por sustancias);
- gestión de residuos de limpieza de gases de combustión;
- monitorización y control de emisiones;
- control y tratamiento de aguas residuales (ej. del sistema de drenaje de la instalación, tratamiento de gases de combustión, almacenamiento);
- gestión y tratamiento de cenizas/cenizas de fondo (de la etapa de combustión).

Cuando hay técnicas específicas de determinados tipos de residuos, las secciones relevantes se subdividen según el tipo de residuos.

Consumos y emisiones

Las emisiones y los consumos de materias y energía, derivados de las instalaciones de incineración de residuos, se describen en el Capítulo 3. Se presentan los datos disponibles de emisiones de instalaciones a la atmósfera, al agua, ruido y residuos. También se ofrece información sobre consumos de materias primas, a lo largo de una sección que se centra en el consumo y producción de energía. La mayor parte de los datos son de instalaciones completas y proceden de estudios industriales. También se incluye algo de información sobre las técnicas aplicadas para alcanzar estos niveles de emisiones.

Aunque algunas instalaciones europeas todavía deben modernizarse, el sector está alcanzando en general niveles operativos que cumplen o mejoran los límites de emisiones atmosféricas establecidos en la Directiva 2000/76/CE.

En circunstancias en las que pueda cogenerarse calor y electricidad o generar calor (en forma de calor o vapor), es posible recuperar porcentajes muy elevados del valor energético del residuo (hasta un 80 % en algunos casos).

Técnicas a considerar en la determinación de las MTD

Cada técnica descrita en el Capítulo 4 incluye la información relevante disponible sobre: los niveles de consumo y emisión alcanzables con la técnica; una cierta

idea de los costes y de los efectos medioambientales cruzados asociados con la técnica, e información sobre el grado en el que es aplicable la técnica a la gama de instalaciones que requieren permisos IPPC –por ejemplo instalaciones nuevas, existentes, grandes o pequeñas, y a diversos tipos de residuos–. Se incluyen asimismo sistemas de gestión, técnicas integradas en el proceso y medidas de tratamiento a final de línea (end of pipe).

Las técnicas que se incluyen son las que se consideran que tienen potencial para conseguir, o contribuir a alcanzar un alto grado de protección medioambiental en el sector de incineración de residuos. Las MTD finales, según lo acordado por el TWG, no se cubren en el Capítulo 4, sino en el Capítulo 5. La inclusión de una técnica en el Capítulo 4, pero no en el Capítulo 5, no debería tomarse como indicación de que la técnica no es o no pueda ser MTD –el motivo de exclusión de la técnica del Capítulo 5 podía ser, por ejemplo, que el TWG pensaba que la técnica no es aplicable de forma suficientemente amplia para ser descrita como *MTD en general*. Además, dado que no es posible ser exhaustivo y puesto que la situación es dinámica, el Capítulo 4 no puede considerarse totalmente exhaustivo. Otras técnicas podrían proporcionar niveles de comportamiento que cumplan o rebasen los criterios de MTD establecidos posteriormente en el Capítulo 5 y, si se aplican localmente, tales técnicas podrían ofrecer ventajas específicas en la situación en que se aplican.

Las técnicas incluidas se agrupan aproximadamente en el orden en que aparecen en la mayoría de instalaciones de incineración de residuos. La tabla siguiente indica el título de las subsecciones del capítulo e indica el grupo en el que se incluyen las técnicas.

El Capítulo 4 se concentra en las técnicas que ofrecen ventajas particulares en cada una de las etapas principales desarrolladas en instalaciones de incineración de residuos. Sin embargo, la división de las técnicas de este modo no significa

Organización de la información en el Capítulo 4

N.º de sección del Capítulo 4	Título de la sección
4.1	Prácticas generales aplicadas antes del tratamiento térmico
4.2	Proceso térmico
4.3	Recuperación de energía
4.4	Tratamiento de los gases de combustión
4.5	Tratamiento y control de las aguas de proceso
4.6	Técnicas de tratamiento para residuos sólidos
4.7	Ruido
4.8	Herramientas de gestión medioambiental
4.9	Buenas prácticas para sensibilización pública y comunicación

que, aunque se mencione en algunos casos, el aspecto importante de la integración global de todas las técnicas en una instalación (en ocasiones referida en el BREF como «compatibilidad entre procesos») sea algo que requiera una cuidadosa consideración durante la lectura de las secciones individuales del Capítulo 4. Estos asuntos se suelen considerar en las subsecciones sobre *datos operativos* y *aplicabilidad*. La compatibilidad global también ha sido tenida en consideración al extraer las conclusiones sobre MTD en el Capítulo 5.

El Capítulo 4 no describe generalmente en detalle las técnicas que, aunque ofrecen o contribuyen a un alto nivel de eficacia medioambiental, son tan comunes que su uso suele considerarse como estándar. Un ejemplo de ello es que, debido a que la aplicabilidad de los principales diseños de cámaras de combustión a las principales corrientes de residuos se halla bien establecida, las técnicas consideradas en esta etapa se concentran principalmente en:

- a) el aspecto general de asegurar que el sistema de combustión seleccionado se adapte correctamente a los residuos que reciba, y
- b) algunos aspectos relativos a la mejora del rendimiento de la combustión, como por ejemplo preparación de residuos, control del aporte de aire, etc.

MTD para la incineración de residuos

El capítulo sobre MTD (Capítulo 5) identifica las técnicas que el TWG considera MTD en un sentido general, sobre la base de la información contenida en el Capítulo 4, teniendo en cuenta la definición del artículo 2(11) de mejores técnicas disponibles y las consideraciones detalladas en el Anexo IV de la Directiva.

El Capítulo sobre MTD no establece o propone valores límite de emisiones, sino que sugiere los valores operativos de consumos y emisiones asociados con el uso de las MTD. La introducción al Capítulo 5 incluida en el BREF ha sido extendida específicamente para aclarar determinados aspectos que se consideraban de particular relevancia para el sector de incineración de residuos, incluidos los vínculos entre la Directiva sobre Incineración de Residuos (DIR) y la IPPC. Entre estos aspectos específicos adicionales se incluyen:

- la diferencia entre los valores límite de emisiones incluidos en la DIR y los asociados a las MTD;
- la relación entre MTD y la selección del emplazamiento;
- cómo entender y utilizar la MTD descrita en el Capítulo 5.

Los siguientes párrafos resumen las conclusiones claves sobre MTD, aunque **debe hacerse referencia al capítulo sobre MTD en sí para que sean completas**. Las MTD genéricas están previstas para ser aplicadas a todo el sector (es decir, incineración, gasificación y pirólisis de cualquier tipo de residuos). Se facilitan otras MTD que se aplican a subsectores que trabaja principalmente con corrientes de residuos específicas. Por consiguiente, es previsible que una insta-

lación específica aplique una combinación de las MTD genéricas y específicas, y que las instalaciones que traten mezclas de residuos, o residuos no mencionados específicamente, apliquen la MTD genérica más una combinación adecuada de las MTD específicas para esos residuos. En la introducción al Capítulo 5 se incluyen comentarios adicionales sobre la combinación de las MTD.

MTD genéricas

Una MTD fundamental subraya la importancia de seleccionar un diseño de instalación adecuado a las características de los residuos recibidos en la instalación en términos de sus características tanto físicas como químicas. Esta MTD es fundamental para asegurar que la instalación pueda tratar los residuos recibidos con un mínimo de desviaciones en el proceso —que por sí mismos pueden dar origen a impactos medioambientales adicionales—. A este fin se incluye también una MTD sobre la minimización de las paradas previstas e imprevistas.

La MTD incluye el establecimiento y mantenimiento de controles de calidad sobre la entrada de residuos. Esto tiene por finalidad asegurar que las características de los residuos se mantengan adecuadas al diseño de la instalación receptora. Estos procedimientos de control de calidad son compatibles con la aplicación de un sistema de gestión ambiental, que también se considera MTD.

Hay varias MTD relativas a las condiciones y gestión del almacenamiento de los residuos entrantes antes de su tratamiento, de modo que no den origen a emisiones contaminantes y olores. Se detallan algunas técnicas y condiciones específicas de almacenamiento. Un enfoque basado en los riesgos que tenga en cuenta las propiedades del residuo en cuestión se considera MTD.

Si se tiene en cuenta la capacidad demostrada de algunos diseños de instalaciones para tratar muy eficazmente residuos altamente heterogéneos (ej.: RSU mixtos), y los riesgos y otros efectos medioambientales cruzados asociados con el pretratamiento, se llega a la conclusión de que es MTD pretratar los residuos entrantes en el grado requerido para cumplir la especificación de diseño de la instalación receptora, subrayando que el tratamiento de los residuos más allá de esto requiere una consideración ponderada de los beneficios (posiblemente limitados), factores operativos y efectos sobre otros medios.

El diseño y operación de la etapa de combustión se identifican como un aspecto primordial de prevención de la contaminación y, por consiguiente, se consideran de gran relevancia para alcanzar los objetivos de la Directiva IPPC. En el capítulo de MTD se subraya que los modelos de flujo en la etapa de diseño pueden ayudar a asegurar que algunas decisiones clave sobre el diseño dispongan de una buena información. En funcionamiento, se considera MTD utilizar diversas técnicas (ej. control del aporte y distribución de aire) para controlar la combustión. La MTD relativa a la selección de un diseño adecuado a los residuos recibidos es de particular relevancia aquí.

En general, el uso de las condiciones operativas de combustión especificadas en el Artículo 6 de la Directiva 2000/76/CE (DIR) se considera compatible con las MTD. No obstante, el TWG observó que funcionar en condiciones que excedan de éstas (ej. temperaturas más elevadas) podría producir un deterioro global en la eficacia ambiental, y que existían varios ejemplos de instalaciones de residuos peligrosos que habían mostrado una mejora global en el comportamiento ambiental utilizando temperaturas operativas inferiores a los 1100°C especificados en la DIR para ciertos residuos peligrosos. La conclusión general sobre MTD fue que las condiciones de combustión (ej. temperatura) deberían ser suficientes para conseguir la destrucción del residuo pero, con el fin de limitar los posibles impactos sobre otros medios, no debían en general superar dichas condiciones. La disposición de quemadores auxiliares para alcanzar y mantener las condiciones operativas se considera MTD en la combustión de residuos.

Cuando se utiliza gasificación o pirólisis, con el fin de prevenir la generación de residuos mediante el desecho de los productos de reacción de estas técnicas, es MTD recuperar el valor energético de los productos utilizando una etapa de combustión, o suministrarlos para su uso. Los niveles de emisiones a la atmósfera asociados con MTD de la etapa de combustión de dichas instalaciones son los mismos que los establecidos para instalaciones de incineración.

La recuperación del valor energético del residuo es un aspecto medioambiental clave para el sector, presentando un área en la que el sector puede hacer una considerable contribución positiva. Varias MTD cubren este aspecto, ocupándose de:

- técnicas específicas que se consideran MTD;
- las eficiencias de transferencia de calor esperadas en calderas;
- el uso de cogeneración, calefacción centralizada, suministro de vapor industrial y producción de electricidad;
- las eficiencias de recuperación que cabe esperar.

Dado que la cogeneración y el suministro de vapor/calor ofrecen generalmente la mejor oportunidad para aumentar los índices de recuperación de energía, las políticas que afectan a la disponibilidad de clientes adecuados para vapor/calor juegan normalmente un papel bastante más importante en la determinación de la eficacia alcanzable en una instalación que los detalles sobre su diseño. Por motivos principalmente estratégicos y económicos, la producción y suministro de electricidad suele ser la opción de recuperación de energía escogida en instalaciones individuales. Las opciones de cogeneración, calefacción centralizada y suministro de vapor industrial sólo están bien explotadas en unos pocos Estados Miembros europeos –generalmente los que tienen los precios energéticos más elevados o han adoptado políticas particulares–. El suministro de energía para el funcionamiento de sistemas de refrigeración y plantas de desalinización es algo que se hace, aunque en general está mal explotado –se trata de una opción que puede ser de particular interés en zonas con climas más cálidos, y en general amplía las opciones para el suministro de energía derivada de residuos–.

Los tratamientos de los gases de combustión aplicados en instalaciones de incineración de residuos han sido desarrollados a lo largo de muchos años con el fin de cumplir con las estrictas normas de regulación, y en la actualidad tienen un avanzado nivel técnico. Su diseño y operación son críticos para asegurar que todas las emisiones a la atmósfera estén bien controladas. Las MTD que se incluyen:

- cubren el proceso de selección de sistemas de tratamiento de gases de combustión;
- describen varias técnicas específicas que se consideran MTD;
- describen los niveles de comportamiento ambiental previstos en la aplicación de MTD.

Los rangos de comportamiento ambiental acordados por el TWG ampliado generó algunas discrepancias. Estas procedían principalmente de un Estado Miembro y de la ONG Medioambiental, que creían que valores de emisión inferiores a los rangos acordados por el resto del TWG podrían también considerarse como MTD.

Entre las MTD relativas al control de aguas residuales se incluyen:

- la recirculación al proceso de determinados efluentes;
- la separación del desagüe de determinados efluentes;
- el uso de tratamiento de efluentes in situ para los efluentes de lavadores húmedos;
- niveles de comportamiento asociados con MTD para el tratamiento de efluentes de lavadores;
- el uso de técnicas específicas.

Los rangos de comportamiento acordados por el TWG ampliado ocasionaron algunas discrepancias de un Estado Miembro y la ONG Medioambiental, que creían que valores de emisión inferiores a los rangos dados podrían también considerarse como MTD.

Entre las MTD relativas a la gestión de residuos se incluyen:

- un nivel de COT en la calcinación de las cenizas de fondo inferior al 3 %, con valores típicos entre 1 y 2 %;
- una serie de técnicas que adecuadamente combinadas permitan alcanzar estos niveles de calcinación;
- la gestión separada de las cenizas de fondo y las cenizas volantes, así como un requisito para evaluar cada corriente producida;
- la extracción de metales férricos y no férricos de la ceniza y su recuperación (cuando estén presentes en la ceniza en un grado suficiente para hacerlo viable);
- el tratamiento de las cenizas de fondo y otros residuos mediante determinadas técnicas –en la medida requerida para que cumplan los criterios de aceptación en el centro receptor de recuperación o eliminación.

Además de estas MTD genéricas, se identifican MTD más específicas para los subsectores de la industria que tratan principalmente los siguientes residuos:

- residuos municipales;
- residuos municipales pretratados o seleccionados;
- residuos peligrosos;
- lodos de depuradora;
- residuos clínicos.

Las MTD específicas ofrecen, cuando ha sido posible, conclusiones más detalladas. Estas conclusiones tratan sobre los siguientes aspectos específicos de corrientes residuales:

- gestión, almacenamiento y pretratamiento de residuos entrantes;
- técnicas de combustión;
- eficacia de recuperación de energía.

Técnicas emergentes

La sección sobre técnicas emergentes no es exhaustiva. Una serie de técnicas facilitadas por el TWG, e incluidas en borradores anteriores de este documento, fueron transferidas a esta sección. En la mayoría de los casos, las técnicas incluidas sólo han sido probadas a escala piloto o de ensayo.

El grado de verificación (medido por el rendimiento global y las horas de funcionamiento) de la pirólisis y la gasificación, en las principales corrientes de residuos europeas, es bajo en comparación con la incineración y se han reportado dificultades operativas en algunas instalaciones. No obstante, tanto la gasificación como la pirólisis se aplican en el sector y, por consiguiente, según la definición del BREF, no puede considerarse como *técnicas emergentes*. Por este motivo, la información relativa a estas técnicas se incluye en el Capítulo 4.

Conclusiones finales

Intercambio de información

Este BREF se basa en varios centenares de fuentes de información, y más de 7000 comentarios de consultas aportados por un grupo de trabajo muy grande. Parte de la información se superponía y, por consiguiente, no todos los documentos aportados están referenciados en el BREF. Tanto la industria como los Estados Miembros facilitaron información importante. La calidad de los datos era en general buena, particularmente para las emisiones a la atmósfera, permitiendo efectuar comparaciones válidas en algunos casos. Sin embargo, esto no fue así de forma uniforme, y los datos relativos a costes resultaron difíciles de comparar debido a inconsistencias a la hora de recopilar y reportar los datos. Los datos de consumos

y emisiones aportados son principalmente para instalaciones completas o grupos de técnicas, más que para instalaciones o técnicas individuales. Esto ha ocasionado que algunas conclusiones importantes sobre MTD se expresen como objetivos cuantitativos globales de eficacia ambiental, presentándose ciertas opciones técnicas que, debidamente combinadas, pueden dar lugar a ese nivel de eficacia.

Nivel de consenso

Se registró un buen nivel general de consenso. Hubo pleno acuerdo, sin discrepancias, en relación a la MTD relativa a técnicas. También hubo generalmente buen consenso en cuanto a las MTD cuantitativas, aunque los niveles de emisiones operativos asociados con el uso de las MTD ocasionaron discrepancias, registrándose discrepancias de un Estado Miembro y la ONG Medioambiental en relación con muchos de los niveles de emisiones a la atmósfera y al agua asociados con MTD.

Recomendaciones para futuros trabajos y proyectos de I+D

El intercambio de información y su resultado, es decir, este BREF, suponen un paso adelante en la consecución de la prevención y control integrado de la contaminación en la incineración de residuos. Trabajos ulteriores podrían continuar el proceso, proporcionando:

- información relativa a las técnicas utilizadas, y costes asociados, para la modernización de instalaciones existentes. Esta información podría derivarse de la experiencia en la aplicación de la DIR en los Estados Miembros y podría compararse con los costes/comportamientos de instalaciones nuevas;
- la información más detallada sobre costes que se requiere para realizar una evaluación más precisa de variaciones en la accesibilidad de la técnica según el tamaño de la planta y el tipo de residuo;
- información relativa a instalaciones más pequeñas –se facilitó muy poca información relativa a instalaciones pequeñas;
- información relativa a instalaciones que tratan residuos industriales no peligrosos y el impacto sobre las instalaciones del tratamiento de mezclas de residuos, como lodos de depuradora o residuos clínicos, con RSU;
- una evaluación más detallada sobre el impacto sobre la prevención de la contaminación de características específicas de diseño de la combustión, como por ejemplo el diseño de la parrilla;
- información adicional sobre técnicas emergentes;
- niveles de consumo y emisión de amoníaco (principalmente a la atmósfera y al agua) para distintos sistemas de tratamiento de gases de combustión (principalmente húmedos, semihúmedos y secos) y sus eficacias relativas de reducción de NO_x;
- el impacto del rango de temperatura de eliminación de polvo sobre las emisiones de PCDD/F a la atmósfera y residuos;

- experiencias adicionales con la monitorización continua de emisiones de Hg (a la atmósfera y al agua).

Otras recomendaciones importantes para trabajos posteriores, más allá del ámbito de este BREF pero derivadas del intercambio de información, son:

- la necesidad de considerar el impacto global de la concurrencia de tratamiento de residuos, en particular la concurrencia de industrias que co-incineran residuos -un estudio del mismo podría incluir consideraciones útiles de: la fiabilidad relativa y los riesgos del suministro de todo el servicio de gestión de residuos; las emisiones globales y la recuperación de energía según los distintos grados de desvío y la consideración y determinación de los factores de riesgo claves, como por ejemplo el aseguramiento de la calidad de los combustibles derivados de residuos;
- puede ser útil evaluar el impacto sobre las estrategias de residuos adoptadas (es decir, el balance de las tecnologías usadas a escala nacional) y sobre las eficacias de las instalaciones de tratamiento térmico, del grado de integración de la política energética y de gestión de residuos en los Estados Miembros de la UE (y otros países). Tales estudios pueden determinar el modo en que interaccionan las políticas sobre energía y residuos y dar ejemplos, tanto positivos como negativos;
- la necesidad de entender con mayor detalle el impacto de los precios energéticos absolutos y relativos (de electricidad y calor) sobre la eficiencia energética típica alcanzada de las instalaciones, y el papel e impacto de los programas de subvenciones y exenciones fiscales;
- la identificación de los obstáculos típicos para el desarrollo de nuevas instalaciones y los enfoques que han demostrado tener éxito;
- el desarrollo de normas adecuadas para el uso de la ceniza de fondo —estas normas han demostrado ser de utilidad en la mejora de mercados para el uso de la ceniza de fondo;
- los costes y beneficios de la reducción ulterior de las emisiones de la industria de incineración de residuos en comparación con la reducción en otras fuentes de contaminación industriales y antropogénicas.

La CE lanza y apoya, a través de sus programas RTD (Desarrollo de Investigación y Tecnología), una serie de proyectos sobre tecnologías limpias, tecnologías emergentes de tratamiento y reciclaje de efluentes y estrategias de gestión. Potencialmente, estos proyectos podrían ofrecer una contribución útil a futuras revisiones del BREF. Por consiguiente, se invita a los lectores a informar a la EIPPCB de todo resultado de investigación que sea relevante al ámbito del presente documento (ver también el prefacio de este documento).

Prefacio

1. Categoría del presente documento

Salvo que se indique lo contrario, las referencias a «la Directiva» en el presente documento deberán entenderse como referencias a la Directiva del Consejo 96/61/CE relativa a la prevención y al control integrados de la contaminación. Del mismo modo que la Directiva se aplica sin perjuicio de las disposiciones comunitarias sobre salud y seguridad en el trabajo, también lo hace este documento.

Este documento forma parte de una serie que presenta los resultados de un intercambio de información entre los Estados Miembros de la UE y los diversos sectores sobre mejores técnicas disponibles (MTD), monitorización asociada, y desarrollos en las mismas. *[Es publicado por la Comisión Europea según el Artículo 16(2) de la Directiva, y por lo tanto debe tomarse en consideración según el Anexo IV de la Directiva a la hora de determinar las «mejores técnicas disponibles»].

* Nota: los corchetes se quitarán una vez finalizado el procedimiento de publicación por la Comisión.

2. Principales obligaciones legales de la Directiva de IPPC y definición de MTD

A fin de ayudar al lector a comprender el contexto legal en el que se ha redactado el presente documento, se describen en este prefacio las disposiciones más importantes de la Directiva IPPC, incluida la definición del término «mejores técnicas disponibles» (MTD). Se trata de una descripción inevitablemente incompleta, de carácter exclusivamente informativo. No tiene valor legal y no modifica ni menoscaba en modo alguno las disposiciones de la Directiva.

La Directiva tiene por objeto la prevención y el control integrados de la contaminación a través de las actividades relacionadas en su Anexo I, encaminadas a lograr un alto grado de protección del medio ambiente en su conjunto. Aunque el ámbito legal de la Directiva es exclusivamente la protección medioambiental, en su aplicación también deben tenerse en cuenta otros objetivos comunitarios, como garantizar la existencia de las condiciones necesarias para la competitividad de la industria comunitaria, contribuyendo con ello al desarrollo sostenible.

Más concretamente, en ella se establece un sistema de permisos para ciertas categorías de instalaciones industriales que exige que, tanto sus titulares como

las autoridades reguladoras, realicen un análisis integrado y global del potencial de contaminación y consumo de la instalación. El objetivo global de un enfoque integrado de este tipo debe ser mejorar la gestión y el control de los procesos industriales, a fin de conseguir un alto grado de protección para el medio ambiente en su conjunto. Para ello es fundamental el principio general establecido en el Artículo 3, por el que los titulares deben tomar todas las medidas adecuadas de prevención de la contaminación, en particular mediante la aplicación de las mejores técnicas disponibles que les permitan mejorar su comportamiento con respecto al medio ambiente.

En el artículo 2(11) de la Directiva se define el término «mejores técnicas disponibles» como «la fase más eficaz y avanzada de desarrollo de las actividades y de sus modalidades de explotación, que demuestren la capacidad práctica de determinadas técnicas para constituir, en principio, la base de los valores límite de emisión destinados a evitar o, cuando ello no sea practicable, reducir en general las emisiones y el impacto en el conjunto del medio ambiente». El Artículo 2(11) incluye a continuación la siguiente aclaración adicional de la citada definición:

- «mejores»: las técnicas más eficaces para alcanzar un alto nivel general de protección del medio ambiente en su conjunto;
- «técnicas»: la tecnología utilizada junto con la forma en que la instalación se diseña, construye, mantiene, explota y paraliza;
- «disponibles»: las técnicas desarrolladas a una escala que permita su aplicación en el contexto del sector industrial correspondiente, en condiciones económica y técnicamente viables, tomando en consideración los costes y los beneficios, tanto si las técnicas se utilizan o producen en el Estado Miembro correspondiente como si no, siempre que el titular pueda tener acceso a ellas en condiciones razonables.

Además, el Anexo IV de la Directiva contiene una lista de «aspectos que deben tenerse en cuenta con carácter general o en un supuesto particular cuando se determinen las mejores técnicas disponibles (...), teniendo en cuenta los costes y ventajas que pueden derivarse de una acción y los principios de precaución y prevención». Estas consideraciones incluyen la información publicada por la Comisión de conformidad con el Artículo 16(2).

Las autoridades competentes responsables de la concesión de permisos deben tener en cuenta los principios generales establecidos en el Artículo 3, a la hora de determinar las condiciones del permiso. Estas condiciones deben incluir los valores límite de emisión, en su caso complementados o sustituidos por parámetros o medidas técnicas equivalentes. De acuerdo con el Artículo 9(4) de la Directiva, estos valores límite de emisión, parámetros y medidas técnicas equivalentes deben basarse –sin perjuicio del cumplimiento de las normas de calidad medioambiental– en las mejores técnicas disponibles, sin prescribir la utilización de una técnica o tecnología específica, sino tomando en consideración las características técnicas de la instalación de que se trate, su implantación geográfica y las condiciones locales del medio ambiente. En todos los casos, las

condiciones del permiso deberán incluir disposiciones relativas a la reducción de la contaminación a larga distancia o transfronteriza y garantizar un alto nivel de protección para el medio ambiente en su conjunto.

Los Estados Miembros tienen la obligación, de acuerdo con el Artículo 11 de la Directiva, de velar por que las autoridades competentes estén al corriente o sean informadas acerca de la evolución de las mejores técnicas disponibles.

3. Objetivo del presente documento

El Artículo 16(2) de la Directiva obliga a la Comisión a organizar «un intercambio de información entre los Estados miembros y las industrias correspondientes acerca de las mejores técnicas disponibles, las prescripciones de control relacionadas y su evolución» y a publicar los resultados de tal intercambio.

La finalidad del intercambio de información se establece en el considerando 25 de la Directiva, que estipula que «los avances y el intercambio de información en la Comunidad sobre las mejores técnicas disponibles contribuirán a reducir los desequilibrios tecnológicos en el ámbito de la Comunidad, facilitarán la divulgación mundial de los valores límite establecidos y de las técnicas empleadas en la Comunidad y, asimismo, ayudarán a los Estados miembros para la aplicación eficaz de la presente Directiva».

La Comisión (DG de Medio Ambiente) ha creado un foro de intercambio de información (IEF) para contribuir al cumplimiento de las disposiciones del artículo 16(2) y en este marco se han creado varios grupos de trabajo técnico. Tanto en el IEF como en los grupos de trabajo participan representantes de los Estados Miembros y del sector, de acuerdo con lo establecido en el artículo 16(2).

El objetivo de esta serie de documentos es reflejar con precisión el intercambio de información que ha tenido lugar con arreglo a las disposiciones del artículo 16(2) y facilitar información de referencia que las autoridades competentes deberán tomar en consideración a la hora de establecer las condiciones de concesión de los permisos. La importante información que estos documentos contienen con respecto a las mejores técnicas disponibles les convierte en instrumentos de gran valor para guiar el comportamiento en materia de medio ambiente.

4. Fuentes de información

En este documento se resume la información obtenida de diversas fuentes, que incluye en especial los conocimientos técnicos de los grupos creados para ayudar a la Comisión en su trabajo, y que ha sido verificada por los servicios de la Comisión. Se agradecen efusivamente todas las aportaciones realizadas.

5. Cómo entender y utilizar este documento

La información que contiene el presente documento tiene por objeto servir de punto de partida para el proceso de determinación de las MTD en casos específicos. A la hora de determinar las MTD y establecer condiciones para permisos basadas en las MTD, deberá tenerse siempre en cuenta el objetivo global de lograr el máximo grado posible de protección para el medio ambiente en su conjunto.

Los Capítulos 1 y 2 proporcionan información general sobre el sector industrial en cuestión y sobre los procesos industriales utilizados en el sector.

El Capítulo 3 proporciona datos e información sobre los actuales niveles de emisiones y consumos, reflejando la situación en instalaciones existentes en el momento de la redacción.

El Capítulo 4 describe en mayor detalle la reducción en las emisiones y otras técnicas que se consideran de la máxima relevancia para la determinación de las MTD y de las condiciones de permisos basadas en las MTD. Esta información incluye los niveles de emisión y consumo considerados obtenibles con el uso de la técnica, una idea de los costes y de los efectos sobre otros medios asociados con su aplicación, así como el grado en que tal técnica es aplicable al conjunto de instalaciones que requieren permisos de IPPC, como por ejemplo instalaciones nuevas, existentes, grandes o pequeñas. No se incluyen las técnicas que se consideran generalmente obsoletas.

El Capítulo 5 presenta las técnicas y los niveles de emisiones y consumos que se consideran compatibles con las MTD en un sentido general. El objeto que se persigue es proporcionar indicaciones relativas a los niveles de emisiones y consumos que pueden considerarse como un punto de referencia apropiado para ayudar en la determinación de las condiciones de permisos basadas en las MTD, o para el establecimiento de normas generales de obligado cumplimiento según el Artículo 9(8). No obstante, debe recalarse que este documento no propone valores límites de las emisiones. La determinación de condiciones de permiso apropiadas deberá tener en cuenta factores locales y específicos de cada lugar, así como las características técnicas de la instalación en cuestión, su ubicación geográfica y las condiciones medioambientales locales. En el caso de instalaciones existentes, debe también tenerse en cuenta la viabilidad económica y técnica de su modernización. Incluso el mero objetivo de asegurar un elevado nivel de protección del entorno en su conjunto comporta a menudo que deban hacerse concesiones en la apreciación de distintos tipos de impacto medioambiental, y estas apreciaciones estarán muchas veces influenciadas por consideraciones locales.

Aunque se ha intentado tratar algunas de estas cuestiones, no es posible analizarlas con detalle en el presente documento. Por consiguiente, las técnicas y los niveles presentados en la sección sobre Mejores Técnicas Disponibles no tienen por qué ser necesariamente apropiados para todas las instalaciones. Por otra parte, la obligación de garantizar un alto grado de protección medioambiental,

incluida la máxima reducción de la contaminación transfronteriza o de larga distancia, implica que no es posible establecer las condiciones de concesión de los permisos con arreglo a consideraciones puramente locales. Por ello, es esencial que las autoridades competentes en materia de permisos tengan muy en cuenta la información que contiene el presente documento.

Como las mejores técnicas disponibles cambian con el tiempo, este documento está sujeto a revisión y actualización. Todo comentario o sugerencia debe enviarse a la Oficina Europea de IPPC (EIPPCB), emplazada en el Instituto de Estudios Tecnológicos Prospectivos, cuyas señas se indican a continuación:

Edificio Expo, c/Inca Garcilaso, s/n, E-41092 Sevilla, España

Teléfono: +34 95 4488 284

Fax: +34 95 4488 426

e-mail: JRC-IPTS-EIPPCB@cec.eu.int

Internet: <http://eippcb.jrc.es>

6. Conexión entre las Directivas IPPC y de Incineración de Residuos

A continuación se detallan aspectos relativos a la conexión entre la Directiva 2000/76/CE, de 4 de diciembre 2000, sobre la incineración de residuos (Directiva IR) y la Directiva 96/61/CE, de 24 de septiembre 1996, relativa a la prevención y control integrado de la contaminación (Directiva IPPC).

Debe subrayarse que la interpretación última de la legislación Comunitaria es competencia del Tribunal Europeo de Justicia, y por lo tanto no puede excluirse que la interpretación del Tribunal pueda suscitar nuevos aspectos a considerar en el futuro.

La DIR contiene, entre otras, la siguiente referencia explícita a la Directiva IPPC:

El Considerando 13 de la DIR dispone que: *«El cumplimiento de los límites de emisión establecidos por esta Directiva debe considerarse como una condición necesaria pero no suficiente para el cumplimiento de los requisitos de la Directiva 96/61/CE. Dicho cumplimiento puede comportar límites de emisión más estrictos para los contaminantes considerados por esta Directiva, límites de emisión para otras sustancias y otros medios, y otras condiciones pertinentes.»*

El considerando establece claramente que el cumplimiento de los límites de emisión establecidos por la DIR no exime de la obligación de operar en cumplimiento con las disposiciones de la Directiva IPPC, incluyendo un permiso que contenga límites de emisión o parámetros equivalentes y medidas técnicas determinadas según lo dispuestos por el Artículo 9(4) o el Artículo 9(8) de la segunda. Como se indica en el prefacio estándar del BREF, hay una cierta flexibilidad implícita

en las disposiciones del Artículo 9(4) de la Directiva IPPC, así como en la definición de MTD. No obstante, si una autoridad competente o la normativa general determinara la aplicación de condiciones más estrictas que las establecidas en la Directiva IR a fin de cumplir los requisitos de la Directiva IPPC para un permiso particular, se aplicarían estas condiciones más estrictas.

Ámbito

Los siguientes comentarios son relevantes respecto al ámbito del presente documento:

1. El ámbito de este documento está influenciado principalmente por el ámbito de la información aportada y las decisiones adoptadas por el Grupo de Trabajo Técnico (TWG) sobre incineración de residuos, con los recursos disponibles en ese momento.
2. El Anexo I de la Directiva IPPC (96/61/CE) establece el punto inicial para el ámbito del presente documento de referencia sobre MTD, incluyendo secciones como las siguientes:

5.1. Instalaciones para la eliminación o valorización de residuos peligrosos según se definen en la lista referida en el Artículo 1(4) de la Directiva 91/689/CE, según se definen en los Anexos II A y II B (operaciones R1, R5, R6, R8 y R9) de la Directiva 75/442/CE y en la Directiva del Consejo 75/439/CE, de 16 de junio 1975, sobre el desecho de residuos de aceites (2) con una capacidad superior a 10 toneladas diarias.

5.2. Instalaciones para la incineración de residuos municipales según se definen en la Directiva del Consejo 89/369/CE, de 8 de junio 1989, sobre la prevención de la contaminación atmosférica de plantas de incineración de residuos municipales nuevas (3) y la Directiva del Consejo 89/249/CE, de 21 de junio de 1989, sobre la reducción de la contaminación atmosférica de plantas de incineración de residuos municipales existentes (4) con una capacidad superior a 3 toneladas por hora.

El TWG que trabajó en este documento decidió en una fase temprana que el documento no debería estar restringido por las limitaciones de tamaño de estas secciones de la Directiva IPPC, ni por las definiciones de residuo, valorización y eliminación ahí incluidas. Por ello, el ámbito escogido para el documento pretende reflejar una visión pragmática del sector de incineración en su conjunto, con énfasis particular en las instalaciones y tipos de residuos que son más comunes. El ámbito de la Directiva de Incineración de Residuos 76/2000/CE fue también un factor que tuvo en cuenta el TWG a la hora de decidir el ámbito para el documento.

3. El documento intenta dar información relativa a instalaciones de incineración de residuos específicas. No cubre otras situaciones en las que los residuos se tratan térmicamente, como procesos de co-incineración como algunos hornos de cemento y grandes plantas de combustión —estas situaciones son (o serán)

cubiertas por el BREF dedicado especialmente a dichos sectores—. Aunque algunas de las técnicas aquí incluidas pueden ser técnicamente aplicables a otros sectores (es decir, los incineradores que no son específicos) que incineran residuos, o una parte de residuos, determinar si las técnicas aquí detalladas, o los niveles de comportamiento ambiental que originan, son MTD para dichos sectores, no ha sido parte del ámbito de este trabajo.

4. Aunque la incineración supone el tema principal de este documento, se describen tres técnicas de tratamiento térmico principales, en general en lo relativo a algunas corrientes de residuos comunes. Las mismas son:

- incineración,
- pirólisis,
- gasificación.

Se cubren diversas técnicas de incineración. La incineración se aplica al tratamiento de una amplia variedad de residuos. La pirólisis y la gasificación se aplican menos ampliamente a residuos, y generalmente se aplican a un rango de residuos más reducido.

También se hace referencia a combinaciones de incineración, pirólisis y gasificación. Las distintas técnicas y combinaciones de técnicas se cubren en este documento en el contexto de su aplicación al tratamiento de distintos residuos (aunque esto no implica ninguna definición del significado de residuo – ver también comentario 5 más abajo).

5. Además de la etapa de tratamiento térmico de la instalación, este documento también cubre (en grados variables):

- la recepción, manejo y almacenamiento de residuos,
- el efecto del pretratamiento de residuos sobre la selección y funcionamiento de procesos de incineración de residuos (en algunos casos, esto incluye una descripción de las técnicas aplicadas),
- las técnicas de tratamiento de gases de combustión aplicadas,
- las técnicas de tratamiento de residuos aplicadas (para los principales residuos que se producen comúnmente),
- las técnicas aplicadas de tratamiento de aguas residuales,
- algunos aspectos sobre recuperación de energía, el comportamiento ambiental alcanzado y las técnicas usadas (no se incluyen detalles del equipo de generación de electricidad, etc.).

6. El hecho de hacer referencia o incluir una instalación en este documento no tiene consecuencia legal alguna. No significa que la instalación esté clasificada legalmente como incineradora ni implica que el material tratado esté clasificado legalmente como residuo.

7. No se ha aplicado ningún umbral de tamaño a la hora de recopilar la información. No obstante, debe destacarse que se ha incluido poca información sobre procesos de incineración de pequeño tamaño.
8. Este documento no se ocupa de las decisiones relativas a la selección de la incineración como opción de tratamiento de residuos. Tampoco compara la incineración con otros tratamientos de residuos.
9. Existe otro BREF que se ocupa de «Tratamientos de Residuos». Su ámbito es más amplio, y cubre muchas otras instalaciones y técnicas aplicadas al tratamiento de residuos.

ÍNDICE

	<u>Págs.</u>
RESUMEN EJECUTIVO	I
PREFACIO	XV
ÁMBITO	XXI
1. INFORMACIÓN GENERAL SOBRE LA INCINERACIÓN DE RESIDUOS ...	1
1.1. Finalidad de la incineración y teoría básica.	1
1.2. Visión global de la incineración de residuos en Europa	3
1.3. Tamaños de las plantas	7
1.4. Visión general de la legislación	8
1.5. Composición de los residuos y diseño del proceso	8
1.6. Aspectos medioambientales claves	11
1.6.1. Emisiones de proceso a la atmósfera y al agua	12
1.6.2. Producción de residuos de la instalación	13
1.6.3. Ruido y vibración de proceso	14
1.6.4. Producción y consumo de energía	15
1.6.5. Consumo de materias primas y energía por la instalación	17
1.7. Información económica	17
2. TÉCNICAS APLICADAS	23
2.1. Resumen general e introducción	23
2.2. Técnicas de pretratamiento, almacenamiento y manejo	25
2.2.1. Residuos sólidos urbanos (RSU)	25
2.2.1.1. Recogida y pretratamiento fuera de la planta incineradora de RSU	25
2.2.1.2. Pretratamiento de residuos sólidos urbanos en la planta incineradora	26
2.2.1.3. Suministro y almacenamiento de residuos	27
2.2.1.3.1. Control de los residuos	27
2.2.1.3.2. Búnker	27
2.2.2. Residuos peligrosos	28
2.2.2.1. Breve descripción del sector	28
2.2.2.2. Aceptación de residuos	28
2.2.2.3. Almacenamiento	30
2.2.2.3.1. Almacenamiento de residuos peligrosos	31
2.2.2.3.2. Almacenamiento de residuos peligrosos bombea- bles	32

	<i>Págs.</i>
2.2.2.3.3. Almacenamiento de envases y depósitos contenedores.	32
2.2.2.4. Alimentación y pretratamiento	32
2.2.3. Lodo de depuradora	34
2.2.3.1. Composición del lodo dedepuradora	34
2.2.3.2. Pretratamiento del lodo dedepuradora	36
2.2.3.2.1. Deshidratación física	36
2.2.3.2.2. Secado	36
2.2.3.2.3. Digestión del lodo	38
2.2.4. Residuos clínicos	38
2.2.4.1. Naturaleza y composición de los residuos clínicos.	38
2.2.4.2. Manejo, pretratamiento y almacenaje de residuos clínicos. .	39
2.3. La etapa de tratamiento térmico.	40
2.3.1. Incineradores de parrilla	41
2.3.1.1. Alimentador de residuos.	43
2.3.1.2. Parrilla de incineración	44
2.3.1.2.1. Parrillas oscilantes	44
2.3.1.2.2. Parrillas reciprocantes o de vaivén.	45
2.3.1.2.3. Parrillas móviles.	45
2.3.1.2.4. Parrillas de rodillos	46
2.3.1.2.5. Parrillas refrigeradas.	46
2.3.1.3. Descargador de ceniza de fondo.	46
2.3.1.4. Cámara de incineración y caldera.	47
2.3.1.5. Alimentación de aire de incineración	50
2.3.1.6. Quemador auxiliar	50
2.3.1.7. Temperatura de incineración, tiempo de residencia, contenido mínimo de oxígeno.	51
2.3.1.8. Incineración de lodos de depuradora en plantas incineradoras de RSU	51
2.3.1.9. Adición de residuos clínicos a una incineradora de residuos urbanos	52
2.3.2. Hornos rotativos	53
2.3.2.1. Hornos y cámaras de postcombustión para incineración de residuos peligrosos	55
2.3.2.2. Horno de tambor con cámara de postcombustión para incineración residuos peligrosos	55
2.3.3. Lechos fluidizados.	59
2.3.3.1. Incineración en lecho fluidizado estacionario (o de borboteo) .	62
2.3.3.2. Lecho fluidizado circulante (LFC) para lodo dedepuradora .	64
2.3.3.3. Horno de parrilla con alimentador dispersor (Spreader-stoker)	65
2.3.3.4. Lecho fluidizado rotativo	65

	<i>Págs.</i>
2.3.4. Sistemas de pirólisis y gasificación	66
2.3.4.1. Introducción a la gasificación y pirólisis.	66
2.3.4.2. Gasificación	68
2.3.4.2.1. Ejemplos de procesos de gasificación	68
2.3.4.3. Pirólisis	71
2.3.4.3.1. Ejemplo de un proceso de pirólisis	73
2.3.4.3.2. Ejemplo de pirólisis en combinación con una plan- ta de energía	75
2.3.4.4. Procesos combinados.	77
2.3.4.4.1. Pirólisis - incineración	77
2.3.4.4.2. Pirólisis - gasificación.	81
2.3.4.4.3. Gasificación - combustión	83
2.3.5. Otras técnicas	84
2.3.5.1. Hornos de soleras escalonadas y estáticas	84
2.3.5.2. Hornos de soleras múltiples.	85
2.3.5.3. Horno de lecho fluidizado de soleras múltiples	88
2.3.5.4. Sistemas modulares	88
2.3.5.5. Cámara de incineración para residuos líquidos y gaseosos .	89
2.3.5.6. Cámara de incineración cicloide para lodo dedepuradora. .	90
2.3.5.7. Ejemplo de proceso para la incineración de residuos clora- dos líquidos y gaseosos con recuperación de HCL.	91
2.3.5.8. Ejemplo de un proceso para la incineración de residuos líquidos altamente clorados con reciclaje de cloro.	93
2.3.5.9. Incineración de aguas residuales.	94
2.3.5.10. Tecnologías de plasma	98
2.3.5.11. Técnicas varias para incineración de lodo de depuradora .	101
2.4. La etapa de recuperación de energía	103
2.4.1. Introducción y principios generales.	103
2.4.2. Factores externos que afectan la eficiencia energética.	105
2.4.2.1. Tipo y naturaleza de los residuos	105
2.4.2.2. Influencia de la ubicación de la planta en la recuperación de energía	108
2.4.2.3. Factores tenidos en cuenta al elegir el diseño del ciclo ener- gético	110
2.4.3. Eficiencia energética de las incineradoras de residuos.	111
2.4.3.1. Entradas de energía a las incineradoras de energía.	112
2.4.3.2. Salidas de energía de las incineradoras de residuos.	113
2.4.4. Técnicas aplicadas para mejorar la recuperación de energía.	113
2.4.4.1. Pretratamiento de la alimentación de residuos	113
2.4.4.2. Calderas y transferencia de calor	114
2.4.4.2.1. Corrosión en calderas.	118
2.4.4.3. Precalentamiento del aire de combustión.	120

	<i>Págs.</i>
2.4.4.4. Parrillas refrigeradas por agua	120
2.4.4.5. Condensación de gases de combustión	121
2.4.4.6. Bombas de calor	123
2.4.4.6.1. Bombas de calor impulsadas por compresor	123
2.4.4.6.2. Bombas de calor por absorción	123
2.4.4.6.3. Bombas de calor abiertas.	124
2.4.4.6.4. Datos de ejemplo de distintas bombas de calor. . .	124
2.4.4.7. Recirculación de los gases de combustión	125
2.4.4.8. Recalentamiento de los gases de combustión a la temperatura operativa de los dispositivos de tratamiento de gases residuales.	125
2.4.4.9. Reducción de la visibilidad del penacho	125
2.4.4.10. Mejoras en el ciclo de vapor-agua: efecto sobre la eficiencia y otros aspectos.	126
2.4.5. Generadores de vapor y enfriamiento de choque para incineradores de residuos peligrosos.	127
2.4.6. Ejemplos de recuperación de energía de incineradores de lecho fluidizado.	128
2.5. Sistemas de tratamiento de gases de combustión (TGC) y control aplicados .	129
2.5.1. Resumen de la aplicación de técnicas de TGC.	129
2.5.2. Resumen de las opciones de combinación de sistemas de TGC	131
2.5.3. Técnicas para reducir las emisiones de partículas	131
2.5.3.1. Precipitadores electrostáticos.	132
2.5.3.2. Precipitadores electrostáticos húmedos.	133
2.5.3.3. Precipitadores electrostáticos de condensación	133
2.5.3.4. Lavadores húmedos de ionización	134
2.5.3.5. Filtros de tejido.	135
2.5.3.6. Ciclones y multiciclones	136
2.5.4. Técnicas para la reducción de gases ácidos (ej. emisiones de HCl, HF y SO _x).	137
2.5.4.1. Eliminación de dióxido de azufre y halógenos	137
2.5.4.2. Desulfurización directa.	142
2.5.5. Técnicas para la reducción de emisiones de óxidos de nitrógeno. . .	142
2.5.5.1. Técnicas primarias para reducción de NO _x	143
2.5.5.1.1. Suministro de aire, mezcla de los gases y control de temperatura	143
2.5.5.1.2. Recirculación de Gases de Combustión (RGC). . . .	144
2.5.5.1.3. Inyección de oxígeno.	144
2.5.5.1.4. Combustión por etapas	144
2.5.5.1.5. Inyección de gas natural (recombustión)	144
2.5.5.1.6. Inyección de agua en el horno/llama	145
2.5.5.2. Técnicas secundarias para la reducción de NO _x	145
2.5.5.2.1. Proceso de Reducción No Catalítica Selectiva (RNCS).	145
2.5.5.2.2. Proceso de Reducción Catalítica Selectiva (RCS) .	147

	<i>Págs.</i>
2.5.6. Técnicas para la reducción de emisiones de mercurio	149
2.5.6.1. Técnicas primarias	149
2.5.6.2. Técnicas secundarias	149
2.5.7. Técnicas para la reducción de emisiones de metales pesados	151
2.5.8. Técnicas para la reducción de emisiones de compuestos carbonados orgánicos	151
2.5.8.1. Adsorción sobre reactivos con carbón activado en un sistema de flujo laminar.	152
2.5.8.2. Sistemas de RCS.	152
2.5.8.3. Filtros de manga catalíticos.	153
2.5.8.4. Recombustión de adsorbentes de carbón	153
2.5.8.5. Uso de plásticos impregnados con carbón para adsorción de PCDD/F	154
2.5.8.6. Filtros de lecho estático	154
2.5.8.7. Enfriamiento rápido de los gases de combustión.	155
2.5.9. Reducción de los gases de efecto invernadero (CO ₂ , N ₂ O)	156
2.5.9.1. Prevención de las emisiones de óxidos de nitrógeno.	156
2.5.10. Visión general de los tratamientos de gases de combustión aplicados en incineradoras de residuos peligrosos	157
2.5.11. Tratamiento de gases de combustión para incineradores de lodo. .	159
2.6. Técnicas de tratamiento y control de aguas residuales	159
2.6.1. Fuentes potenciales de aguas residuales	159
2.6.2. Principios de diseño básicos para el control del agua residual	161
2.6.3. Influencia de los sistemas de tratamiento de gases de combustión en el agua residual	163
2.6.4. Proceso de agua residual de sistemas de tratamiento húmedo de gases de combustión	163
2.6.4.1. Tratamiento fisicoquímico	164
2.6.4.2. Aplicación de sulfuros.	166
2.6.4.3. Aplicación de tecnología de membranas.	166
2.6.4.4. Desorción de amoníaco	166
2.6.4.5. Tratamiento separado del agua residual de los primeros y últimos pasos del sistema de lavador	167
2.6.4.6. Tratamiento biológico anaerobio (conversión de sulfatos en azufre elemental)	167
2.6.4.7. Sistemas de evaporación de agua residual de proceso	168
2.6.4.7.1. Evaporación en línea	168
2.6.4.7.2. Evaporación separada	169
2.6.4.8. Ejemplo de proceso que produce ácido clorhídrico con limpieza corriente abajo	170
2.6.5. Tratamiento de aguas residuales en incineradoras de residuos peligrosos	171
2.7. Técnicas de tratamiento y control de residuos sólidos	173
2.7.1. Tipos de residuos sólidos	173

	<i>Págs.</i>
2.7.2. Tratamiento y reciclaje de residuos sólidos	176
2.7.3. Tratamientos aplicados a los residuos de tratamiento de gases de combustión.....	177
2.7.3.1. Solidificación y estabilización de los residuos de TGC	177
2.7.3.2. Tratamiento térmico de residuos de TGC.....	178
2.7.3.3. Extracción y separación de los residuos de TGC.....	180
2.7.3.4. Estabilización química de los residuos de TGC.....	180
2.7.3.5. Otros métodos o prácticas para residuos de TGC	180
2.8. Técnicas de monitorización y control	181
2.8.1. Sistemas de control de incineración	181
2.8.2. Visión general de la monitorización de emisiones realizada	182
2.8.3. Experiencias con el muestreo continuo de emisiones de dioxinas ..	184
2.8.4. Experiencias con la medición continua de emisiones de mercurio. .	184
2.8.5. Visión general de dispositivos y medidas de seguridad	185
3. EMISIONES Y CONSUMOS.....	189
3.1. Introducción.....	189
3.1.1. Distribución de sustancias en la incineración de residuos.....	191
3.1.2. Ejemplos de balance de dioxinas para IRSU.....	194
3.1.3. Composición del gas de combustión crudo en plantas de incineración de residuos.....	195
3.1.4. Emisiones de gases relativos al cambio climático	198
3.2. Emisiones a la atmósfera.....	199
3.2.1. Sustancias emitidas a la atmósfera	199
3.2.2. Plantas incineradoras de residuos urbanos	207
3.2.2.1. Datos de resumen de emisiones a la atmósfera de IRSU... ..	207
3.2.2.2. Datos del estudio europeo de emisiones a la atmósfera para IRSU.....	209
3.2.2.3. Emisiones a la atmósfera de incineradores de lecho fluidizado	216
3.2.3. Plantas incineradoras de residuos peligrosos.....	217
3.2.3.1. Resumen de datos de las emisiones a la atmósfera de IRP .	217
3.2.3.2. Datos del estudio europeo de emisiones a la atmósfera para IRP	217
3.3. Emisiones al agua.....	232
3.3.1. Volúmenes de agua residual del tratamiento de gases de combustión	232
3.3.2. Otras fuentes potenciales de aguas residuales de plantas de incineración	233
3.3.3. Instalaciones sin emisiones de agua de proceso	234
3.3.4. Plantas con tratamiento fisicoquímico de aguas residuales.....	234
3.3.5. Plantas incineradoras de residuos peligrosos-datos del estudio europeo	237
3.3.5.1. Perspectiva general de las emisiones al agua de IRP europeas..	237

	<i>Págs.</i>
3.3.5.2. Visión general de los parámetros de las emisiones al agua de IRP europeas	238
3.4. Residuos sólidos	245
3.4.1. Corrientes de masa de residuos sólidos en IRSU	245
3.4.2. Composición y lixiviabilidad de las cenizas de fondo	247
3.5. Consumo y producción de energía	253
3.5.1. Cálculo de la eficiencia energética de las instalaciones de incineración de residuos.	253
3.5.2. Cálculo del valor calorífico neto de los residuos	255
3.5.3. Factores de equivalencia	256
3.5.4. Datos sobre valorización energética de residuos	256
3.5.4.1. Datos de generación de electricidad	258
3.5.4.2. Datos de generación de calor	259
3.5.4.3. Datos de cogeneración de calor y electricidad	260
3.5.4.4. Datos de eficiencia de conversión de calderas	261
3.5.5. Datos de consumo de energía por el proceso	261
3.5.6. Datos comparativos de la energía requerida y la producción de energía de la instalación	263
3.6. Ruido	264
3.7. Otros recursos operativos	266
3.7.1. Agua	266
3.7.2. Otros recursos operativos	267
3.7.2.1. Neutralizantes	268
3.7.2.2. Agentes de eliminación de NO _x	268
3.7.2.3. Gasóleo y gas natural	268
3.7.2.4. Datos de un estudio de incineradoras comerciales de residuos peligrosos	269
4. TÉCNICAS A CONSIDERAR EN LA DETERMINACIÓN DE LAS MTD	271
4.1. Prácticas generales aplicadas antes de la etapa de tratamiento térmico ..	272
4.1.1. Idoneidad del diseño del proceso para los residuos	272
4.1.2. Buena práctica operativa general	274
4.1.3. Control de calidad de los residuos entrantes	275
4.1.3.1. Establecimiento de limitaciones de entrada a la instalación e identificación de los riesgos claves	275
4.1.3.2. Comunicación con proveedores de residuos para mejorar el control de calidad de los residuos entrantes	277
4.1.3.3. Control de la calidad de la alimentación de residuos al incinerador	279
4.1.3.4. Inspección, muestreo y prueba de los residuos entrantes ..	281
4.1.3.5. Detectores de materiales radiactivos	283
4.1.4. Almacenamiento de residuos	285
4.1.4.1. Superficies estancas, con desagüe controlado e impermeables	285

	<i>Págs.</i>
4.1.4.2. Gestión de los tiempos de almacenamiento	287
4.1.4.3. Embalado u otro tipo de empaquetado de residuos sólidos .	288
4.1.4.4. Extracción de aire de incineración de zonas de almacena- miento para control de olores, polvo y emisiones fugitivas..	290
4.1.4.5. Segregación de tipos de residuos para un proceso seguro ..	293
4.1.4.6. Etiquetaje individual de las cargas de residuos en contene- dores	295
4.1.4.7. Uso de sistemas de detección y control de incendios.	296
4.1.5. Pretratamiento de los residuos entrantes	297
4.1.5.1. Pretratamiento y mezcla de residuos	297
4.1.5.2. Trituración de residuos urbanos mixtos	301
4.1.5.3. Trituración de residuos peligrosos en bidones y envases . .	303
4.1.5.4. Sistema de control de ecualización de alimentación para residuos peligrosos sólidos	305
4.1.5.5. Eliminación de metales reciclables antes de la combustión .	306
4.1.5.6. Pretratamiento y preparación específica de los residuos só- lidos para combustión.	309
4.1.6. Transferencia y carga de residuos	310
4.1.6.1. Posición y campo de visión del operario	310
4.1.6.2. Espacio de almacenamiento para elementos extraídos de los residuos	310
4.1.6.3. Inyección directa de residuos peligrosos líquidos y gaseosos en hornos rotativos	310
4.1.6.4. Reducción de la entrada de aire en la cámara de combustión durante la carga	312
4.2. Proceso térmico	312
4.2.1. Selección de tecnología de combustión.	312
4.2.2. Uso de modelos de flujo.	312
4.2.3. Características de diseño de la cámara de combustión	319
4.2.4. Diseño para aumentar la turbulencia en la cámara de combustión secundaria.	321
4.2.5. Funcionamiento continuo en lugar de discontinuo.	323
4.2.6. Selección y uso de sistemas y parámetros adecuados de control de combustión	324
4.2.7. Uso de cámaras de infrarrojos para monitorización y control de la combustión	327
4.2.8. Optimización de la estequiometría del suministro de aire	330
4.2.9. Optimización y distribución del suministro de aire primario	331
4.2.10. Precalentamiento del aire primario y secundario.	333
4.2.11. Inyección, optimización y distribución de aire secundario.	335
4.2.12. Sustitución de parte del aire secundario por gases de combustión recirculados.	337
4.2.13. Aplicación de aire enriquecido con oxígeno.	340
4.2.14. Refrigeración de parrillas	343
4.2.15. Refrigeración por agua de hornos rotativos.	346
4.2.16. Incineración a alta temperatura (escorificación).	348
4.2.17. Aumento de la agitación y del tiempo de residencia de los residuos en el horno	351

	<i>Págs.</i>
4.2.18. Ajuste del rendimiento para mantener buenas condiciones de quema y combustión	353
4.2.19. Optimización del tiempo, temperatura, turbulencia de los gases en la zona de combustión, y concentraciones de oxígeno	354
4.2.20. Uso de quemadores auxiliares operados automáticamente	359
4.2.21. Reducción del índice de cribados en las parrillas y/o devolución de los cribados enfriados a la cámara de combustión	361
4.2.22. Protección de las paredes de membrana del horno y del primer paso de la caldera con revestimiento refractario u otros materiales.	363
4.2.23. Uso de bajas velocidades de gas en el horno e inclusión de pasos vacíos antes de la sección convectiva de la caldera	366
4.2.24. Determinación del valor calorífico de los residuos y su uso como parámetro de control de la combustión	367
4.2.25. Quemadores bajos en NO _x para residuos líquidos	369
4.2.26. Gasificación en lecho fluidizado	369
4.2.27. Combustión a alta temperatura de gas de síntesis de gasificación con fusión de cenizas	373
4.3. Recuperación de energía.	376
4.3.1. Optimización de la eficiencia energética global y recuperación de energía	376
4.3.2. Reducción de pérdidas de energía: pérdidas en gases de combustión	386
4.3.3. Aumento de la quema de los residuos	388
4.3.4. Reducción de los volúmenes de exceso de aire	389
4.3.5. Otras medidas de reducción de pérdidas de energía	389
4.3.6. Reducción del consumo global de energía del proceso	391
4.3.7. Selección de turbina.	394
4.3.8. Aumento de los parámetros del vapor y aplicación de materiales especiales para reducir la corrosión en calderas.	397
4.3.9. Reducción de la presión del condensador (mejora del vacío).	401
4.3.10. Selección de sistema de refrigeración	403
4.3.11. Optimización de la arquitectura de la caldera	406
4.3.12. Uso de un horno-caldera integral.	408
4.3.13. Uso de paredes de agua en el primer paso (vacío).	409
4.3.14. Uso de un sobrecalentador de placas.	409
4.3.15. Reducción de las temperaturas del gas de combustión después de la caldera	411
4.3.16. Uso de lavadores de condensación de gases combustión	414
4.3.17. Uso de bombas de calor para aumentar la recuperación de calor	416
4.3.18. Configuraciones especiales de ciclo de agua/vapor con centrales de energía externas.	418
4.3.19. Limpieza eficaz de los haces de convección.	421
4.4. Tratamiento de gases de combustión	423
4.4.1. Factores a considerar a la hora de seleccionar sistemas de tratamiento de gases de combustión	423
4.4.1.1. Factores generales	423
4.4.1.2. Optimización energética	424
4.4.1.3. Optimización global y enfoque de «sistema completo»	425
4.4.1.4. Selección de técnica para instalaciones nuevas existentes.	425

	<i>Págs.</i>
4.4.2. Reducción de las emisiones de partículas	425
4.4.2.1. Aplicación de una etapa de eliminación previa de polvo antes de otros tratamientos de los gases de combustión.	426
4.4.2.2. Aplicación de un sistema adicional de limpieza de gases de combustión.	432
4.4.2.3. Aplicación de doble filtro de mangas	435
4.4.2.4. Selección de materiales de filtros de manga	438
4.4.3. Reducción de las emisiones de gases ácidos.	440
4.4.3.1. Sistemas de lavado húmedo.	440
4.4.3.2. Sistemas de lavado semihúmedos	445
4.4.3.3. Sistemas intermedios con adición de agua y recircu- lación de residuos (sistemas secos con vaporización instan- tánea)	450
4.4.3.4. Sistemas secos de TGC.	454
4.4.3.5. Selección de reactivo alcalino.	457
4.4.3.6. Adición de lavado húmedo como sistema de limpieza de ga- ses de combustión después de otros procesos de TGC	461
4.4.3.7. Recirculación de residuos de TGC en el sistema de TGC. . .	462
4.4.3.8. Adición directa de reactivos alcalinos al residuo (desulfuri- zación directa)	464
4.4.3.9. Uso de monitorización de gases ácidos para la optimización del proceso de TGC.	465
4.4.4. Reducción de las emisiones de óxidos de nitrógeno.	467
4.4.4.1. Reducción catalítica selectiva (RCS)	468
4.4.4.2. Reducción no catalítica selectiva (RNCS)	476
4.4.4.3. Optimización de la elección de reactivo para reducción de NO _x mediante RNCS	481
4.4.4.4. Sustitución de aire secundario por gases de combustión re- circulados.	483
4.4.5. Reducción de las emisiones de PCDD/F.	483
4.4.5.1. Técnicas primarias para la prevención de PCDD/F.	483
4.4.5.2. Prevención de la reformación de PCDD/F en el sistema de TGC	484
4.4.5.3. Destrucción de PCDD/F mediante Reducción Catalítica Se- lectiva (RCS)	487
4.4.5.4. Destrucción de PCDD/F mediante filtros de manga catalíticos .	489
4.4.5.5. Destrucción de PCDD/F mediante recombustión de adsor- bentes.	491
4.4.5.6. Adsorción de PCDD/F mediante inyección de carbón activado u otros reactivos	493
4.4.5.7. Adsorción de PCDD/F en lechos estáticos	495
4.4.5.8. Uso de materiales impregnados con carbón para adsorción de PCDD/F en lavadores húmedos	498
4.4.5.9. Uso de lechada de carbón activado en lavadores húmedos. .	501
4.4.6. Reducción de las emisiones de mercurio	502
4.4.6.1. Lavado húmedo a pH bajo y adición de aditivos	502
4.4.6.2. Inyección de carbón activo para adsorción de Hg	505

	<i>Págs.</i>
4.4.6.3. Uso de lavadores de condensación para limpieza de gases de combustión	508
4.4.6.4. Separación de mercurio con un filtro de resinas	510
4.4.6.5. Inyección de clorita para control de Hg elemental	510
4.4.6.6. Adición de peróxido de hidrógeno a lavadores húmedos	512
4.4.6.7. Uso de filtros estáticos de carbón activo o coque	513
4.4.7. Otras técnicas y sustancias	513
4.4.7.1. Uso de reactivos específicos para reducción de yodo y bromo	513
4.5. Tratamiento y control de aguas residuales	515
4.5.1. Generalidades	515
4.5.2. Aplicación de tecnología de incineración óptima	516
4.5.3. Aplicación de tecnología de limpieza de gases sin agua residual	516
4.5.4. Recirculación de agua residual contaminada en sistemas húmedos de limpieza de gases	518
4.5.5. Enfriamiento adicional del agua de alimentación de los sistemas húmedos de limpieza de gases	518
4.5.6. Uso de agua de desagüe de caldera como suministro de agua para lavadores	519
4.5.7. Tratamiento de agua residual de laboratorio en el lavador	520
4.5.8. Recirculación de efluentes al proceso en lugar de su vertido	521
4.5.9. Evacuación separada del agua de lluvia de tejados y otras superficies limpias	522
4.5.10. Existencia de capacidad de almacenamiento/almacenamiento intermedio para aguas residuales	523
4.5.11. Aplicación de tratamiento fisicoquímico a efluentes de lavadores húmedos y otras aguas residuales contaminadas de la planta	524
4.5.12. Eliminación de amoníaco de los efluentes	526
4.5.13. Tratamiento separado de efluentes derivados de distintas etapas de lavado húmedo	527
4.5.14. Evaporación del efluente de lavadores húmedos en el proceso de incineración	529
4.5.15. Evaporación separada del efluente de lavadores húmedos	529
4.5.16. Recuperación de ácido clorhídrico de los efluentes de lavadores húmedos	529
4.5.17. Recuperación de yeso del efluente de lavadores húmedos	531
4.6. Técnicas de tratamiento para residuos sólidos	532
4.6.1. Mejora de la combustión de cenizas de fondo	533
4.6.2. Segregación de la ceniza de fondo de los residuos de tratamiento de gases de combustión	536
4.6.3. Separación de la etapa de eliminación de partículas de otros tratamientos de los gases de combustión	537
4.6.4. Ceniza de fondo-separación de metales	538
4.6.5. Criba y trituración de cenizas de fondo	541
4.6.6. Tratamiento de ceniza de fondo mediante envejecimiento	542
4.6.7. Tratamiento de cenizas de fondo mediante sistemas de tratamiento seco	545
4.6.8. Tratamiento de cenizas de fondo mediante sistemas de tratamiento húmedo	548
4.6.9. Tratamiento de cenizas de fondo mediante sistemas térmicos	551

	<i>Págs.</i>
4.6.10. Horno rotativo a alta temperatura (escorificación)	554
4.6.11. Tratamientos de residuos de TGC	554
4.6.11.1. Solidificación con cemento de residuos de TGC.	554
4.6.11.2. Vitrificación y fusión de residuos de TGC	556
4.6.11.3. Extracción ácida de cenizas de caldera y cenizas volantes.	560
4.6.11.4. Tratamiento de residuos de TGC derivados del proceso de TGC con bicarbonato sódico seco para uso en la industria de ceniza de sosa	562
4.6.11.5. Tratamiento de residuos de TGC derivados del proceso de TGC con bicarbonato sódico seco con aglomerantes hidráulicos.	564
4.7. Ruido	566
4.8. Instrumentos de gestión ambiental.	567
4.9. Buena práctica para información y comunicación pública	577
5. MEJORES TÉCNICAS DISPONIBLES	579
5.1. MTD genéricas para todas las incineraciones de residuos	584
5.2. MTD específicas para incineración de residuos urbanos.	603
5.3. MTD específicas para incineración de residuos urbanos pretratados o seleccionados.	604
5.4. MTD específicas para incineración de residuos peligrosos	605
5.5. MTD específicas para incineración de lodos de depuradora.	607
5.6. MTD específicas para incineración de residuos clínicos	607
6. TÉCNICAS EMERGENTES	609
6.1. Uso de vapor como agente de pulverización en los quemadores posteriores a la cámara de combustión, en lugar de aire.	609
6.2. Aplicación con recalentamiento del vapor de la turbina.	609
6.3. Otras medidas en la zona del gas crudo para reducir las emisiones de dioxinas	610
6.4. Lavador de aceite para la reducción de compuestos aromáticos polihalogenados e hidrocarburos poliaromáticos (HAP) en los gases de combustión de plantas de incineración.	611
6.5. Uso del CO ₂ en los gases de combustión para la producción de carbonato sódico	612
6.6. Aumento de la temperatura del lecho, control de combustión y adición de oxígeno en un incinerador de parrilla.	613
6.7. Proceso de combinación PECK para tratamiento de RSU	615
6.8. Estabilización con FeSO ₄ de los residuos de TGC.	620
6.9. Estabilización con CO ₂ de los residuos de TGC.	621
6.10. Resumen de otras técnicas emergentes para el tratamiento de residuos de TGC.	623
6.11. Aplicación de tecnología de membranas para uso en plantas de tratamiento de aguas residuales para efluentes de lavadores húmedos	624
6.12. Sistemas de TGC combinados de bicarbonato sódico seco + RCS + lavador	625

	<i>Págs.</i>
7. CONCLUSIONES FINALES	629
7.1. Calendario del Trabajo	629
7.2. Fuentes de información y lagunas de información	630
7.3. Grado de consenso alcanzado	633
7.4. Otras notas y aspectos específicos	633
7.4.1. Existencia de instalaciones con niveles de emisiones operativos por debajo de los aceptados como MTD.	633
7.4.2. Exhaustividad de la Tabla 5.3 sobre criterios de selección para sistemas de TGC (MTD 37)	634
7.4.3. Uso de sistemas secos de TGC en determinadas incineradoras de residuos peligrosos (MTD75)	634
7.4.4. Impacto de los precios y políticas energéticas sobre la eficiencia energética	634
7.4.5. Influencia de la competencia y de las normativas en los sectores industriales de tratamiento de residuos	635
7.4.6. Desarrollo y aplicación de estrategias de residuos	636
7.4.7. Mercados y estándares para cenizas de fondo y otros residuos	636
7.4.8. Formación coordinada y demostración de los impactos sobre la salud y el medio ambiente	637
7.5. Temas sugeridos para futuros proyectos de I+D	638
8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	641
9. GLOSARIO	645
10. ANEXOS	651
10.1. Aspectos económicos de la IRSU. Información de los Estados Miembros ..	651
10.2. Aspectos económicos. Algunos aspectos tecnológicos de la incineración de RSU	668
10.2.1. Costes de descarga y almacenamiento para IRSU	670
10.2.2. Costes del sistema de incineración y la caldera para IRSU	672
10.2.3. Costes del ciclo de agua-vapor para IRSU	673
10.2.4. Costes para algunas combinaciones de tratamiento de gases de combustión utilizadas en IRSU	682
10.2.4.1. Limpieza seca de gases de combustión	683
10.2.4.2. Plantas de absorción y adsorción para la separación de HCl, HF y SO ₂	686
10.2.4.3. Lavador de NaOH	690
10.2.4.4. Reducción de NO _x secundaria mediante RCS o RNCS ..	690
10.2.4.5. Sistema de limpieza de los gases de combustión post-tratamiento	692
10.2.5. Estimaciones de costes para algunas IRSU completas	694
10.2.6. Costes de la combustión en lecho fluidizado de RSU	700
10.2.7. Costes de sistemas de gasificación y pirólisis para RSU	704

	<i>Págs.</i>
10.3. Descripciones de instalaciones de ejemplo	706
10.3.1. Ejemplos de incineración de residuos municipales	706
10.3.1.1. Incineradora de parrilla con RCS y distribución de vapor	706
10.3.1.2. Incineradora de parrilla con RCS y cogeneración	714
10.3.1.3. Incineradora de parrilla con RCS, cogeneración y tratamiento de cenizas de fondo	721
10.3.1.4. Incineradora de parrilla con eliminación de NO _x por RNCS, con combinación de doble filtración y lavado húmedo	726
10.3.1.5. Incineradora de parrilla con TGC semihúmedo, inyección de carbón activo, recirculación de cenizas, tratamiento de cenizas de fondo y (principalmente) producción de electricidad	729
10.3.1.6. Incineradora de parrilla con eliminación de NO _x por RCS, TGC semihúmedo, inyección de carbón activo y producción de electricidad con parámetros de vapor elevados (60 bares/380°)	731
10.3.1.7. Incineradora de parrilla con RNCS (NH ₃), tratamiento semihúmedo con cal y carbón activo, y producción de electricidad	733
10.3.1.8. Incineradora de parrilla con RNCS (NH ₃), tratamiento semihúmedo con cal y carbón activo, producción de electricidad	734
10.3.2. Ejemplos de instalaciones de residuos peligrosos	736
10.3.2.1. Horno rotatorio con recuperación de calor, RNCS, PE, lavador húmedo y filtro de coque estático	736
10.3.2.2. Horno rotativo con RCS, PE, lavador húmedo y filtro de carbón estático	744
10.3.2.3. Horno rotativo con RNCS (urea), TGC con cal seca, doble filtro de manga y absorción de dioxinas.	746
10.3.3. Ejemplos de instalaciones de lodos de depuradora	747
10.3.3.1. Lecho fluidizado de borboteo con recuperación de calor, RNCS, PE, lavado húmedo y filtro de coque estático ...	747
10.3.3.2. LF de borboteo con cogeneración, RNCS, recirculación de gases de combustión, PE, lavado húmedo y filtros de manga con inyección de coque/carbonato cálcico	753
10.3.3.3. Planta de LF de borboteo con cogeneración, PE y lavado húmedo	754
10.3.4. Ejemplos de incineración combinada de diversos residuos	756
10.3.4.1. LF circulante para residuos seleccionados/pretratados con recuperación de calor, TGC seco y húmedo, RCS y tratamiento de cenizas	756
10.3.4.2. Planta de lecho fluidizado para residuos peligrosos seleccionados y no peligrosos con recuperación de calor, PE, filtro de manga, lavador húmedo y RCS	764

	<i>Págs.</i>
10.3.4.3. Horno de parrilla refrigerado por agua con cogeneración, eliminación de partículas con ciclones, RNCS y eliminación de NO _x mediante RCS con alto nivel de partículas, y filtro de manga	770
10.3.4.4. Incineradora de parrilla para tratamiento de RSU, lodos de depuradora y residuos químicos con RNCS (urea), TGC con bicarbonato de Na seco, inyección de carbón activo y generación de electricidad	774
10.3.4.5. Incineradora de parrilla de RSU y residuos industriales con PE, lavador húmedo, evaporación de efluentes, RCS y generación de electricidad con vapor a alta presión . .	776
10.3.4.6. Incineradora de parrilla que trata residuos urbanos, residuos industriales, lodos de depuradora y descartes mediante RNCS, PE, lavado húmedo (evaporación en línea del efluente), filtros de manga y cogeneración. . . .	778
10.3.4.7. Incineradora de parrilla que trata RSU, residuos industriales y comerciales, con RNCS y TGC semihúmedo y envío de vapor a 20 bares y 260.°C a la red de calefacción centralizada.	780
10.3.4.8. Incineradora de parrilla que trata RSU, residuos industriales y residuos clínicos, con RNCS, TGC seco y generación de electricidad	782
10.3.4.9. Incineradora de parrilla que trata RSU, descartes de clasificación y lodos, con RNCS, TGC seco y suministro de calor a calefacción centralizada y central eléctrica local	784
10.4. Metodología de cálculos de energía y ejemplo de cálculo	785
10.4.1. Explicaciones generales de los términos y límites del sistema del cálculo de energía.	785
10.4.2. Ejemplo de cálculo de PCN utilizado por el subgrupo de energía .	787
10.4.3. Datos operativos básicos para tres ejemplos de cálculo de energía	788
10.4.4. Fórmulas para cálculos de energía con datos operativos básicos para tres ejemplos de cálculo de energía.	792
10.4.5. Ecuaciones para calcular la eficiencia de la planta (PI ef).	799
10.5. Ejemplo de evaluación con múltiples criterios utilizada para la selección de sistemas de TGC	800

LISTA DE FIGURAS

	<u>Págs.</u>
Figura 1.1: Capacidad de incineración de residuos municipales <i>per cápita</i>	6
Figura 1.2: Ceniza de fondo reciclada y depositada de IRSU en 1999.	14
Figura 1.3: Producción de energía por incineradoras de residuos urbanos en Europa (1999)	16
Figura 2.1: Ejemplo de configuración de una planta incineradora de residuos sólidos urbanos.	24
Figura 2.2: Ejemplo de algunos sistemas de pretratamiento de residuos peligrosos utilizados en algunas incineradoras de residuos peligrosos comerciales	34
Figura 2.3: Parrilla, horno y etapas de recuperación de un ejemplo de planta incineradora de residuos urbanos.	42
Figura 2.4: Distintos tipos de parrillas	45
Figura 2.5: Ejemplo de descargador de ceniza de fondo utilizado en un incinerador de parrilla	47
Figura 2.6: Ejemplo de cámara de incineración	48
Figura 2.7: Diversos diseños de hornos con diferentes direcciones del flujo de gases de combustión y de residuos.	49
Figura 2.8: Ejemplos de las etapas de un sistema de carga de residuos clínicos empleado en una incineradora de residuos urbanos	53
Figura 2.9: Esquema de un sistema de incineración con horno rotativo.	54
Figura 2.10: Horno de tambor con cámara de postcombustión.	56
Figura 2.11: Ejemplo de una planta con horno de tambor para incineración de residuos peligrosos.	58
Figura 2.12: Esquema de pretratamiento de RSU antes de combustión en lecho fluidizado	60
Figura 2.13: Principales componentes de un lecho fluidizado estacionario/de borboteo	62
Figura 2.14: Principales componentes de un lecho fluidizado circulante.	64
Figura 2.15: Representación de un gasificador de lecho relleno y de corrientes paralelas	69
Figura 2.16: Gasificador de baño de escoria	70
Figura 2.17: Gasificador de lecho fluidizado con horno de escorificación a alta temperatura	71
Figura 2.18: Estructura de una planta de pirólisis para tratamiento de residuos urbanos	72
Figura 2.19: Esquema de proceso de la unidad de «pirólisis» de ATM	74
Figura 2.20: Balance de energía y masa de la planta ConTherm	76
Figura 2.21: Pirólisis en parrilla con incineración a alta temperatura directamente conectada	78
Figura 2.22: El proceso RCP.	79

	<i>Págs.</i>
Figura 2.23: Ejemplo de planta de pirólisis-incineración de residuos clínicos, ZAVIN, Holanda	80
Figura 2.24: Esquema de un pirolizador de empuje (el ejemplo que se muestra es operado por Thermoselect)	82
Figura 2.25: Proceso combinado de gasificación en lecho fluidizado y proceso de combustión a alta temperatura	83
Figura 2.26: Principio de funcionamiento de un horno de soleras múltiples.	85
Figura 2.27: Ejemplo de una planta de incineración de lodo de depuradora con horno de soleras múltiples	87
Figura 2.28: Principio de funcionamiento de un horno de lecho fluidizado de soleras múltiples.	88
Figura 2.29: Principio de una cámara de incineración para residuos líquidos y gaseosos.	90
Figura 2.30: Ilustración de un horno cicloide	91
Figura 2.31: Esquema de una planta para extracción de HCl de gases residuales y residuos halogenados líquidos	92
Figura 2.32: Esquema de una unidad de reciclaje de cloro operada por Akzo Nobel	95
Figura 2.33: Ejemplo de una incineradora de aguas residuales con una unidad de evaporación (concentración) de agua residual.	96
Figura 2.34: Esquema de una planta de tratamiento de agua cáustica operada por AVR.	98
Figura 2.35: Gráfico que muestra la variación registrada en el PCN de los residuos en una IRSU a lo largo de 4 años	106
Figura 2.36: Ilustración de las superficies de intercambio de calor individuales en un generador de vapor.	115
Figura 2.37: Sistemas básicos de flujo de caldera	116
Figura 2.38: Diversos sistemas de calderas: horizontales, combinados y verticales	118
Figura 2.39: Control de contaminación y recuperación de calor adicional por condensación del vapor de agua del gas de combustión en la planta de cogeneración alimentada con residuos de Estocolmo/Hogdalen.	122
Figura 2.40: Resumen de las posibles combinaciones de sistemas de TGC.	131
Figura 2.41: Principio operativo de un precipitador electrostático.	132
Figura 2.42: Precipitador electrostático de condensación	134
Figura 2.43: Un ejemplo de filtro de tejido.	136
Figura 2.44: Esquema de un sistema de TGC seco con inyección de reactivo en el conducto de gases de combustión y filtro de manga corriente abajo	138
Figura 2.45: Principio operativo de un absorbedor de pulverización	139
Figura 2.46: Esquema de un lavador húmedo de 2 etapas con eliminación de polvo corriente arriba	141
Figura 2.47: Dependencia de la temperatura de diversos mecanismos de formación de NO _x en la incineración de residuos.	143
Figura 2.48: Principio operativo de la RNCS	146
Figura 2.49: Relación entre reducción de NO _x , producción, fuga de amoníaco y temperatura de reacción para el proceso de RNCS	146
Figura 2.50: Principio operativo de la RCS.	148
Figura 2.51: Relación entre las emisiones de Hg y el contenido de cloro en el gas crudo en una planta de incineración de residuos peligrosos	151

	<i>Págs.</i>
Figura 2.52: Esquema de proceso para el tratamiento fisicoquímico del agua residual de un sistema de tratamiento húmedo de gases de combustión.	164
Figura 2.53: Evaporación en línea del agua residual del lavador húmedo	168
Figura 2.54: Evaporación separada del efluente de un lavador húmedo	169
Figura 2.55: Resumen de los sistemas de tratamiento de aguas residuales aplicados en incineradoras de residuos peligrosos comerciales	172
Figura 2.56: Ejemplo de instalación de tratamiento de aguas residuales en el sector comercial de incineración de residuos peligrosos	173
Figura 3.1: Gráfico de emisiones medias anuales de NO _x a la atmósfera y técnica de eliminación aplicada en IRP europeas	220
Figura 3.2: Gráfico de emisiones medias anuales de polvo a la atmósfera y técnicas de eliminación aplicada en IRP europeas	222
Figura 3.3: Gráfico de emisiones anuales medias de HCl a la atmósfera y técnica de eliminación aplicada en IRP europeas	223
Figura 3.4: Gráfico de emisiones medias anuales de dióxido de azufre a la atmósfera y técnica de eliminación aplicada en IRP europeas	225
Figura 3.5: Gráfico de emisiones medias anuales de Hg a la atmósfera y técnica de eliminación aplicada en IRP europeas	227
Figura 3.6: Emisiones anuales medias de otros metales a la atmósfera y técnica de eliminación aplicada en IRP europeas	228
Figura 3.7: Gráfico de emisiones medias anuales de Cd y Tl a la atmósfera y técnica de eliminación aplicada en IRP europeas	229
Figura 3.8: Gráfico de emisiones medias anuales de PCDD/F a la atmósfera y técnica de eliminación aplicada en IRP europeas	230
Figura 3.9: Reducciones en las emisiones de CO alcanzadas tras la introducción de técnicas de pretratamiento en una incineradora de residuos peligrosos	232
Figura 3.10: Gráfico de vertido medio anual de sólidos en suspensión al agua y técnica de eliminación aplicada en IRP europeas	239
Figura 3.11: Gráfico de vertidos medios anuales de mercurio al agua y técnica de eliminación aplicada en IRP europeas	241
Figura 3.12: Gráfico de vertido medio anual de varios metales al agua en IRP europeas	242
Figura 3.13: Gráfico de vertido medio anual de arsénico al agua en IRP europeas . .	243
Figura 3.14: Gráfico de vertido medio anual de plomo al agua en IRP europeas . .	243
Figura 3.15: Gráfico de vertido medio anual de cadmio al agua en IRP europeas .	243
Figura 3.16: Gráfico de vertido medio anual de cromo al agua en IRP europeas . .	244
Figura 3.17: Gráfico de vertido medio anual de cobre al agua en IRP europeas . .	244
Figura 3.18: Gráfico de vertido medio anual de níquel al agua en IRP europeas .	244
Figura 3.19: Gráfico de vertido medio anual de zinc al agua en IRP europeas . .	245
Figura 3.20: Gráfico que muestra el aumento en el consumo eléctrico de la instalación con el aumento del PCN de los residuos	263
Figura 4.1: Ejemplo de los componentes del sistema de control del horno	328
Figura 4.2: Componentes básicos de un horno de fusión ciclónica de cenizas de gas de síntesis a alta temperatura	374
Figura 4.3: Esquema de un sobrecalentador de «placas»	410

	<i>Págs.</i>
Figura 4.4:	Combinación de una incineradora de residuos con una central de energía con turbinas de gas 419
Figura 4.5:	Incineradora de residuos urbanos combinada con una central de energía a carbón 420
Figura 4.6:	Esquema de un diseño típico de sistema semihúmedo de TGC 445
Figura 4.7:	Esquema de un sistema de RCS corriente abajo de un TGC no húmedo con intercambio de calor típico y perfiles de temperaturas. . . 470
Figura 4.8:	Esquema de un sistema de RCS corriente abajo de un TGC húmedo con intercambio de calor típico y perfiles de temperaturas. 470
Figura 4.9:	Efecto del envejecimiento sobre la lixiviabilidad de determinados metales: (izquierda) efecto sobre el pH; (derecha) lixiviación en función del pH. 544
Figura 6.1:	Ejemplo de recalentamiento de vapor 610
Figura 6.2:	Esquema de una planta incineradora de residuos con un lavador de aceite corriente abajo para deposición de dioxinas. 612
Figura 6.3:	Componentes básicos de proceso PECK. 615
Figura 6.4:	Tratamiento de cenizas volantes en el proceso PECK. 616
Figura 6.5:	Tratamiento de cenizas de fondo en el proceso PECK. 617
Figura 6.6:	Comparación de la distribución de metales entre una IRSU de parrilla convencional y el proceso PECK. 618
Figura 6.7:	Balance de flujos de masa de materias para el proceso PECK. 619
Figura 10.1:	Ciclo de agua-vapor, opción 1 675
Figura 10.2:	Ciclo de agua-vapor, opciones 2 y 6 676
Figura 10.3:	Ciclo de agua-vapor, opción 3 677
Figura 10.4:	Ciclo de agua-vapor, opciones 4, 5, 7 y 8. 678
Figura 10.5:	Influencia del tamaño de la planta y de la utilización de la energía sobre los costes específicos de tratamiento de residuos en instalaciones de IRSU nuevas 696
Figura 10.6:	Influencia de variar los sistemas de TGC y los tamaños de planta sobre los costes de tratamiento de instalaciones nuevas de IRSU con las mismas técnicas de utilización de la energía 696
Figura 10.7:	Esquema de proceso de la planta incineradora de Flötzersteig 708
Figura 10.8:	Esquema de proceso de la planta incineradora de Spittelau. 715
Figura 10.9:	Esquema de proceso de la planta incineradora de Wels-línea 1. . . . 723
Figura 10.10:	Esquema de los hornos rotativos de la planta de Simmeringer Haide. . 738
Figura 10.11:	Esquema de los reactores de lecho fluidizado de la planta de Simmeringer Haide. 748
Figura 10.12:	Esquema de proceso de la planta de AVE-Reststoffverwertung Lenzing 758
Figura 10.13:	Esquema de los reactores de lecho fluidizado de Arnoldstein. 765
Figura 10.14:	Resumen de entradas y salidas del sistema de energía utilizadas por el SGE del BREF 785

LISTA DE TABLAS

	<i>Págs.</i>
Tabla 1.1: Finalidad de diversos componentes de una incineradora de residuos	3
Tabla 1.2: Cantidades de residuos municipales (RSM), residuos peligrosos (RP) y lodo de depuradora (LD) en los Estados Miembros de la UE-15, y su tratamiento	4
Tabla 1.3: Cantidades anuales de residuos municipales y peligrosos producidos y número de plantas incineradoras en algunos Países Candidatos . .	5
Tabla 1.4: Distribución geográfica de las plantas de incineración para residuos municipales, peligrosos y lodos de depuradora	6
Tabla 1.5: Capacidad media de las plantas incineradoras de RSU por países . .	7
Tabla 1.6: Rangos de aplicación típicos de las tecnologías de tratamiento térmico .	7
Tabla 1.7: Composición típica de los residuos en Alemania	10
Tabla 1.8: Cánones de proceso en plantas incineradoras europeas de RSU y RP .	19
Tabla 1.9: Costes comparativos de la incineración de RSU en distintos Estados Miembros	19
Tabla 1.10: Costes de inversión específicos para una instalación nueva de IRSU en relación con la capacidad anual y algunos tipos de tratamiento de gases de combustión en Alemania	20
Tabla 1.11: Ejemplo comparativo de los elementos de costes individuales entre plantas incineradoras de RSU y RP	21
Tabla 2.1: Condiciones de reacción típicas y productos de los procesos de pirólisis, gasificación e incineración	24
Tabla 2.2: Impacto principal de la selección y pretratamiento de los residuos y pretratamiento de los residuos finales	25
Tabla 2.3: Resumen de las diferencias entre operadores en el mercado de incineración de residuos peligrosos	29
Tabla 2.4: Composición media del lodo de depuradora deshidratado después de la deshidratación	35
Tabla 2.5: Resumen de la actual aplicación con éxito de las técnicas de tratamiento térmico para los principales tipos de residuos en instalaciones específicas	41
Tabla 2.6: Propiedades de varias fracciones de RDF (combustible derivado de residuos) tratadas en lechos fluidizados	61
Tabla 2.7: Principales criterios operativos para lechos fluidizados estacionarios .	63
Tabla 2.8: Criterios operativos para un horno de soleras múltiples	86
Tabla 2.9: Comparación de sistemas de hornos para incineración de lodo de depuradora	102
Tabla 2.10: Rangos y poder caloríficos netos típicos para algunos residuos de entrada en incineradoras	105
Tabla 2.11: PCN calculado para residuos tratados en 50 plantas de IRSU europeas .	107
Tabla 2.12: Eficiencias potenciales de conversión de energía para distintos tipos de plantas de incineración de residuos	109

	<i>Págs.</i>
Tabla 2.13: Factores tenidos en cuenta al seleccionar el diseño del ciclo de energía para plantas de incineración de residuos	110
Tabla 2.14: Datos de ejemplo que muestran la variación en la producción de calor y electricidad cuando se utilizan varios tipos distintos de bombas de calor.	124
Tabla 2.15: Mejoras en el ciclo de vapor-agua: efecto sobre la eficiencia y otros aspectos.	126
Tabla 2.16: Resumen de las principales diferencias entre enfriamiento de choque y recuperación de calor	127
Tabla 2.17: Resumen de los principales sistemas de TGC aplicados para IRSU de en Europa en 2000/2001	130
Tabla 2.18: Dispositivos probados de medición continua para emisiones de mercurio.	185
Tabla 3.1: Distribución de diversas sustancias en un ejemplo de instalación de IRSU (% en masa)	192
Tabla 3.2: Distribución en porcentaje (%) de metales pesados en un proceso de incineración de residuos peligrosos	193
Tabla 3.3: Condiciones operativas medias durante pruebas en una instalación de IRP	193
Tabla 3.4: Balance de PCDD/PCDF para una planta de incineración de residuos urbanos en Alemania.	194
Tabla 3.5: Ejemplo de datos de carga para una IRSU en Francia	195
Tabla 3.6: Concentraciones de gases de combustión después de la caldera (gas de combustión crudo) en diversas plantas de incineración de residuos (valor de referencia de O ₂ : 11 %)	196
Tabla 3.7: Total de emisiones relativas al cambio climático en Alemania en el año 1999 en comparación con las derivadas de la incineración de residuos .	198
Tabla 3.8: Rango de emisiones operativas en gas limpio para algunas plantas IRSU europeas	208
Tabla 3.9: Límites de emisiones operativas a la atmósfera de IRSU por tonelada de RSU incinerados	209
Tabla 3.10: Estudio de emisiones de HCl de IRSU europeas	210
Tabla 3.11: Estudio de emisiones de HF de IRSU europeas	210
Tabla 3.12: Estudio de emisiones de dióxido de azufre de IRSU europeas	211
Tabla 3.13: Estudio de emisiones de partículas de IRSU europeas	212
Tabla 3.14: Estudio de emisiones de óxidos de nitrógeno de IRSU europeas	212
Tabla 3.15: Estudio de emisiones de carbono orgánico total de IRSU europeas ..	213
Tabla 3.16: Estudio de emisiones de PCDD/F (TEQ) de IRSU europeas	214
Tabla 3.17: Estudio de emisiones de mercurio de IRSU europeas	214
Tabla 3.18: Emisiones combinadas de Cd y Hg de IRSU seleccionadas en Francia.	215
Tabla 3.19: Resultados de emisiones y técnicas aplicadas para el control de Hg en IRSU europeas	215
Tabla 3.20: Rango típico de emisiones a la atmósfera de gas limpio de plantas incineradoras de residuos peligrosos	217
Tabla 3.21: Datos del estudio de emisiones anuales medias a la atmósfera de incineradoras de residuos peligrosos en Europa.	218

	<i>Págs.</i>
Tabla 3.22: Datos del estudio de flujos en masa y emisiones anuales a la atmósfera del sector de incineradoras comerciales de residuos peligrosos en Europa.	219
Tabla 3.23: Valores típicos de la cantidad de agua de lavado derivada de TGC en plantas incineradoras de residuos con bajo contenido de cloro.	232
Tabla 3.24: Otras posibles fuentes de aguas residuales, y sus cantidades aproximadas, de plantas incineradoras.	233
Tabla 3.25: Contaminación típica del agua residual de las instalaciones de TGC de plantas incineradoras antes de tratamiento.	234
Tabla 3.26: Emisiones a las aguas superficiales y alcantarillado de incineradoras de residuos holandesas en 1999.	235
Tabla 3.27: Calidad del agua residual (después de tratamiento con Trimercaptotriazina). Comparación entre aguas residuales crudas y tratadas y diversas normas.	236
Tabla 3.28: Rango medio anual de las concentraciones de las emisiones al agua después de tratamiento, de las incineradoras comerciales de residuos peligrosos que descargan agua residual.	237
Tabla 3.29: Flujos en masa de las emisiones al agua de IRP comerciales estudiadas en Europa.	238
Tabla 3.30: Datos típicos sobre las cantidades de residuos finales producidos en incineradoras de residuos urbanos.	246
Tabla 3.31: Corrientes de residuos sólidos de IRSU, expresadas por tonelada de RSU incinerados.	247
Tabla 3.32: Rangos de concentraciones de compuestos orgánicos en cenizas de fondo, de caldera y de filtro.	247
Tabla 3.33: Concentraciones de PCDD/F en diversos residuos finales de IRSU en Holanda (datos de 2000-2004).	248
Tabla 3.34: Rango de concentraciones de PCDD/F en residuos finales de IRSU (excluyendo valores de pico superiores e inferiores).	248
Tabla 3.35: Propiedades de lixiviación de la ceniza de fondo tratada mecánicamente, medida mediante NEN7343.	249
Tabla 3.36: Cantidades de las principales corrientes residuales producidas por IRP (datos de un estudio europeo).	250
Tabla 3.37: Valores de lixiviación típicos de la ceniza de fondo de plantas de incineración de residuos peligrosos, usando la norma DIN-S4.	251
Tabla 3.38: Algunos factores y su influencia sobre las opciones de recuperación de energía.	254
Tabla 3.39: Factores de conversión de equivalencia energética.	256
Tabla 3.40: Producción de electricidad e índices de exportación para RSU.	258
Tabla 3.41: Producción de electricidad y datos de exportación por tonelada de RSU para IRSU en Francia.	259
Tabla 3.42: Producción de calor e índices de exportación para RSU.	259
Tabla 3.43: Producción de calor y datos de exportación por tonelada de RSU para IRSU en Francia.	260
Tabla 3.44: Eficiencia porcentual media de cogeneración (calculada como equivalentes de energía) para 50 plantas IRSU.	260
Tabla 3.45: Valores medios de cogeneración por tonelada de RSU en IRSU en Francia.	261

	<i>Págs.</i>
Tabla 3.46: Datos del estudio de eficiencias de calderas de IRSU	261
Tabla 3.47: Datos de demanda de electricidad, calor y energía total de 50 IRSU europeas estudiadas, por tonelada de residuos tratados	262
Tabla 3.48: Relación entre energía exportada y consumida para diversas incineradoras de residuos	264
Tabla 3.49: Fuentes de ruido en plantas incineradoras de residuos.....	265
Tabla 3.50: Cálculo estequiométrico de las cantidades de cal utilizadas para absorción durante la limpieza de gases de combustión (reactivos expresados al 100 % de concentración y pureza)	267
Tabla 3.51: Cantidad de aditivos utilizados por procesos en la incineración comercial de residuos peligrosos.....	269
Tabla 4.1: Organización de la información del Capítulo 4.....	272
Tabla 4.2: Desglose de la información para cada técnica descrita en este Capítulo 4	273
Tabla 4.3: Algunas técnicas de inspección y muestreo aplicadas a diversos residuos.....	282
Tabla 4.4: Algunos ejemplos de técnicas de almacenamiento aplicadas para distintos tipos de residuos	285
Tabla 4.5: Principales técnicas para reducir las emisiones fugitivas de olor, y las emisiones de GHG	291
Tabla 4.6: Algunas técnicas de segregación aplicadas para diversos tipos de residuos.....	293
Tabla 4.7: Comparación de las tecnologías de combustión y tratamiento térmico y factores que afectan su aplicabilidad e idoneidad operativa (tabla 1/3)	313
Tabla 4.8: Comparación de las tecnologías de combustión y tratamiento térmico y factores que afectan su aplicabilidad e idoneidad operativa (tabla 2/3)	314
Tabla 4.9: Comparación de las tecnologías de combustión y tratamiento térmico y factores que afectan su aplicabilidad e idoneidad operativa (tabla 3/3)	315
Tabla 4.10: Comparación de las características de diversas geometrías de hornos.....	320
Tabla 4.11: Mediciones en el gas de combustión crudo en una planta de ensayo en funcionamiento normal, con cámara de IR y acondicionamiento con O ₂	329
Tabla 4.12: Algunas especificaciones de combustión aplicadas a la incineración .	354
Tabla 4.13: Relación entre las emisiones de óxido nitroso y las temperaturas de proceso para una planta de lecho fluidizado de borboteo para incineración de lodo de depuradora	357
Tabla 4.14: Impacto estimado sobre los costes de algunas alteraciones en los parámetros de combustión	359
Tabla 4.15: Datos de un estudio del subgrupo de energía del TWG sobre flujos de energía específica en algunas IRSU europeas por tonelada de residuos tratados.....	381
Tabla 4.16: Técnicas para la reducción de diversas pérdidas de energía en plantas incineradoras	390

	<i>Págs.</i>
Tabla 4.17: Capacidad de la planta y demanda total de energía de proceso para IRSU en Alemania.....	393
Tabla 4.18: Ejemplo de producciones de energía e ingresos a diversas presiones de vapor para una IRSU con cogeneración que utiliza presiones de vapor elevadas	399
Tabla 4.19: Relación entre la eficiencia energética adicional y la temperatura de retorno del medio de refrigeración (calefacción centralizada)	414
Tabla 4.20: Efectos sobre otros medios asociados con el uso de varios sistemas de eliminación previa de polvo.	427
Tabla 4.21: Datos operativos asociados con el uso de sistemas de eliminación previa de partículas.....	429
Tabla 4.22: Comparación de sistemas de eliminación de partículas.....	430
Tabla 4.23: Evaluación de la aplicabilidad de la eliminación previa de partículas..	430
Tabla 4.24: Niveles de emisión asociados con el uso de sistemas de limpieza final de gases de combustión con filtros de manga.....	432
Tabla 4.25: Efectos sobre otros medios asociados con el uso de limpieza adicional de gases de combustión,	433
Tabla 4.26: Datos operativos asociados con el uso de limpieza de gases de combustión	434
Tabla 4.27: Evaluación de la aplicabilidad de la limpieza de gases de combustión	435
Tabla 4.28: Efectos sobre otros medios asociados con el uso de doble filtración ..	436
Tabla 4.29: Datos operativos asociados con el uso de doble filtración	437
Tabla 4.30: Evaluación de la aplicabilidad de la doble filtración	437
Tabla 4.31: Información operativa sobre distintos materiales de filtros de manga ..	438
Tabla 4.32: Niveles de emisiones asociados con el uso de lavadores húmedos ...	440
Tabla 4.33: Efectos sobre otros medios asociados con el uso de TGC en lavador húmedo	442
Tabla 4.34: Datos operativos asociados con el uso de TGC húmedo.....	442
Tabla 4.35: Evaluación de la aplicabilidad del TGC húmedo	443
Tabla 4.36: Costes de inversión estimados de algunos componentes de sistemas de TGC húmedo	444
Tabla 4.37: Niveles de emisiones asociados con el uso de lavadores húmedos ...	445
Tabla 4.38: Efectos sobre otros medios asociados con el uso de tratamiento semihúmedo de gases de combustión.....	446
Tabla 4.39: Datos operativos asociados con el uso de TGC semihúmedo.....	447
Tabla 4.40: Evaluación de la aplicabilidad de TGC semihúmedo.....	449
Tabla 4.41: Costes de inversión estimados de los componentes seleccionados de sistemas típicos de TGC semihúmedo	449
Tabla 4.42: Niveles de emisiones asociados con el uso de TGC seco con vaporización instantánea.....	450
Tabla 4.43: Efectos sobre otros medios asociados con el uso de sistemas secos con vaporización instantánea.....	451
Tabla 4.44: Datos operativos asociados con el uso de TGC seco con vaporización instantánea.....	452
Tabla 4.45: Evaluación de la aplicabilidad del TGC seco con vaporización instantánea	453

	<i>Págs.</i>
Tabla 4.46: Niveles de emisiones asociados con el uso de TGC seco con cal	454
Tabla 4.47: Niveles de emisiones asociados con el uso de TGC seco con bicarbonato sódico	454
Tabla 4.48: Efectos sobre otros medios asociados con el uso de TGC seco	455
Tabla 4.49: Datos operativos asociados con el uso de TGC seco	456
Tabla 4.50: Evaluación de la aplicabilidad del TGC seco	456
Tabla 4.51: Comparación de características de varios reactivos alcalinos	458
Tabla 4.52: Evaluación de la aplicabilidad de diversos reactivos alcalinos	459
Tabla 4.53: Datos operativos asociados con el uso de recirculación de reactivos	463
Tabla 4.54: Evaluación de la aplicabilidad de la recirculación de residuos	463
Tabla 4.55: Evaluación de la aplicabilidad de la monitorización del gas crudo para la optimización del TGC	467
Tabla 4.56: Niveles de emisión asociados con el uso de RCS	469
Tabla 4.57: Efectos sobre otros medios asociados con el uso de RCS	471
Tabla 4.58: Datos operativos asociados con el uso de RCS	471
Tabla 4.59: Evaluación de la aplicabilidad de RCS	473
Tabla 4.60: Costes de inversión estimados de distintos componentes de sistemas típicos semihúmedos de TGC, utilizando RCS y RNCS	474
Tabla 4.61: Niveles de emisión asociados con el uso de RNCS	476
Tabla 4.62: Efectos sobre otros medios asociados con el uso de RNCS	477
Tabla 4.63: Datos operativos asociados con el uso de RNCS	478
Tabla 4.64: Evaluación de la aplicabilidad de RNCS	479
Tabla 4.65: Ventajas y desventajas del uso de urea y amoniaco para RNCS	481
Tabla 4.66: Evaluación de la aplicabilidad de técnicas de prevención de la reformación de PCDD/F	485
Tabla 4.67: Evaluación de la aplicabilidad de la RCS para la eliminación de PCDD/F	488
Tabla 4.68: Datos de eficacia de destrucción para filtros de manga catalíticos a lo largo de 21 meses de funcionamiento	490
Tabla 4.69: Evaluación de la aplicabilidad de filtros de manga catalíticos	490
Tabla 4.70: Evaluación de la aplicabilidad de la recombustión de absorbentes	492
Tabla 4.71: Evaluación de la aplicabilidad de la inyección de carbón para eliminación de PCDD/F	494
Tabla 4.72: Efectos sobre otros medios asociados con el uso de filtros estáticos	496
Tabla 4.73: Datos operativos asociados con el uso de filtros de coque estáticos	497
Tabla 4.74: Evaluación de la aplicabilidad de filtros de coque estáticos	498
Tabla 4.75: Datos operativos asociados con el uso de materiales impregnados con carbón en lavadores húmedos	499
Tabla 4.76: Evaluación de la aplicabilidad del uso de materiales impregnados con carbón en lavadores húmedos	500
Tabla 4.77: Evaluación de la aplicabilidad de lavado húmedo para control de Hg	504
Tabla 4.78: Evaluación de la aplicabilidad de inyección de carbón para eliminación de Hg	507
Tabla 4.79: Evaluación de la aplicabilidad de $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ para eliminación de halógenos	514

	<i>Págs.</i>
Tabla 4.80: Cantidad de HCl (30 %) recuperado por tonelada de residuos	530
Tabla 4.81: Cantidades de yeso recuperado por tonelada de residuos tratados ..	532
Tabla 4.82: Datos de concentraciones de salida de la escoria (mg/kh), de un ejemplo de instalación de tratamiento de escoria.	546
Tabla 4.83: Eluido de salida de escoria (ug/l) reportados para un ejemplo de tratamiento de escoria	547
Tabla 4.84: Rendimiento relativo de diversas fracciones de salida de tratamiento húmedo de cenizas de fondo	549
Tabla 4.85: Ejemplo de resultados de lixiviación de los granulados producidos ..	549
Tabla 4.86: Datos de concentración de la escoria de salida (mg/kg) reportados para un ejemplo de instalación de tratamiento de escoria	550
Tabla 4.87: Datos del eluido de escoria de salida (ug/l) reportados para un ejemplo de instalación de tratamiento de escoria.	550
Tabla 4.88: Costes relativos de algunas técnicas de tratamiento de cenizas.	553
Tabla 4.89: Variaciones en tratamientos de solidificación para residuos de TGC entre algunos países	556
Tabla 4.90: Procesos de vitrificación de residuos de TGC usados en EE.UU. y Japón.	560
Tabla 4.91: Ejemplos de plantas que utilizan el proceso de extracción ácida para el tratamiento de residuos de TGC	562
Tabla 4.92: Características de algunos procesos de extracción ácida utilizados para el tratamiento de residuos de TGC.	562
Tabla 5.1: Cómo combinar las MTD descritas en un caso específico	584
Tabla 5.2: Rangos de niveles de emisión operativos asociados con el uso de MTD para emisiones a la atmósfera de incineradoras de residuos	592
Tabla 5.3: Ejemplo de evaluación de algunos criterios relevantes de IPPC que pueden tenerse en cuenta a la hora de escoger entre las opciones de TGC húmedo/semihúmedo/seco.	594
Tabla 5.4: Niveles de emisión operativos asociados con MTD para vertidos de aguas residuales de una planta de tratamiento de efluentes que recibe el efluente de lavador de TGC	599
Tabla 6.1: Calidad de los residuos con el sistema SYNCOM	614
Tabla 6.2: Niveles de emisión asociados con el uso de un sistema de TGC combinado de bicarbonato sódico seco y RCS	625
Tabla 6.3: Efectos sobre otros medios asociados con el uso de un sistema de TGC combinado de bicarbonato sódico seco y RCS	626
Tabla 6.4: Datos operativos asociados con el uso de un sistema de TGC combinado de bicarbonato sódico seco y RCS.	627
Tabla 6.5: Evaluación de la aplicabilidad del sistema de TGC combinado de bicarbonato sódico seco y RCS	627
Tabla 9.1: Códigos de países y monedas	650
Tabla 10.1: Costes de tratamiento para incineradoras de parrilla de RSU de distintas capacidades	654

Tabla 10.2:	Costes para una incineradora de parrilla de RSU de 200000 t/año en Alemania.	655
Tabla 10.3:	Coste estimado de construcción y operación de una planta incineradora de RSU de 200000 toneladas de capacidad en Irlanda.	656
Tabla 10.4:	Costes de incineradoras en Italia, basados en un modelo de cálculos .	659
Tabla 10.5:	Tarifas y cantidades previstas de residuos a incinerar en la instalación de SIDOR, Luxemburgo, en 1999.	660
Tabla 10.6:	Costes operativos específicos de la IRSU de SIDOR en Luxemburgo en 1998 y 1999.	660
Tabla 10.7:	Extracto del presupuesto de SIDOR para los años 1998 y 1999.	662
Tabla 10.8:	Costes de inversión y tratamiento para IRSU en Holanda.	663
Tabla 10.9:	Desglose de coste para varias incineradoras en Suecia.	664
Tabla 10.10:	Cánones de proceso en GB para distintas capacidades y producciones de energía.	666
Tabla 10.11:	Desglose de costes estimados de incineradoras en el Reino Unido. .	667
Tabla 10.12:	Costes específicos de instalaciones de descarga y almacenamiento en función de la productividad, cuando los residuos son suministrados por vehículos de recogida de basuras.	671
Tabla 10.13:	Costes específicos para instalaciones de descarga y almacenamiento en función de la productividad, cuando los residuos son suministrados por tren.	671
Tabla 10.14:	Costes específicos para un sistema de incineración de parrilla y caldera de plantas incineradoras de residuos en función de la productividad.	673
Tabla 10.15:	Costes específicos de un ciclo de agua-vapor con producción de calor puro y alimentación a sistemas de calefacción centralizada, en función de la productividad.	675
Tabla 10.16:	Costes específicos de un ciclo de agua-vapor con una turbina de extracción de vapor, en función de la productividad.	676
Tabla 10.17:	Costes específicos de un ciclo de agua-vapor con una turbina de extracción de vapor en combinación con el sistema de vapor de una planta de energía adyacente, en función de la productividad.	677
Tabla 10.18:	Costes específicos de un ciclo de agua-vapor con cogeneración de vapor y electricidad y parámetros de vapor bajos, en función de la productividad.	678
Tabla 10.19:	Costes específicos de un ciclo de agua-vapor con cogeneración de vapor y electricidad y parámetros de vapor altos, en función de la productividad.	679
Tabla 10.20:	Costes específicos de un ciclo de agua-vapor con una turbina de extracción de vapor (parámetros de vapor normales), en función de la productividad, cuando puede haber sustitución de energía.	679
Tabla 10.21:	Costes específicos de un ciclo de agua-vapor con cogeneración de calor y electricidad (parámetros de vapor normales), en función de la productividad de residuos, cuando puede haber sustitución de energía .	680
Tabla 10.22:	Costes específicos de un ciclo de agua-vapor con cogeneración de calor y electricidad (parámetros de vapor altos), en función de la productividad de residuos, cuando puede haber sustitución de energía.	681

	<i>Págs.</i>
Tabla 10.23: Estudio de los ingresos específicos para las distintas opciones del ciclo de agua-vapor en función de la productividad	681
Tabla 10.24: Costes específicos para eliminación de partículas con un precipitador electrostático en función de la productividad	684
Tabla 10.25: Costes específicos para eliminación húmeda de partículas en función de la productividad	684
Tabla 10.26: Costes específicos para un sistema seco de limpieza de gases de combustión con filtros de manga en función de la productividad	685
Tabla 10.27: Costes específicos de un sistema seco de limpieza de gases de combustión con adsorción, en función de la productividad.	687
Tabla 10.28: Costes específicos de un lavador de yeso en función de la productividad.	688
Tabla 10.29: Costes específicos de un lavador con precipitación en función de la productividad	689
Tabla 10.30: Costes específicos de un lavador de NaOH en función de la productividad	690
Tabla 10.31: Costes específicos de la RCS en función de la productividad	691
Tabla 10.32: Costes específicos de la RNCS en función de la productividad.	692
Tabla 10.33: Costes específicos de un absorbedor por inyección de flujo en función de la productividad	693
Tabla 10.34: Costes específicos de una planta de coque activado en función de la productividad	694
Tabla 10.35: Opción 1: Costes de un sistema de incineración de parrilla con suministro por tren, tratamiento húmedo y catalítico de gases de combustión y ciclo de vapor conectado al de una planta de energía adyacente, en función de la productividad.	697
Tabla 10.36: Opción 2: Costes para un sistema de incineración de parrilla con suministro por tren, tratamiento seco, húmedo y catalítico de gases de combustión con generación de electricidad, en función de la productividad.	698
Tabla 10.37: Opción 3: Costes para un sistema de incineración de parrilla con suministro por tren, tratamiento seco, húmedo y catalítico de gases de combustión con cogeneración, en función de la productividad.	698
Tabla 10.38: Opción 4: Costes para un sistema de incineración de parrilla con suministro por tren, precipitador electrostático, lavador de NaOH, absorbedor por inyección de flujo y planta catalítica con generación de electricidad, en función de la productividad	699
Tabla 10.39: Opción 5: Costes para un sistema de incineración de parrilla con suministro por tren, precipitador electrostático, precipitación, absorbedor de coque activado y planta catalítica con generación de electricidad, en función de la productividad	699
Tabla 10.40: Opción 6: Costes para un sistema de incineración de parrilla con suministro por tren, adsorción seca, absorbedor de coque activado y planta catalítica con generación de electricidad, en función de la productividad	700
Tabla 10.41: Costes del sistema de combustión y de la caldera de plantas incineradoras de residuos con combustión en lecho fluidizado, en función de la productividad (sin incluir costes de pretratamiento de residuos).	702

Tabla 10.42: Costes específicos de un ciclo de agua-vapor con una turbina de extracción de vapor (parámetros de vapor normales), en función de la productividad	703
Tabla 10.43: Costes específicos e ingresos de tratamiento de residuos, incineración, caldera y utilización de la energía	703
Tabla 10.44: Costes de inversión y operativos de la planta de gasificación de RDF de Lahti, Finlandia	705
Tabla 10.45: Cálculos de costes hipotéticos para una planta de pirólisis en la región de Flandes en Bélgica	706
Tabla 10.46: Datos generales de la planta de incineración de residuos de Flötzersteig (año de referencia: 2000)	707
Tabla 10.47: Flujos de entrada y salida de la planta incineradora de Flötzersteig (año de referencia: 2000)	709
Tabla 10.48: Emisiones a la atmósfera de la planta incineradora de residuos de Flötzersteig (año de referencia: 2000)	710
Tabla 10.49: Parámetros de las aguas residuales de la planta incineradora de Flötzersteig después del tratamiento del agua residual (año de referencia: 2000)	711
Tabla 10.50: Datos químicos de los residuos de la planta incineradora de Flötzersteig (año de referencia: 2000)	712
Tabla 10.51: Tests de lixiviación; planta de incineración de residuos de Flötzersteig (año de referencia: 2000)	713
Tabla 10.52: Datos generales de la planta incineradora de Spittelau (año de referencia: 2000)	714
Tabla 10.53: Flujos de entrada y salida de la planta incineradora de Spittelau (año de referencia: 2000)	716
Tabla 10.54: Emisiones a la atmósfera de la planta incineradora de Spittelau (año de referencia: 2000)	717
Tabla 10.55: Parámetros del agua residual de la planta incineradora de Spittelau después del tratamiento (año de referencia: 2000)	718
Tabla 10.56: Datos químicos de las fracciones de residuos de la planta incineradora de Spittelau (año de referencia: 2000)	719
Tabla 10.57: Tests de lixiviación, planta incineradora de Spittelau (año de referencia: 2000)	720
Tabla 10.58: Datos generales de la planta incineradora de residuos de Wels (año de referencia: 2000)	721
Tabla 10.59: Entradas y salidas de la planta incineradora de Wels (año de referencia: 2000)	722
Tabla 10.60: Emisiones a la atmósfera de la planta incineradora de Wels (año de referencia: 2000)	724
Tabla 10.61: Parámetros del agua residual de la planta incineradora de Wels después del tratamiento de aguas residuales (año de referencia: 2000)	725
Tabla 10.62: Valores medios medidos en el gas limpio (valores operativos)	727
Tabla 10.63: Calidad de la escoria	728
Tabla 10.64: Eficiencia energética (valor calorífico medio supuesto $9500 \approx \text{kJ/kg}$)	729
Tabla 10.65: Tipos y cantidades de residuos incinerados en los hornos rotativos de la planta de Simmeringer Haide (año de referencia: 2000)	736

	<i>Págs.</i>
Tabla 10.66: Datos generales de los hornos rotativos de la planta de Simmeringer Haide (año de referencia: 2000)	737
Tabla 10.67: Balance de entradas y salidas de los hornos rotativos de la planta de Simmeringer Haide (año de referencia: 2000).	739
Tabla 10.68: Emisiones a la atmósfera de los hornos rotativos de la planta de Simmeringer Haide (año de referencia: 2000).	741
Tabla 10.69: Parámetros de tratamiento de aguas residuales de los hornos rotativos de la planta de Simmeringer Haide después del tratamiento de aguas residuales (año de referencia: 2000)	742
Tabla 10.70: Datos químicos de los residuos de los hornos rotativos (año de referencia: 2000).	743
Tabla 10.71: Ensayos de lixiviación (según ÖNORM S 2115) de los hornos rotativos de la planta de Simmeringer Haide (año de referencia: 2000)	744
Tabla 10.72: Valores medios medidos en el gas limpio (valores operativos)	745
Tabla 10.73: Datos generales de los reactores de lecho fluidizado de la planta de Simmeringer Haide (2000)	748
Tabla 10.74: Balance de entradas y salidas de los reactores de lecho fluidizado (año de referencia: 2000)	749
Tabla 10.75: Emisiones a la atmósfera de los reactores de lecho fluidizado (año de referencia: 2000).	751
Tabla 10.76: Datos químicos de los residuos de los reactores de lecho fluidizado (año de referencia: 2000).	752
Tabla 10.77: Ensayos de lixiviación según ÖNORM S 2115-reactores de lecho fluidizado (año de referencia: 2000).	752
Tabla 10.78: Caracterización de las materias a incinerar	753
Tabla 10.79: Valores medios medidos en el gas limpio (valores operativos)-MTD5	754
Tabla 10.80: Caracterización del material de incineración	755
Tabla 10.81: Valores medios en el gas limpio (valores operativos)-MTD6.	755
Tabla 10.82: Valores de emisión del agua residual del sistema de limpieza de gases residuales antes de su mezcla (MTD6)	755
Tabla 10.83: Tipos y cantidades de residuos tratados en AVE-Reststoffverwertung Lenzing (año de referencia: 2000)	757
Tabla 10.84: Datos generales del reactor de lecho fluidizado de AVE-RVL Lenzing	757
Tabla 10.85: Emisiones a la atmósfera del reactor de lecho fluidizado de AVE-Reststoffverwertung Lenzing	762
Tabla 10.86: Datos generales del reactor de lecho fluidizado de la planta incineradora de residuos de Arnoldstein (año de referencia: 2001)	764
Tabla 10.87: Flujos de salida de los reactores de lecho fluidizado de la planta incineradora de Arnoldstein (año de referencia: 2001)	766
Tabla 10.88: Emisiones a la atmósfera de la planta incineradora de residuos de Arnoldstein (año de referencia: 2001)	768
Tabla 10.89: Parámetros de las aguas residuales (muestra compuesta) de la planta incineradora de Arnoldstein, después del tratamiento de aguas residuales (año de referencia: 2001).	769
Tabla 10.90: Datos químicos de las cenizas de la combustión en lecho fluidizado de la planta incineradora de Arnoldstein (año de referencia: 2001).	769

Tabla 10.91:	Concentración de contaminantes en el eluido de cenizas de la planta incineradora de Arnoldstein (año de referencia: 2001)	770
Tabla 10.92:	Valores medios medidos en el gas limpio (valores operativos)	771
Tabla 10.93:	Dispositivos de medición continua	772
Tabla 10.94:	Grados de deposición en la limpieza del gas residual	772
Tabla 10.95:	Eficiencia energética (valor calorífico medio supuesto $H_u \approx 11500 \text{ kJ/kg}$) .	773
Tabla 10.96:	Calidad de la escoria - MTD2	773
Tabla 10.97:	Datos para el cálculo de eficiencia energética, lista de chequeo 1 ..	789
Tabla 10.98:	Datos para el cálculo de eficiencia energética, lista de chequeo 2 ..	790
Tabla 10.99:	Datos para el cálculo de eficiencia energética, lista de chequeo 3 ..	791
Tabla 10.100:	Ejemplo de evaluación con criterios múltiples para la selección de un sistema de TGC	800
Tabla 10.101:	Ejemplo de evaluación de costes con criterios múltiples para comparar las opciones de sistemas de TGC.	801

1. Información general sobre la incineración de residuos

1.1. Finalidad de la incineración y teoría básica

[1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003]

La incineración se utiliza como tratamiento para una amplia gama de residuos. La incineración en sí es normalmente una sola parte de un sistema complejo de tratamiento de residuos que, en su conjunto, permite la gestión global de la amplia gama de residuos que genera la sociedad.

El sector de la incineración ha experimentado un rápido desarrollo tecnológico durante los últimos 10-15 años. Gran parte de este cambio ha sido impulsado por legislaciones específicas para el sector y esto ha reducido, en particular, las emisiones a la atmósfera de las instalaciones individuales. El desarrollo de procesos es constante, y actualmente el sector desarrolla técnicas que limitan los costes al tiempo que mantienen o mejoran el rendimiento medioambiental.

El objetivo de la incineración de residuos es tratar los residuos con el fin de reducir su volumen y peligrosidad, capturando (y por tanto concentrando) o destruyendo las sustancias potencialmente nocivas que se emiten, o se pueden emitir, durante la incineración. Los procesos de incineración también pueden ofrecer un medio que permita la recuperación del contenido energético, mineral o químico de los residuos.

Básicamente, la incineración de residuos es la oxidación de las materias combustibles contenidas en el residuo. Los residuos suelen ser materiales muy heterogéneos, consistentes esencialmente en sustancias orgánicas, minerales, metales y agua. Durante la incineración se crean gases de combustión que contienen la mayor parte de la energía del combustible disponible en forma de calor.

Las sustancias orgánicas de los residuos se queman al alcanzar la temperatura de ignición necesaria y entrar en contacto con oxígeno. El proceso de combustión en sí se produce en la fase gaseosa en fracciones de segundo y libera energía de forma simultánea. Cuando el valor calorífico del residuo y el suministro de oxígeno es suficiente, esto puede producir una reacción térmica en cadena y combustión autoalimentada, es decir, que no requiere la adición de otros combustibles.

Las principales etapas del proceso de incineración son:

1. **Secado y desgasado:** aquí, se desprende el contenido volátil (como hidrocarburos y agua) a temperaturas generalmente entre 100 y 300°C. El proceso

de secado y desgasado no requiere ningún agente oxidante y sólo depende del calor aportado.

2. **Pirólisis y gasificación:** la pirólisis es la descomposición ulterior de las sustancias orgánicas en ausencia de un agente oxidante a unos 250-700 °C. La gasificación de los residuos carbonados es la reacción de los residuos con vapor de agua y CO₂ a temperaturas que normalmente están entre 500 y 1000 °C, pero puede producirse a temperaturas de hasta 1600 °C. Con ello se transfiere materia orgánica sólida a la fase gaseosa. Además de la temperatura, esta reacción se ve apoyada por agua, vapor y oxígeno.
3. **Oxidación:** los gases combustibles creados en las etapas anteriores se oxidan, según el método de incineración seleccionado, a temperaturas de gases de combustión que generalmente están entre 800 y 1450 °C.

Estas etapas individuales generalmente se superponen, lo que significa que la separación espacial y temporal de estas etapas durante la incineración de residuos sólo es posible en un grado limitado. De hecho, los procesos tienen lugar parcialmente en paralelo y se influyen entre sí. No obstante, es posible, utilizando medidas técnicas en el interior del horno, influir sobre estos procesos con el fin de reducir las emisiones contaminantes. Tales medidas incluyen el diseño del horno, la distribución del aire y técnicas de control.

En la incineración plenamente oxidativa, los principales componentes de los gases de combustión son: vapor de agua, nitrógeno, dióxido de carbono y oxígeno. Según la composición del material incinerado y las condiciones operativas, se forman o quedan pequeñas cantidades de CO, HCl, HF, HBr, HI, NO_x, SO₂, VOC, PCDD/F, PCB y compuestos de metales pesados (entre otros). Según las temperaturas de combustión durante las etapas principales de la incineración, los compuestos inorgánicos (ej. sales) y metales pesados volátiles se evaporan total o parcialmente. Estas sustancias son transferidas desde el residuo entrante a los gases de combustión y a las cenizas volantes que contiene. Se crea una ceniza volante de residuo mineral (polvo) y una ceniza sólida más pesada (ceniza de fondo). En las incineradoras de residuos municipales, la ceniza de fondo es aproximadamente un 10 % en volumen y aproximadamente un 20-30 % en peso de la entrada de residuos sólidos. Las cantidades de cenizas volantes son mucho menores, generalmente sólo un pequeño porcentaje de la entrada. Las proporciones de residuo sólido varían en gran medida según el tipo de residuo y el diseño detallado del proceso.

Para una combustión oxidativa eficaz, es esencial un aporte de oxígeno suficiente. El número «n» de la relación entre el aire de incineración suministrado y el aire necesario químicamente (o estequiométrico) para la incineración está normalmente entre 1,2 y 2,5 según si el combustible es gas, líquido y sólido, y según el sistema del horno.

La etapa de combustión es sólo una etapa de la instalación de incineración global. Las incineradoras incluyen normalmente un conjunto complejo de componentes técnicos que interactúan y que, considerados en su conjunto, realizan un tratamiento global de los residuos. Cada uno de estos componentes tiene una finalidad ligeramente distinta, que se describe en la Tabla 1.1 siguiente:

Tabla 1.1. Finalidad de diversos componentes de una incineradora de residuos. [1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003].

Objetivo	Responsabilidad del
• destrucción de sustancias orgánicas	Horno
• evaporación de agua	
• evaporación de sales inorgánicas y metales pesados volátiles	
• producción de escoria potencialmente explotable	
• reducción del volumen de los residuos	
• recuperación de energía aprovechable	Sistema de recuperación de energía
• eliminación y concentración de materia inorgánica y metales pesados volátiles en residuos sólidos, como residuos de limpieza de gases de combustión o lodo del tratamiento de aguas residuales	Sistema de limpieza de los gases de combustión
• minimización de las emisiones a todos los medios	

1.2. Visión global de la incineración de residuos en Europa

La escala de uso de la incineración, como técnica de gestión de residuos, varía mucho de un lugar a otro. Por ejemplo, en los Estados Miembros europeos la variación de la incineración en el tratamiento de residuos municipales varía entre el cero y el 62 %.

[9, VDI, 2002] En los Estados Miembros (EM) de la UE-15, hay una cantidad anual de unos 200 millones de toneladas anuales de residuos que puede considerarse adecuados para tratamiento térmico. No obstante, la capacidad total instalada de las plantas de tratamiento térmico de residuos es sólo del orden de 50 millones de toneladas.

La Tabla 1.2 siguiente ofrece una estimación del tratamiento de los residuos producidos en cada Estado Miembro para residuos municipales, residuos peligrosos y lodos de alcantarillado. Se incluyen los residuos depositados, ya que una proporción considerable de estos residuos pueden, en el futuro, desviarse a otros métodos de tratamiento, incluida la incineración.

Nota: dado que las definiciones y categorías de residuos varían de un país a otro, algunos de los valores pueden no ser directamente comparables.

Tabla 1.2. Cantidades de residuos municipales (RSM), residuos peligrosos (RP) y lodo de depuradora (LD) en los Estados Miembros de la UE-15, y su tratamiento. [1, UBA, 2001]. [64, TWGComments, 2003]

País	Residuos Sólidos Urbanos (RSU)				Residuos Peligrosos (RP)				Lodo de Depuradora(LD)	
	Produc- ción total estimada de RSU (en 10 ⁶ t)	Año de la fuente de datos	% verte- dero (o cantidad en 10 ⁶ t)	% incine- rado (o cantidad en 10 ⁶ t)	Producción total estima- da de RP (en 10 ⁶ t)	Año de la fuente de datos	Cantidad eliminada en vertedero (en 10 ⁶ t)	Cantidad incinerada (en 10 ⁶ t)	Producción total estimada de LC (en 10 ⁶ t como materia seca)	Año de la fuente de datos
Alemania	45	2000	30	29	9,17	2000	2,7	0,85	2,48	1998
Austria	1,32	1999	51	35	0,97	1999	No facilitado	0,11	0,39	1999
Bélgica	4,85	1997	42	35	2,03	1997	0,79	0,14	0,85	1997
Dinamarca	2,77	1996	15	56	0,27	1996	0,09	0,1	0,15	1997
España	17	1997	85	10	2	1997	No facilitado	0,03	No facilitado	No facilitado
Finlandia	0,98	1997	77	2	0,57	1997	0,28	0,1	0,14	1997
Francia	48,5	2000	55	26	No facilitado	1997-2001	No facilitado	0,77 (nota 5)	0,82	1997
Grecia	3,20	1993	93	0	No facilitado	1993	No facilitado	No facilitado	No facilitado	No facilitado
Holanda	10,2	2002	11	76	2,7	2002	0,6	0,28	0,69	1999
Irlanda	1,80	1998	100	0	0,23	1995	0,03	0,03	0,39	1997
Italia	25,40	1995	85	8	No facilitado	1995	No facilitado	No facilitado	No facilitado	No facilitado
Luxemburgo	0,30	1995	24	48	0,14	1995	No facilitado	No facilitado	No facilitado	No facilitado
Portugal	4,6	2002	71	20	0,25	2001	No facilitado	No facilitado	0,24	2000
Reino Unido	27,20	1999	85	6	2,37	1996	0,86	0,24	1,2	1999 (nota 3)
Suecia	3,80	1999 (nota 1)	24 (0,92)	38 (1,44)	0,27	1999	No facilitado	0,1	0,23	1997
Totales UE-15 (nota 6)	196,92				21,92		5,35	2,72	7,58	

Notas

1. Gestión de Residuos Sueca 2000 (RVF)
2. Informe ENDS 312 enero 2001 (las cifras incluyen co-incineración (50 %/50 %))
3. El resto hasta el 100 % para las metodologías de tratamiento se debe p. ej. a valorización y reciclaje
4. Residuos peligrosos incinerados en plantas externas específicas
5. Los totales dados son una simple suma de las cifras facilitadas y por lo tanto corresponden a varios años. Los porcentajes de eliminación en vertedero, etc. no promediados como cifras tienen poco significado son datos reales sobre masas.
6. Los totales dados son una simple suma de las cifras facilitadas y por lo tanto corresponden a varios años. Los porcentajes de eliminación en vertedero, etc. no promediados como cifras tienen poco significado son datos reales sobre masas.

La Tabla 1.3 presenta las cantidades de algunos residuos producidos y el número de plantas incineradoras de residuos en otros países europeos:

Tabla 1.3. Cantidades anuales de residuos municipales y peligrosos producidos y número de plantas incineradoras en algunos Países Candidatos. [1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003]

Pais	Año de los datos	Residuos municipales en 10 ⁶ t	Número total de IRSU	IRSU (>3 t/h)	Residuos peligrosos en 10 ⁶ t	Número total de IRP	IRP (>10 t/d)
Bulgaria	1998	3,199	0	0	0,548	0	0
Eslovaquia	1999	3,721	2	2	1,7376	<i>No facilitado</i>	1
Eslovenia	1995	1,024	0	0	0,025	0	0
Estonia	1999	0,569	0	0	0,06	1	0
Hungría	1998	5	1	1	3,915	7	<i>No facilitado</i>
Letonia	1998	0,597	0	0	0,0411	0	0
Lituania	1999	1,211	0	0	0,2449	0	0
Polonia	1999	12,317	4	1	1,34	13	4
República Checa	1999	4,199	3	3	3,011	72	14
Rumania	1999	7,631	0	0	2,323	3	3
Totales		39,468	10	7	13,2456	96	22

Nota: Los totales son totales simples de las columnas y por lo tanto incluyen datos de varios años

La Tabla 1.4 presenta el número y la capacidad total de las plantas incineradoras existentes (sin incluir las instalaciones planeadas) para distintos tipos de residuos.

La Figura 1.1 muestra la variación en la capacidad per cápita para incineración de residuos municipales.

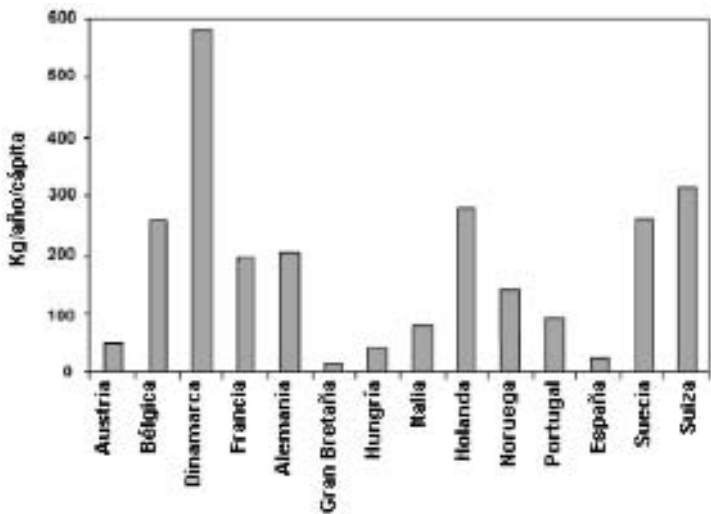
Tabla 1.4. Distribución geográfica de las plantas de incineración para residuos municipales, peligrosos y lodos de depuradora. [1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003]

País	N.º total de incineradoras de RSU	Capacidad Mt/año	N.º Total de incineradoras de RP	Capacidad Mt/año	N.º total de incineradoras específicas de lodos de depuradora	Capacidad Mt/año (materia seca)
Alemania	59	13,4	31 ²	1,23	23	0,63
Austria	5	0,5	2	0,1	1	
Bélgica	17	2,4	3	0,3	1	0,02
Dinamarca	32	2,7	2	0,1	5	0,3
España	9	1,13	1	0,03		
Finlandia	1	0,07	1	0,1		
Francia	210 ¹	11,748	20 ³	1,0		
Grecia	0		0			
Holanda	11	5,3	1	0,1	2	0,19
Irlanda	0		11			
Italia	32	1,71	6	0,1		
Luxemburgo	1	0,15	0			
Noruega	11	0,65				
Portugal	3	1,2	0			
Reino Unido	17	2,97	3	0,12	11	0,42
Suecia	30	2,5	1	0,1		
Suiza	29	3,29	11	2	14	0,1
Totales	467	49,7	93	5,28	57	1,66

1. A 6 de enero de 2006 había 123 incineradoras de residuos en operación con una capacidad combinada de 2000 t/h.
2. La cifra incluye instalaciones usadas en la industria química
3. Sólo instalaciones comerciales específicas (es decir, sin incluir plantas en otras instalaciones).

Figura 1.1. Capacidad de incineración de residuos municipales *per cápita*

* significa datos incompletos [42, ISWA, 2002], [64, TWGComments, 2003]



1.3. Tamaños de las plantas

El tamaño de las instalaciones varía mucho en Europa. Se aprecian variaciones en tamaño en una misma tecnología y tipo de residuo y entre los distintos tipos. La mayor planta de RSU en Europa tiene una capacidad superior a 1 millón de toneladas de residuos al año. La Tabla 1.5 siguiente muestra la variación en la capacidad media de las incineradoras de RSU por países.

La Tabla 1.6 siguiente muestra el rango de aplicación típico de las principales tecnologías de incineración.

Tabla 1.5. Capacidad media de las plantas incineradoras de RSU por países.

[11, Assure, 2001], [64, TWGComments, 2003]

País	Capacidad media de las incineradoras de RSU (miles de t/año)
Austria	178
Bélgica	141
Dinamarca	114
Francia	132
Alemania	257
Italia	91
Holanda	488
Portugal	390
España	166
Suecia	136
Reino Unido	246
Noruega	60
Suiza	110
MEDIA	193

Tabla 1.6. Rangos de aplicación típicos de las tecnologías de tratamiento térmico.

[10, Juniper, 1997], [64, TWGComments, 2003]

Tecnología	Rango de aplicación típico (toneladas/día)
Parrilla móvil (combustión en masa)	120-720
Lecho fluidizado	36-200
Horno rotativo	10-350
Modular (defecto de aire)	1-75
Pirólisis	10-100
Gasificación	250-500

Nota: los valores son los rangos *típicos* de aplicación, aunque todos se aplican también fuera del rango indicado.

1.4. Visión general de la legislación

El sector de incineración de residuos ha sido objeto de extensos requisitos legislativos a nivel regional, nacional y europeo durante muchos años.

Además de los requisitos de la Directiva IPPC, el sector de la incineración (y asociados) está también sujeto a los requisitos de legislación específica. En la actualidad están vigentes las siguientes directivas de la UE para plantas incineradoras de residuos:

- 89/369/CEE para plantas incineradores de residuos municipales nuevas.
- 89/429/CEE para plantas incineradores de residuos municipales existentes.
- 94/67/CE para la incineración de residuos peligrosos (incluida co-incineración).
- 2000/76/CE para la incineración de residuos (incluida co-incineración).
- Reglamento (CE) N.º 1774/2002 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 3 de octubre de 2002, que establece la normativa sanitaria relativa a subproductos animales no destinados a consumo humano.

Cabe señalar que la Directiva 2000/76/CE repite progresivamente las tres primeras directivas. Esta directiva fija los requisitos mínimos con respecto a emisiones permisibles, monitorización y determinadas condiciones operativas. El ámbito de 2000/76/CE es amplio (hay ciertas exclusiones detalladas específicamente en el artículo 2) y no tiene límite de capacidad inferior.

La Directiva 2000/76/CE requiere que sus normas se adopten del modo siguiente:

- plantas incineradoras de residuos nuevas, a partir del 28 de diciembre de 2002
- plantas incineradoras de residuos existentes, a partir del 28 de diciembre de 2005 como muy tarde.

Mientras tanto, las plantas incineradoras de residuos existente deben cumplir con las Directivas 89/369/CEE, 89/429/CEE y 94/67/CE. [2, infomil, 2002]

1.5. Composición de los residuos y diseño del proceso

El diseño preciso de una planta incineradora cambia según el tipo de residuo a tratar. Los siguientes parámetros y su variabilidad son factores clave:

- composición química del residuo
- composición física del residuo, como tamaño de las partículas
- características térmicas del residuo, como calor calorífico, niveles de humedad, etc.

Los procesos diseñados para un estrecho rango de materiales de entrada específicos pueden optimizarse normalmente más que los que reciben residuos con mayor variabilidad. Esto, a su vez, puede permitir hacer progresos en la estabilidad del proceso y el comportamiento ambiental, y puede permitir una simplificación de las operaciones derivadas como la limpieza de los gases de combustión. Dado que la limpieza de los gases de combustión suele ser una importante contribución a los

costes de incineración globales (esto es, aproximadamente de un 15 a un 35 % de la inversión total), esto puede dar lugar a la reducción de los costes de tratamiento en la incineradora. Los costes externos (es decir, los que están generalmente fuera del límite de evaluación de permisos de IPPC) del pretratamiento, o la recogida selectiva de algunos residuos, pueden aumentar de forma significativa los costes globales de la gestión de residuos y las emisiones de todos el sistema de gestión de residuos. A menudo, las decisiones relativas a una gestión ampliada de residuos (es decir, toda la cadena de producción, recogida, transporte, tratamiento, eliminación, etc.) tienen en cuenta gran número de factores. La selección del proceso de incineración puede formar parte de este proceso ampliado.

Los sistemas de recogida y pretratamiento de residuos utilizados pueden tener un gran impacto sobre el tipo y naturaleza de los residuos que finalmente se reciban en la incineradora [ej. residuos municipales mixtos o combustible derivado de residuos (RDF)] y, por lo tanto, sobre el tipo de incinerador más adecuado para estos residuos. La existencia de recogida selectiva de las diversas fracciones de basura doméstica puede tener gran influencia sobre la composición media de los residuos recibidos en la IRSU. Por ejemplo, la recogida separada de algunas pilas y amalgama dental puede reducir significativamente las entradas de mercurio en la planta incineradora. [64, TWGComments, 2003]

El coste de los procesos utilizados para la gestión de los residuos producidos en la incineradora, y para la distribución y uso de la energía recuperada, también desempeñan un papel en la selección del proceso global.

En muchos casos, las incineradoras de residuos sólo tienen un control limitado sobre el contenido preciso de los residuos que reciben. Esto tiene como consecuencia la necesidad de diseñar algunas instalaciones, de modo que sean suficientemente flexibles para adaptarse a la amplia gama de entradas de residuos que pueden recibir. Esto se aplica tanto a la etapa de combustión como a las etapas subsiguientes de limpieza de los gases de combustión.

Los principales tipos de residuos a los que se aplica la incineración son:

- residuos municipales (basuras residuales-sin pretratar)
- residuos municipales pretratados (ej. fracciones seleccionadas o RDF)
- residuos industriales no peligrosos y envases
- residuos peligrosos
- lodos de depuradora residuos clínicos.

[64, TWGComments, 2003] Muchas plantas de incineración aceptan varios de estos tipos de residuos. Los residuos en sí se suelen clasificar en diversas formas:

- por su origen, ej. doméstico, comercial, industrial, etc.
- por su naturaleza, ej. putrescible, peligrosa, etc.
- por el método utilizado para su gestión, ej. recogida selectiva, material valorizado, etc.

Estas distintas clases se superponen. Por ejemplo, los residuos de distintos orígenes pueden contener fracciones putrescible o peligrosas.

La Tabla 1.7 presenta datos relativos al contenido de los residuos producidos en Alemania. El término *residuo peligroso* hace referencia a los residuos clasificados como peligrosos bajo la Directiva 91/689/CE. El lodo de depuradora incluye los lodos de tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales.

Tabla 1.7. Composición típica de los residuos en Alemania. [1, UBA, 2001], [64, TWG Comments, 2003]

Parámetro	Residuo municipal	Residuo peligroso	Lodo de depuradora
Calor calorífico (superior) (MJ/kg)	7-15	1-42	2-14
Agua (%)	15-40	0-100	3-97
Ceniza	20-35	0-100	1-60
Carbono (% m.s.)	18-40	5-99	30-35
Hidrógeno (% m.s.)	1-5	1-20	2-5
Nitrógeno (% m.s.)	0,2-1,5	0-15	1-4
Oxígeno (% m.s.)	15-22	<i>no facilitado</i>	10-25
Azufre (% m.s.)	0,1-0,5	<i>no facilitado</i>	0,2-1,5
Flúor (% m.s.)	0,01-0,035	0-50	0,1-1
Cloro (% m.s.)	0,1-1	0-80	0,05-4
Bromo (% m.s.)	<i>no facilitado</i>	0-80	Sin datos
Yodo (% m.s.)		0-50	Sin datos
Plomo (mg/kg m.s.)	100-2000	0-200000	4-1000
Cadmio (mg/kg m.s.)	1-15	0-10000	0,1-50
Cobre (mg/kg m.s.)	200-700	<i>no facilitado</i>	10-1800
Zinc (mg/kg m.s.)	400-1400	<i>no facilitado</i>	10-5700
Mercurio (mg/kg m.s.)	1-5	0-40000	0,05-10
Talio (mg/kg m.s.)	<0,1	<i>no facilitado</i>	0,1-5
Manganeso (mg/kg m.s.)	250	<i>no facilitado</i>	300-1800
Vanadio (mg/kg m.s.)	4-11	<i>no facilitado</i>	10-150
Níquel (mg/kg m.s.)	30-50	<i>no facilitado</i>	3-500
Cobalto (mg/kg m.s.)	3-10	<i>no facilitado</i>	8-35
Arsénico (mg/kg m.s.)	2-5	<i>no facilitado</i>	1-35
Cromo (mg/kg m.s.)	40-200	<i>no facilitado</i>	1-800
Selenio (mg/kg m.s.)	0,21-15	<i>no facilitado</i>	0,1-8
PCB (mg/kg m.s.)	0,2-0,4	hasta 60 %	0,01-0,13
PCDD/PCDF (ng I-TE/kg)	50-250	10-10000	8,5-73

Notas: % m.s. significa porcentaje de materia seca

El valor calorífico del lodo de depuradora corresponde a lodo crudo con >97 % s.s.

Las subfracciones de RP pueden presentar variaciones fuera de estos rangos.

La gama de diseños de instalaciones es casi tan amplia como la de composiciones de los residuos.

La plantas nuevas tienen la ventaja de que puede diseñarse una solución tecnológica específica adaptada a la naturaleza específica del residuo a tratar en la planta. También se benefician de años de desarrollo de la industria y del conocimiento de la aplicación práctica de técnicas, y por consiguiente pueden diseñarse conforme a mejores estándares medioambientales, manteniendo controlados los costes.

Las plantas existentes tienen una flexibilidad significativamente menor a la hora de seleccionar opciones de modernización. Su diseño puede ser fruto de 10 - 20 años de evolución de los procesos. En Europa, la motivación suele venir de requisitos para reducir las emisiones a la atmósfera. El siguiente paso de desarrollo del proceso depende muchas veces, en gran medida (o incluso totalmente), del diseño existente. En el sector se observan muchas soluciones locales específicas de las instalaciones. Muchas de ellas se construirían probablemente de un modo distinto si pudieran reconstruirse por completo. [6, EGTEI, 2002]

1.6. Aspectos medioambientales claves

Los residuos en sí, y su gestión, constituyen un importante problema medioambiental. El tratamiento térmico de residuos puede, por lo tanto, verse como una respuesta a las amenazas medioambientales planteadas por corrientes de residuos mal gestionadas o sin gestionar.

El objetivo del tratamiento térmico (ver también Sección 1.1) es conseguir una reducción global en el impacto medioambiental que de otro modo se derivaría del residuo. No obstante, en el curso del funcionamiento de las instalaciones de incineración, se producen emisiones y consumos cuya existencia o magnitud dependen del diseño y operación de la instalación. Por consiguiente, esta sección resume brevemente los principales aspectos medioambientales derivados directamente de las instalaciones de incineración (es decir, no incluye los impactos o beneficios más amplios de la incineración). Esencialmente, estos *impactos directos* se engloban en las siguientes categorías:

- emisiones globales del proceso a la atmósfera y al agua (incluido olor)
- producción global de residuos del proceso
- ruido y vibración del proceso
- consumo y producción de energía
- consumo de materias primas (reactivos)
- emisiones fugitivas - principalmente del almacenamiento de residuos
- reducción de los riesgos de almacenamiento/manejo/proceso de residuos peligrosos.

Otros impactos que caen fuera del ámbito de este documento BREF (pero que pueden tener una influencia significativa sobre el impacto medioambiental global de todo un proyecto) se derivan de las siguientes operaciones:

- transporte de los residuos entrantes y de los residuos de salida
- pretratamiento amplio de residuos (ej. separación de combustibles derivados de residuos y tratamiento asociado del rechazo).

1.6.1. Emisiones de proceso a la atmósfera y al agua

Las emisiones a la atmósfera han sido durante mucho tiempo el centro de atención de las plantas incineradoras de residuos. En particular, avances importantes en las tecnologías para la limpieza de gases de combustión han producido importantes reducciones en las emisiones a la atmósfera.

No obstante, el control de las emisiones a la atmósfera sigue siendo un aspecto importante del sector. Dado que todo el proceso de incineración se realiza normalmente bajo presión ligeramente negativa (debido a la inclusión habitual de un ventilador de extracción de tiro inducido), las emisiones rutinarias a la atmósfera generalmente se producen exclusivamente desde la chimenea. [2, infomil, 2002]

A continuación se presenta un resumen de las principales emisiones a la atmósfera de las emisiones de chimenea (que se describen con mayor detalle en la Sección 3.2.1):

- partículas, –partículas-diversos tamaños de partícula
- ácidos y otros gases, –incluye HCl, HF, HBr, HI, SO₂, NO_x, NH₃ entre otros
- metales pesados, –incluye Hg, Cd, Tl, As, Ni, Pb, entre otros
- comp. de carbono (no GHG), –incluye CO, hidrocarburos (COV), PCDD/F, PCB entre otros.

Otras emisiones a la atmósfera pueden ser, si no existen medidas para su reducción:

- olor, –del manejo y almacenamiento de residuos sin tratar
- gases de efecto invernadero (GHG) –de la descomposición de residuos almacenados, ej. metano, CO₂
- polvo, –de las zonas de manejo de reactivos secos y almacenaje de residuos.

Las principales fuentes potenciales de emisiones al agua (dependientes del proceso) son:

- efluentes de los dispositivos de control de contaminación atmosférica → ej. sales, metales pesados (MP)
- descargas de efluentes finales de plantas de tratamiento de aguas residuales → ej. sales, metales pesados
- agua de calderas: purgas, → ej. sales

- agua de refrigeración: de sistemas de refrigeración húmedos, → ej. sales, biocidas
- desagües de pavimentos y otras superficies, → ej. lixiviados diluidos
- zonas de almacenaje, manejo y transferencia de residuos entrantes, → ej. residuos entrantes diluidos
- zonas de almacenaje de materias primas, → ej. agentes químicos de tratamiento
- zonas de manejo, tratamiento y almacenamiento de residuos finales, → ej. sales, MP, comp. orgánicos

El agua residual producida en la instalación puede contener una amplia gama de sustancias potencialmente contaminantes según su procedencia. La emisión real producida dependerá en gran medida de los sistemas de tratamiento y control aplicados.

1.6.2. Producción de residuos de la instalación

La naturaleza y cantidad de residuos producidos son un factor clave para el sector. Esto es debido a que proporcionan: (1) una medida de lo completo que es el proceso de incineración, y (2) generalmente representan el mayor residuo potencial generado en la instalación.

[64, TWGComments, 2003], [1, UBA, 2001] Aunque los tipos y cantidades de residuos producidos varían mucho según el diseño de la instalación, su funcionamiento y la entrada de residuos, normalmente se producen las siguientes corrientes residuales principales durante el proceso de incineración:

- cenizas y/o escorias
- cenizas de calderas
- polvo de filtros
- otros residuos de la limpieza de gases de combustión (ej. cloruros de calcio o sodio)
- lodos del tratamiento de aguas residuales.

En algunos casos, estas corrientes residuales están separadas; en otros casos, se combinan dentro o fuera del proceso.

Algunos residuos del tratamiento térmico (normalmente escorias vitrificadas de procesos a temperaturas muy altas) pueden usarse directamente sin tratamiento. Las sustancias que pueden obtenerse tras el tratamiento de las cenizas de fondo son:

- materiales de construcción
- metales férreos
- metales no férreos.

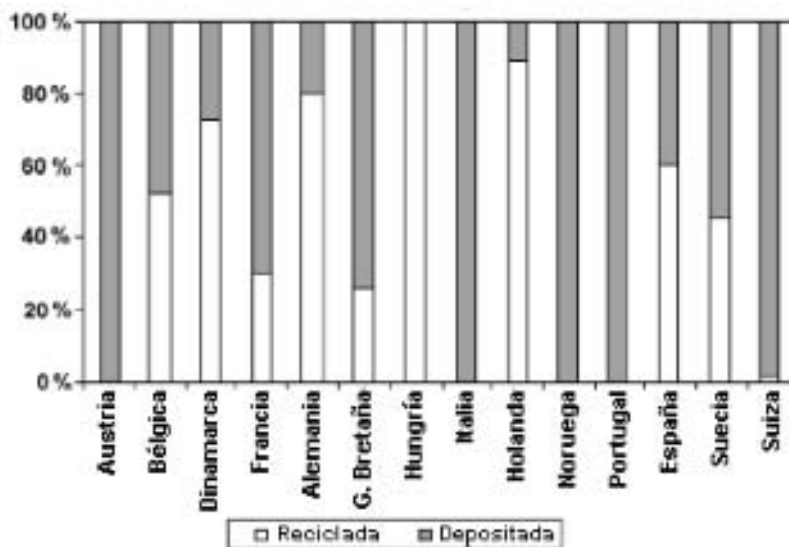
Además, algunas plantas que utilizan procesos de limpieza de gases residuales con equipos específicos adicionales recuperan:

- sulfato cálcico (yeso)
- ácido clorhídrico
- carbonato sódico
- cloruro sódico.

De estos productos, aunque dependen mucho del tipo de residuo, las cenizas de fondo son las que generalmente se producen en mayores cantidades. En muchos lugares, que muchas veces dependen de la legislación y prácticas locales, las cenizas de fondo se tratan para su reciclaje como sustituto de agregados.

Figura 1.2. Ceniza de fondo reciclada y depositada de IRSU en 1999

* significa datos incompletos [42, ISWA, 2002]



Los residuos producidos de la limpieza de los gases de combustión son una importante fuente de producción de residuos. La cantidad y naturaleza de los mismos varía, principalmente según los tipos de residuos que se incineran y la tecnología empleada.

1.6.3. Ruido y vibración de proceso

[2, infomil, 2002] Los aspectos de ruido de la incineración de residuos son comparables con los de otras industrias pesadas y centrales de energía. Es práctica común que las nuevas plantas de incineración de residuos urbanos se instalen

en naves completamente cerradas, en la medida de lo posible. Esto normalmente incluye operaciones como la descarga de residuos, pretratamiento mecánicos, tratamiento de gases de combustión, y tratamiento de residuos. Normalmente, sólo algunas partes de los sistemas de limpieza de gases de combustión (conducciones, tubos, RCS, intercambiadores de calor, etc.), las instalaciones de refrigeración y el almacenamiento a largo plazo de la ceniza de fondo se realizan directamente al aire libre.

Las fuentes más importantes de ruido externo son:

- los vehículos usados para el transporte de basura, productos químicos y residuos;
- el pretratamiento mecánicos de los residuos, como trituración, prensado, etcétera;
- los extractores que extraen los gases de combustión del proceso de incineración y producen ruido en la salida de la chimenea;
- ruido relacionado con el sistema de refrigeración (de la refrigeración por evaporación, especialmente refrigeración de aire);
- ruido generado por las turbinas (alto nivel, por lo que normalmente se colocan en naves insonorizadas);
- purgas de emergencia de presión de las calderas (requieren liberación directa a la atmósfera por motivos de seguridad de la caldera);
- compresores de aire comprimido;
- ruido relacionado con el transporte y tratamiento de la ceniza de fondo (si se realiza en el mismo lugar).

Los sistemas de RCS y los conductos de gases de combustión producen poco ruido y muchas veces no están dentro de naves. Otras partes de la instalación no suelen ser significativas por lo que respecta a la producción de ruido exterior, pero pueden contribuir al ruido total de las naves de la planta.

1.6.4. Producción y consumo de energía

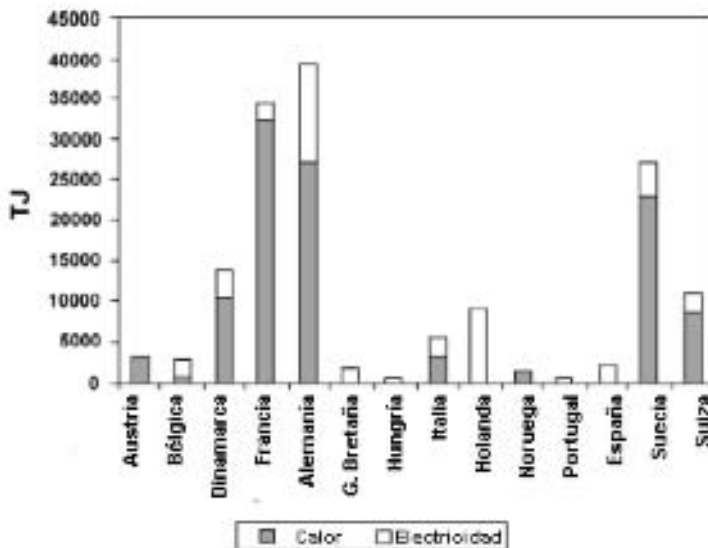
Las incineradoras de residuos producen y consumen energía. En una gran mayoría de casos, el valor energético del residuo supera los requisitos del proceso. Esto puede producir una exportación neta de energía. Esto es lo que suele suceder en particular en las incineradoras de residuos urbanos.

Dadas las cantidades totales de basura producida, y su crecimiento a lo largo de muchos años, puede considerarse que la incineración de residuos ofrece una gran fuente potencial de energía. En algunos Estados Miembros, esta fuente de energía ya está bien explotada. Esto es particularmente cierto cuando se utiliza cogeneración de calor y electricidad. Los aspectos energéticos se discuten con mayor detalle más adelante en el presente documento (ver Secciones 3.5 y 4.3). [64, TWGComments, 2003]

La Figura 1.3 siguiente muestra la producción de calor y electricidad de plantas incineradas de residuos urbanos en distintos países en 1999:

Figura 1.3. Producción de energía por incineradoras de residuos urbanos en Europa (1999)

* significa datos incompletos [42, ISWA, 2002]



La mayoría de basuras contienen biomasa (en distintos grados). En tales casos, la energía derivada de la fracción de biomasa puede considerarse que sustituye a los combustibles fósiles, y por lo tanto la recuperación de energía de una fracción puede considerarse que contribuye a una reducción en las emisiones globales de dióxido de carbono de la producción de energía. En algunos países, esto atrae subvenciones y exenciones fiscales. [64, TWGComments, 2003]

Entre los **aportes de energía** al proceso de incineración se incluyen:

- residuos a incinerar
- combustible de apoyo (ej. gasóleo, gas natural):
 - para arranques y paradas;
 - para mantener las temperaturas requeridas con menores pérdidas de calor calorífico;
 - para el recalentamiento de los gases de combustión antes de su tratamiento o liberación;
- electricidad importada:
 - para las fases de arranque y parada cuando todas las líneas están paradas, y para plantas sin generación de electricidad;

(Nota: algunos de los citados aportes de energía contribuyen a la producción de vapor/calor cuando se utilizan calderas, con lo que hay recuperación parcial de energía en el proceso.)

La **producción, autoconsumo y exportación de energía** puede incluir:

- electricidad;
- calor (en forma de valor o agua caliente);
- gas de síntesis (para plantas de pirólisis y gasificación que no quemen el gas de síntesis *in situ*).

La recuperación eficaz del contenido de energía del residuo se considera generalmente un aspecto clave para el sector.

[74, TWGComments, 2004]

1.6.5. Consumo de materias primas y energía por la instalación

Las plantas de incineración de residuos (según el proceso) pueden consumir lo siguiente:

- electricidad, para el funcionamiento de la planta de proceso;
- calor, para requisitos específicos del proceso;
- combustibles, combustibles auxiliares (ej. gas, aceites ligeros, hulla, coque);
- agua, para el tratamiento de los gases de combustión, refrigeración y funcionamiento de la caldera;
- reactivos de tratamiento de gases de combustión, como sosa cáustica, cal, bicarbonato sódico, sulfito sódico, peróxido de hidrógeno, carbón activado, amoníaco y urea;
- reactivos para el tratamiento del agua, como ácidos, bases, trimercaptotriazina, sulfito sódico, etc.;
- aire a alta presión, para los compresores.

[74, TWGComments, 2004]

1.7. Información económica

[43, Eunomia, 2001] [64, TWGComments, 2003]

Los aspectos económicos de la incineración varían enormemente entre regiones y países, no sólo debido a aspectos técnicos sino también según las políticas de tratamiento de residuos. Un estudio [43, Eunomia, 2001] de estos aspectos facilitado al TWG ofrece información sobre la situación en los Estados Miembros de la UE – parte de la información de este estudio se ha incluido en el anexo a este documento.

Los costes de la incineración están normalmente afectados por los siguientes factores:

- coste de adquisición de terrenos;
- escala (suele haber desventajas considerables para la operación a pequeña escala);
- índice de utilización de la planta;

- los requisitos reales para el tratamiento de gases de combustión/efluentes, p. ej. los límites de emisión impuestos pueden impulsar la selección de tecnologías particulares que en algunas circunstancias imponen considerables costes de inversión y operación;
- el tratamiento y eliminación/valorización de residuos de cenizas; por ejemplo, las cenizas de fondo pueden usarse con frecuencia, en cuyo caso se evita el coste de desecho en vertedero. Los costes de tratamiento de las cenizas volantes varían considerablemente, debido a los distintos enfoques y reglamentos aplicados respecto a la necesidad de tratamiento antes de su valorización o eliminación, y la naturaleza del lugar de eliminación;
- la eficiencia de recuperación de energía y los ingresos obtenidos por la energía suministrada. El precio unitario de la energía suministrada, y si se reciben ingresos sólo por calor o electricidad o por ambos son importantes factores determinantes de los costes netos;
- la recuperación de metales y los ingresos obtenidos de la misma;
- exenciones fiscales o subvenciones recibidas por la incineración y/o tasas sobre emisiones las subvenciones directas e indirectas puede influenciar significativamente los cánones de proceso, en un rango de 10-75 %;
- requisitos arquitectónicos;
- desarrollo de la zona circundante para el acceso del suministro de residuos y otras infraestructuras;
- requisitos de operatividad; por ejemplo, la operatividad puede aumentarse duplicando cada una de las bombas, pero esto impone costes de inversión adicionales;
- costes de planificación y construcción/periodos de amortización, impuestos y subvenciones, costes de financiación;
- costes de los seguros;
- costes de administración, personal y nóminas.

Los propietarios y operadores de plantas incineradoras pueden ser entes municipales o empresas privadas. También son comunes consorcios públicos/privados. El coste financiero de las inversiones puede variar según la propiedad.

Las plantas de incineración de residuos reciben cánones por el tratamiento de los residuos. También pueden producir y vender electricidad, vapor y calor, y valorizar otros productos, como cenizas de fondo para uso como material de construcción civil, escoria férrea y no férrea para uso en la industria metalúrgica, HCl, sal o yeso. El precio pagado por estos productos, y la inversión requerida para producirlos, tiene un impacto considerable sobre el coste operativo de la instalación. También puede ser decisivo a la hora de considerar diseños de proceso e inversiones técnicas de carácter específico (ej., si se puede vender calor a un precio que justifique la inversión requerida para su suministro). Los precios pagados por estos productos varían de un Estado Miembro a otro, o incluso de una región a otra.

Además, existen diferencias significativas debido a variaciones en requisitos de emisiones, costes de salarios y periodos de amortización, etc. Por estos motivos, los cánones de proceso de la Tabla 1.8 son sólo comparables en un grado limitado:

Tabla 1.8. Cánones de proceso en plantas incineradoras europeas de RSU y RP.
[1, UBA, 2001]

Estados Miembros	Cánones de proceso EUR/t de incineradoras	
	Residuos urbanos	Residuos peligrosos
Alemania	100-350	50-1500
Bélgica	56-130	100-1500
Dinamarca	40-70	100-1500
Francia	50-120	100-1500
Holanda	90-180	50-5000
Italia	40-80	100-1000
Reino Unido	20-40	No disponible
Suecia	20-50	50-2500

Es importante no confundir el coste real del canon de proceso «requerido» para pagar los costes de inversión y operación, y el precio de mercado que se adopta para hacer frente a la competencia. La competencia con métodos alternativos de gestión de residuos (ej. vertederos, producción de combustibles, etc.), así como los costes de inversión y los gastos operativos tienen un efecto sobre el canon de proceso final en las plantas incineradoras. Los precios de la competencia varían en gran medida de un Estado Miembro o de un lugar a otro.

La Tabla 1.9 muestra (excepto donde se indica) la variación en los costes de incineración de residuos urbanos en los Estados Miembros. Nótese que los costes presentados en la Tabla 1.9 son distintos de los de la Tabla 1.8 anterior (que presenta datos sobre *cánones de proceso*):

Tabla 1.9. Costes comparativos de la incineración de RSU en distintos Estados Miembros. [43, Eunomia, 2001, 64, TWGComments, 2003]

	Costes antes de impuestos ² netos de ingresos en EUR por tonelada de residuo entrante	Tasas (para plantas con recuperación de energía)	Ingresos del suministro de energía (EUR por kWh)	Costes del tratamiento de cenizas (EUR por tonelada de ceniza si no se indica lo contrario)
A	326 @ 60 kt/año 159 @ 150 kt/año 97 @ 300 kt/año		Electricidad: 0,036 Calor: 0,018	Ceniza de fondo: 63 Residuos de tratamiento de gases de combustión: 363
B	72 media	EUR 12,7/t (Flanders)	Electricidad: 0,025	No disponible
DK	30-45	EUR 44/t	Electricidad: 0,05	Ceniza de fondo: 34 Residuos de tratamiento de gases de combustión: 80
FIN	Ninguno		Para gasificación, Electricidad 0,034 Calor 0,017	
F	86-101 @ 37,5 kt/año 80-90 @ 75 kt/año 67-80 @ 150 kt/año		Electricidad 0,033-0,046 Calor 0,0076-0,023	Ceniza de fondo: 13-18 EUR por tonelada de entrada

Tabla 1.9. Costes comparativos de la incineración de RSU en distintos Estados Miembros. [43, Eunomia, 2001, 64, TWGComments, 2003] *(continuación)*

	Costes antes de impuestos ² netos de ingresos en EUR por tonelada de residuo entrante	Tasas (para plantas con recuperación de energía)	Ingresos del suministro de energía (EUR por kWh)	Costes del tratamiento de cenizas (EUR por tonelada de ceniza si no se indica lo contrario)
D	250 (50 kt/año y menos) ¹ 105 (200 kt/año) ¹ 65 @ 600 kt/año ¹		Electricidad 0,015-0,025	Ceniza de fondo: 25-30 Ceniza volante/residuos de control de contaminación atmosférica: 100-250
EL	Ninguno		Se desconocen	Se desconocen
IRL	Ninguno		Se desconocen	Se desconocen
I	41,3-93 (350 kt, depende de los ingresos por energía y recuperación de envases)		Electricidad: 0,14 (antiguos) 0,04 (mercado) 0,05 (cert. verde)	Ceniza de fondo: 75 Ceniza volante/residuos de control de contaminación atmosférica: 29
L	97 (120 kt)		Electricidad: 0,025 (estimación)	Ceniza de fondo: 16 EUR/t de residuo entrante Residuos de gases de combustión: 8 EUR/t residuo entrante
NL	71-110 ¹ 70-134 ¹		Electricidad: 0,027-0,04 (estimación)	
P	46-76 (est.)			No hay datos
E	34-56		Electricidad: 0,036	
S	21-53		Electricidad: 0,03 Calor: 0,02	
UK	69 @ 100 kt/año 47 @ 200 kt/año		Electricidad: 0,032	Ceniza inferior reciclada (coste neto para el operador) Ceniza volante aprox. 90

Notas:

1. Estas cifras son cánones de proceso, no costes
2. El coste antes de impuestos se refiere a costes brutos sin ningún impuesto.

La siguiente tabla ilustra el modo en que los costes de inversión, de toda una instalación nueva de IRSU, puede variar con los procesos de tratamiento de gases de combustión y residuos aplicados:

Tabla 1.10. Costes de inversión específicos para una instalación nueva de IRSU en relación con la capacidad anual y algunos tipos de tratamiento de gases de combustión en Alemania. [1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003]

Tipo de limpieza de gases de combustión	Costes de inversión específicos (EUR/t de residuo entrante/año)			
	100 k/año	200 kt/año	300 kt/año	600 kt/año
Seca	670	532	442	347
Seca más húmeda	745	596	501	394
Seca más húmeda con proceso de residuos	902	701	587	457

La Tabla 1.11 muestra algunos ejemplos de costes de incineración específicos medios (1999) para plantas de incineración de residuos urbanos y residuos peligrosos (todos de nuevas plantas). Los datos indican que los costes específicos de la incineración dependen fuertemente de los costes de financiación del capital y, por consiguiente, de los costes de inversión y de la capacidad de la planta. Pueden registrarse variaciones considerables en los costes, que dependen de la configuración, como periodo de amortización, costes de intereses, etc. La utilización de la planta puede también tener una influencia significativa sobre los costes de incineración.

Tabla 1.11. Ejemplo comparativo de los elementos de costes individuales entre plantas incineradoras de RSU y RP. [1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003]

Estructura de costes	Planta de incineración para	
	Residuos urbanos con una capacidad de 250 kt/año en 10 ⁶ EUR	Residuos peligrosos con una capacidad de 70 kt/año en 10 ⁶ EUR
Planning/aprobación	3,5	6
Maquinaria	70	32
Otros componentes	28	28
Obras de electricidad	18	20
Obras de infraestructura	14	13
Tiempo de construcción	7	7
Total costes de inversión	140	105
Costes de financiación	14	10
Personal	4	6
Mantenimiento	3	8
Administración	0,5	0,5
Recursos operativos/energía	3	2,5
Desecho de residuos	3,5	1,5
Otros	1	0,5
Total costes operativos	29	12,5
Costes de incineración específicos (sin ingresos)	Aprox. 115 EUR/tonelada	Aprox. 350 EUR/tonelada

Nota: Los datos proporcionan un ejemplo a fin de ilustrar las diferencias entre la IRSU y la IRP. Los costes de cada una de ellas y el diferencial entre las mismas varían.

Precios de la energía

[43, Eunomia, 2001] Se perciben ingresos por las ventas de energía. El nivel de incentivos por kWh por generación de electricidad y/o calor varía fuertemente. Por ejemplo, en Suecia y Dinamarca, los cánones de proceso son más bajos, al menos en parte debido a los ingresos obtenidos de la venta de energía térmica y de electricidad. De hecho, en Suecia, la generación de electricidad no se suele realizar debido a los ingresos considerables por recuperación de calor.

En algunos otros países, las subvenciones por producción de electricidad han alentado la recuperación de electricidad por encima de la recuperación de calor. Reino Unido, Italia y España, entre otros, han incentivado la incineración mediante precios elevados para la electricidad generada por las incineradoras.

En otros Estados Miembros, la estructura de los incentivos disponibles para fomentar la energía renovable puede también afectar los precios relativos de tratamientos alternativos de residuos, y con ello los precios de la competencia.

Los ingresos potenciales de la venta de energía en las instalaciones incineradoras de residuos constituyen un incentivo para todas las partes afectadas para incluir sistemas de suministro energético en la fase de planificación de las instalaciones de incineración [64, TWGComments, 2003].

Ingresos recibidos de la recuperación de materiales de envases

[43, Eunomia, 2001] También influyen sobre los precios relativos. Por ejemplo, en Italia y Reino Unido, las incineradoras han obtenido ingresos relacionados con la recuperación de materiales de envases.

Cabe destacar que las decisiones legislativas relativas a valorización y eliminación pueden tener influencia en si las incineradoras pueden beneficiarse legalmente de estos ingresos. [64, TWGComments, 2003]

Tasas sobre incineración

[43, Eunomia, 2001] En Dinamarca, las tasas sobre incineración son especialmente elevadas. Por ello, aunque los costes subyacentes tienden a ser bajos (debido principalmente a la escala y los ingresos recibidos por la energía), los costes netos de las tasas son del mismo orden que los de varios otros países en los que no se aplican tasas. Esta tasa, junto con la tasa sobre vertederos, fue adoptada en Dinamarca para promover el tratamiento de residuos en cumplimiento con la jerarquía de residuos. Esto ha producido un gran desplazamiento del vertedero al reciclaje, pero el porcentaje de residuos incinerados ha permanecido constante [64, TWGComments, 2003].

2. Técnicas aplicadas

2.1. Resumen general e introducción

La estructura lineal básica de una planta incineradora puede incluir las siguientes operaciones. Más adelante en este capítulo se incluye información que describe estas etapas:

- recepción de residuos entrantes;
- almacenamiento de residuos y materias primas,
- pretratamiento de residuos (cuando se requiere, *in situ* y externamente);
- carga de residuos en el proceso;
- tratamiento térmico de los residuos;
- etapa de recuperación y conversión de energía (ej. caldera);
- limpieza de gases de combustión;
- gestión de residuos de limpieza de gases de combustión,
- descarga de los gases de combustión;
- monitorización y control de emisiones;
- control y tratamiento de aguas residuales (ej. del desagüe de la instalación, tratamiento de gases de combustión, almacenamiento);
- gestión y tratamiento de cenizas/cenizas de fondo (de la etapa de combustión);
- descarga/eliminación de residuos sólidos.

Cada una de estas etapas está generalmente adaptada en términos de diseño a los tipos de residuos tratado en la instalación.

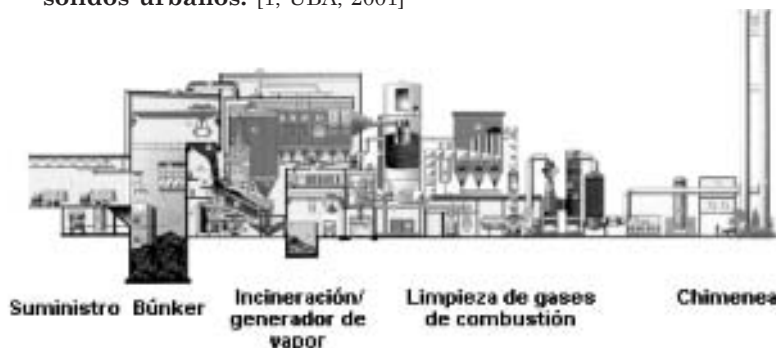
Muchas instalaciones funcionan 24h/día, casi 365 días/año. Los sistemas de control y programas de mantenimiento juegan un importante papel para asegurar la operatividad de la planta. [74, TWGComments, 2004]

En el ejemplo que se muestra en la Figura 2.1, las etapas de almacenaje y manejo de residuos entrantes se encuentran a la izquierda del esquema. El sistema de limpieza de gases de combustión se muestra a la derecha del horno y la caldera. El ejemplo que se presenta es un sistema de limpieza de gases húmedo con varias unidades de proceso. Otras instalaciones modernas utilizan sistemas de limpieza de gases de combustión con menos unidades de proceso.

Aunque la incineración es con mucho la técnica más aplicada, existen tres tipos principales de tratamiento térmico de residuos relevantes a este BREF:

- **pirólisis** –degradación térmica de materia orgánica en ausencia de oxígeno
- **gasificación** –oxidación parcial
- **incineración** –combustión oxidativa total.

Figura 2.1. Ejemplo de configuración de una planta incineradora de residuos sólidos urbanos. [1, UBA, 2001]



Las condiciones de reacción para estos tratamientos térmicos varían, pero pueden diferenciarse aproximadamente del modo siguiente:

Tabla 2.1. Condiciones de reacción típicas y productos de los procesos de pirólisis, gasificación e incineración

Adaptada de [9, VDI, 2002]

	Pirólisis	Gasificación	Combustión
Temperatura de reacción (°C)	250-700	500-1600	800-1450
Presión (bares)	1	1-45	1
Atmósfera	Inerte/nitrógeno	Agente de gasificación: O ₂ , H ₂ O	Aire
Relación estequiométrica	0	<1	>1
Productos del proceso			
Fase gas:	H ₂ , CO, hidrocarburos, H ₂ O, N ₂	H ₂ , CO, CO ₂ , CH ₄ , H ₂ O, N ₂	CO ₂ , H ₂ O, O ₂ , N ₂
Fase sólida:	Ceniza, coque	Escoria, ceniza	Ceniza, escoria
Fase líquida:	Aceite de pirólisis y agua		

Las plantas de pirólisis y gasificación siguen una estructura básica similar a las instalaciones de incineración de residuos, pero difieren considerablemente en el detalle. Las principales diferencias son las siguientes:

- **pretratamiento**, que puede ser más extenso para proporcionar un material de alimentación de perfil más estrecho. Se requiere equipo adicional para manejar/tratar/almacenar el material rechazado.
- **carga**, se requiere una mayor atención a la hermeticidad;
- **reactor térmico**, en sustitución (o además de) la etapa de combustión;
- **manejo de productos**, los productos gaseosos y sólidos requieren manejo, almacenamiento y posible tratamientos ulteriores;

- **combustión de productos**, puede ser una etapa separada que incluya recuperación de energía por combustión de los productos y tratamiento y gestión subsiguiente de las fases gaseosas, acuosas y sólidas.

2.2. Técnicas de pretratamiento, almacenamiento y manejo

Los distintos tipos de residuos que se incineran pueden requerir distintos tipos de operaciones de pretratamiento, almacenamiento y manejo. Esta sección está organizada de modo que describe en orden las operaciones más relevantes para cada tipo de residuo, en particular para:

- residuos sólidos urbanos;
- residuos peligrosos;
- lodos de depuradora;
- residuos clínicos.

2.2.1. Residuos sólidos urbanos (RSU)

2.2.1.1. RECOGIDA Y PRETRATAMIENTO FUERA DE LA PLANTA INCINERADORA DE RSU

Aunque esté fuera del ámbito inmediato de este documento BREF, es importante reconocer que la recogida y pretratamiento local aplicado a los RSU puede influir sobre la naturaleza del material recibido en la planta incineradora. Los requisitos relativos al pretratamiento y otras operaciones deben, por lo tanto, ser consistentes con el sistema de recogida existente.

Los programas de reciclaje pueden implicar que algunas reacciones haya sido eliminadas. Su efecto será aproximadamente el siguiente:

Tabla 2.2. Impacto principal de la selección y pretratamiento de los residuos y pretratamiento de los residuos finales. [74, TWGComments, 2004]

Fracción eliminada	Impactos principales sobre el resto de residuos
Vidrio y metales	• aumento en el poder calorífico
	• reducción en la cantidad de metales recuperables en la escoria
Papel, cartón y plástico	• reducción en el poder calorífico
	• posible reducción en las cargas de cloro si el PVC es común
Residuos orgánicos, como alimentos y residuos de jardín	• reducción en las cargas de humedad (particularmente de las cargas máximas)
	• aumento en el valor calorífico neto
Residuos voluminosos	• menor necesidad de extracción/trituración de tales residuos
Residuos peligrosos	• reducción en la carga de metales peligrosos
	• reducción de algunas otras sustancias, como Cl, Br, Hg

Un estudio que evaluó el efecto de la recogida selectiva de los restantes residuos domésticos (denominados «residuos grises») llegó a las siguientes conclusiones:

- la recogida de vidrio redujo la productividad (–13 %) y aumentó el poder calorífico neto (PCN) (+15 %) del «residuo gris» restante;
 - la recogida de envases y papel redujo la productividad (–21 %) y redujo el PCN (–16 %) del «residuo gris»;
 - en general, la productividad y el PCN del «residuo gris» se redujeron al aumentar la eficacia de la recogida selectiva. El máximo impacto de la recogida selectiva fue de –42 % para la productividad y de –3 % para el VCN del «residuo gris»;
 - la recogida selectiva tuvo un efecto sobre la calidad del residuo gris –aumentó significativamente el contenido de la fracción de finos, que puede ser particularmente rica en metales pesados (los finos aumentaron del 16 % a 33 %);
 - el porcentaje de cenizas de fondo se redujo debido a la recogida selectiva (–3 %).
- [74, TWGComments, 2004]

El grado en el que la recogida selectiva y programas similares afectan el residuo final, suministrado a la instalación, depende de la eficacia de los sistemas de separación y pretratamiento empleados. Esto es muy variable. Algunas fracciones residuales tienen siempre tendencia a permanecer en el residuo suministrado.

También es posible encontrar materiales de desecho de las plantas de reciclaje, residuos comerciales e industriales y algunos residuos peligrosos en los residuos suministrados.

2.2.1.2. PRETRATAMIENTO DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN LA PLANTA INCINERADORA

Normalmente la mezcla de RSU se realiza en el búnker acumulador. Normalmente se utiliza la misma cuchara que se utiliza también para la carga de las tolvas. Generalmente, el pretratamiento de RSU se limita a la trituración de las balas prensadas, residuos voluminosos, etc., aunque en ocasiones se utiliza una trituración más a fondo. Se emplea el siguiente equipo:

- cortadoras de palanca;
- trituradora;
- molinos;
- cortadoras giratorias.

Por motivos de seguridad contra incendios, pueden aplicarse las siguientes medidas:

- separación de las zonas de descarga del almacenamiento en el búnker acumulador;
- separación de plantas hidráulicas (suministro de gasoil, bombas y equipos de suministro) de las herramientas de corte;
- dispositivos de recogida para los vertidos de gasóleo;

- descompresión de los recintos para reducir el riesgo de explosión.

Generalmente es necesario pretratar (es decir, machacar) los residuos voluminosos cuando su tamaño es mayor que el del equipo de alimentación del horno. Otro motivo del pretratamiento es homogeneizar el residuo a fin de que tenga características de combustión más consistentes (ej. algunos residuos con elevados CCN). Esto puede conseguirse mezclando, machacando o triturando los residuos.

El pretratamiento adicional de residuos es inusual en las plantas con hornos de parrilla, pero puede ser esencial para otros diseños de horno.

2.2.1.3. SUMINISTRO Y ALMACENAMIENTO DE RESIDUOS

2.2.1.3.1. *Control de los residuos*

La zona de suministro de residuos es el lugar al que llegan los camiones, trenes o contenedores de suministro para descargar las basuras en el búnker, normalmente tras su inspección visual y pesaje. La descarga se realiza a través de aberturas entre la zona de suministro y el búnker. Pueden usarse superficies basculantes o inclinadas para facilitar la transferencia de los residuos al búnker. Las aberturas pueden cerrarse, y por consiguiente también sirven como barreras herméticas contra olores, así como dispositivos de protección contra incendios y choques. El aislamiento de la zona de suministro puede ser también una forma eficaz de evitar problemas de olor, ruido y emisiones de los residuos.

2.2.1.3.2. *Búnker*

El búnker es normalmente un lecho de cemento impermeable. Los residuos se apilan y mezclan en el búnker mediante grúas provistas de garfios. La mezcla de los residuos ayuda a conseguir una mayor uniformidad en poder calorífico, tamaño, estructura, composición, etc. del material vertido a las tolvas de llenado de la incineradora.

El equipo de protección contra incendios es utilizado en la zona del búnker y en el sistema de alimentación. Por ejemplo:

- cables ignífugos para las grúas;
- diseño de seguridad de las cabinas de las grúas;
- detectores de incendios;
- cañones aspersores automáticos de agua, con o sin espuma.

Las cabinas de las grúas están diseñadas de modo que el operario de la grúa tenga una buena perspectiva de todo el búnker. La cabina cuenta con su propio sistema de ventilación, independiente del búnker.

Con el fin de evitar una excesiva formación de polvo y de gases (ej. metano) de los procesos de fermentación, así como la acumulación de olor y emisiones de

polvo, el aire de incineración primario para la planta del horno se suele extraer de la zona del búnker. Según el valor calorífico de los residuos, así como de la configuración y concepción de la planta, casi siempre se da preferencia a aportar el aire del búnker al aire primario o secundario. [74, TWGComments, 2004]

El búnker suele tener una capacidad de almacenamiento para varios días (normalmente 3-5 días) de productividad operativa de la planta. Esto depende mucho de factores locales y de la naturaleza específica del residuo.

Pueden existir dispositivos de seguridad adicionales como: columna reguladora seca a nivel de la tolva de residuos, tobera de espuma extintora sobre el nivel de la tolva de residuos, detección de incendios para el grupo hidráulico, paredes ignífugas entre la sala del horno y la sala de control, cortinas de agua en la ventana entre la sala de control y el horno, extracción de humos y fuego (5-10 % de la superficie del techo) etc.
[74, TWGComments, 2004]

2.2.2. Residuos peligrosos

2.2.2.1. BREVE DESCRIPCIÓN DEL SECTOR

El sector de residuos peligrosos consta de dos subsectores principales:

- plantas de incineración comerciales;
- plantas de incineración específicas.

Las principales diferencias entre las mismas se resumen en la tabla 2.3 de la página siguiente.

[EURITS, 2002 #41] La capacidad de incineración individual de los hornos rotativos utilizados en el sector comercial varía entre 30000 y 100000 toneladas al año. La capacidad de un determinado diseño varía considerablemente con el valor calorífico medio del residuo, siendo el principal factor la capacidad térmica.

Las siguientes secciones hacen referencia principalmente al suministro, almacenamiento y pretratamiento de residuos peligrosos para el sector comercial.

2.2.2.2. ACEPTACIÓN DE RESIDUOS

Debido a la gran variedad de residuos existente, su posible riesgo y la elevada incertidumbre sobre la composición precisa de los residuos, se requiere un considerable esfuerzo para evaluar, caracterizar y seguir los residuos entrantes a lo largo de todo el proceso. Los sistemas adoptados deben proporcionar una ruta de control clara que permita rastrear los incidentes y determinar su origen. Esto permite la adaptación de los procedimientos para prevenir incidentes.

Tabla 2.3. Resumen de las diferencias entre operadores en el mercado de incineración de residuos peligrosos
Debates en el TWG

Criterio	Plantas comerciales	Plantas específicas
Propiedad	Empresas privadas, municipios o consorcios	Normalmente empresas privadas (usadas para sus propios residuos)
Características de los residuos tratados	<ul style="list-style-type: none"> Muy amplia gama de residuos El conocimiento de la composición exacta de los residuos puede ser limitado en algunos casos. 	<ul style="list-style-type: none"> Amplia gama de residuos Muchas veces son residuos de una sola empresa o incluso de un solo proceso En general, se tiene un mayor conocimiento de la composición de los residuos.
Tecnologías de combustión aplicadas	<ul style="list-style-type: none"> Predominantemente hornos rotativos. Algunas tecnologías específicas para residuos específicos o con especificaciones restringidas. 	<ul style="list-style-type: none"> Hornos rotatorios más Una gran variedad de técnicas específicas para residuos específicos o con especificaciones restringidas.
Consideraciones operativas y de diseño	<ul style="list-style-type: none"> Se requiere flexibilidad y amplio espectro de operación para asegurar un buen control de proceso. 	<ul style="list-style-type: none"> El proceso puede diseñarse de forma más detallada para una especificación más estrecha de la alimentación de residuos en algunos casos.
Tratamiento de gases de combustión	<ul style="list-style-type: none"> Normalmente se aplica lavado húmedo para dar flexibilidad, así como, Una combinación de técnicas de tratamiento de gases de combustión. 	<ul style="list-style-type: none"> Normalmente se aplica lavado húmedo para dar flexibilidad, así como una combinación de técnicas de tratamiento de gases de combustión.
Consideraciones comerciales y de costes	<ul style="list-style-type: none"> Los operadores suelen competir en un mercado abierto (global). Algunas plantas se benefician de políticas nacionales/regionales relativas al destino de residuos producidos en ese país/región. El movimiento de residuos peligrosos en la UE está regulado por la Normativa sobre Traslados Transfronterizos, que limita el ámbito del mercado global abierto. 	<ul style="list-style-type: none"> Competencia más limitada o en algunos casos inexistente. Los usuarios suelen tolerar mayores costes de eliminación en algunos casos por motivos de política del productor de residuos o eliminación interno.

Los procedimientos exactos requeridos para la aceptación y almacenamiento de residuos dependen de las características químicas y físicas de los residuos.

Identificación y análisis de residuos

[1, UBA, 2001] Para cada tipo de residuo peligroso, se presenta una declaración de la naturaleza del residuo redactada por el productor del residuo, de forma que el gestor de residuos pueda decidir si es posible el tratamiento de cada tipo específico de residuo. Esta declaración puede incluir:

- datos sobre el productor de residuos y personas responsables;
- datos sobre el código de residuo y otras designaciones del residuo;

- datos sobre el origen del residuo;
- datos analíticos sobre materiales tóxicos particulares;
- características generales, incluidos parámetros de combustión, como: Cl, S, calor calorífico, contenido de agua, etc.;
- otra información sobre seguridad y medio ambiente;
- firma legal;
- datos adicionales a petición de la planta receptora.

Algunos tipos de residuos requieren medidas adicionales. Los residuos homogéneos y de producción específica normalmente se describen adecuadamente en términos generales. Normalmente se requieren medidas adicionales para residuos de composición menos conocida (ej. residuos de vertederos o de la recogida de residuos domésticos peligrosos), como la investigación de cada contenedor de residuos individual.

Cuando la composición del residuo no pueda describirse en detalle (ej. pequeñas cantidades de pesticidas o agentes químicos de laboratorios), la empresa de gestión de residuos puede acordar con el productor del residuo requisitos específicos de embalaje para asegurar que el residuo no reaccione durante el transporte, al ser aceptado para su incineración, o dentro de los contenedores. Por ejemplo, pueden surgir riesgos de:

- residuos con fosfuros;
- residuos con isocianatos;
- residuos con metales alcalinos (ej. u otros metales reactivos);
- cianuro con ácidos;
- residuos que formen gases ácidos durante la combustión;
- residuos con mercurio.

[74, TWGComments, 2004]

Los residuos suministrados son generalmente sometidos a controles específicos de admisión, en los que la declaración previamente recibida del productor del residuo sirve como punto de partida. Tras la comparación de las características del residuo, mediante investigaciones visuales y analíticas, con los datos contenidos en la declaración, el residuo es aceptado y asignado a la zona de almacenamiento correspondiente, o rechazado en caso de discrepancias significativas.

2.2.2.3. ALMACENAMIENTO

Los principios generales de almacenamiento se describen en el BREF sobre emisiones de almacenamiento. No obstante, la sección sirve para subrayar algunos aspectos específicos para el sector de residuos peligrosos.

En general, el almacenamiento de residuos debe además tener en cuenta la incertidumbre respecto a la naturaleza y composición de los residuos, ya que esto puede dar lugar a riesgos e incertidumbres adicionales. En muchos casos, esta incertidumbre implica que se apliquen sistemas de almacenamiento de más altas especificaciones a residuos que a materias primas bien caracterizadas.

Una práctica común es asegurar, en la medida de lo posible, que los residuos peligrosos se almacenen en los mismos envases (bidones) utilizados para el transporte, evitando con ello la necesidad de manejo y traslado adicional. Una buena comunicación entre el productor y el gestor de residuos ayuda a asegurar que los residuos se almacenen, trasladen, etc. en un modo que permita un buen control de los riesgos existentes a o largo de la cadena. Es también importante que sólo se almacenen residuos bien caracterizados y compatibles en depósitos o búnkeres.

Para la incineración de residuos peligrosos, los arreglos de almacenamiento para algunas sustancias deben ser consistentes con los requisitos de la normativa CO-MAH (Seveso II), así como con las MTD descritas en el BREF sobre almacenaje. Puede haber circunstancias en las que las medidas de prevención/mitigación de *accidentes y riesgos mayores* (MAH) tengan prioridad.

[EURITS, 2002 #41] La evaluación apropiada de los residuos es un elemento esencial en la selección de las opciones de almacenamiento y carga. Algunos aspectos a observar son:

- Para el almacenamiento de **residuos sólidos peligrosos**, muchas incineradoras están equipadas con un búnker (de 500 a 2000 m³) desde el que el residuo es alimentado a la instalación mediante grúas o tolvas.
- Los **residuos líquidos y lodos peligrosos** se suelen almacenar en un parque de tanques. Algunos tanques disponen de almacenamiento bajo una atmósfera inerte (ej. N₂). El residuo líquido es bombeado a través de conducciones al horno rotativo y/o la cámara de postcombustión (CPC). Los lodos pueden ser alimentados a hornos rotativos mediante bombas especiales para «materias viscosas».
- Algunas incineradoras pueden alimentar determinadas sustancias, como líquidos tóxicos, olorosos, reactivos y corrosivos, mediante un dispositivo de **inyección directa**, directamente desde el envase de transporte al horno o CPC.
- Casi la mitad de las incineradoras comerciales en Europa están equipadas con cintas transportadoras y elevadoras para transportar e introducir los **bidones** y/o envases pequeños (ej. paquetes de laboratorios). Éstas pueden ir a través de sistemas estancos, o utilizar sistemas de inmersión en gas inerte.

2.2.2.3.1. Almacenamiento de residuos peligrosos

[1, UBA, 2001] Los residuos peligrosos sólidos y pastosos, que no pueden ser bombeados, que no han sido desgasados y no huelen, se almacenan temporalmente en búnkeres. Las zonas de almacenamiento y mezcla pueden estar separadas en el búnker. Esto puede conseguirse a través de un diseño en varios segmentos. La alimentación de productos sólidos y pastosos se realiza con grúas. El búnker debe estar diseñado de modo que se eviten las emisiones al suelo.

El búnker y el almacenamiento de envases deben ser cerrados a menos que existan motivos de salud y seguridad (peligro de explosión e incendio). El aire del

búnker se suele extraer y utilizar como aire para la incineración. Para prevenir posibles incendios, se utilizan sistemas de monitorización como cámaras detectoras de calor, además de la monitorización constante por parte del personal (sala de control operativo de la grúa).

2.2.2.3.2. *Almacenamiento de residuos peligrosos bombeables*

[1, UBA, 2001] Grandes cantidades de residuos líquidos y pastosos bombeables se almacenan temporalmente en tanques que deben estar disponibles en número y tamaño suficiente para albergar los líquidos reactivos por separado (peligro de explosión o polimerización).

Los tanques, conductos, válvulas y juntas deben estar adaptados a las características del residuo por lo que respecta a construcción, selección de materiales y diseño. Deben ser suficientemente resistentes a la corrosión y ofrecer la opción de limpieza y toma de muestras. Los tanques de fondo plano sólo suelen utilizarse para grandes cargas.

Puede ser necesario homogeneizar el contenido del tanque con agitadores mecánicos o hidráulicos. Según las características del residuo, los tanques deben calentarse indirectamente y aislarse. Los tanques se instalan en estanques de contención que deben estar diseñados para el material almacenado, con volúmenes de recinto escogidos para poder contener los residuos líquidos en caso de fuga.

2.2.2.3.3. *Almacenamiento de envases y depósitos contenedores*

[1, UBA, 2001] Por motivos de seguridad, los residuos peligrosos se suelen acumular en envases especiales. Estos envases son luego suministrados a la planta de incineración. También se sirven los líquidos a granel.

Los envases suministrados pueden almacenarse, o transferirse su contenido. En algunos casos, según una evaluación de riesgo, el residuo puede inyectarse directamente en el horno a través de un conducto separado. Pueden usarse líneas de transferencia calentadas para residuos que sólo sean líquidos a temperaturas elevadas.

Las zonas de almacenamiento para envases y depósitos contenedores se encuentran normalmente situados en el exterior, con o sin techo. El desagüe de estas zonas suele controlarse, ya que puede generarse contaminación.

2.2.2.4. ALIMENTACIÓN Y PRETRATAMIENTO

Debido a la amplia gama de especificaciones químicas y físicas de algunos residuos peligrosos, pueden surgir dificultades en el proceso de incineración. Por ello, suele aplicarse un cierto grado de mezcla o tratamiento específico del residuo con el fin de aumentar el número de cargas.

[2, infomil, 2002] También es necesario desarrollar criterios de aceptación para cada instalación. Los mismos deben describir el rango de concentraciones dentro del cual se mantienen las características químicas y de combustión claves del residuo, con el fin de asegurar que el proceso funcione de forma predecible, evitar sobrepasar la capacidad del proceso, y por lo tanto cumplir con los requisitos operativos y ambientales (es decir, las condiciones del permiso).

Entre los factores que determinan estos rangos se incluyen:

- la capacidad de la tecnología de limpieza de gases de combustión para contaminantes individuales (ej. caudales de los lavadores, etc.);
- la existencia o ausencia de una técnica particular de limpieza de gases de combustión;
- los límites de emisión requeridos;
- la productividad térmica del horno;
- diseño del mecanismo de alimentación de residuos y la idoneidad física de los residuos recibidos.

[EURITS, 2002 #41] Algunas incineradoras disponen de **instalaciones de homogeneización integradas** y específicas para el pretratamiento de residuos. Entre ellas se incluyen:

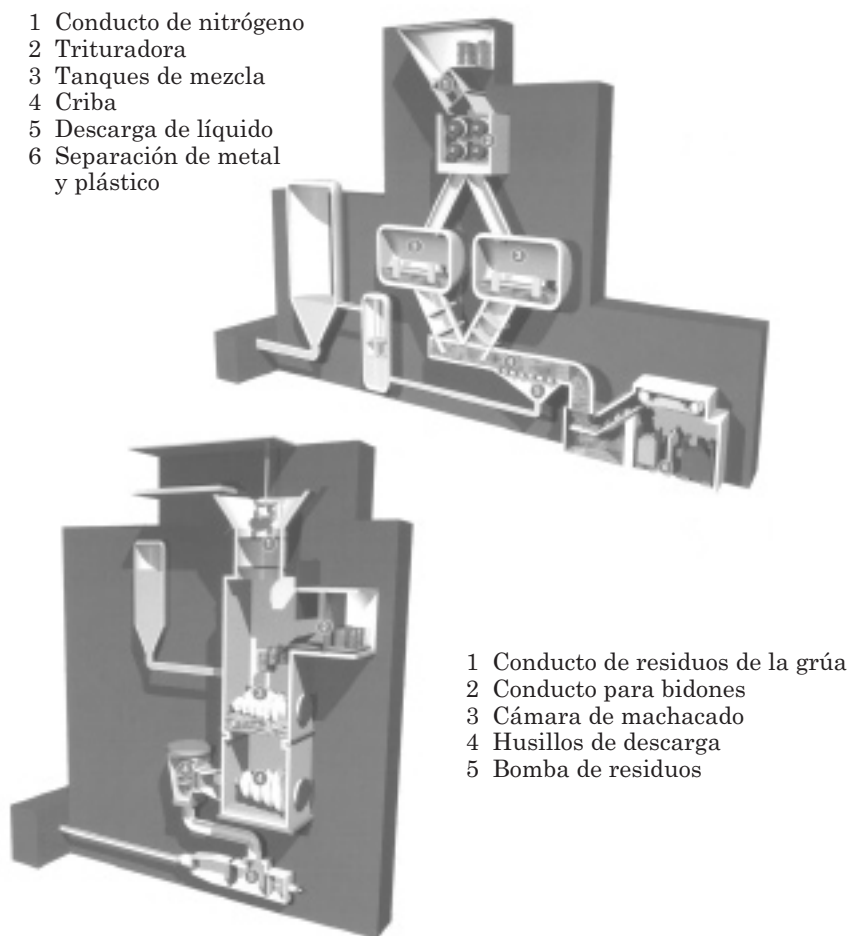
- una trituradora para sólidos voluminosos (ej. envases contaminados) [74, TWG Comments, 2004]
- una trituradora específica sólo para bidones. Según la instalación, pueden tratarse bidones que contienen residuos sólidos o líquidos. Los residuos triturados se alimentan entonces a través del búnker y/o tanques;
- una trituradora combinada con un dispositivo de mezcla mecánico. Esto produce una fracción de homogeneización que se bombea directamente al horno mediante una bomba de materia viscosa. Algunas trituradoras pueden aceptar bidones y/o residuos sólidos de hasta una tonelada.

Según la composición del residuo y las características individuales de la planta incineradora, junto con la disponibilidad de otros medios de tratamiento para los residuos producidos, pueden también realizarse otros pretratamientos. Por ejemplo [1, UBA, 2001]:

- neutralización (para aceptación de residuos, son normales valores de pH de 4-12);
- deshidratación de lodos;
- solidificación de lodos con agentes aglomerantes.

La figura 2.2 (en la página siguiente) presenta un ejemplo de algunos sistemas de pretratamiento de residuos peligrosos utilizados en una IRP comercial.

Figura 2.2. Ejemplo de algunos sistemas de pretratamiento de residuos peligrosos utilizados en algunas incineradoras de residuos peligrosos comerciales. [25, Kommunikemi, 2002]



2.2.3. Lodo de depuradora

2.2.3.1. COMPOSICIÓN DEL LODO DE DEPURADORA

La composición del lodo de depuradora varía según muchos factores, como:

- conexiones del sistema; p. ej. los lodos industriales pueden aumentar las cargas de metales pesados;
- los lugares costeros, por ejemplo si se añade agua salada;

- los tratamientos realizados en las plantas de tratamiento, como tamizado crudo sólo, digestión anaerobia de lodos, digestión aerobia de lodos, adición de agentes químicos de tratamiento;
- el clima o temporada del año, ya que por ejemplo la lluvia puede diluir el lodo.

La composición del lodo de depuradora varía enormemente. A continuación se indican las composiciones típicas para lodo de depuradora municipal e industrial deshidratado:

Tabla 2.4. Composición media del lodo de depuradora deshidratado después de la deshidratación. [2, infomil, 2002], [64, TWGComments, 2003]

Componente	Lodo municipal	Lodo industrial
Materia seca (%)	10-45	–
Materia orgánica (% materia seca)	45-85	–
Metales pesados (mg/kg m.s.)	–	–
Cr	20-77	170
Cu	200-600	1800
Pb	100-700	40
Ni	15-50	170
Sb	1-5	<10
Zn	500-1500	280
As	5-20	<10
Hg	0,5-4,6	1
Cd	1-5	<1
Mo	4-20	–

Son factores particularmente importantes a tener en cuenta al incinerar lodos de depuradora:

- el contenido de materia seca (normalmente varía entre un 10 % y un 45 % y puede tener un gran impacto sobre el proceso de incineración);
- si el lodo está digerido o no;
- la cal, piedra caliza y otros agentes acondicionantes del lodo;
- la composición del lodo, como lodo primario, secundario, biológico, etc.;
- problemas de olor, especialmente durante la alimentación del lodo en el almacenamiento. [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

2.2.3.2. PRETRATAMIENTO DEL LODO DE DEPURADORA

2.2.3.2.1. *Deshidratación física*

[1, UBA, 2001, 64, TWGComments, 2003]

La deshidratación mecánica antes de la incineración reduce el volumen de la mezcla de lodo, al reducir su contenido de agua. Este proceso lleva asociado un aumento del calor calorífico. Esto permite su incineración independiente y económica. El éxito de la deshidratación mecánica depende de las máquinas seleccionadas, el acondicionamiento realizado, el tipo y la composición del lodo.

Mediante deshidratación mecánica del lodo de depuradoras en decantadoras, centrífugas, prensas filtrantes de cinta y de cámara, puede conseguirse un nivel de materia seca (MS) entre el 10 y el 45 %.

Muchas veces, el lodo es acondicionado antes de la deshidratación mecánica para mejorar su escurrido. Esto se consigue con ayuda de aditivos que contienen materias floculantes. Es necesario diferenciar entre sustancias floculantes inorgánicas (sales de hierro y aluminio, cal, carbón, etc.) y floculantes orgánicos (polímeros orgánicos). Las sustancias inorgánicas no sólo actúan como sustancias floculantes, sino que también son coadyuvantes (builders), es decir, aumentan sustancialmente el contenido inorgánico, y por consiguiente la proporción sin combustionar del lodo deshidratado (ceniza). Por este motivo, en el tratamiento de lodo de depuradora se utilizan principalmente sustancias acondicionantes orgánicas.

2.2.3.2.2. *Secado*

[1, UBA, 2001, 64, TWGComments, 2003]

Muchas veces, una sustancia secada mediante deshidratación mecánica sigue siendo insuficientemente seca para incineración autotérmica. En este caso, puede usarse una planta de secado térmico para secado adicional antes del horno de incineración. Esto reduce más el volumen del lodo de depuradora y aumenta su calor calorífico.

El secado y la deshidratación del lodo de alcantarillado se realizan en plantas de secado separadas o conectadas. Se utilizan las siguientes plantas de secado:

- secador de disco;
- secador de tambor;
- secador de lecho fluidizado;
- secador de cinta;
- secador de película fina/secador de disco;
- secador de aire frío;
- secador de película fina;
- secador centrífugo;
- secador solar;
- combinaciones de varios tipos.

Los procesos de secado pueden dividirse, principalmente, en dos grupos:

- secado parcial hasta un 60-80 % m.s.
- secado completo, hasta un 80-90 % m.s.

[74, TWGComments, 2004]

Una alternativa al secado externo es el secado *in situ* del lodo mediante incineración con residuos más caloríficos. En estos casos, el agua del lodo deshidratado ayuda a evitar los posibles picos de temperatura que se observarían si sólo se incineraran residuos de alto calor calorífico.

Para la incineración autotérmica en plantas incineradoras de un solo tipo de lodo de depuradora, la deshidratación del lodo crudo hasta un contenido de materia seca del 35 % es generalmente suficiente. Esto puede conseguirse mediante deshidratación mecánica y puede no requerir secado térmico.

El contenido de materia seca requerido para incineración autotérmica en una instalación dada dependerá de la composición del lodo (contenido energético de la materia seca, que está muy relacionado con el contenido de materia orgánica). Esta se ve influida por la naturaleza del lodo en sí, y también por el pretratamiento aplicado, como la digestión del lodo, o por el uso de acondicionadores orgánicos o inorgánicos del lodo.

Para la incineración simultánea de lodo de depuradora con otras corrientes de residuos en plantas incineradoras de residuos urbanos (normalmente con una relación de mezcla de lodo de depuradora deshidratado y residuos urbanos de máximo un 10 % en peso de lodo de depuradora seco (es decir, una sequedad de un 20-30 %), puede requerirse el secado adicional del lodo. [74, TWGComments, 2004]

El calor requerido para el proceso de secado se extrae normalmente del proceso de incineración. En algunos procesos de secado, el lodo de depuradora a secar entra en contacto con el portador térmico, por ejemplo *en secadores por convección o secadores directos* (ej. secadores de cinta, de doble cubierta, de lecho fluidizado). Durante el proceso de secado, se produce vapor que es una mezcla de vapor, aire y gases liberados del lodo; en el proceso de secado directo se producen gases calientes. La mezcla de vapor y gas debe limpiarse. Generalmente, el vapor del proceso de secado se inyecta en el horno. Los secadores directos pueden utilizarse en un sistema indirecto mediante la recirculación de los vapores de evaporación. Este sistema renta claras ventajas y se utiliza con frecuencia (pero difícilmente o no en combinación con incineración del lodo).

En los sistemas de secado indirecto (ej. secadores de serpentín, disco o película fina), el calor se inyecta a través de generadores de vapor o plantas de aceite térmico, y el líquido calefactor no entra en contacto con el lodo. La transferencia de calor tiene lugar entre la pared y el lodo.

Los secadores de contacto consiguen normalmente un nivel de materia seca del 35-40 %. El agua evaporada producida a través del proceso de secado sólo está

contaminada por fugas de aire y pequeñas cantidades de gases volátiles. El vapor de agua puede condensarse casi totalmente a partir de los vapores, y los gases inertes restantes puede desodorizarse en el horno de la caldera. El tratamiento del condensado puede ser complicado debido a la presencia de NH_4OH , TOC, etc.

2.2.3.2.3. *Digestión del lodo*

La digestión del lodo reduce el contenido de materia orgánica del lodo y produce biogás (al menos en el caso de digestión anaerobia). El lodo digerido puede deshidratarse generalmente más fácilmente que un lodo sin digerir, lo que permite un contenido de materia seca ligeramente mayor después de la deshidratación mecánica.

[64, TWGComments, 2003]

2.2.4. Residuos clínicos

2.2.4.1. NATURALEZA Y COMPOSICIÓN DE LOS RESIDUOS CLÍNICOS

Se requiere especial atención a la hora de tratar residuos clínicos, para poder gestionar los riesgos específicos de estos residuos (ej. contaminación infecciosa, agujas, etc.), los estándares estéticos (residuos de intervenciones quirúrgicas, etc.) y su comportamiento en la incineración (calor calorífico y contenido de humedad muy variables).

Los residuos clínicos específicos suelen contener materiales con elevados VCN (plásticos, etc.), así como residuos con un contenido de agua muy alto (ej. sangre, etc.). Por consiguiente, los residuos clínicos suelen requerir tiempos de incineración largos para asegurar que la combustión de los residuos entrantes y la calidad del residuo final sea buena.

De forma similar a los residuos peligrosos, la composición de los residuos clínicos específicos varía enormemente. Entre los residuos clínicos se incluyen (en grados variables):

- agentes infecciosos;
- ropa, gasas y escobillones contaminados;
- sustancias farmacéuticas;
- materiales afilados, como agujas hipodérmicas;
- residuos veterinarios;
- partes corporales;
- equipo médico usado;
- materiales de envase;
- residuos de laboratorio;
- materiales contaminados radiactivamente.

En algunos casos se hace una distinción entre las vías de incineración para residuos patológicos (residuos potencialmente infecciosos) y residuos no patológicos.

El tratamiento de residuos peligrosos suele estar restringido a incineradores específicos, mientras que los residuos no patológicos, en algunos casos, se incineran en otros incineradores no específicos, como IRSU.

2.2.4.2. MANEJO, PRETRATAMIENTO Y ALMACENAJE DE RESIDUOS CLÍNICOS

Los riesgos asociados con el manejo de residuos clínicos pueden reducirse generalmente limitando el contacto con el residuo y asegurando un buen almacenamiento, p. ej. mediante el uso de:

- envases específicos y existencia de instalaciones de lavado/desinfección;
- envases combustibles herméticos y robustos, p. ej., para materiales afilados y de riesgo biológico;
- sistemas de carga automática del horno, p. ej., con elevadores específicos para cofres;
- zonas aisladas de almacenamiento y transferencia (especialmente cuando se realiza co-incineración con otros residuos);
- almacenamiento refrigerado o en frigorífico, si es necesario.

El pretratamiento puede realizarse:

- mediante desinfección con vapor, p. ej., en autoclave a temperatura y presión elevadas;
- hirviendo el material con agua.

Cada uno de estos métodos puede ofrecer una esterilización suficiente del residuo para permitir su manejo ulterior en una forma similar a los residuos urbanos. Las zonas de trabajo y almacenamiento están normalmente diseñadas para facilitar la desinfección.

Normalmente hay instalados equipos apropiados de limpieza y desinfección para la limpieza de los envases retornables. Los residuos sólidos derivados de la desinfección se recogen para su eliminación. El agua residual de la desinfección se recoge, y luego se recicla en el proceso de incineración (ej. en el tratamiento de gases de combustión o con la alimentación de residuos), o se trata y descarga. [74, TWGComments, 2004]

Puede aplicarse pretratamiento para mejorar la homogeneidad del residuo, como trituración o maceración, aunque hay aspectos de seguridad que deben tenerse en consideración con algunos residuos clínicos.

Los residuos clínicos se incineran, asimismo, en plantas de residuos peligrosos y otras plantas de incineración con otros tipos de residuos. Si la incineración no se realiza inmediatamente, los residuos deben ser almacenados temporalmente. En algunos casos, cuando es necesario almacenar residuos clínicos durante más de 48 horas, el residuo se conserva en zonas de almacenamiento refrigeradas con límite de temperatura máxima (ej. +10°C).

2.3. La etapa de tratamiento térmico

Se aplican distintos tipos de tratamientos térmicos a distintos tipos de residuos, aunque no todos los tratamientos térmicos son indicados para todos los residuos. Este capítulo y la Tabla 2.5 revisan los conceptos y aplicaciones de las tecnologías más comunes, en particular:

- incineradores de parrilla;
- hornos rotativos;
- lechos fluidizados;
- sistemas de pirólisis y gasificación.

Así como algunas otras tecnologías más específicas.
[EGTEI, 2002 #6]

Residuos sólidos urbanos: pueden incinerarse en varios sistemas de combustión, como parrilla móvil, hornos rotativos y lechos fluidizados. La tecnología de lecho fluidizado requiere que los RSU tengan un determinado rango de tamaños de partícula, lo que generalmente requiere algún grado de pretratamiento y/o la recogida selectiva de residuos.

Incineración de lodo de depuradora: se realiza en hornos rotativos, incineradores de solera múltiple o de lecho fluidizado. También se aplica co-combustión en sistemas de combustión de parrilla, plantas de combustión de carbón y procesos industriales. El lodo de depuradora suele tener un elevado contenido de agua y por tanto normalmente precisa secado, o la adición de combustibles suplementarios para asegurar una combustión estable y eficaz.

Incineradores de residuos peligrosos y médicos: los hornos rotatorios son los más comúnmente utilizados, pero los incineradores de parrilla (incluida co-combustión con otros residuos) se aplica también en ocasiones a residuos sólidos, y los incineradores de lecho fluidizado a algunos materiales pretratados. Los hornos estáticos también son ampliamente utilizados en instalaciones de incineración in situ en plantas químicas.

Se han desarrollado **otros procesos** basados en la separación de fases que también se produce en un incinerador: secado, volatilización, pirólisis, carbonización y oxidación de los residuos. También se aplica gasificación con agentes gasificantes como vapor, aire, óxidos de carbono u oxígeno. Estos procesos tienen por finalidad reducir los volúmenes de gases de combustión y los costes de tratamiento asociados. Algunas de estas técnicas se han encontrado con problemas técnicos y económicos al ser adaptadas a mayor escala para uso comercial industrial, y han dejado de desarrollarse. Algunas se utilizan a escala comercial (ej., en Japón) y otras están siendo ensayadas en plantas de demostración en Europa, pero todavía representa sólo una pequeña porción de la capacidad de tratamiento total en comparación con la incineración.

Tabla 2.5. Resumen de la actual aplicación con éxito de las técnicas de tratamiento térmico para los principales tipos de residuos en instalaciones específicas. [64, TWGComments, 2003]

Técnica	Residuos urbanos sin tratar	RSU pretratados y RDF	Residuos peligrosos	Lodo de alcantarillado	Residuos clínicos
Parrilla-reciprocante	Se aplica ampliamente	Se aplica ampliamente	Normalmente no se aplica	Normalmente no se aplica	Se aplica
Parrilla-móvil	Se aplica	Se aplica	Se aplica raramente	Normalmente no se aplica	Se aplica
Parrilla-oscilante	Se aplica	Se aplica	Se aplica raramente	Normalmente no se aplica	Se aplica
Parrilla-rodillos	Se aplica	Se aplica ampliamente	Se aplica raramente	Normalmente no se aplica	Se aplica
Parrilla-refrigerada por agua	Se aplica	Se aplica	Se aplica raramente	Normalmente no se aplica	Se aplica
Parrilla más horno rotativo	Se aplica	Normalmente no se aplica	Se aplica raramente	Normalmente no se aplica	Se aplica
Horno rotativo	Normalmente no se aplica	Se aplica	Se aplica ampliamente	Se aplica	Se aplica ampliamente
Horno rotativo-refrigerado por agua	Normalmente no se aplica	Se aplica	Se aplica	Se aplica	Se aplica
Solera estática	Normalmente no se aplica	Normalmente no se aplica	Se aplica	Normalmente no se aplica	Se aplica ampliamente
Horno estático	Normalmente no se aplica	Normalmente no se aplica	Se aplica ampliamente	Normalmente no se aplica	Se aplica
Lecho fluidizado-borboteo	Se aplica raramente	Se aplica	Normalmente no se aplica	Se aplica	Normalmente no se aplica
Lecho fluidizado-circulante	Se aplica raramente	Se aplica	Normalmente no se aplica	Se aplica ampliamente	Normalmente no se aplica
Lecho fluidizado-rotativo	Se aplica	Se aplica	Normalmente no se aplica	Se aplica	Se aplica
Pirólisis	Se aplica raramente	Se aplica raramente	Se aplica raramente	Se aplica raramente	Se aplica raramente
Gasificación	Se aplica raramente	Se aplica raramente	Se aplica raramente	Se aplica raramente	Se aplica raramente

Nota: Esta tabla sólo considera la aplicación de las tecnologías descritas en instalaciones específicas. Por consiguiente, no incluye consideración detallada de las situaciones en las que se procesa más de un tipo de residuo.

2.3.1. Incineradores de parrilla

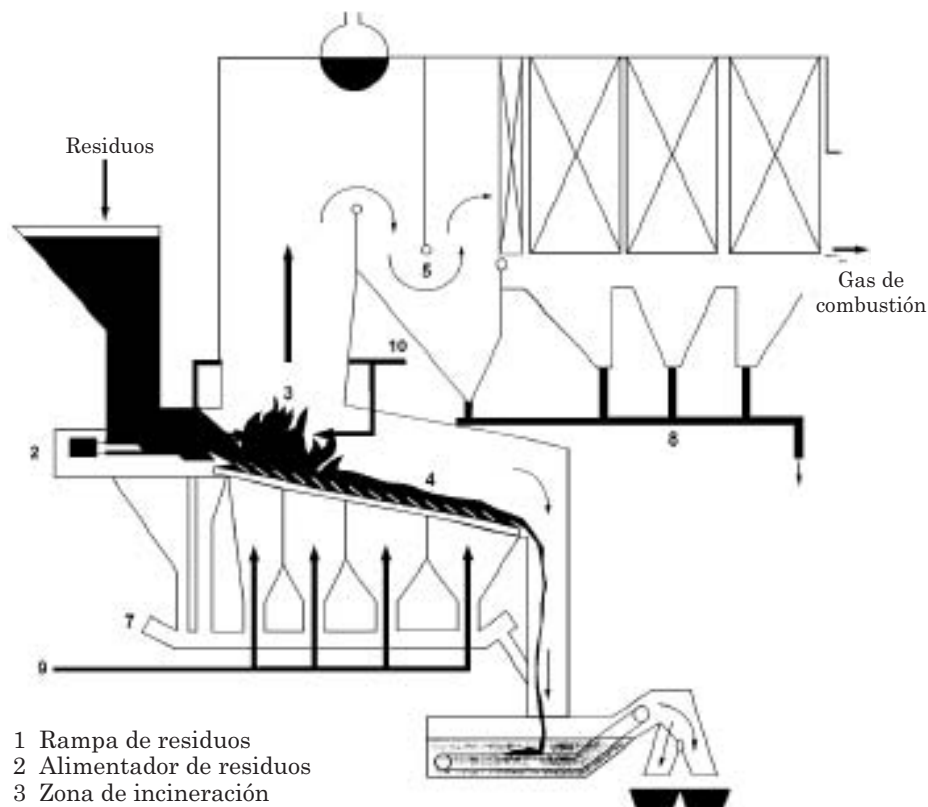
Los incineradores de parrilla se aplican ampliamente en la incineración de residuos urbanos mixtos. En Europa, aproximadamente un 90 % de las instalaciones que tratan RSU utilizan parrillas. Otros residuos tratados comúnmente en incineradores de parrilla, muchas veces junto con RSU, son: residuos comerciales e industriales no peligrosos, lodos de depuradora y algunos residuos clínicos.

Los incineradores de residuos normalmente tienen los siguientes componentes:

- alimentador de residuos;
- parrilla de incineración;
- descargador de ceniza de fondo;
- sistema de conducción de aire de incineración;
- cámara de incineración;
- quemadores auxiliares.

La Figura 2.3 muestra un ejemplo de un incinerador de parrilla con una caldera de recuperación de calor:

Figura 2.3. Parrilla, horno y etapas de recuperación de un ejemplo de planta incineradora de residuos urbanos. [1, UBA, 2001]



- 1 Rampa de residuos
- 2 Alimentador de residuos
- 3 Zona de incineración
- 4 Zona de incineración principal
- 5 Separador de granos grandes
- 6 Descarga de cenizas de fondo
- 7 Cribados
- 8 Eliminación de cenizas de caldera
- 9 Suministro de aire primario
- 10 Suministro de aire secundario

2.3.1.1. ALIMENTADOR DE RESIDUOS

Los residuos se descargan, desde el búnker de almacenamiento a la rampa de alimentación, mediante una grúa suspendida y luego son alimentados al sistema de parrilla mediante una rampa hidráulica u otro sistema transportador. La parrilla mueve los residuos a través de las distintas zonas de la cámara de combustión con un movimiento de volteo.

La tolva de llenado se utiliza para el suministro continuo de residuos. La grúa suspendida la va llenando de forma discontinua. Dado que la superficie de llenado de la tolva está expuesta a una gran tensión, se seleccionan materiales con alta resistencia a la fricción (ej., placas de caldera de fundición resistente al desgaste). El material debe sobrevivir a incendios ocasionales de la tolva sin daños.

En ocasiones, la tolva de residuos es alimentada por una cinta transportadora. En tal caso, la grúa suspendida descarga los residuos en una tolva intermedia que alimenta la cinta transportadora. [74, TWGComments, 2004]

Si el residuo suministrado no ha sido pretratado, generalmente es muy heterogéneo en cuanto a tamaño y naturaleza. La tolva de alimentación está, por tanto, dimensionada de modo que los materiales voluminosos puedan caer a través de la misma y se evite la formación de obstrucciones y bloqueos. Estas obstrucciones deben evitarse, ya que producen una alimentación irregular al horno y la entrada incontrolada de aire en el mismo.

Las paredes de la rampa de alimentación pueden protegerse del calor:

- construcción con doble capa y refrigeración por agua;
- construcción de las paredes con membrana;
- válvulas de cierre refrigeradas por agua;
- revestimiento de ladrillo refractario.

Si la rampa de alimentación está vacía, pueden utilizarse válvulas de cierre (ej. compuertas de cierre) para evitar retrocesos de llamas y para la prevención de la infiltración incontrolada de aire en los hornos. Se recomienda que haya una cantidad uniforme de residuos en la rampa de llenado para una gestión uniforme del horno.

La unión entre la parte inferior de la rampa de llenado y el horno consta de un mecanismo de dosificación. El mecanismo de dosificación puede estar impulsado mecánica o hidráulicamente. Su velocidad de alimentación es generalmente ajustable. Se han desarrollado distintos métodos de construcción para los diversos tipos de sistemas de alimentación, como:

- parrillas articuladas/bandas de planchas;
- parrillas de alimentación;
- rampas de alimentación de ancho variable;

- alimentadores de émbolo;
 - rampa hidráulica;
 - husillos de alimentación.
- [74, TWGComments, 2004]

2.3.1.2. PARRILLA DE INCINERACIÓN

La parrilla de incineración realiza las siguientes funciones:

- transporte de los materiales a incinerar a través del horno;
- carga y aflojamiento de los materiales a incinerar;
- posicionamiento de la zona de incineración principal en la cámara de incineración, posiblemente en combinación medidas de control de rendimiento del horno.

Uno de los objetivos de la parrilla de incineración es una buena distribución del aire de incineración en el horno, de acuerdo con los requisitos de combustión. Un soplante de aire primario fuerza la entrada de aire, a través de pequeñas aberturas de la capa de la parrilla, hasta la capa de combustible. Normalmente se añade más aire sobre el lecho de residuos para completar la combustión.

Es frecuente que algunos materiales finos (que a veces se denominan *cribados* o *tamizados*), caigan a través de la parrilla. Este material es recuperado en el fondo por el extractor de ceniza. A veces se recupera separadamente y puede reciclarse a la parrilla para su nueva incineración o retirarse directamente para su eliminación. Cuando el tamizado se recircula a la tolva, debe tenerse cuidado de que no incendie los residuos de la tolva. [74, TWGComments, 2004]

Normalmente, el tiempo de permanencia de los residuos en las parrillas no es superior a 60 minutos. [74, TWGComments, 2004]

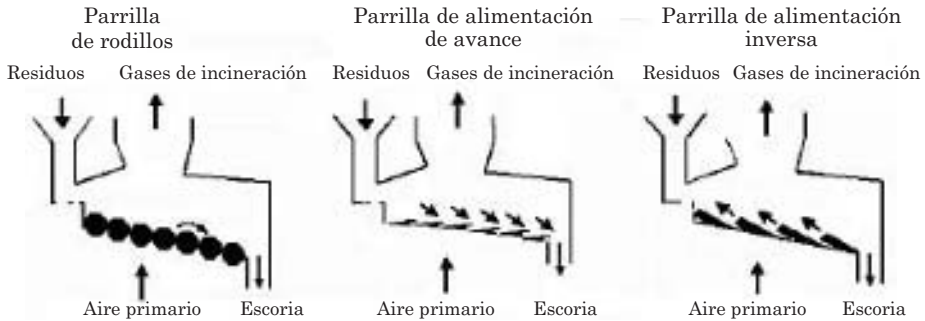
En general, puede diferenciarse entre principios de alimentación continua (parrillas de rodillos y cadena) y discontinua (parrillas de empuje). La Figura 2.4 muestra algunos tipos de parrillas.

Pueden distinguirse distintos sistemas de parrillas, atendiendo al modo en que los residuos son transportados a través de las distintas zonas de la cámara de combustión. Todos ellos deben cumplir requisitos relativos a la alimentación de aire primario, a la velocidad de transporte e inclinación, así como de mezcla de los residuos. Otras características pueden incluir controles adicionales, o una construcción más robusta para resistir las duras condiciones en la cámara de combustión.

2.3.1.2.1. *Parrillas oscilantes*

[4, IAWG, 1997] Las secciones de la parrilla están colocadas a través del ancho del horno. Se aplica una basculación u oscilación en filas alternas para producir un movimiento hacia arriba y de avance, que hace avanzar y agita los residuos.

Figura 2.4. Distintos tipos de parrillas. [1, UBA, 2001]



2.3.1.2.2. *Parrillas reciprocantes o de vaivén*

[4, IAWG, 1997] Muchas instalaciones modernas (para residuos urbanos) utilizan parrillas reciprocantes. La calidad de la combustión conseguida es generalmente buena.

Este diseño consiste en secciones que cubren el ancho del horno pero están apiladas unas sobre otras. Secciones alternas de la parrilla se deslizan adelante y atrás, mientras que las secciones adyacentes se mantienen fijas. Los residuos van cayendo de la parte fija y son agitados y mezclados a medida que se mueven por la parrilla. Existen numerosas variaciones de este tipo de parrilla, algunas alternan secciones fijas y móviles, otras tienen combinaciones de varias secciones móviles por cada sección fija. En este último caso, las secciones pueden moverse juntas o en momentos distintos del ciclo.

Existen esencialmente dos principales variaciones de parrillas reciprocantes:

1. Parrilla reciprocante inversa:

Las barras de la parrilla oscilan adelante y atrás en dirección inversa al flujo de residuos. La parrilla está inclinada desde el extremo de la alimentación hasta la descarga de ceniza y se compone de secciones de parrilla fijas y móviles.

2. Parrilla de empuje:

La parrilla forma una serie de escalones que oscilan horizontalmente y empujan los residuos en la dirección de la descarga de ceniza.

2.3.1.2.3. *Parrillas móviles*

Consisten en una cinta transportadora metálica continua o bielas conectadas que se mueven a lo largo del horno. El menor potencial para agitar los residuos (sólo se mezcla cuando se transfiere de una cinta a otra) hace que su uso sea escaso en instalaciones modernas. [IAWG, 1997 #4]

2.3.1.2.4. *Parrillas de rodillos*

Consisten en un rodillo perforado que atraviesa el ancho de la zona de parrilla. Hay varios rodillos instalados en serie, y se produce una agitación en la zona de transición, cuando el material se desprende de los rodillos. [4, IAWG, 1997]

2.3.1.2.5. *Parrillas refrigeradas*

La mayoría de parrillas son refrigeradas, casi siempre con aire. En algunos casos se pasa un medio refrigerante líquido (normalmente agua) a través del interior de la parrilla. La circulación del medio refrigerante va desde zonas más frías a zonas progresivamente más calientes con el fin de aumentar al máximo la transferencia de calor. El calor absorbido por el medio refrigerante puede transferirse para uso en el proceso o para suministro externo.

La refrigeración por agua se aplica con mayor frecuencia cuando el calor calorífico del residuo es más alto, ej. >12-15 MJ/kg para RSU. El diseño de los sistemas refrigerados por agua es ligeramente más complejo que el de los sistemas refrigerados por aire.

La adición de refrigeración por agua puede permitir controlar la temperatura del metal de la parrilla y la temperatura de combustión local con mayor independencia del aporte de aire primario (normalmente entre las barras de la parrilla). Esto puede entonces permitir la optimización de la temperatura y del suministro de aire (oxígeno) según los requisitos específicos de combustión en la parrilla, mejorando con ello el rendimiento de la combustión. Un mayor control de la temperatura de la parrilla puede permitir la incineración de residuos con mayor poder calorífico sin los problemas operativos que normalmente lleva asociados.

2.3.1.3. DESCARGADOR DE CENIZA DE FONDO

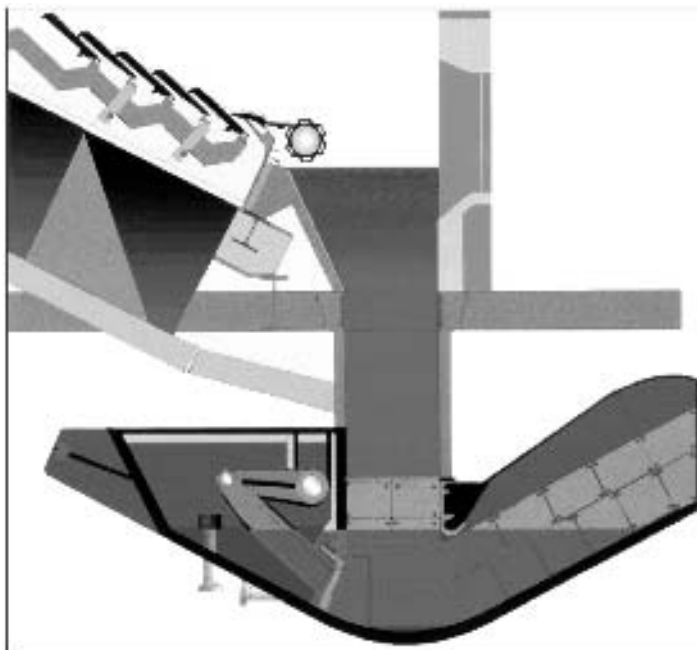
El descargador de ceniza de fondo se utiliza para enfriar y extraer el residuo sólido que se acumula en la parrilla. También sirve como junta de estanqueidad para el horno y enfría y humidifica la ceniza.

Para la extracción de la ceniza de fondo se utilizan normalmente sistemas de pistón y arrastre llenos de agua. También se suelen utilizar otros sistemas de descarga de las cenizas de fondo, como cintas transportadoras. Así se transportan las cenizas de la parrilla, así como los objetos voluminosos que puedan quedar.

El agua utilizada para refrigeración es separada de la ceniza de la parrilla en la salida, y puede recircularse al descargador de ceniza. Normalmente se requiere un suministro de agua de relleno para mantener un nivel de agua adecuado en el descargador. El agua de relleno sustituye las pérdidas de agua con la ceniza extraída y por pérdidas de evaporación. Además, puede requerirse un desagüe

para evitar la acumulación de sales, estos sistemas de purga pueden ayudar a reducir el contenido de sales de los residuos si se ajustan específicamente los caudales con dicho fin. El cuerpo de extracción de ceniza de fondo es normalmente ignífugo y está construido de modo que se evite la formación de tortas de ceniza de fondo.

Figura 2.5. Ejemplo de descargador de ceniza de fondo utilizado en un incinerador de parrilla. [1, UBA, 2001]



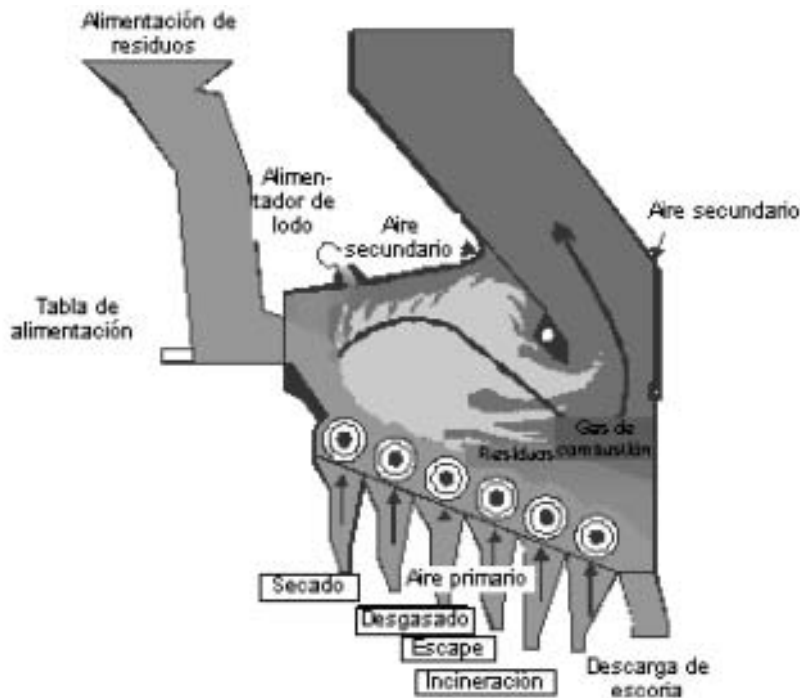
2.3.1.4. CÁMARA DE INCINERACIÓN Y CALDERA

La combustión se produce sobre la parrilla en la cámara de incineración (ver Figura 2.6). En conjunto, la cámara de incineración consta normalmente de una parrilla situada en el fondo, paredes refrigeradas y no refrigeradas en los lados del horno, y un techo o superficie de calentamiento de caldera en la parte superior. Dado que los residuos urbanos suelen tener un alto contenido volátil, los gases volátiles se desprenden y sólo una pequeña parte de la incineración en sí se produce en la parrilla o sus proximidades.

Los siguientes requisitos influyen en el diseño de la cámara de incineración:

- forma y tamaño de la parrilla de incineración: el tamaño de la parrilla determina el tamaño de la sección transversal de la cámara de incineración;

Figura 2.6. Ejemplo de cámara de incineración. [1, UBA, 2001]

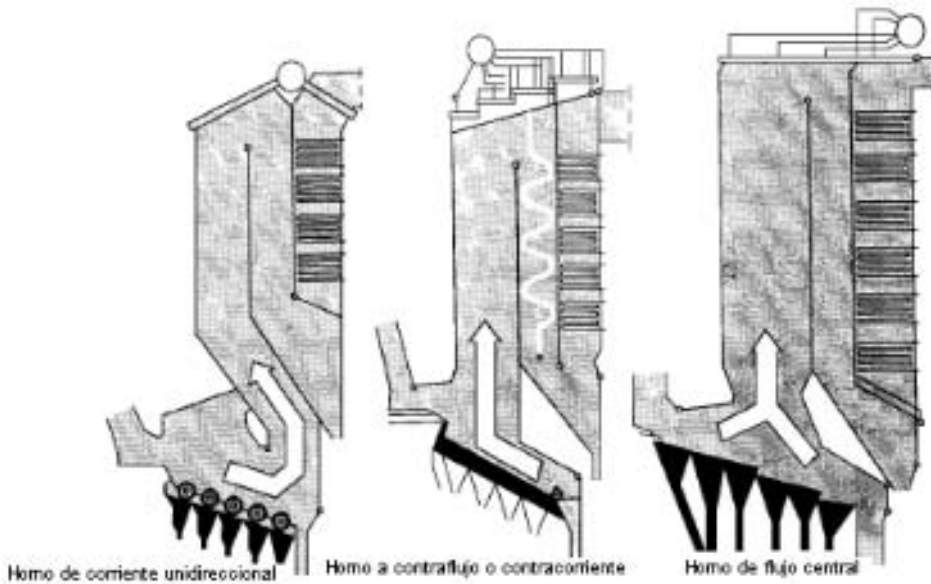


- vorticidad y homogeneidad del flujo de gases de combustión: la mezcla completa de los gases de combustión es esencial para una buena incineración de los gases de combustión;
- tiempo de residencia suficiente de los gases de combustión en el horno caliente: debe asegurarse un tiempo de reacción suficiente a altas temperaturas para una incineración completa;
- enfriamiento parcial de los gases de combustión: para evitar la fusión de la ceniza volante caliente en la caldera, la temperatura de los gases de combustión no debe superar un límite superior a la salida de la cámara de incineración.

El diseño detallado de una cámara de combustión va normalmente ligado al tipo de parrilla. Su diseño preciso exige ciertos compromisos, dado que los requisitos del proceso cambian con las características del combustible. Cada proveedor tiene su propia combinación de parrilla y cámara de combustión, cuyo diseño preciso está basado en el rendimiento individual de su sistema y sus experiencias específicas. Los operadores europeos de incineradoras de RSU no han encontrado ventajas o desventajas fundamentales en los distintos diseños de la cámara de combustión.

En general, cabe distinguir tres diseños distintos. La nomenclatura proviene de la dirección de flujo de los gases de combustión en relación con el flujo de residuos: corriente unidireccional, contracorriente y corriente media (ver Figura 2.7).

Figura 2.7. Diversos diseños de hornos con diferentes direcciones del flujo de gases de combustión y de residuos. [1, UBA, 2001]



Horno de corriente unidireccional, de co-corriente o de flujo paralelo:

En un esquema de combustión de co-corriente, el aire de combustión primario y los residuos son guiados en un flujo paralelo a través de la cámara de combustión. Por consiguiente, la salida de los gases de combustión se encuentra situada al final de la parrilla. Sólo una cantidad relativamente baja de energía se intercambia entre los gases de combustión y los residuos situados sobre la parrilla.

La ventaja de los conceptos de corriente unidireccional es que los gases de combustión tienen el mayor tiempo de residencia posible en la zona de ignición, y que deben pasar a través de la máxima temperatura. Para facilitar la ignición, el aire primario debe precalentarse con poder caloríficos muy bajos.

Horno a contraflujo o contracorriente:

En este caso, el aire de combustión primario y los residuos son guiados siguiendo un flujo a contracorriente a través de la cámara de combustión, y la salida de gases de combustión se encuentra situada en el extremo frontal de la parrilla. Los gases de combustión calientes facilitan el secado y la ignición de los residuos.

Debe prestarse especial atención a evitar el paso de corrientes de gas sin combustionar. Por lo general, los diseños a contracorriente requieren fuertes aportes de aire secundario o superior.

Horno de corriente media o de flujo central:

La composición de los residuos sólidos urbanos varía considerablemente, y el concepto de corriente media es un compromiso para un amplio espectro de alimentación de residuos. Debe conseguirse una buena mezcla de todas las corrientes parciales de gases de combustión mediante contornos que promuevan mezcla y/o inyecciones de aire secundario. En este caso, la salida de gases de combustión se encuentra situada en mitad de la parrilla.

2.3.1.5. ALIMENTACIÓN DE AIRE DE INCINERACIÓN

El aire de incineración cumple los siguientes objetivos:

- aporte de oxidante;
- refrigeración;
- evita la formación de escoria en el horno;
- mezcla de gases de combustión.

El aire se añade en varios puntos de la cámara de combustión. Normalmente se describe como primario y secundario, aunque también se utiliza aire terciario y gases de combustión recirculados.

El aire primario se toma generalmente del búnker de residuos. Esto reduce la presión de aire de la sala del búnker y elimina la mayor parte de emisiones de la zona del búnker. El aire primario es soplado por ventiladores a las zonas situadas bajo la parrilla, donde su distribución puede ser estrechamente controlada mediante múltiples cajas de aire y válvulas de distribución.

El aire puede precalentarse si el valor del residuo degenera de tal modo que se hace necesario pre-secar el residuo. El aire primario se fuerza a través de la capa de la parrilla al lecho de combustible. Esto enfría la barra de la parrilla y lleva oxígeno al lecho de incineración.

El aire secundario se sopla a la cámara de incineración a altas velocidades a través, por ejemplo, de lanzas de inyección o desde estructuras internas. Esto se realiza para asegurar la completa incineración, y es responsable de la mezcla intensiva de los gases y de la prevención del paso libre de las corrientes de gases sin combustionar.

2.3.1.6. QUEMADOR AUXILIAR

En el arranque, normalmente se utilizan quemadores auxiliares para calentar el horno hasta una temperatura especificada a través de la cual puedan pasar

los gases de combustión. Este es el principal uso de los quemadores auxiliares. Estos quemadores se suelen activar automáticamente si la temperatura cae por debajo del valor especificado durante el funcionamiento. Durante el apagado, los quemadores sólo suelen utilizarse si hay residuos en el horno. [74, TWGComments, 2004]

2.3.1.7. TEMPERATURA DE INCINERACIÓN, TIEMPO DE RESIDENCIA, CONTENIDO MÍNIMO DE OXÍGENO

Para conseguir una buena combustión de los gases de combustión, la legislación ha establecido (Directiva 2000/76/CE y legislación anterior) una temperatura de combustión mínima de la fase gas de 850°C (1100°C para algunos residuos peligrosos) y un tiempo de residencia mínimo de los gases de combustión, por encima de esta temperatura, de dos segundos después del último aporte de aire de incineración. Se permiten derogaciones de estas condiciones en la legislación si proporcionan un nivel similar de eficacia ambiental global. [74, TWGComments, 2004]

La legislación anterior requería un contenido mínimo de oxígeno del 6 %, aunque este requisito ha sido eliminado de la Directiva CE más reciente sobre incineración.

Las experiencias operativas han mostrado, en algunos casos, que temperaturas más bajas, tiempos de residencia más cortos y niveles de oxígeno más bajos pueden, en algunas situaciones, seguir produciendo una buena combustión y pueden producir una mejora en el comportamiento ambiental. Sin embargo, un bajo contenido de oxígeno puede producir un riesgo significativo de corrosión y por lo tanto requiere protección específica de los materiales. [74, TWGComments, 2004]

El contenido de monóxido de carbono del gas de combustión es un indicador clave de la calidad de la combustión.

2.3.1.8. INCINERACIÓN DE LODOS DE DEPURADORA EN PLANTAS INCINERADORAS DE RSU

El lodo de depuradora se incinera a veces con otros residuos en plantas de incineración de residuos urbanos con incineradores de parrilla (ver Sección 2.3.3 para información relativa al uso de lechos fluidizados y otras tecnologías).

Cuando se incineran en IRSU, las técnicas de alimentación suelen representar un importante porcentaje de los costes de inversión adicionales.

Se utilizan las tres tecnologías de suministro siguientes:

- el lodo de depuradora seco (~90 % m.s) se sopla en forma de polvo al horno;
- el lodo de depuradora deshidratado o escurrido (~20-30 % m.s) se alimenta a través de aspersores a la cámara de incineración y se distribuye sobre una

parrilla. El lodo se integra en el material del lecho volteando los residuos sobre las parrillas. Las experiencias operativas reflejan un porcentaje en peso de lodo de hasta un 20 % (de un 25 % m.s.). Otras experiencias han mostrado que, si el porcentaje de lodo es demasiado alto (ej. > 10 %), puede producirse un alto contenido de cenizas volantes o contenido de material sin quemar en la ceniza de fondo;

- el lodo escurrido, seco o semiseco (~50-60 % m.s.) se mezcla con los demás residuos o se alimenta conjuntamente a la cámara de incineración. La mezcla puede realizarse en el búnker de residuos mediante dosis precisas del operario de la grúa, o de forma controlada en una tolva de alimentación bombeando lodo deshidratado a la tolva, o mediante sistemas esparcidores en el búnker. [74, TWGComments, 2004]

2.3.1.9. ADICIÓN DE RESIDUOS CLÍNICOS A UNA INCINERADORA DE RESIDUOS URBANOS

[Dinamarca 2002] Los residuos clínicos se agregan en ocasiones a incineradoras de residuos urbanos existentes. En algunos casos, los residuos se cargan en la misma tolva que los RSU.

También se utilizan sistemas de carga separados con esclusas de aire. La esclusa de aire ayuda a evitar la entrada de aire de combustión incontrolado y la posibilidad de emisiones fugitivas en la zona de carga. La combustión tiene lugar en el mismo horno que los RSU.

La incineración combinada de residuos clínicos con residuos sólidos urbanos puede también realizarse sin carga separada. Por ejemplo, se aplican sistemas de carga automática con el fin de colocar los residuos clínicos directamente en la tolva de alimentación junto con los RSU.

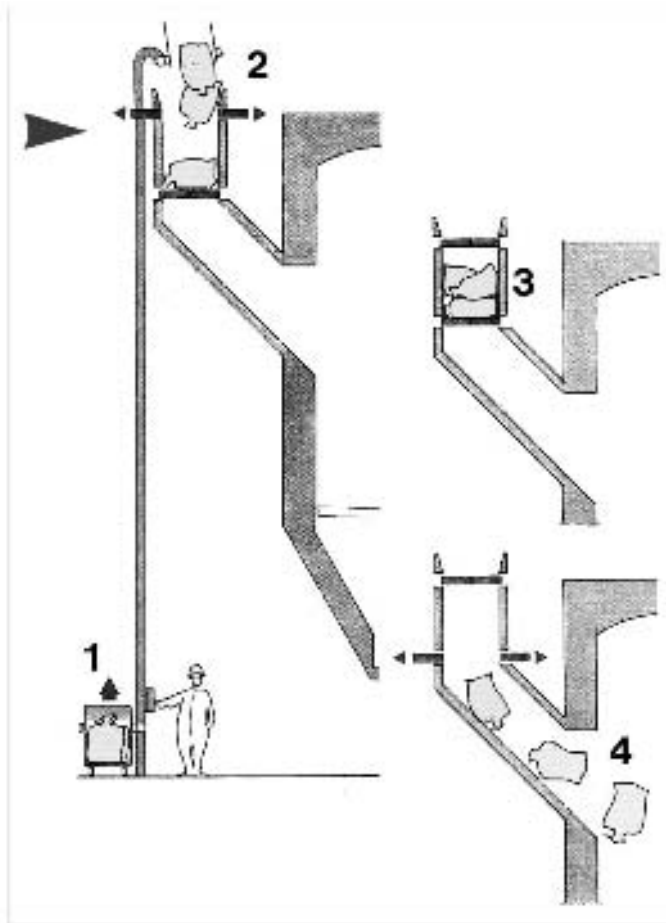
Las normativas nacionales limitan a veces el porcentaje de residuos clínicos que pueden tratarse en incineración combinada (ej., en Francia debe ser <10 % de la carga térmica).

Nótese que el artículo 6.7 de la Directiva sobre Incineración de Residuos requiere que los residuos clínicos infecciosos se coloquen directamente en el horno, sin mezclarse antes con residuos de otras características y sin manipulación directa. [74, TWGComments, 2004]

Los gases de combustión de los distintos residuos se tratan luego en sistemas comunes de tratamiento de gases de combustión.

En la Figura 2.8 siguiente se muestra el orden de las etapas para un sistema de carga separada:

Figura 2.8. Ejemplos de las etapas de un sistema de carga de residuos clínicos empleado en una incineradora de residuos urbanos. [49, Dinamarca, 2002]



2.3.2. Hornos rotativos

Los hornos rotativos son muy robustos y permiten incinerar casi cualquier residuo, independientemente de su tipo y composición. En particular, los hornos rotatorios se aplican muy ampliamente para la incineración de residuos peligrosos. Esta tecnología se utiliza también comúnmente para residuos clínicos (los residuos clínicos más peligrosos se incineran en incineradoras con hornos rotativos a alta temperatura [64, TWGComments, 2003], pero bastante menos para residuos urbanos).

Las temperaturas operativas de los hornos rotatorios utilizados para residuos van desde unos 500°C (como gasificador) hasta 1450°C (como horno de fusión

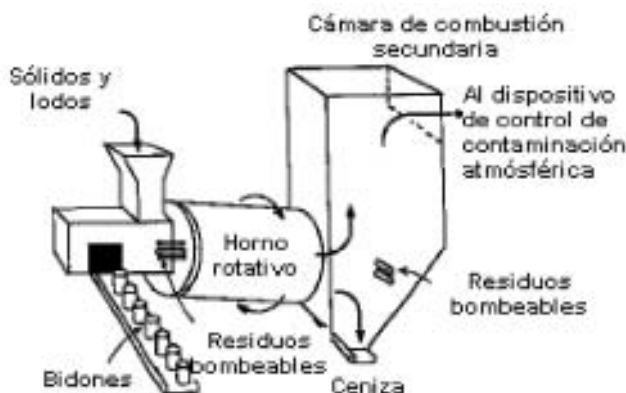
de ceniza a alta temperatura). En ocasiones se utilizan temperaturas más altas, pero normalmente es para otras aplicaciones.

Cuando se utilizan para combustión oxidativa convencional, la temperatura está normalmente por encima de 850°C. Cuando se incineran residuos peligrosos, las temperaturas típicas son del orden 900-1200°C.

Generalmente, y según la entrada de residuos, cuanto mayor es la temperatura operativa, mayor es el riesgo de ensuciamiento y daños por tensión térmica en el revestimiento refractario del horno. Algunos hornos tienen una camisa de refrigeración (con aire o agua) que ayuda a prolongar la vida del material refractario, y por lo tanto el tiempo entre mantenimientos y paradas.

A continuación se muestra un esquema de un sistema de incineración con horno rotativo.

Figura 2.9. Esquema de un sistema de incineración con horno rotativo. [EGTEI, 2002 #6]



El horno rotativo consiste en un vaso cilíndrico ligeramente inclinado sobre su eje horizontal. El vaso está normalmente situado sobre rodillos, que permiten que el horno gire u oscile alrededor de su eje (movimiento de vaivén). Los residuos se transportan a través del horno por gravedad a medida que gira. La inyección directa se utiliza particularmente para residuos líquidos, gaseosos o pastosos (bombeables) —especialmente cuando presentan riesgos de seguridad y se requiere especial cuidado para reducir la exposición de los operarios.

El tiempo de residencia del material sólido en el horno viene determinado por el ángulo horizontal del vaso y la velocidad de rotación: un tiempo de residencia entre 30 y 90 minutos es normalmente suficiente para conseguir una buena combustión de los residuos.

Los hornos rotativos permiten incinerar residuos sólidos, líquidos, gaseosos y lodos. Los materiales sólidos se suelen alimentar a través de una tolva no rotativa; los residuos líquidos pueden inyectarse en el horno mediante boquillas de quemador; los residuos y lodos bombeables pueden inyectarse en el horno a través de un tubo refrigerado por agua.

Con el fin de aumentar la destrucción de compuestos tóxicos, normalmente se agrega una cámara de postcombustión. Puede realizarse combustión adicional con residuos sólidos o adición de combustible para mantener las temperaturas requeridas para asegurar la destrucción de los residuos incinerados.

2.3.2.1. HORNOS Y CÁMARAS DE POSTCOMBUSTIÓN PARA INCINERACIÓN DE RESIDUOS PELIGROSOS

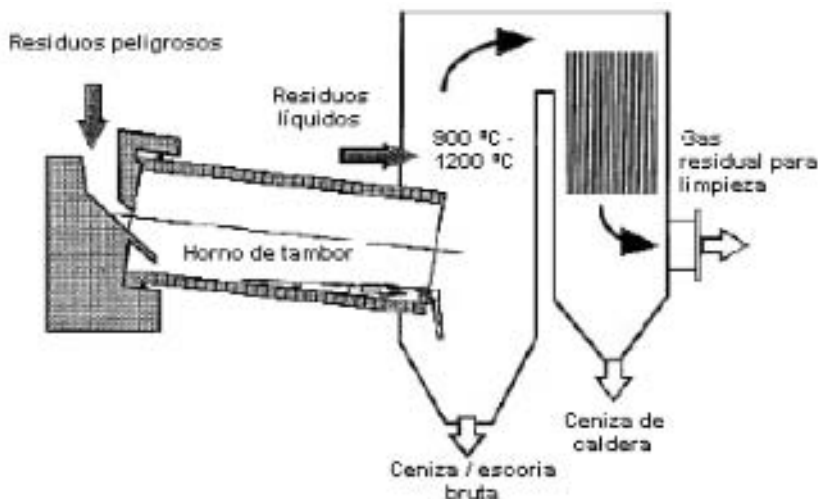
La **temperatura operativa del horno** de las instalaciones para incineración suele variar entre 850°C y 1300°C. La temperatura puede mantenerse quemando residuos con mayor poder calorífico (ej., líquidos), aceites residuales, gasóleo de calefacción o gas. Los hornos a alta temperatura pueden estar equipados con sistemas de refrigeración del horno mediante agua, que se prefieren para funcionamiento a altas temperaturas. La operación a altas temperaturas puede producir ceniza de fondo (escoria) fundida (vitrificada); a temperaturas más bajas, las cenizas de fondo se sinterizan.

Las temperaturas en la **cámara de postcombustión (CPC)** varían típicamente entre 900 y 1200°C, según la instalación de alimentación de residuos. La mayoría de instalaciones tienen la capacidad de inyectar aire secundario en la cámara de postcombustión. Debido a las elevadas temperaturas en la introducción de aire secundario, la combustión de los gases de escape es completa, por lo que los compuestos orgánicos (como HAP, PCB y dioxinas), incluidos los hidrocarburos de bajo peso molecular, son destruidos. En varios países se conceden exenciones a la norma básica de 1100°C, en base a estudios que demuestran que la reducción de la temperatura en la CPC no influye sobre la calidad de las emisiones a la atmósfera.

2.3.2.2. HORNO DE TAMBOR CON CÁMARA DE POSTCOMBUSTIÓN PARA INCINERACIÓN RESIDUOS PELIGROSOS

Para la incineración de residuos peligrosos, se ha utilizado con éxito una combinación de hornos de tambor y cámaras de postcombustión, ya que esta combinación puede tratar residuos sólidos, pastosos, líquidos y gaseosos de forma uniforme (ver Figura 2.10).

Para la incineración de residuos peligrosos, suelen instalarse hornos de tambor de 10 a 15 metros de longitud, con una relación de longitud a diámetro que normalmente es del orden de 3-6, y un diámetro interior entre uno y cinco metros.

Figura 2.10. Horno de tambor con cámara de postcombustión. [1, UBA, 2001]

Algunos hornos de tambor tienen productividades de hasta 70000 toneladas/año cada uno. En correlación con el calor calorífico medio del residuo, cuando se realiza recuperación de calor, la generación de vapor aumenta de forma correspondiente.

Las plantas con hornos de tambor son muy flexibles en términos de características de los residuos de entrada. Los residuos de entrada suelen tener el siguiente rango de composiciones:

- residuos sólidos: 10-70 %
- residuos líquidos: 25-70 %
- residuos pastosos: 5-30 %
- bidones: hasta 15 %.

Para proteger los hornos de tambor de temperaturas que pueden llegar hasta 1200°C, están equipados con ladrillos refractarios. Se utilizan ladrillos con un alto contenido de Al_2O_3 y SiO_2 . La decisión sobre la selección de los ladrillos apropiados para cada aplicación está en función de la composición de los residuos. Los ladrillos pueden ser atacados por compuestos de metales alcalinos (formación de aleaciones eutécticas de bajo punto de fusión), así como por HF (formación de SiF_4). Para proteger los ladrillos refractarios de ataques químicos y del impacto mecánico de los barriles que caen, normalmente se forma una capa de escoria endurecida al inicio de la operación con ayuda de buenos residuos o materiales que forman escorias, como mezclas de vidrio o arena y vidrio. Posteriormente, la temperatura del horno se gestiona de forma que se conserve esta capa de escoria, a través de la carga mineral de los residuos y quizás algunos aditivos como por ejemplo arena. [74, TWGComments, 2004]

Ha habido ensayos con otros agentes de revestimiento, pero ni los materiales refractarios inyectados ni estampados han demostrado tener éxito. El revestimiento del horno de tambor con aceros especiales sólo tuvo éxito en algunas aplicaciones especiales. La durabilidad del revestimiento ignífugo sigue siendo dependiente de los residuos de entrada. Lo normal es una vida de servicio entre 4000 y 16000 horas.

La refrigeración de los hornos de tambor es una forma de alargar su vida útil. Se han registrado varias experiencias positivas en diversas plantas.

Los hornos de tambor están inclinados hacia la cámara de postcombustión. Esto, junto con la rotación lenta (aprox. 3-40 rotaciones por hora), facilita el transporte de residuos peligrosos sólidos que se alimentan desde la parte frontal, así como de las cenizas de fondo producidas durante la incineración, en la dirección de la cámara de postcombustión. Estas se extraen, junto con las cenizas de la cámara de combustión, a través de un extractor húmedo de cenizas de fondo. El tiempo de residencia para residuos sólidos es normalmente de más de 30 minutos.

La cámara de postcombustión proporciona un tiempo de residencia para la incineración de los gases de combustión producidos durante la incineración, así como para la incineración de residuos líquidos y gaseosos inyectados directamente. Tiempos de residencia mínimos de más de dos segundos son el requisito básico de la Directiva 2000/76/CE. El tamaño de la cámara de postcombustión y los flujos de gas permiten predecir los tiempos de residencia alcanzados. La reducción de los tiempos de residencia puede aumentar los riesgos de combustión incompleta de los gases.

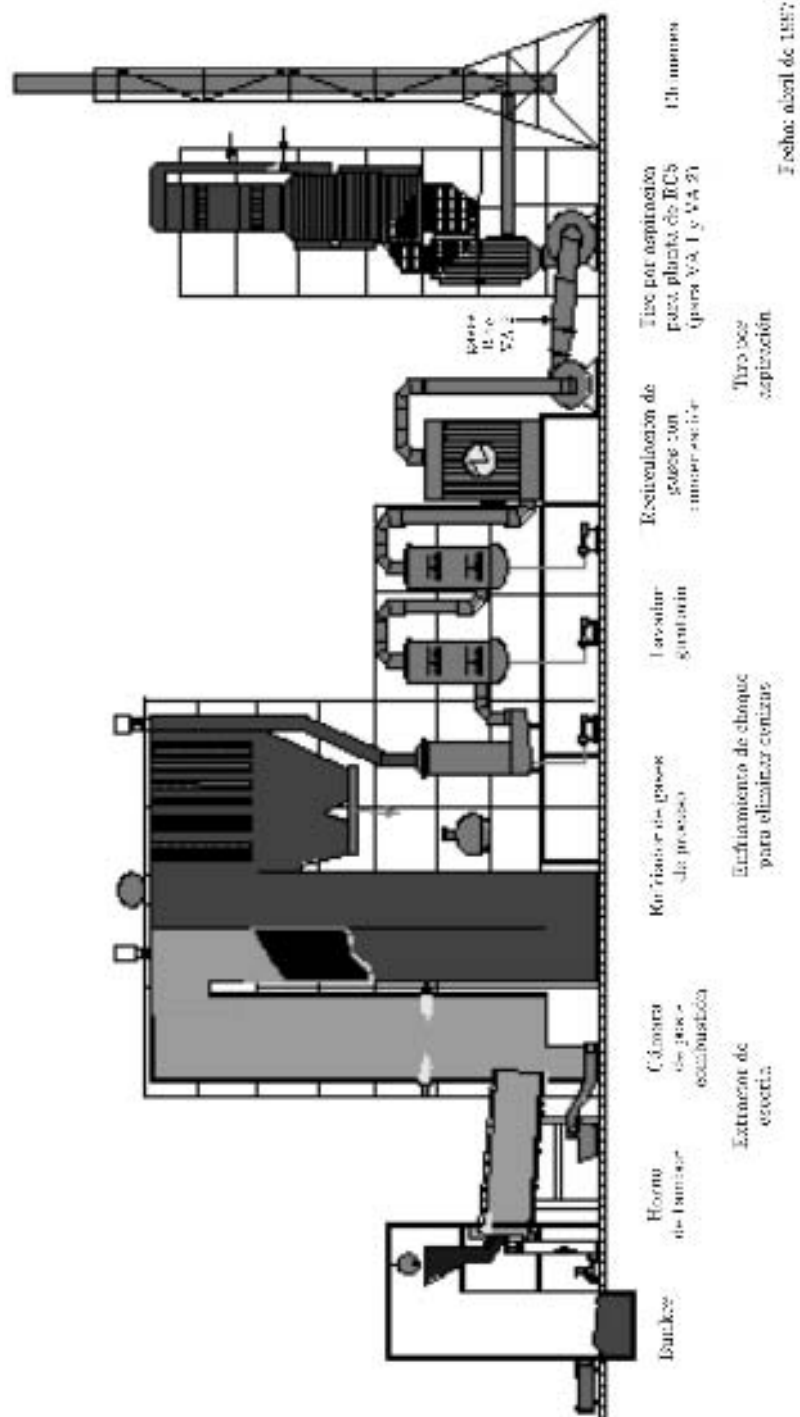
Las experiencias operativas han mostrado en algunos casos que temperaturas más bajas, tiempos de residencia más cortos y niveles de oxígeno más bajos pueden, en algunas situaciones, seguir dando una buena combustión y producir menores emisiones a la atmósfera. [74, TWGComments, 2004]

En la Figura 2.11 se muestra una planta de incineración con horno de tambor con una capacidad de incineración de 45000 toneladas/año. La planta está dividida en tres áreas principales:

- horno de tambor con cámara de postcombustión;
- caldera de recuperación para generación de vapor;
- limpieza de gases de combustión en múltiples pasos.

Además hay la infraestructura de almacenamiento, sistema de alimentación y eliminación de los residuos finales y aguas residuales (del lavado húmedo de gases) producidos durante la incineración.

Figura 2.11. Ejemplo de una planta con horno de tambor para incineración de residuos peligrosos. [1, UBA, 2001]



2.3.3. Lechos fluidizados

Los incineradores de lecho fluidizado se aplican ampliamente a la incineración de residuos finamente divididos, como RDF y lodos dedepuradora. Se han utilizados durante décadas, principalmente para la combustión de combustibles homogéneos, como hulla, lignito crudo, lodos de depuradora y biomasa (ej., madera).

Un incinerador de lecho fluidizado es una cámara de combustión revestida en forma de cilindro vertical. En la sección inferior, un lecho de material inerte (ej., arena o ceniza) sobre una parrilla o placa de distribución se fluidiza con aire. Los residuos a incinerar son alimentados continuamente al lecho de arena fluidizado desde la parte superior o lateral [66, UllmansEncyclopaedia, 2001].

Se introduce aire precalentado en la cámara de combustión a través de aberturas en el lecho-placa, formando un lecho fluidizado con la arena contenida en la cámara de combustión. Los residuos son alimentados al reactor a través de una bomba, un alimentador rotatorio o un transportador de husillo-tubo.

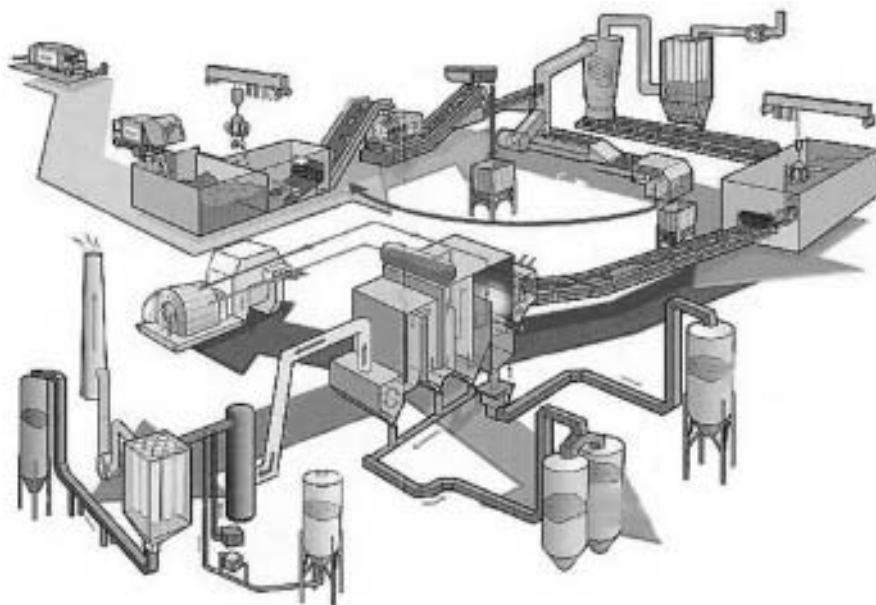
En el lecho fluidizado se realiza el secado, volatilización, ignición y combustión. La temperatura en el espacio libre sobre el lecho (margen libre) está generalmente entre 850 y 950°C. Sobre el material del lecho fluidizado, el margen libre está diseñado para permitir la retención de los gases en una zona de combustión. En el lecho en sí, la temperatura es inferior, y puede estar alrededor de 650°C o más.

Gracias a la buena mezcla que proporciona la naturaleza del reactor, los sistemas de incineración de lecho fluidizado tienen generalmente una distribución uniforme de temperaturas y oxígeno, lo que produce un funcionamiento estable. Para residuos heterogéneos, la combustión en lecho fluidizado requiere un paso de proceso de preparación de los residuos, de modo que sean conformes a las especificaciones de tamaño. Para algunos residuos, esto puede conseguirse mediante una combinación de recogida selectiva de residuos y/o pretratamiento, como trituración. Algunos tipos de lechos fluidizados (ej. el lecho fluidizado rotativo) pueden recibir residuos de tamaños de partícula mayores que otros. En tal caso, es posible que los residuos sólo requieran una reducción somera de tamaño. [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

El pretratamiento consiste normalmente en seleccionar y machacar las partículas inertes grandes, seguido de trituración. También puede requerirse la eliminación de materiales féreos y no féreos. El tamaño de partícula de los residuos debe ser pequeño, muchas veces con un diámetro máximo de 50 mm. Sin embargo, se reporta que diámetros medios de 200-300 mm son aceptables para lechos fluidizados rotativos. [74, TWGComments, 2004]

El esquema siguiente muestra una instalación para el pretratamiento de RSU mixtos para incineración en una planta incineradora de lecho fluidizado. Se muestran varias etapas de pretratamiento, incluidas pulverización mecánica y separación neumática, junto con las etapas finales de incineración, tratamiento de gases de combustión y almacenaje de residuos finales.

Figura 2.12. Esquema de pretratamiento de RSU antes de combustión en lecho fluidizado



Durante la incineración, el lecho fluidizado contiene los residuos sin combustión y la ceniza producida. El exceso de ceniza se extrae normalmente por el fondo del horno. [1, UBA, 2001, 33, Finlandia, 2002]

El calor producido por la combustión puede ser recuperado por dispositivos de recuperación integrados dentro del lecho fluidizado, o a la salida de los gases de combustión, o una mezcla de configuraciones.

El coste relativamente elevado de los procesos de pretratamiento requeridos para algunos residuos ha restringido el uso económico de estos sistemas a proyectos de gran escala. Esto ha sido superado en algunos casos mediante la recogida selectiva de algunos residuos y el desarrollo de altos estándares de calidad para combustibles derivados de residuos (RDF). Estos sistemas de calidad han ofrecido un modo de producir un material de alimentación más adecuado para esta tecnología. La combinación de un residuo preparado de calidad controlada (en lugar de residuos mixtos sin tratar) y la combustión en lecho fluidizado puede permitir mejoras en el control del proceso de combustión, y el potencial para una etapa de limpieza de gases simplificada, y por lo tanto de menor coste.

La tabla siguiente muestra las propiedades de diversas fracciones de residuos que se tratan en lechos fluidizados [33, Finlandia, 2002]:

Tabla 2.6. Propiedades de varias fracciones de RDF (combustible derivado de residuos) tratadas en lechos fluidizados. [33, Finlandia, 2002]

		Residuos comerciales	Residuos de construcción pretratados	Residuos domésticos seleccionados y pretratados
Calor calorífico inferior en la recepción	MJ/kg MWh/t	16-20 4,4-5,6	14-15 3,8-4,2	13-16 3,6-4,4
Humedad	% peso	10-20	15-25	25-35
Ceniza	% peso	5-7	1-5	5-10
Azufre	% peso	<0,1	<0,1	0,1-0,2
Cloro	% peso	<0,1-0,2	<0,1	0,3-1,0
Propiedades de almacenamiento	% peso	Buenas	Buenas	Buenas en forma de pellets

Pueden diferenciarse las siguientes tecnologías de horno de lecho fluidizado de acuerdo con las velocidades de los gases y el diseño de la placa de boquillas:

- **lecho fluidizado estacionario (o de borboteo)** (atmosférico y presurizado): El material inerte se mezcla, pero el movimiento resultante hacia arriba de sólidos no es significativo (ver Figura 2.13);
- una versión del lecho fluidizado de borboteo es el **lecho fluidizado rotativo**: Aquí, el lecho fluidizado gira dentro de la cámara de incineración. Esto produce un tiempo de residencia más largo en la cámara de incineración. Los incineradores de lecho fluidizado rotativo se utilizan para residuos urbanos mixtos desde hace unos diez años;
- **lecho fluidizado circulante**: Las mayores velocidades de los gases en la cámara de combustión son responsables de la retirada parcial del combustible y del lecho, que es alimentado de vuelta a la cámara de incineración por un conducto de recirculación (ver diagrama en Figura 2.14).

Para el arranque del proceso de incineración, el lecho fluidizado debe calentarse al menos a la temperatura mínima de ignición del residuo agregado (o más cuando lo requiera la legislación). Esto puede conseguirse precalentando el aire con quemadores de fuel-oil o gas, que siguen operativos hasta que la incineración puede producirse de forma independiente. El residuo cae al lecho fluidizado, donde es machacado mediante abrasión e incineración. Normalmente, la mayor parte de cenizas son transportadas con el flujo de gases de combustión y requieren separación en equipo de tratamiento de gases de combustión, aunque la proporción real de ceniza de fondo (extraída de la base del lecho) y de ceniza volante depende de la tecnología del lecho fluidizado y del residuo en sí. [1, UBA, 2001].

Los problemas de ensuciamiento, comunes en calderas de incineración de residuos, pueden gestionarse controlando la calidad de los residuos (principalmente

manteniendo bajos los niveles de Cl, K, Na y Al), así como mediante el diseño de las calderas y hornos. Algunos diseños de calderas y hornos pueden usarse en lechos fluidizados (pero no en calderas de parrilla para residuos mixtos) debido a las temperaturas más estables y la presencia del material del lecho.

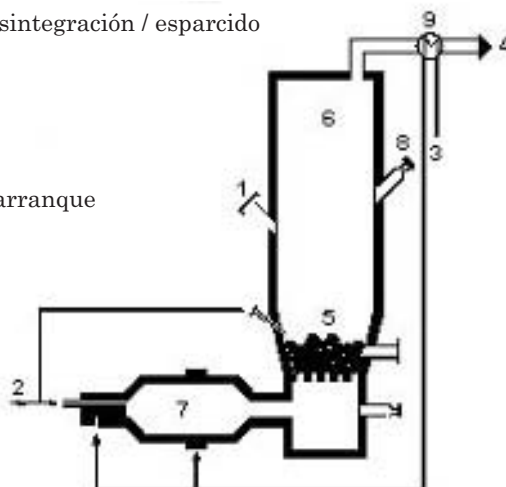
2.3.3.1. INCINERACIÓN EN LECHO FLUIDIZADO ESTACIONARIO (O DE BORBOTEO)

Este tipo de lecho fluidizado se utiliza comúnmente para lodo de depuradora, así como para otros lodos industriales, p. ej., de las industrias química y petroquímica.

El lecho fluidizado estacionario o de borboteo (ver Figura 2.13), consta de una cámara de incineración revestida cilíndrica o rectangular, un lecho de inyectores, y un quemador de arranque situado debajo.

Figura 2.13. Principales componentes de un lecho fluidizado estacionario/de borboteo. [1, UBA, 2001]

- 1 Alimentación de lodo con desintegración / esparcido
- 2 Combustible adicional
- 3 Óxigeno atmosférico
- 4 Gas residual
- 5 Lecho fluidizado
- 6 Cámara de postcombustión
- 7 Cámara de incineración de arranque
- 8 Mirilla de inspección
- 9 Precalentador de aire



El aire precalentado asciende a través de una placa de distribución y fluidiza el material del lecho. Según la aplicación, pueden usarse diversos materiales en el lecho (arena de sílice) y tamaños de partícula del material del lecho (aprox. 0,5-3 mm). [2, infomil, 2002], [64, TWGComments, 2003]

Los residuos pueden cargarse a través del cabezal o los lados mediante cargadoras de cinta, o inyectarse directamente en el lecho fluidizado. En el lecho, los residuos son machacados y mezclados con material del lecho caliente, secados y parcialmente incinerados. Las fracciones restantes (partículas volátiles y finas)

son incineradas sobre el lecho fluidizado, en el margen libre. La ceniza restante se elimina con los gases de combustión en el cabezal del horno.

Pueden aplicarse etapas de pretratamiento de deshidratación y secado, de modo que los residuos se incineren sin necesidad de combustibles adicionales. El calor recuperado del proceso de incineración puede usarse para proporcionar la energía para el secado de los residuos.

En el arranque, o cuando la calidad del lodo es baja (p. ej., con lodo antiguo o con un alto porcentaje de lodo secundario) puede usarse combustible adicional (gasóleo, gas y/o combustible de residuos) para alcanzar la temperatura prescrita del horno (típicamente 850°C). Puede inyectarse agua en el horno para controlar la temperatura.

El horno se precalienta normalmente hasta su temperatura operativa antes de que se inicie la alimentación de residuos. Con este fin puede haber una cámara de incineración de arranque (ver Figura 2.13) situada sobre el lecho de inyectores. Esto tiene una ventaja sobre un quemador superior, ya que el calor es introducido directamente en el lecho fluidizado. Puede haber calentamiento adicional aportado por lanzas de combustible que sobresalen por encima del lecho de inyectores hasta el lecho de arena. El lodo de depuradora se suministra cuando la temperatura del horno alcanza la temperatura operativa, es decir, 850°C.

El tamaño del horno viene determinado en gran medida por la evaporación requerida (sección transversal del horno), la capacidad calórica del horno (volumen del horno) y la cantidad de aire requerida.

La Tabla 2.7 muestra ejemplos de parámetros operativos para un incinerador de lodo de depuradora de lecho fluidizado:

Tabla 2.7. Principales criterios operativos para lechos fluidizados estacionarios. [1, UBA, 2001]

Parámetro	Unidades	Valor
Carga de vapor	kg/m ² h	300-600
Alimentación de aire	Nm ³ /m ² h	1000-1600
Capacidad calórica	GJ/m ³ h	3-5
Temperatura de incineración final	°C	850-950
Tiempo de residencia, espacio abierto y zona de postcombustión	seg.	min. 2
Precalentamiento del oxígeno atmosférico	°C	400-600

El precalentamiento de aire puede eliminarse por completo con combustibles más calóricos (ej., lodo de depuradora seco, madera, subproductos animales). El calor

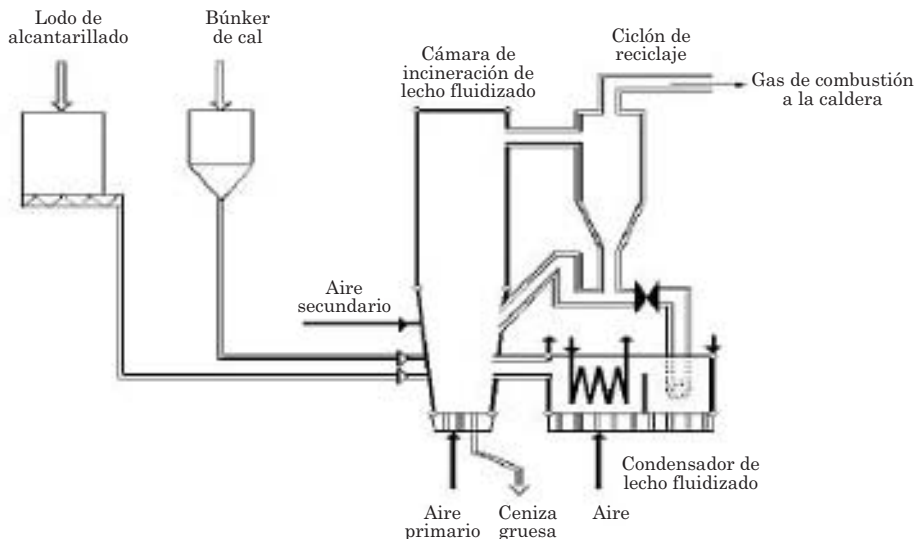
puede eliminarse a través de paredes de membrana y/o sistemas de intercambio de calor sumergidos.

Algunos procesos incorporan el secado como primer paso. El vapor para el secado puede producirse mediante una caldera y luego usarse como medio de calentamiento sin contacto directo entre el vapor y el lodo. Los vapores del lodo pueden extraerse de la secadora y condensarse. El agua condensada normalmente tiene un elevado valor de DQO (aprox. 2000 mg/l) y contenido de N (aprox. 600-2000 mg/l) y puede contener otros contaminantes (ej., metales pesados) del lodo de depuradora, y por consiguiente suele requerir tratamiento antes de su descarga final. Los no condensados restantes pueden incinerarse. Tras la incineración, los gases de combustión pueden enfriarse en un intercambiador de calor para precalentar el aire de incineración a temperaturas de unos 300°C y en algunos casos de más de 500°C. El calor remanente en la caldera de vapor puede recuperarse y usarse para la producción de vapor saturado (nivel de presión aprox. 10 bares), que a su vez puede usarse para el presecado parcial de lodo. [64, TWGComments, 2003]

2.3.3.2. LECHO FLUIDIZADO CIRCULANTE (LFC) PARA LODO DE DEPURADORA

El lecho fluidizado circulante (CFB, ver Figura 2.14 siguiente) es especialmente apropiado para la incineración de lodo de depuradora seco con un elevado valor calorífico. Trabaja con material de lecho fino y a elevadas velocidades de los gases, que eliminan la mayor parte de las partículas de material sólido de la cámara

Figura 2.14. Principales componentes de un lecho fluidizado circulante. [1, UBA, 2001]



del lecho fluidizado junto con los gases de combustión. Las partículas se separan luego en un ciclón corriente abajo y son devueltas a la cámara de incineración.

La ventaja de este proceso es que pueden conseguirse elevados rendimientos calóricos y una temperatura más uniforme en toda la altura con un volumen de reacción bajo. El tamaño de la planta es generalmente mayor que en un lecho fluidizado de borboteo y permite tratar una gama más amplia de residuos de entrada. El residuo se inyecta en el lado de la cámara de incineración y se incinera a 850-950°C. El excedente de calor se elimina a través de paredes con membrana y mediante intercambiadores de calor. El condensador de lecho fluidizado se coloca entre ciclones de reciclaje y el lecho fluidizado circulante, y sirve para enfriar la ceniza devuelta. Con este método es posible controlar la eliminación de calor.

2.3.3.3. HORNO DE PARRILLA CON ALIMENTADOR DISPERSOR (SPREADER-STOKER)

[64, TWGComments, 2003]

Este sistema puede considerarse como un sistema intermedio entre la incineración en parrilla y en lecho fluidizado.

El residuo (ej., RDF, lodo, etc.) es soplado neumáticamente al horno a una altura de varios metros. Las partículas finas participan directamente en el proceso de incineración, mientras que las partículas de mayor tamaño caen sobre la parrilla móvil, que se mueve en la dirección opuesta a la inyección de residuos. Dado que las partículas de mayor tamaño se dispersan sobre una distancia mayor, permanecen el máximo tiempo sobre la parrilla con el fin de completar el proceso de incineración. Se inyecta aire secundario para asegurar que los gases de combustión se mezclen adecuadamente en la zona de incineración.

En comparación con la incineración en parrilla, la parrilla tiene una construcción menos complicada debido a la carga térmica y mecánica relativamente menor. En comparación con sistemas de lecho fluidizado, la uniformidad del tamaño de partícula es menos importante y hay un menor riesgo de obstrucción.

2.3.3.4. LECHO FLUIDIZADO ROTATIVO

[74, TWGComments, 2004]

Este sistema es una variación del lecho de borboteo para incineración de residuos. Placas de inyección inclinadas, amplias rampas de extracción de cenizas del lecho y husillos de extracción son características específicas para asegurar un manejo fiable de residuos sólidos. El control de temperatura dentro de la cámara de combustión con revestimiento refractario (lecho y margen libre) se realiza mediante recirculación de los gases de combustión. Esto permite un amplio rango de valores caloríficos de combustibles, como por ejemplo co-combustión de lodos y residuos pretratados.

2.3.4. Sistemas de pirólisis y gasificación

2.3.4.1. INTRODUCCIÓN A LA GASIFICACIÓN Y PIRÓLISIS

[9, VDI, 2002] Desde la década de los 70 se han desarrollado tecnologías alternativas de tratamiento térmico de residuos. En general, se han aplicado a corrientes de residuos seleccionados y a menor escala que la incineración.

Estas tecnologías intentan separar los componentes de las reacciones que ocurren en las plantas incineradoras de residuos convencionales, controlando las temperaturas y presiones del proceso en reactores especialmente diseñados (ver Tabla 2.1).

Al igual que las tecnologías de pirólisis/gasificación específicamente desarrolladas, las tecnologías de incineración estándar (como parrillas, lechos fluidizados, hornos rotativos, etc.) pueden adaptarse para *operar* bajo condiciones pirolíticas o gasificantes, es decir, con niveles reducidos de oxígeno (*sub-estequiométricos*), o a temperaturas más bajas. Con frecuencia, los sistemas de pirólisis y gasificación se combinan con la combustión corriente abajo del gas de *síntesis* generado (ver Sección 2.3.4.4 sobre procesos combinados).

Junto a los objetivos normales de la incineración de residuos (es decir, el tratamiento eficaz de residuos), los objetivos adicionales de los procesos de gasificación y pirólisis son:

- convertir ciertas fracciones del residuo en gas de proceso (denominado gas de síntesis);
- reducir los requisitos de limpieza de gases reduciendo los volúmenes de gases de combustión.

Tanto la pirólisis como la gasificación difieren de la incineración en que pueden usarse para la recuperación del valor químico del residuo (en lugar del valor energético). Los productos químicos derivados pueden usarse en algunos casos como materia prima para otros procesos. No obstante, aplicados a residuos, lo más común es combinar pirólisis, gasificación y un proceso a base de combustión, con frecuencia en la misma instalación como parte de un proceso integrado. En tal caso, la instalación, en total, generalmente recupera el valor energético en lugar del valor químico del residuo, igual que un incinerador normal.

En algunos casos, los residuos sólidos derivados de tales procesos contienen contaminantes que, en un sistema de incineración, serían transferidos a la fase gas, y luego con un sistema eficaz de limpieza de gases se eliminarían junto con el residuo final del tratamiento de gases de combustión [64, TWGComments, 2003]

Se han desarrollado los siguientes sistemas y conceptos (con distintos niveles de éxito probado a escala industrial):

Pirólisis-sistemas de incineración para residuos:

- Sistema 1 Pirólisis en un horno rotativo - separación de coque y materia inorgánica - incineración del gas de pirólisis
- Sistema 2 Pirólisis en un horno rotativo - separación de materias inertes - combustión de la fracción rica en carbón sólido y del gas de pirólisis
- Sistema 3 Pirólisis en un horno rotativo -condensación de los componentes del gas de pirólisis- incineración de gas, aceite y coque
- Sistema 4 Pirólisis en parrilla - incineración directamente conectada
- Sistema 5 Pirólisis en parrilla (con horno de fusión subsiguiente para producción de ceniza de fondo fundida con bajo contenido en metales) - lecho fluidizado circulante (combustión de partículas y gas).

Sistemas de gasificación para residuos:

- Sistema 1 Gasificador de lecho fijo: se requiere pretratamiento en forma de secado para material con grumos.
- Sistema 2 Gasificador de baño de escoria: como el de lecho fijo, pero con descarga de ceniza de fondo fundida.
- Sistema 3 Gasificador de flujo por arrastre: para material líquido, pastoso y de grano fino que pueda inyectarse en el lecho mediante boquillas de inyección.
- Sistema 4 Gasificador de lecho fluidizado: gasificador de lecho fluidizado circulante para residuos municipales pretratados, lodo de depuradora deshidratado y algunos residuos peligrosos.
- Sistema 5 Gasificador de lecho con borboteo: similar a los incineradores de lecho fluidizado con borboteo, pero funciona a menor temperatura y como gasificador.

Sistemas de pirólisis-gasificación para residuos:

- Sistema 1 Proceso de conversión: pirólisis en un horno rotatorio -extracción y tratamiento de la fase sólida - condensación de la fase gas - gasificador de flujo por arrastre subsiguiente para gas de pirólisis, aceite y coque.
- Sistema 2 Combinación de gasificación-pirólisis y fusión-pirólisis parcial en un horno de empuje con gasificación directamente conectada en reactor de lecho relleno con adición de oxígeno (ej. Thermoselect).

Se han desarrollado otros sistemas con el fin de pretratar residuos que luego se combustionan en otras plantas industriales. Estos procesos de co-incineración caen fuera del ámbito del presente BREF.

2.3.4.2. GASIFICACIÓN

[64, TWGComments, 2003] La gasificación es una combustión parcial de sustancias orgánicas para producir gases que pueden usarse como materia prima (mediante algunos procesos de reformado), o como combustible.

[1, UBA, 2001] Existen distintos procesos de gasificación disponibles o en desarrollo que, en principio, son adecuados para el tratamiento de residuos municipales, para ciertos residuos peligrosos y para lodo de depuradora seco.

Es importante que la naturaleza (tamaño, consistencia) de los residuos introducidos se mantenga dentro de ciertos límites predefinidos. Con frecuencia esto requiere el pretratamiento especial de los residuos urbanos, por ejemplo.

Las características especiales del proceso de gasificación son:

- menor volumen de gas en comparación con el volumen de gases de combustión en incineración (en un factor de hasta 10 utilizando oxígeno puro);
- formación predominante de CO en lugar de CO₂;
- elevadas presiones operativas (en algunos procesos);
- acumulación de residuos sólidos como escoria (en gasificadores de escoria a alta temperatura);
- agregados pequeños y compactos (especialmente en gasificación a presión);
- utilización material y energética del gas de síntesis;
- menores caudales de aguas residuales de la limpieza del gas de síntesis.

Se utilizan los siguientes reactores de gasificación:

- gasificador de lecho fluidizado (ver Figura 2.17);
- gasificador de corrientes paralelas;
- gasificador de ciclón;
- gasificador de lecho relleno.

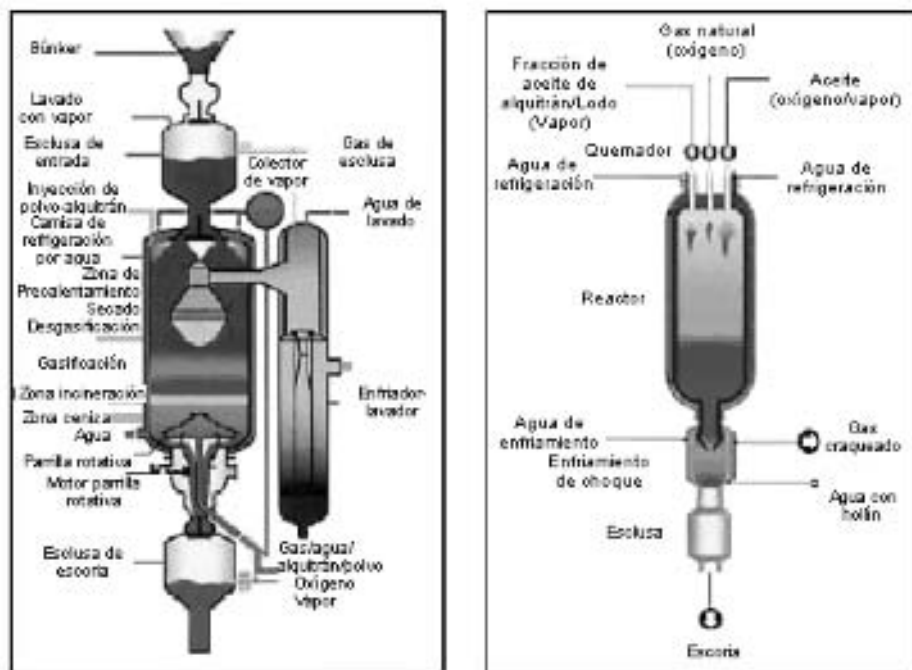
Para utilización en gasificadores de flujo por arrastre, lecho fluidizado o de ciclón, el material de alimentación debe estar finamente granulado. Por consiguiente es necesario pretratamiento, especialmente para residuos municipales. Los residuos peligrosos, por otra parte, pueden gasificarse directamente si son líquidos, pastosos o finamente granulados.

2.3.4.2.1. Ejemplos de procesos de gasificación

[1, UBA, 2001]

En Alemania, en la actualidad se utiliza un gasificador de flujo por arrastre para la gasificación de residuos peligrosos líquidos en Sekundärrohstoffverwertungszentrum (SVZ; Centro para la Utilización de Materias Primas Secundarias) en Schwarze Pumpe.

Figura 2.15. Representación de un gasificador de lecho relleno y de corrientes paralelas. [1, UBA, 2001]

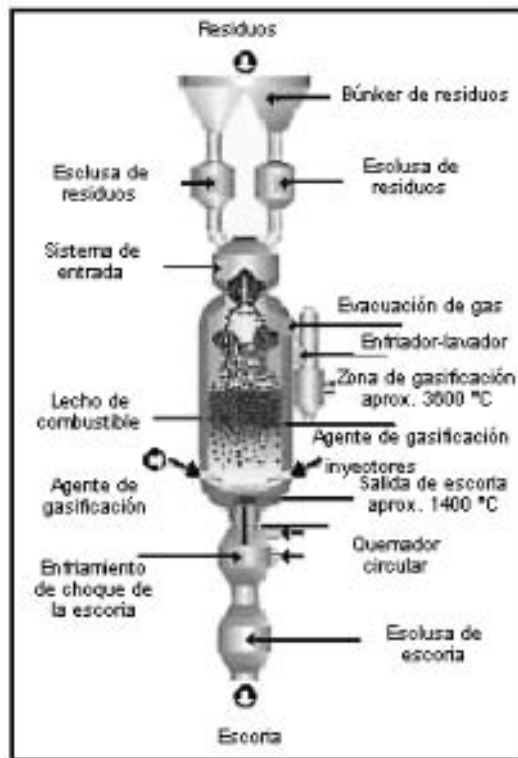


Los residuos líquidos entran en el reactor a través del sistema de quemadores y se transforman en gas de síntesis a temperaturas de 1600-1800°C. Desde 1995, se han eliminado unas 31000 toneladas de aceite residual en esta planta.

Se requiere un material de carga con grumos para el gasificador de lecho relleno, pero basta con aplicar secado como proceso de pretratamiento. SVZ Schwarze Pumpe GmbH opera seis gasificadores de lecho relleno para gasificación de mezclas de carbón residual. El porcentaje de alimentación de residuos es de hasta un 85 %. En los reactores, cada uno de ellos con una productividad de 8-14 toneladas por hora, se tratan principalmente residuos plásticos compactados, lodo de depuradora deshidratado y suelos contaminados. Los residuos entran en el reactor a través de la escusa de entrada y son transformados en gas de síntesis a aprox. 800-1300°C y 25 bares con ayuda de vapor y oxígeno (agente de gasificación).

Una evolución de estos gasificadores de lecho relleno es el gasificador de baño de escoria que se muestra en la Figura 2.16 de la página siguiente. Una planta de este tipo está funcionando en la actualidad a nivel de prueba, recibiendo hasta un 70 % de residuos, con una productividad de 30 t/h. El gasificador opera a una temperatura de hasta 1600°C y la escoria se descarga como líquido.

Figura 2.16. Gasificador de baño de escoria. [1, UBA, 2001]



En Japón se utiliza un proceso de gasificación de residuos basado en un lecho fluidizado en combinación con gasificación de flujos paralelos (ver Figura 2.17).

Este proceso está diseñado para generar gas de síntesis a partir de residuos de envases plásticos u otros materiales residuales de alto valor calorífico. Los principales componentes del proceso son un gasificador de lecho fluidizado y un gasificador a alta temperatura como segunda etapa. El lecho fluidizado permite la rápida gasificación de materiales comparativamente heterogéneos, que se peletizan para una alimentación uniforme. Es aceptable un cierto porcentaje de componentes no combustibles, incluso piezas metálicas, dado que la ceniza es descargada de forma continua del lecho fluidizado. El gasificador a alta temperatura está diseñado como ciclón, para recoger las partículas finas de ceniza de la pared. Tras la vitrificación, la escoria se descarga a través de una junta hidráulica. Ambos reactores operan a alta presión, normalmente 8 bares.

Una primera planta con esta tecnología entró en funcionamiento comercial en el año 2001 para tratar residuos de envases plásticos. La capacidad de esta planta de demostración es de 30 toneladas al día. En 2002 se puso en funcionamiento una nueva planta de 65 toneladas al día. El gas de síntesis producido se alimenta

Figura 2.17. Gasificador de lecho fluidizado con horno de escorificación a alta temperatura. [68, Ebara, 2003]



a una planta adyacente de producción de amoníaco. Hay otras plantas similares en construcción. [68, Ebara, 2003]

Se han ensayado y están en fase de desarrollo otras variaciones sobre procesos de gasificación, para una variedad de corrientes de residuos.

2.3.4.3. PIRÓLISIS

[1, UBA, 2001] La pirólisis es el desgasado de residuos en ausencia de oxígeno, durante el cual se forma gas de pirólisis y un coque sólido. El poder calorífico del gas de pirólisis está normalmente entre 5 y 15 MJ/m³ si es a base residuos urbanos, y entre 15 y 30 MJ/m³ si se basa en RDF. En un sentido amplio, «pirólisis» es un término genérico que incluye una serie de combinaciones de diferentes tecnologías que constituyen, en general, los siguientes pasos tecnológicos:

- **proceso de combustión lenta:** Formación de gas a partir de partículas de residuos volátiles a temperaturas entre 400 y 600°C;
- **pirólisis:** Descomposición de las moléculas orgánicas del residuo entre 500 y 800°C, que produce la formación de gas y de una fracción sólida;
- **gasificación:** Conversión de la fracción de carbono remanente en el coque de pirólisis, a 800-1000°C con ayuda de una sustancia de gasificación (ej., aire o vapor), en un gas de proceso (CO, H₂)
- **incineración:** Según la combinación de tecnologías, el gas y el coque de pirólisis se combustionan en una cámara de incineración.

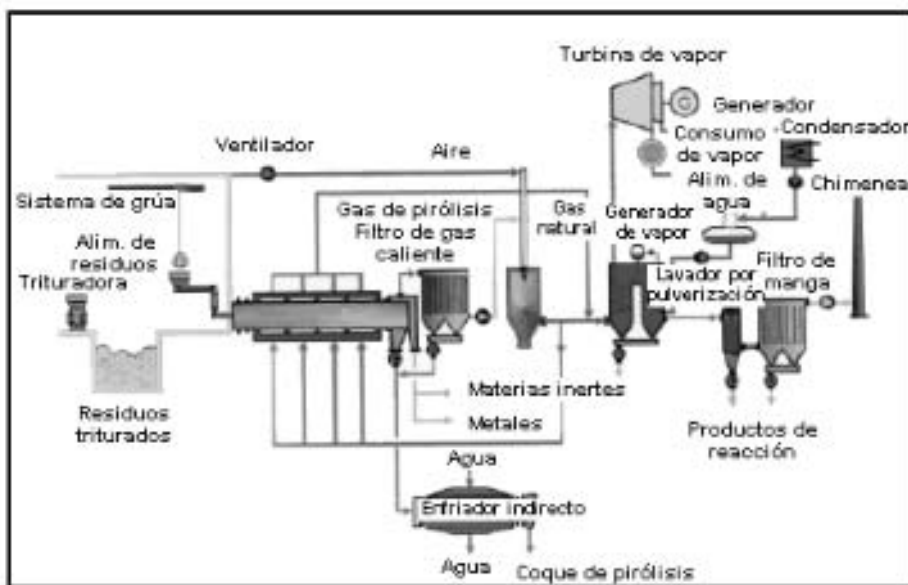
En Alemania se halla en funcionamiento una planta de pirólisis para tratamiento de residuos urbanos, y otra debía iniciar sus actividades a finales de

2003 en Francia. Existen otros proyectos de pirólisis en Europa y otras partes (especialmente en Japón), que reciben fracciones o tipos específicos de residuos, con frecuencia después de pretratamiento.

Las plantas de pirólisis para el tratamiento de residuos suelen incluir las siguientes etapas de proceso básicas:

1. Preparación y molienda: la moladora mejora y normaliza la calidad del residuo presentado para proceso, y también promueve la transferencia de calor.
2. Secado (depende del proceso): un paso de secado separado mejora el PCI (poder calorífico inferior) de los gases de proceso crudos y aumenta la eficiencia de las reacciones gas-sólido dentro del horno rotativo.
3. Pirólisis de residuos, donde además del gas de pirólisis se acumula un residuo sólido con contenido de carbono que también contiene porciones minerales y metálicas.
4. Tratamiento secundario del gas y el coque de pirólisis, mediante condensación de los gases para la extracción de mezclas de aceite utilizables energéticamente y/o incineración de gas y coque para la destrucción de los ingredientes orgánicos y utilización simultánea de energía.

Figura 2.18. Estructura de una planta de pirólisis para tratamiento de residuos urbanos. [1, UBA, 2001]



En general, la temperatura de la etapa de pirólisis está entre 400°C y 700°C. A temperaturas más bajas (aprox. 250°C) se producen otras reacciones en cierto grado. Este proceso en ocasiones se denomina conversión (ej., conversión de lodo de alcantarillado).

Además del tratamiento térmico de algunos residuos municipales y lodo de depuradora, los procesos de pirólisis se utilizan también para:

- descontaminación de suelos;
- tratamiento de residuos sintéticos y neumáticos usados;
- tratamiento de puntas de cables, así como de materiales compuestos metálicos y plásticos para recuperación de sustancias.

Las ventajas potenciales de los procesos de pirólisis son:

- posibilidad de recuperar el valor material de la fracción orgánica, p. ej. como metanol;
- posibilidad de una mayor generación de electricidad utilizando motores o turbinas de gas para la generación (en lugar de calderas de vapor);
- menores volúmenes de gases de combustión, lo que puede reducir los costes de inversión en tratamiento de gases de combustión en cierta medida;
- la posibilidad de cumplir especificaciones para uso externo del coque producido mediante lavado (ej. contenido de cloro).

[64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

2.3.4.3.1. *Ejemplo de un proceso de pirólisis*

[2, infomil, 2002]

En este ejemplo se tratan lodos industriales sólidos y envases triturados con residuos de pintura/productos químicos.

La unidad de «pirólisis» se combina con una planta de tratamiento térmico para suelo contaminado, en la que se utiliza gas de síntesis de la unidad de pirólisis como combustible. La unidad de pirólisis consta de dos reactores paralelos. Ambos están equipados con husillos, que transportan el material de alimentación a través de los reactores. Entre los materiales de alimentación se incluyen tortas de filtro y sedimentos de otras instalaciones de tratamiento de aguas residuales de proceso in situ, así como residuos de pintura. El contenido medio de materia orgánica varía entre 25-85 %, y el contenido medio de agua es de aprox. un 25 %.

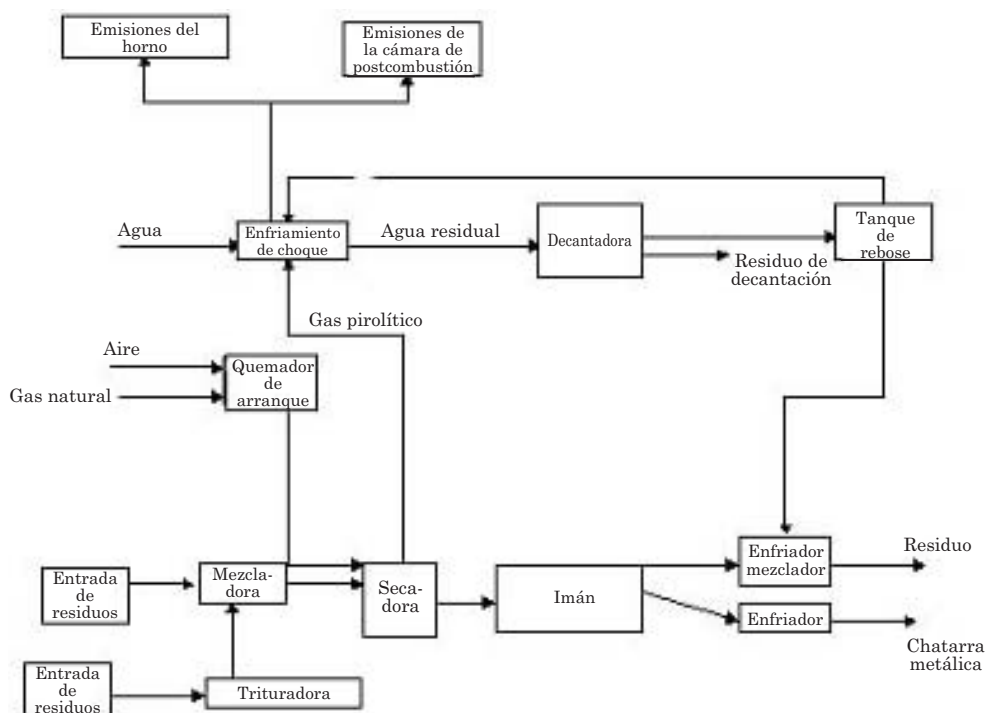
En el arranque, los reactores se calientan con gas natural hasta unos 500°C. Luego se inicia la alimentación y se interrumpe el uso gas natural. La cantidad de aire se mantiene por debajo de la demanda estequiométrica, lo que produce un proceso de gasificación. La temperatura de gasificación es de aprox. 900-1200°C. La capacidad de los reactores es de aprox. 2×4 toneladas/hora.

El gas de síntesis se enfría en un condensador de choque. El gas de síntesis restante (VCI aprox. 7 MJ/Nm³) se utiliza como combustible en otra unidad para el tratamiento térmico de suelo contaminado. La incineración y tratamiento de gases de combustión tiene lugar conforme a la normativa holandesa sobre emisiones. La fracción de agua se utiliza para humedecer los residuos finales del reactor.

El residuo final del reactor (nivel de temperatura aprox. 500°C) pasa por un sistema de separación magnética para la eliminación del hierro de los residuos de pintura y la fracción de envases. La fracción restante se enfría y humedece con agua condensada, para su eliminación en vertedero.

En la Figura siguiente se muestra un esquema general del proceso, incluidos los principales flujos de masa:

Figura 2.19. Esquema de proceso de la unidad de «pirólisis» de ATM. [2, infomil, 2002]



La principal ventaja de esta unidad de pirólisis es que el PCI excedente presente en la torta de filtro, sedimentos y residuos de pintura tratados, puede utilizarse directamente en la unidad de tratamiento térmico de suelo contaminado. Por consiguiente, la eficiencia energética es al menos comparable con la de la incineración de residuos. Además, la fracción de chatarra férrea (15 %) se extrae para su reciclaje, mientras que el volumen del residuo tratado se reduce en aprox. un 50 %. Los residuos restantes pueden ser tratados en las instalaciones propias de ATM. Los costes fijos se reducen por el hecho de que se utiliza el incinerador y el tratamiento de gases de combustión de una planta de gran tamaño de tratamiento de suelo contaminado y residuos.

2.3.4.3.2. *Ejemplo de pirólisis en combinación con una planta de energía*

[1, UBA, 2001]

En este ejemplo, la unidad de pirólisis está diseñada para ser agregada a una planta de energía existente. Consiste en dos líneas de hornos de tambor con una capacidad nominal anual de residuos urbanos de 50000 toneladas cada uno. La unidad de caldera existente será servida a plena carga hasta un 10 % de la potencia térmica del horno con combustibles sustitutivos pirolizados.

Especificación de la planta ConTherm:

El calentamiento en ausencia de oxígeno hasta aprox. 500°C en una planta con hornos de tambor, con calentamiento indirecto, descompone térmicamente los combustibles de residuos preparados. Los componentes orgánicos se descomponen en hidrocarburos gaseosos. Se produce coque, gas de pirólisis, metales y materiales inertes.

Los metales del residuo alimentado están ahora presentes en su forma metálica y pueden retirarse en un estado de alta pureza. Por este motivo, hay una planta de reutilización al final de los hornos de tambor, donde el residuo sólido final se separa en fracciones individuales. El residuo final es separado en una fracción gruesa (metales, inertes) y una fracción fina. Un 99 % del carbono está contenido en forma de coque en la fracción fina. Tras la criba, la fracción gruesa se pasa a un eliminador húmedo de cenizas, se enfría y se separa en metales férreos y no férreos en una planta de reproceso.

La energía térmica se emite a través de la cuba del horno por radiación, y en menor grado por convección, al residuo situado dentro del horno de tambor. El horno de tambor de pirólisis está diseñado para que el residuo se caliente hasta unos 450-550°C y se gasifique en menos de una hora.

El gas de pirólisis resultante se compone de:

- agua vaporizada
- monóxido de carbono
- hidrógeno
- metano
- hidrocarburos altos.

Un ciclón elimina el polvo del gas de pirólisis. El polvo y las partículas de carbono depositados se agregan al coque de pirólisis.

Integración de la planta ConTherm en la planta de energía:

La planta de energía tiene una potencia térmica máxima de 790 MW. Además de los combustibles habituales: hulla, coque y coque de petróleo, también pueden usarse coque de pirólisis y gas de pirólisis.

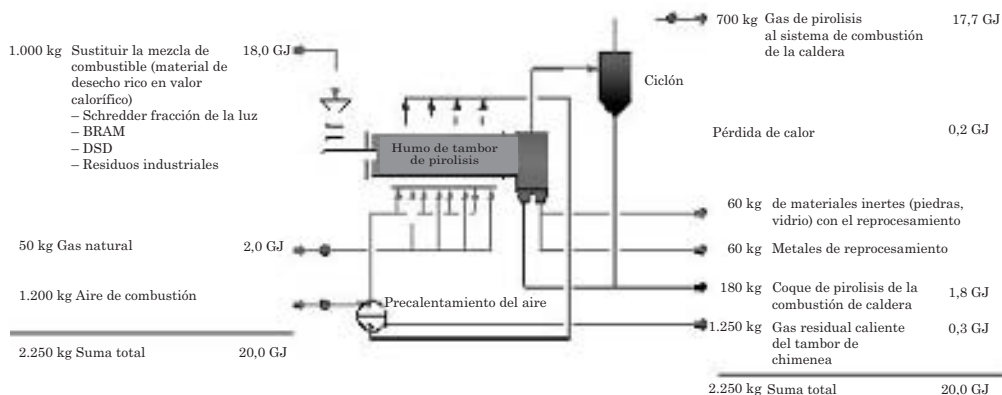
El coque se alimenta primero a los búnkeres de hulla, se muele junto con la hulla y luego se sopla a la caldera con quemadores de polvo. La incineración del produc-

to de pirólisis se realiza a temperaturas de unos 1600°C. Durante la incineración, los compuestos orgánicos se transforman en CO₂ y agua. Debido a la alta relación de azufre-cloro el gas de combustión crudo, y debido al enfriamiento hasta unos 120°C, se evita cualquier nueva formación de dioxinas. Todos los agentes tóxicos que no han pasado a la fase gaseosa quedan fijados en el granulado de la cámara de fusión junto con el polvo aéreo reciclado y el material inerte molido.

Balance de energía y masa:

El balance de energía y masa de la planta ConTherm se ilustran en el siguiente diagrama:

Figura 2.20. Balance de energía y masa de la planta ConTherm. [1, UBA, 2001]



Según el poder calorífico del RDF (ej. 15-30 MJ/m³), es posible reducir el combustible primario, como la hulla, del orden de 0,5 a 1,0 toneladas de hulla dura por tonelada de RDF.

Datos de emisiones a la atmósfera no facilitados.

Costes:

Debido a la conexión de la planta de pirólisis a una planta de energía alimentada a hulla y la utilización de los productos de pirólisis en la planta de energía, las instalaciones nuevas (y por tanto los costes de inversión) se limitan a:

- recepción y almacenamiento de residuos (búnker),
- sistema de hornos de tambor con las instalaciones de calentamiento necesarias, y
- sistema de reproceso para sustancias valiosas.

La planta de energía comparte la unidad de incineración, el sistema de aprovechamiento de calor residual, el sistema de limpieza de gases de combustión y la chimenea. El uso del equipo de proceso, la maquinaria e infraestructura de la planta de energía reduce los costes de inversión y por lo tanto los pagos de intereses de financiación. Además también se reducen los costes de personal, operación y mantenimiento. Así, los costes de eliminación por tonelada de residuos también se reducen, y pueden estar por debajo de los de plantas de incineración independientes. [1, UBA, 2001]

2.3.4.4. PROCESOS COMBINADOS

Este término se utiliza para procesos consistentes en una combinación de distintos procesos térmicos (pirólisis, incineración, gasificación).

2.3.4.4.1. *Pirólisis-incineración*

[1, UBA, 2001]

Las siguientes técnicas están en distintas fases de desarrollo:

Pirólisis en un horno de tambor con incineración subsiguiente a alta temperatura del gas de pirólisis y coque de pirólisis. En Alemania, la puesta en marcha a plena escala de una planta de este tipo no llegó a finalizarse.

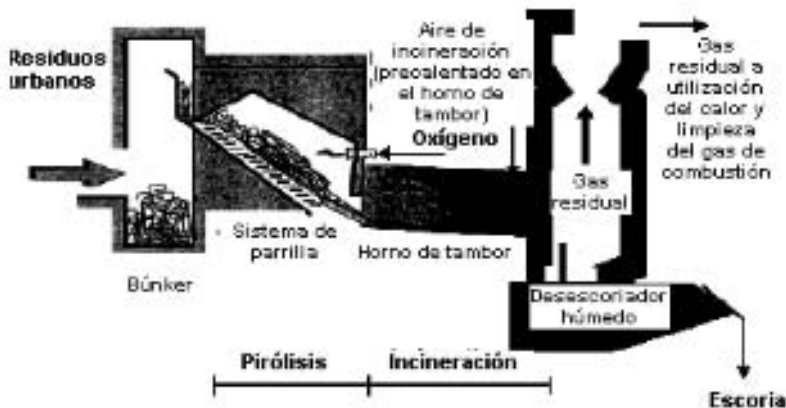
1. Pirólisis en un horno de tambor, seguida de condensación de los aceites y alquitranes gaseosos, con incineración subsiguiente a alta temperatura del gas de pirólisis, aceite de pirólisis y coque de pirólisis.
2. Pirólisis en parrilla directamente conectada con incineración a alta temperatura.
3. Los residuos sólidos de estos procesos son granulares, lo que puede ser ventajoso para su posterior reutilización o eliminación. El lodo de depuradora (deshidratado o seco) puede tratarse conjuntamente con las fracciones de residuos urbanos.

El proceso n.º 2 (arriba) es similar al proceso n.º 1 en principio, pero difiere en dos aspectos principales:

- los gases de pirólisis se enfrían al salir del horno de tambor, depositando aceite, polvo y agua;
- esto va seguido de un tratamiento oxidante a alta temperatura en un horno especial de agregados, en el que los productos de pirólisis, la mezcla de aceite-agua-polvo, el coque de pirólisis y el gas de pirólisis se combustionan, y los residuos sólidos finales se transforman en una fusión líquida.

La pirólisis en parrilla con incineración a alta temperatura directamente conectada (ver Figura 2.21) se desarrolló a partir de la incineración convencional en parrilla, pero con el objetivo de producir una fusión líquida. Los residuos son

Figura 2.21. Pirólisis en parrilla con incineración a alta temperatura directamente conectada. [1, UBA, 2001]

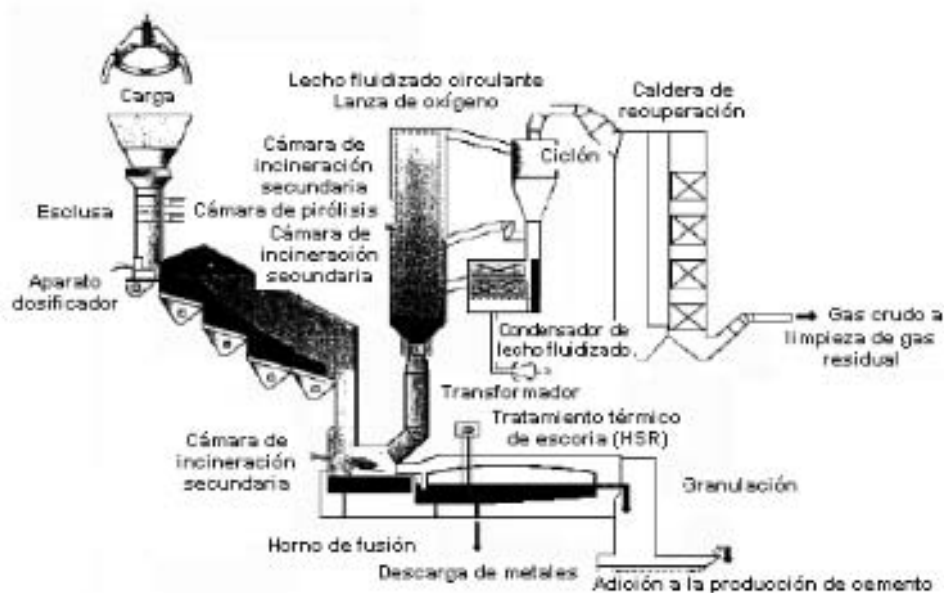


primero pirolizados en una parrilla mediante calentamiento directo. Este calor se origina de una incineración parcial de los gases de pirólisis con oxígeno puro. En un segundo paso, los productos, gas de pirólisis, coque y sustancias inertes se combustionan o funden respectivamente a altas temperaturas en un horno de tambor conectado directamente. El residuo fundido acumulado contiene vidrio, piedras, metales y otros materiales inertes y es distinto del producto correspondiente del proceso n.º 1 anterior.

El proceso RCP (ver Figura 2.22) es una evolución de la pirólisis en parrilla, directamente conectada con un proceso de incineración a alta temperatura. La ceniza de fondo fundida se separa de sus componentes metálicos y se mejora para convertirla en un aditivo en una etapa de tratamiento secundaria. En Alemania, el concepto del proceso RCP está siendo aplicado por primera vez a escala industrial en una planta con una productividad de 90000 toneladas/año (costes de inversión aprox. 88 millones EUR) conectada a una planta de incineración de residuos urbanos en Bremerhaven.

Las técnicas de limpieza de gases de combustión aplicadas para los tres procesos de pirólisis combinados antes indicados no difieren, en principio, de los sistemas utilizados en plantas de incineración de residuos urbanos. Se acumulan los mismos residuos y productos de reacción. Su tipo y composición depende principalmente del sistema de limpieza de gases residuales seleccionado. No obstante, en contraste con la incineración de residuos urbanos, el polvo de los filtros puede ser reciclado a la cámara de fusión.

Figura 2.22. El proceso RCP. [1, UBA, 2001]



Ejemplo de instalación de pirólisis-combustión para residuos clínicos en Holanda:

[2, infomil, 2002]

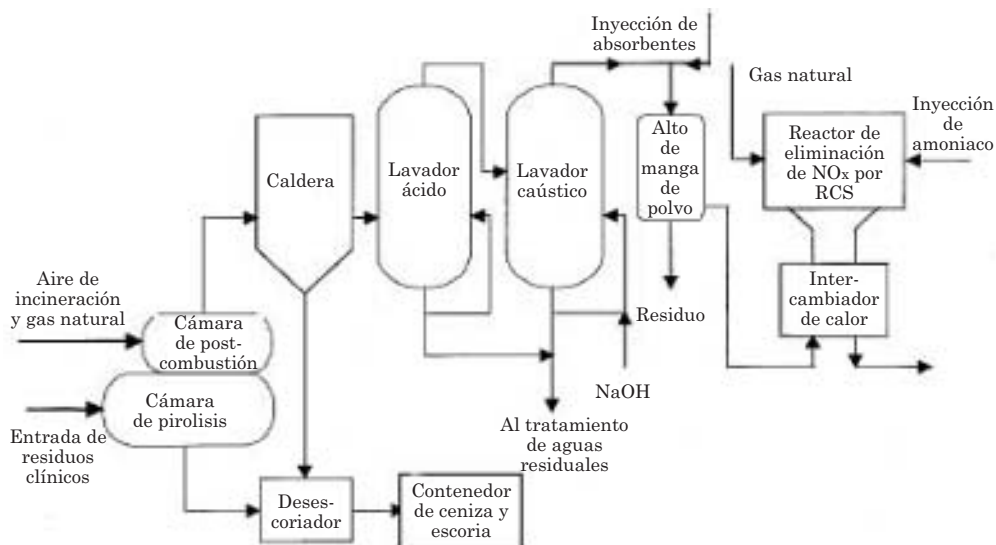
Los residuos clínicos no específicos son recogidos regularmente de hospitales y otros centros clínicos, como consultas de médicos, dentistas y veterinarios. Los residuos se recogen en cofres especiales de 30 a 60 litros, que han sido llenados en los centros clínicos y no necesitan abrirse de nuevo. Los residuos se incineran con los cofres, que también actúan como combustible auxiliar.

Los residuos no clínicos de hospitales e instituciones clínicas se recogen y se tratan como residuos urbanos normales.

Los residuos recogidos se almacenan en contenedores de transporte cerrados *in situ*. Los cofres son recogidos y transportados de forma semiautomática al incinerador, que está situado en una nave cerrada. La alimentación del incinerador se realiza a través de una esclusa de aire, con el fin de evitar la introducción de aire de incineración falso.

La incineración se realiza en un proceso en dos etapas (ver Figura 2.23). En la cámara de incineración inferior tiene lugar una pirólisis controlada, seguida de

Figura 2.23. Ejemplo de planta de pirólisis-incineración de residuos clínicos, ZAVIN, Holanda. [2, infomil, 2002]



una incineración con aire primario a medida que los residuos pasan a través de la cámara. Por último, el residuo termina en un descargador de ceniza lleno de agua, del que se extrae la ceniza mediante un sistema transportador de cadena.

Los gases de combustión se incineran con aire secundario y, si se requiere, con combustible auxiliar a un nivel de temperatura de aprox. 1000°C. Posteriormente se enfrían en una caldera de vapor saturado (temperatura del vapor 225°C, presión 10 bares), un intercambiador de calor y un lavador. El vapor se suministra a la planta adyacente de incineración de residuos urbanos, que utiliza el vapor y devuelve la correspondiente agua de alimentación a la caldera.

El lavador es un sistema de dos etapas para eliminar los compuestos ácidos. El gas de combustión tratado se calienta (en un intercambiador de calor y en un intercambiador de calor de vapor-gas de combustión) antes de pasar por un filtro de manga de polvo con inyección de adsorbente (carbón activado y cal) para la eliminación de dioxinas, y una unidad de eliminación de NO_x por RCS. Las concentraciones de emisiones de los gases de combustión emitidos son conformes a la normativa holandesa. Los gases de combustión se emite a través de una chimenea de 55 metros de altura.

2.3.4.4.2. Pirólisis-gasificación

[1, UBA, 2001]

Pueden distinguirse dos tipos distintos de procesos de pirólisis-gasificación:

- desconectados (pirólisis con gasificación subsiguiente = proceso de conversión) y
- procesos conectados directamente.

Proceso de conversión:

En el *proceso de conversión*, los metales y, si es necesario, el material inerte pueden ser eliminados tras el paso de pirólisis. Dado que el gas y el coque de pirólisis deben ser recalentados en el proceso de gasificación, los requisitos técnicos y energéticos son mayores que en los procesos *conectados*. El vapor de escape condensado se trata como agua residual y se descarga.

En el proceso de conversión, los residuos deben ser triturados y secados antes de poder ser usados en la primera etapa térmica. Esta etapa corresponde más o menos a la del proceso de *combustión lenta*. Las etapas subsiguientes son:

- pirólisis en el horno de tambor;
- extracción de residuos sólidos;
- separación de la fracción fina enriquecida con carbono;
- selección de la fracción metálica e inerte.

El gas de pirólisis se enfría para condensar el vapor de escape y el aceite de pirólisis. Luego se suministra, junto con el aceite de pirólisis y la fracción fina, a la segunda etapa térmica, que es un reactor de gasificación de flujo paralelo. El aceite y la fracción fina se gasifican en el flujo paralelo a alta presión y a una temperatura de 1300°C. El gas de síntesis resultante se limpia y combustiona para recuperación de energía. Los residuos sólidos son extraídos en forma de granulado fundido a través de un baño de agua. Corresponden en tipo y cantidad con los del proceso de combustión lenta.

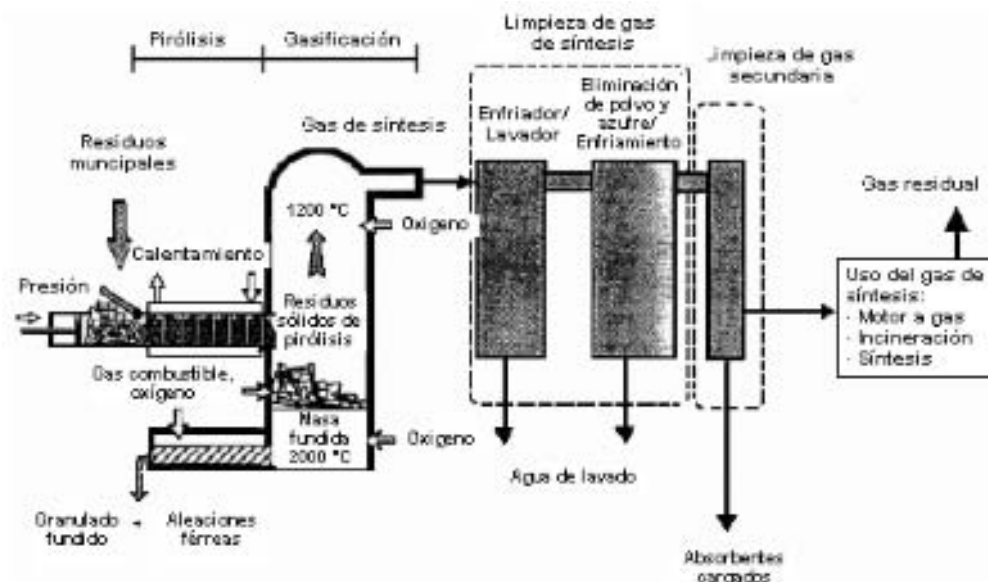
En Northeim, Baja Sajonia (D) se aprobó una planta de conversión para el tratamiento de 100000 toneladas/año de residuos urbanos y 16000 toneladas/año de lodo de depuradora deshidratado.

Con la conexión directa puede haber una mejora en los índices de generación de electricidad, pero los metales y el material inerte van a parar a un fundido para el que no se ha encontrado aplicación hasta la fecha.

Proceso combinado de gasificación-pirólisis y fusión:

En procesos de este tipo (ver Figura 2.24), los residuos sin triturar se secan en un horno de empuje y se pirolizan parcialmente. Desde este horno son transferidos directamente y sin interrupción a un gasificador de lecho relleno vertical. Aquí

Figura 2.24. Esquema de un pirolizador de empuje (el ejemplo que se muestra es operado por Thermoselect). [1, UBA, 2001]



se gasifican (en la parte inferior) a temperaturas de hasta 2000°C con adición de oxígeno. También se agrega oxígeno puro, en la parte superior del reactor de gasificación, para destruir los componentes orgánicos restantes en el gas de síntesis generado, mediante oxidación, gasificación y reacciones de descomposición térmica.

Aunque se reporta que es capaz de tratar una amplia gama de residuos, este proceso se utiliza principalmente para residuos industriales urbanos e industriales no peligrosos. Pueden tratarse residuos de PCI de 6-18 MJ/kg y contenido de humedad de hasta un 60 %. Se han tratado residuos triturados de automoción con un contenido de cloro de hasta un 3,5 % con cantidades aproximadamente iguales de residuos sólidos urbanos [69, Thermoselect, 2003].

El gas sintetizado es sometido a un proceso de limpieza de gases y luego se combustiona para aprovechar su valor energético. Los residuos sólidos finales originales salen del reactor fundidos. Durante operaciones de prueba, se acumularon unos 220 kg de cenizas de fondo con aproximadamente 30 kg de metal por tonelada de residuos de entrada.

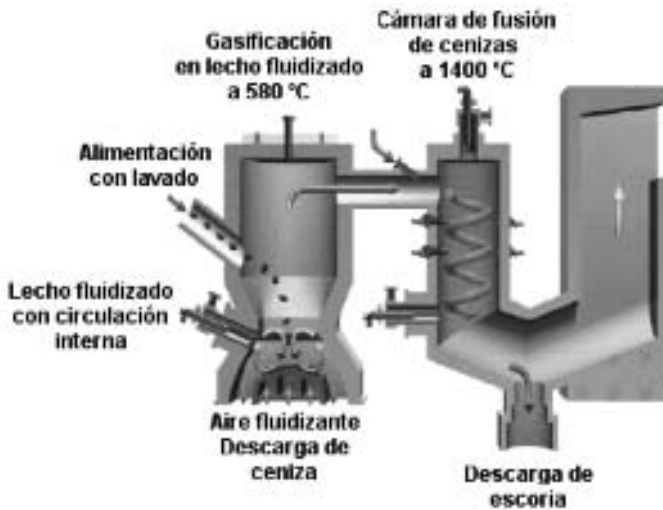
Actualmente está en construcción una planta de este tipo con una productividad de residuos urbanos de 108000 toneladas/año en Ansbach. Se ha construido otra planta con una capacidad de 225000 toneladas/año en Karlsruhe (D), pero no

ha alcanzado la productividad deseada. En Japón funcionan dos plantas de este tipo (2003).

2.3.4.4.3. *Gasificación-combustión*

En la Figura 2.25 siguiente se muestra un ejemplo de combinación de gasificación con combustión para fusión de ceniza:

Figura 2.25. Proceso combinado de gasificación en lecho fluidizado y proceso de combustión a alta temperatura. [68, Ebara, 2003]



Los residuos de la trituración, residuos plásticos o RSU triturados se gasifican en un lecho fluidizado de borboteo con circulación interna, que funciona a unos 580°C. Las partículas inertes grandes y metales se descargan en el fondo y se separan del material del lecho. El material del lecho es devuelto al gasificador. La ceniza fina, las partículas de coque pequeñas y el gas combustible se transfieren a la cámara de fusión de cenizas ciclónica, en la que se agrega aire para alcanzar la temperatura deseada (normalmente 1350-1450° C).

La cámara de fusión de cenizas es parte integral de la caldera de vapor, para recuperación de energía.

Los productos de este proceso –además de energía o vapor– son metales en trozos, una escoria vitrificada (con baja lixiviación y estable) y concentrados metálicos derivados de la ceniza secundaria.

A diferencia de otros procesos de gasificación, este proceso opera a presión atmosférica y con aire en lugar de oxígeno. Es necesario el pretratamiento de los

RSU mediante trituración para reducir el tamaño de partícula a un diámetro de 300 mm. Los residuos que ya estén dentro de esta especificación pueden tratarse sin triturar. En las distintas plantas en funcionamiento se tratan otros residuos como lodo de depuradora, harina de huesos, residuos clínicos y escorias y lodos industriales además de RSU. [68, Ebara, 2003]

2.3.5. Otras técnicas

2.3.5.1. HORNO DE SOLERAS ESCALONADAS Y ESTÁTICAS

Los hornos de solera estáticos consisten en una caja con revestimiento refractario en la que los residuos se combustionan en la base del horno, a menudo con inyección de combustibles auxiliares sobre el residuo en combustión para ayudar a mantener las temperaturas. En algunos casos, el mecanismo de carga de residuos es una simple abertura con puerta (aunque esto no es lo común en plantas modernas debido a la inestabilidad causada al proceso de incineración por la entrada incontrolada de aire que se produce) o es realizada por un ariete hidráulico, que también proporciona un medio de agitación de los residuos. Estos procesos funcionan a menudo de forma discontinua, realizándose la retirada de cenizas entre las cargas. Los mecanismos de extracción de cenizas suelen ser sistemas de arrastre bastante simples; en las unidades antiguas de menos tamaño, la extracción de cenizas se realizaba manualmente con rasquetas, aunque esto causa problemas por la entrada de aire en el horno. Así, este tipo de tecnología muy básica ha sido ampliamente aplicada, particularmente en unidades de incineración pequeñas (<250 kg/h), pero ahora se aplica menos ampliamente debido a la aplicación de nueva legislación sobre emisiones a la atmósfera, emisión de cenizas de combustión, etc., que estos sistemas no pueden cumplir en la mayoría de las circunstancias. Estos sistemas se han utilizado, en algunos casos, para proporcionar un medio para la eliminación de animales muertos, partes de animales, residuos de envases y algunos residuos clínicos, pero generalmente sólo a la pequeña escala antes indicada.

Los sistemas de soleras escalonadas son una evolución de las soleras estáticas. Normalmente constan de 2 a 4 soleras estáticas dispuestas en una serie de escalones. Los residuos son normalmente empujados a través del horno y por los escalones mediante arietes hidráulicos. El empuje y volteo de los residuos proporciona agitación y permite una mejor combustión. Estos sistemas siguen aplicándose, particularmente en plantas de menos de 1 t/h. Los mecanismos de carga son generalmente tolvas herméticas o cargadores hidráulicos discontinuos. La extracción de cenizas es generalmente continua, normalmente a través de un baño de agua para proporcionar estanqueidad y evitar la entrada de aire en el horno. La combustión de los residuos puede ser variable y dependiente del tipo de residuo; el pretratamiento de los residuos mediante trituración normalmente facilita alcanzar los estándares de combustión requeridos.

2.3.5.2. HORNOS DE SOLERAS MÚLTIPLES

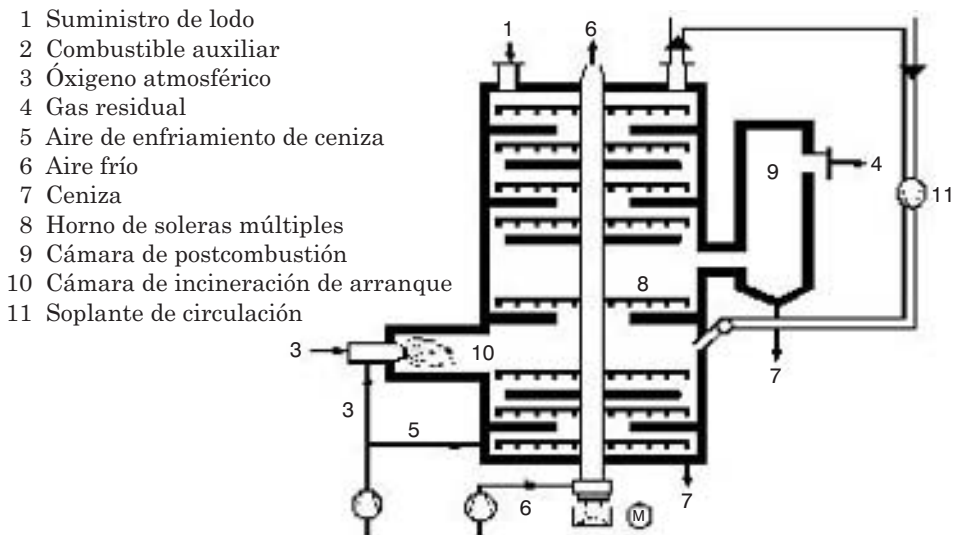
Los incineradores de soleras múltiples se aplican normalmente a la incineración de lodos (ej. lodo de depuradora).

El horno de soleras múltiples (ver Figura 2.26) consiste en una camisa de acero cilíndrica revestida, capas horizontales y un eje con manguito giratorio con brazos agitadores fijados al mismo. El horno está revestido con ladrillos refractarios. El número de platos para secado, incineración y enfriamiento se determina en base a las características del material de los residuos. El horno de soleras múltiples está también equipado con un quemador de arranque, mecanismo de dosificación de lodo y soplantes de circulación, eje con manguito y aire fresco.

El lodo de depuradora se alimenta por la parte superior del horno y se desplaza hacia abajo a través de las distintas soleras a contracorriente hasta el aire de combustión, que se alimenta por la parte inferior del horno. Las soleras superiores del horno proporcionan una zona de secado, en la que el lodo pierde su humedad mientras los gases de combustión calientes se enfrían.

Figura 2.26. Principio de funcionamiento de un horno de soleras múltiples.

[1, UBA, 2001]



El material a incinerar se suministra en la capa más elevada del horno. Es capturado por ruedas agitadoras, dividido y forzado a través de las capas del horno mediante rotación constante. En contracorriente al lodo, el gas de combustión caliente es conducido desde la capa de incineración más alta a través

de las capas de secado. El lodo es secado por el gas de combustión y calentado a temperatura de ignición. El aire circulante se enriquece con vapor y partículas volátiles durante el proceso de secado. Luego es conducido hacia la capa de incineración más baja.

La incineración se realiza principalmente en las soleras centrales. La temperatura de incineración se limita a 980°C, ya que por encima de esta temperatura se alcanza la temperatura de fusión de la ceniza de lodo y se forma escoria (clinker). Con el fin de evitar la fuga de gases de combustión tóxicos calientes, los hornos de solera múltiple se hacen operar siempre con un ligero vacío.

La conversión de partículas orgánicas en CO_2 y H_2O se produce a temperaturas entre 850 y 950°C. Si la temperatura de incineración deseada no puede alcanzarse independientemente, se utiliza un quemador de arranque para apoyar la incineración. Como alternativa, puede añadirse combustible auxiliar sólido al lodo. La ceniza se enfría hasta unos 150°C en las capas inferiores del horno con el aire frío que fluye a contracorriente, y la ceniza se elimina a través del sistema de cenizas. El gas de combustión producido se alimenta a través de una cámara de post-reacción con un tiempo de residencia garantizado de dos segundos. Los compuestos de carbono que no han sido convertidos son oxidados aquí.

El horno de soleras múltiples se emplea con lodo cuando la ceniza forma eutécticos tan bajos con el material del lecho fluidizado que causaría problemas operativos en el horno del lecho fluidizado.

Los hornos de soleras múltiples pueden también operar eliminando los gases de combustión en el nivel de secado más alto y alimentándolos a un sistema de postcombustión (ej. en una cámara de incineración). Esto es ventajoso en los lugares donde ya hay disponibles plantas de calderas, lo que facilita la alimentación de los gases de combustión a dichas calderas. El proceso de postcombustión y la limpieza de gases de combustión se realizan en tales plantas.

Los parámetros operativos esenciales se muestran en la siguiente tabla:

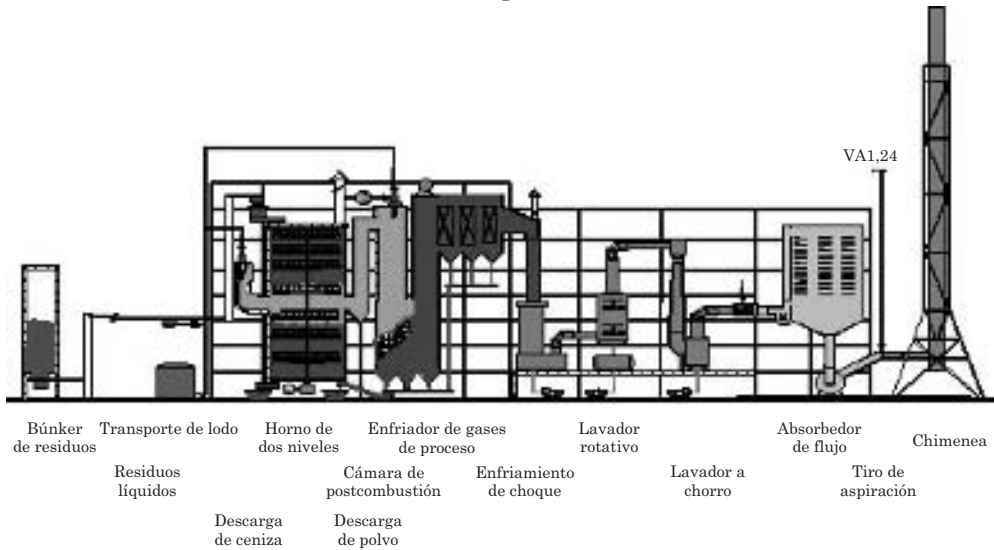
Tabla 2.8. Criterios operativos para un horno de soleras múltiples

[1, UBA, 2001]

Parámetros operativos	Unidades	Valores
Capacidad de evaporación	kg/m ² h	25-45
Conversión de calor en capas de incineración	GJ/m ² h	0,4-0,6
Temperatura final de incineración	°C	850-950
Tiempo de residencia, espacio libre y zona de postcombustión	seg.	mín. 2
Precalentamiento de oxígeno atmosférico	°C	máx. 600

La Figura 2.27 siguiente presenta un ejemplo práctico de una planta de incineración de lodo con una capacidad de 80000 toneladas/año.

Figura 2.27. Ejemplo de una planta de incineración de lodo de depuradora con horno de soleras múltiples. [1, UBA, 2001]



La planta anterior consta, esencialmente, de las siguientes partes:

- horno de soleras múltiples;
- cámara de postcombustión;
- caldera de recuperación de calor para aprovechamiento del calor;
- limpieza de gases de combustión en múltiples etapas.

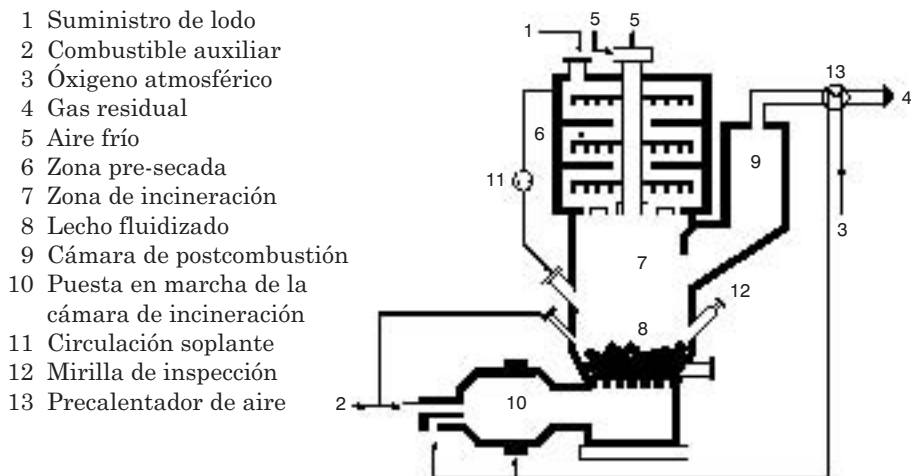
El lodo de depuradora acumulado se acondiciona, lo que significa que se convierte a una forma adecuada para su filtrado mediante aditivos y otras medidas. El lodo se deshidrata todo lo posible en prensas filtrantes de cámara y luego se almacena temporalmente en un búnker. Desde ahí, la torta del prensado se deposita en cubetas a través del cargador de cubetas. Estas cubetas tienen una capacidad aproximada de 1,5 toneladas cada una. El lodo se carga desde las cubetas a un recipiente de relleno en la capa superior de la planta de incineración y se alimenta de forma continua al horno. Pueden procesarse hasta 12 toneladas por hora de lodo de depuradora. Esto representa el contenido de ocho cubetas.

2.3.5.3. HORNO DE LECHO FLUIDIZADO DE SOLERAS MÚLTIPLES

Se instalan varias capas en el margen libre de un lecho fluidizado estacionario, lo que permite pre-secar el lodo con gas de combustión. Utilizando este proceso de pre-secado, sólo debe evaporarse una pequeña cantidad de agua en el lecho fluidizado en sí, lo que significa que puede reducirse la superficie de la parrilla y todo el horno.

El horno de lecho fluidizado de soleras múltiples promueve una incineración uniforme optimizando el suministro de aire, la adición de arena y la evaporación en las capas y en el lecho fluidizado. De este modo pueden evitarse las temperaturas más altas (diferencias de temperatura entre el cabezal y la base del horno), lo que produce una menor formación NO_x .

Figura 2.28. Principio de funcionamiento de un horno de lecho fluidizado de soleras múltiples. [1, UBA, 2001]



2.3.5.4. SISTEMAS MODULARES

[Bontoux, 1999 #7]

La incineración de residuos puede realizarse de forma selectiva en pequeñas instalaciones dedicadas a:

- tipos específicos de residuos, o
- residuos pretratados específicamente.

Estas formas especializadas de incineración de residuos son realizadas con frecuencia en instalaciones comerciales o industriales específicamente diseñadas, que normalmente reciben corrientes de residuos consistentes. Por ello, normal-

mente se benefician de condiciones operativas optimizadas y tratan tonelajes mucho menores que las instalaciones de combustión a gran escala.

Uno de los diseños utilizados es el incinerador con «defecto de aire» o de «dos etapas», en el que los residuos son parcialmente combustiónados y parcialmente pirolizados en la parte frontal de una solera, mientras que el coque resultante se combustiona plenamente en la parte posterior.

Según el diseño del horno en estos sistemas se tratan diversos residuos (Energos 2002) Además de tratar corrientes de residuos industriales no peligrosos específicos (ej. residuos de envases y papel, industria pesquera) también se aplican procesos semipirolíticos modulares a los residuos municipales pretratados (triturados). En Europa funcionan plantas en el rango de 35000-70000 toneladas anuales. Se reporta que las mismas alcanzan emisiones de NO_x inferiores a 100 mg/m^3 , sin eliminación específica de NO_x , principalmente mediante una adecuada atención al diseño y control de la combustión. Mientras que los costes unitarios de desecho para instalaciones de combustión en masa de este tamaño son generalmente muy altos, el coste de sistemas de tratamiento de corrientes de residuos específicas se reduce grandemente mediante una combinación de:

- uso de sistemas de limpieza de gases simples y de pequeña escala, ya que la variación de los gases de combustión es reducida;
- ubicación de las plantas adyacentes a consumidores de calor para aumentar el suministro y los correspondientes ingresos que pueden compensar los mayores costes de desecho.

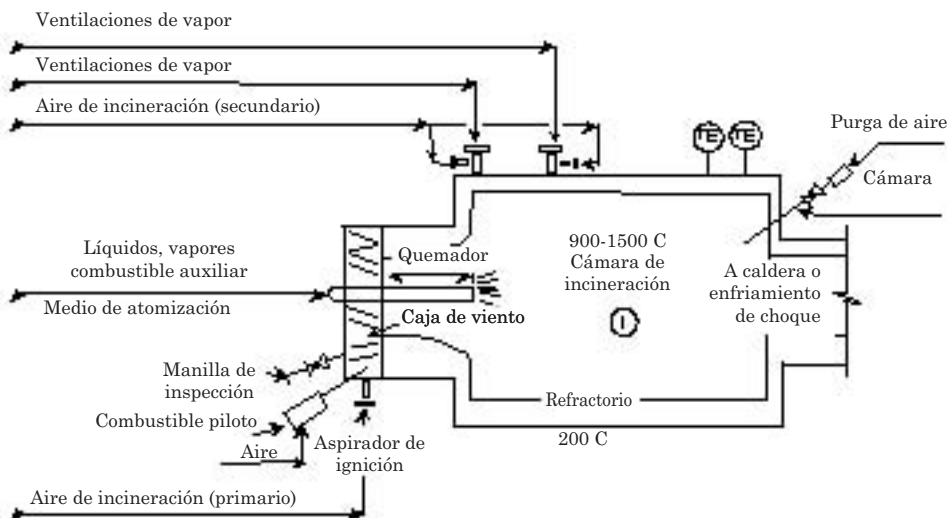
2.3.5.5. CÁMARA DE INCINERACIÓN PARA RESIDUOS LÍQUIDOS Y GASEOSOS

Las cámaras de incineración están diseñadas específicamente para la incineración de residuos líquidos y gaseosos, así como de sólidos dispersados en líquidos (ver Figura 2.29). Una aplicación común de las cámaras de incineración es, en la industria química, para la incineración de líquidos y gases desprendidos en procesos. En los residuos que contienen cloro, puede recuperarse HCl para su uso.

Todas las cámaras de postcombustión en plantas de incineración de residuos peligrosos son esencialmente cámaras de incineración. En una planta (Rávena, Italia), la cámara de post-combustión es tan grande que la totalidad del proceso térmico tiene lugar en la misma.

Las temperaturas operativas se suelen escoger para asegurar una buena destrucción de los residuos alimentados a la cámara. En algunos casos, se utilizan sistemas catalíticos para corrientes residuales específicas, que funcionan a temperaturas reducidas de $400\text{-}600^\circ\text{C}$. En general se seleccionan temperaturas por encima de 850°C para cámaras no catalíticas. Con frecuencia se utilizan combustibles de apoyo para mantener condiciones de combustión estables. Puede utilizarse recuperación de calor para suministrar agua caliente/vapor a través de un sistema de calderas.

Figura 2.29. Principio de una cámara de incineración para residuos líquidos y gaseosos. [1, UBA, 2001]



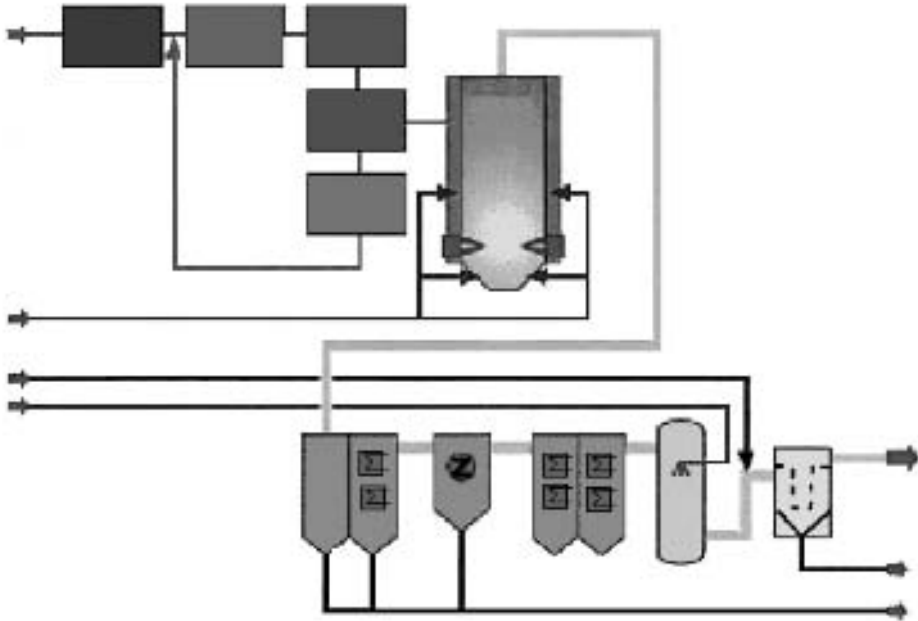
2.3.5.6. CÁMARA DE INCINERACIÓN CICLOIDE PARA LODO DE DEPURADORA

La cámara de incineración cicloide fue desarrollada originalmente para la incineración de coque derivado de la limpieza de gases de combustión en plantas incineradoras de residuos, aunque también se utiliza para la eliminación térmica de lodo de depuradora. El tamaño de partícula óptimo, para la ignición del combustible, está entre 1 y 5 mm. Por consiguiente, sólo pueden usarse gránulos de lodo de alcantarillado seco.

Los gránulos de combustible son suministrados gravimétricamente a través de una rampa radial a la parte inferior de la cámara de incineración, que está diseñada como tolva metálica refrigerada por aire. Se inyecta oxígeno atmosférico en la cámara de incineración a distintos niveles de aire: El aire primario entra en el horno a un ángulo a través de la parte inferior de la tolva, y el aire secundario es inyectado a distintos niveles, a través de inyectores colocados tangencialmente, sobre la alimentación de combustible. La distribución del aire primario y secundario varía según las características específicas del combustible.

La incineración de lodo de depuradora requiere una distribución de temperatura uniforme entre 900 y 1000°C, a través de toda la cámara de incineración. Con este método, la temperatura de la ceniza se mantiene por debajo de su punto de ablandamiento. La ceniza volante se elimina junto con el gas de combustión de la cámara de incineración. Las partículas gruesas circulan en la zona de flujo tan-

Figura 2.30. Ilustración de un horno cicloide. [1, UBA, 2001]



gencial hasta que son incineradas hasta el punto de que pueden ser eliminadas como partículas finas. La ceniza cruda, el coque restante o las partes metálicas se eliminan en dirección descendente a través de un sistema de esclusa.

2.3.5.7. EJEMPLO DE PROCESO PARA LA INCINERACIÓN DE RESIDUOS CLORADOS LÍQUIDOS Y GASEOSOS CON RECUPERACIÓN DE HCl

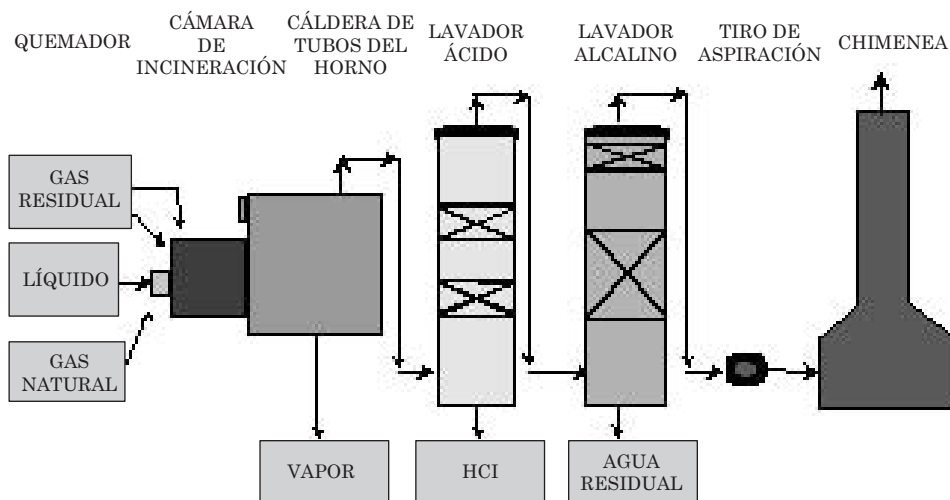
[1, UBA, 2001] El proceso incluye:

- la cámara de incineración,
- generador de vapor,
- limpiador de gases de combustión combinado con recuperación de ácido clorhídrico, y
- la chimenea de gases de combustión (ver Figura 2.31).

La planta trata residuos clorados líquidos y gaseosos con recuperación de calor y produce ácido clorhídrico.

El calor se convierte en vapor en el generador de vapor (212°C, 20 bares) y se transfiere para su distribución. El contenido de partículas de los gases de com-

Figura 2.31. Esquema de una planta para extracción de HCl de gases residuales y residuos halogenados líquidos. [1, UBA, 2001]



bustión producidos durante la incineración se separa para producir la concentración más alta posible de ácido clorhídrico en la planta de limpieza de gases de combustión. La separación y utilización del ácido clorhídrico suele realizarse en la planta.

Las sustancias residuales gaseosas (gases de combustión) se alimentan a la planta de recuperación a través de conducciones de transferencia. Cada flujo de gas de combustión se conduce a través de un recipiente de deposición separado antes de su incineración. Las partículas líquidas son separadas del flujo de gases de combustión en el recipiente de deposición. Las líneas de alimentación están equipadas con las protecciones adecuadas contra retroceso de llama, según la clasificación de los gases de combustión. El número de líneas de alimentación depende de los mecanismos de control. El caudal volumétrico se recoge a través de mediciones de caudal que se compensan según la presión y la temperatura. Los gases de combustión son alimentados a la cámara de incineración a través de un regulador de presión con un limitador de presión máxima. Además, todas las líneas de gases de combustión que van a la cámara de incineración están equipadas con válvulas de cierre automático de emergencia.

Los conductos de transferencia para los residuos líquidos también están equipados con válvulas de cierre automático de emergencia. Todos los residuos líquidos son conducidos a un quemador de materias múltiples situado en la parte frontal

de la cámara de incineración. La vaporización de estos líquidos se produce a través de aire y/o vapor presurizado que han sido alimentados en el quemador mediante un control separado de cantidad de gas. Además, varios caudales de gases de combustión son alimentados al quemador de materias múltiples a través de lanzas. Cada una de estas lanzas consta de tubos concéntricos. De este modo pueden alimentarse separadamente varios caudales de gases de combustión a la cámara de incineración. Para refrigeración y para evitar la corrosión, las lanzas reciben continuamente aire a través de la boca exterior.

Se requiere energía primaria (gas natural) para el arranque de la planta y para mantener la temperatura deseada en la cámara de incineración. También se alimenta al quemador de materias múltiples mediante una conexión separada de insuflación. El caudal de gas natural es regulado mediante un control de cantidad y se alimenta al quemador utilizando un regulador de presión según la temperatura de la cámara de incineración. También se requiere gas natural para la llama de ignición que enciende el quemador de materias múltiples. En la línea de gas natural al quemador de materias múltiples y a la llama de ignición hay dos válvulas de cierre automático de emergencia con venteo automático.

Hay instaladas dos alarmas independientes de fallo de llama (UV e IR) para monitorizar la llama del quemador. Además, la llama del quemador puede observarse a través de ventanas de inspección y con ayuda de una cámara de televisión instalada en la pared posterior de la caldera de recuperación de calor. La cantidad de aire se registra con los instrumentos apropiados, así como la con la presión producida desde un soplante.

La cámara de incineración cilíndrica está diseñada de tal modo que los residuos tengan suficiente tiempo de residencia para garantizar una incineración completa, con una temperatura operativa superior a 1100°C, durante funcionamiento normal. La cámara de incineración ha sido diseñada para una temperatura de 1600°C. La temperatura operativa es monitorizada continuamente por elementos térmicos. En razón de esta elevada temperatura, toda la cámara de incineración, hasta la entrada de la planta de calderas de vapor, está revestida con ladrillos refractarios. El cuerpo de cámara de incineración está hecho de plancha de caldera. La limpieza húmeda de los gases de combustión se realiza en dos torres de lavado con recuperación simultánea de ácido clorhídrico técnicamente reutilizable de la mayor concentración. El tratamiento de residuos clorados facilita la recuperación de un 5-20 % de ácido clorhídrico.

2.3.5.8. EJEMPLO DE UN PROCESO PARA LA INCINERACIÓN DE RESIDUOS LÍQUIDOS ALTAMENTE CLORADOS CON RECICLAJE DE CLORO

[2, infomil, 2002]

Esta unidad de incineración para residuos líquidos altamente clorados (hidrocarburos clorados) se encuentra ubicada en un complejo industrial. La capacidad

total de la planta es de aprox. 36000 t/año. El residuo procesado se origina *in situ*, así como en clientes externos. Los residuos están limitados en cuanto a su contenido de sólidos (<10g/kg), flúor, azufre y metales pesados. También se tratan PCB.

La incineración tiene lugar en dos hornos a un nivel de temperatura de 1450-1550°C (tiempo de residencia del gas de 0,2-0,3 seg). Este nivel de temperatura puede mantenerse normalmente sin combustible auxiliar. Se inyecta agua para suprimir la formación de Cl₂. Tras salir del horno, los gases de combustión pasan a través de una sección de enfriamiento de choque en la que la temperatura se rebaja hasta unos 100°C. La materia insoluble y sales de metales pesados se eliminan del líquido circulante en un tanque de enfriamiento. El gas de combustión continúa a través de un absorbedor isotérmico y adiabático. El ácido clorhídrico recuperado se destila a alta presión y temperatura, después de lo cual el gas se enfría hasta -15°C con objeto de reducir el contenido de agua hasta prácticamente cero. El HCl anhidro recuperado es reprocesado en una planta de cloruro de vinilo monómero.

Los gases de combustión pasan a través de un lavador alcalino y un filtro de carbón activado (para absorción de dioxinas). Se analizan continuamente los valores de TOC, HCl NO_x, O₂, CO y polvo. La concentración de dioxinas y PCB en las emisiones está por debajo de 0,1 ng TEQ/Nm³. Otras emisiones a la atmósfera cumplen con los límites de emisión holandeses.

El efluente del enfriamiento de choque y del lavador es tratado en una unidad fisicoquímica y en una unidad de tratamiento biológico de aguas residuales. El contenido de dioxinas es <0,006 ng TEQ/l. Los PCB están por debajo del límite de detección (<10 ng/l).

En la Figura 2.32 se muestra un esquema del proceso.

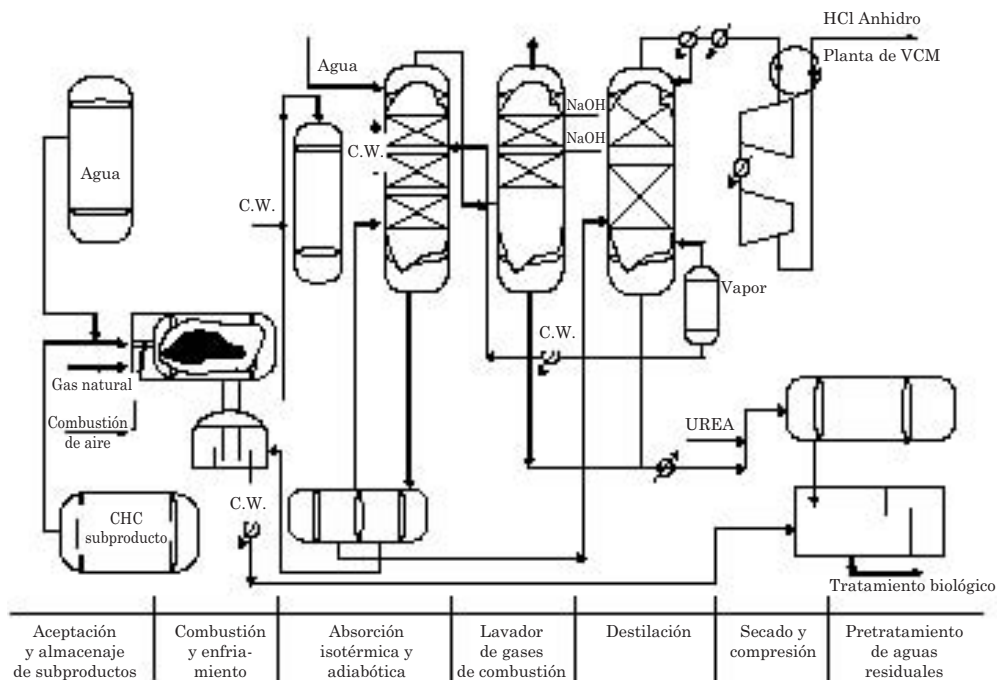
La principal ventaja de esta unidad de incineración específica es que permite recuperar cloro. Asimismo, en este caso, los costes fijos se reducen por el hecho de que es parte de una planta química grande.

2.3.5.9. INCINERACIÓN DE AGUAS RESIDUALES

[1, UBA, 2001]

El agua residual puede limpiarse mediante la incineración de su contenido de materia orgánica. Esta es una tecnología especial para el tratamiento de residuos industriales en los que la materia contenida en aguas residuales orgánicas y a veces inorgánicas se oxida con oxígeno atmosférico con la evaporación del agua, a altas temperaturas. El térmico «oxidación en fase gaseosa» se utiliza para diferenciar este tipo de incineración de otras tecnologías, como la oxidación húmeda. El proceso de oxidación en fase gaseosa se utiliza si las sustancias orgánicas del agua no pueden reutilizarse, o si su recuperación no es económica o no se aplica otra técnica.

Figura 2.32. Esquema de una unidad de reciclaje de cloro operada por Akzo Nobel. [2, infomil, 2002]



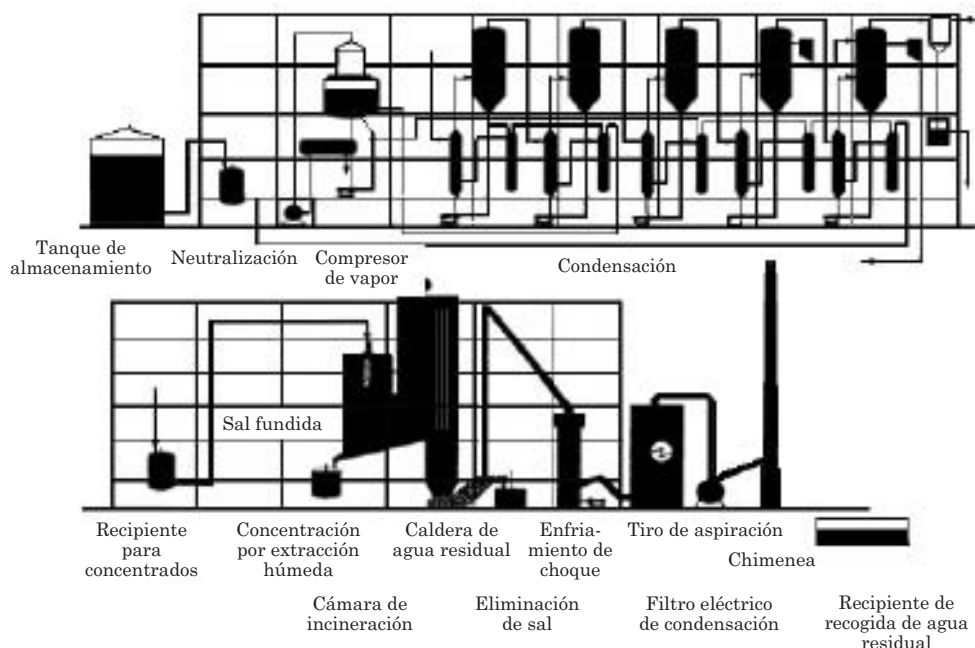
La incineración de residuos es un proceso exotérmico. La incineración independiente sólo puede realizarse si la carga orgánica es suficiente para evaporar la fracción de agua independientemente y para realizar sobrecalentamiento. Por tanto, las plantas de incineración de aguas residuales normalmente requieren el uso de combustibles auxiliares para residuos con baja carga orgánica. Esto puede conseguirse mediante la instalación de una planta de condensación preconectada o de pasos múltiples. Además, puede instalarse un componente de recuperación de calor (caldera) para recuperar vapor para condensación del calor producido en el horno.

Según el contenido orgánico e inorgánico individual del agua residual y las diversas condiciones locales, hay diseños de plantas muy distintos.

El agua residual y el combustible se inyectan a través de quemadores o lanzas en diversos puntos de la cámara de incineración. También se suministra oxígeno atmosférico en diversos puntos (aire primario = oxígeno atmosférico combinado con combustible, combustible secundario = aire mezclado).

En la figura siguiente se muestra un ejemplo de una incineradora de aguas residuales con una unidad de evaporación (concentración) de agua residual. [74, TWGComments, 2004]

Figura 2.33. Ejemplo de una incineradora de aguas residuales con una unidad de evaporación (concentración) de agua residual. [1, UBA, 2001]



Ejemplo de una instalación para la incineración de aguas residuales cáusticas:

[2, Infomil, 2002]

El agua cáustica es una corriente de aguas residuales específica de las plantas de MSPO (Óxido de Mono-Estireno-Propileno). Esta agua es producida en varios pasos de lavado del proceso. Contiene aproximadamente un 10-20 % de compuestos orgánicos y tiene una alta carga de sodio (principalmente NaCl).

Tanto la elevada fracción orgánica como el sodio hacen difícil o incluso imposible aplicar un tratamiento biológico del agua. El valor calórico de esta agua es demasiado bajo para una incineración sin apoyo, por lo que es necesario aplicar co-incineración o usar un combustible de apoyo. El alto contenido de sodio, junto con las grandes cantidades, puede causar problemas para la co-incineración en incineradoras de residuos urbanos.

Las tecnologías de tratamiento aplicables son oxidación húmeda e incineración. Por este motivo, en este ejemplo se utilizan cuatro incineradores verticales estáticos (capacidad total aprox. 350-400 kt/año), que han estado en funcionamiento desde 1999/2000.

Los incineradores son incineradores estáticos verticales descendentes. El residuo de bajo valor calórico (agua cáustica con un 10-20 % de materia orgánica) puede hacerse pasar a través de un evaporador de película descendente. Este evaporador opera con exceso de vapor a baja presión, que procede de la refrigeración de las paredes del incinerador, consumiendo con ello menos combustible en el incinerador.

El líquido restante y el vapor producido se incineran con gas natural y/o combustible líquido de alto poder calórico (aceite de desecho o gasóleo). Los gases de combustión resultantes son enfriados parcialmente por una pared de membrana, produciendo vapor de 27 bares. Posteriormente, los gases de combustión son sometidos a un enfriamiento de choque para limpiar los gases de sales de sodio y otras impurezas solubles en agua.

En la sección de recuperación de calor, se pulveriza agua de recirculación sobre los gases de combustión. Esta agua de recirculación se vaporiza en la cámara de vaporización instantánea, generando aproximadamente 30 t/h de vapor por unidad.

Tras la recuperación de calor, los gases de combustión pasan a través de un lavador venturi y un precipitador electrostático húmedo en el que se eliminan aerosoles y polvo.

Los incineradores operan a una temperatura de 930-950°C, con bajo exceso de aire (3-4 % O_2). Según la concentración de compuestos orgánicos, la capacidad de tratamiento de agua cáustica es de 10-15 t/h por unidad.

El agua del enfriamiento de choque es tratada en lechos de intercambio iónico para eliminar metales pesados. Lechos especiales de intercambio iónico concentran el molibdeno (catalizador del proceso de MSPO) a una calidad reutilizable.

La principal ventaja de estos incineradores es la posibilidad de incinerar grandes cantidades de residuos de bajo valor calórico con altas concentraciones de sal.

El esquema de la página siguiente muestra un ejemplo de planta para este proceso.

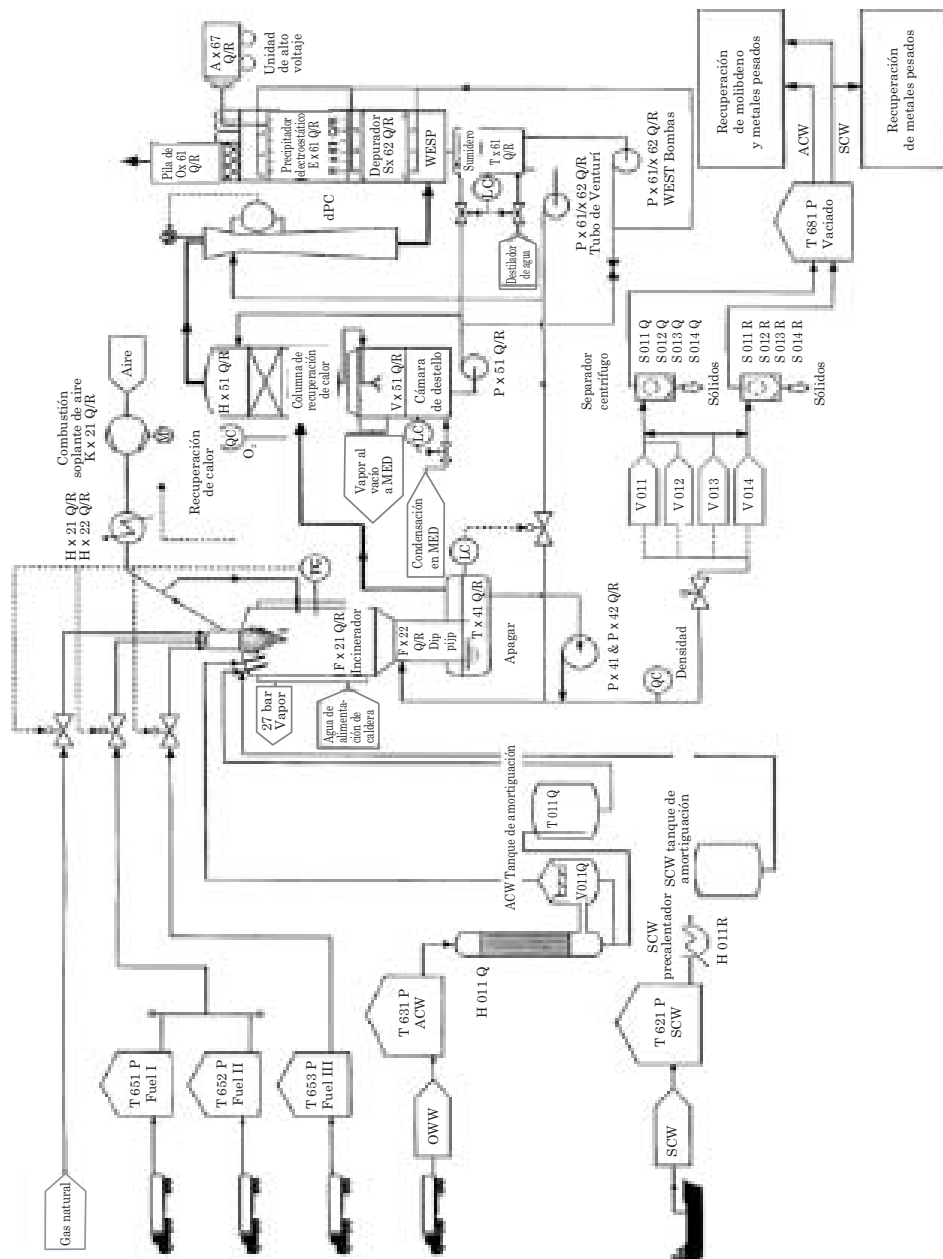
2.3.5.10. TECNOLOGÍAS DE PLASMA

El plasma es una mezcla de electrones, iones y partículas neutras (átomos y moléculas). Este gas a alta temperatura, ionizado y conductor, puede crearse mediante la interacción de un gas con un campo magnético. Los plasmas son una fuente de especies reactivas, y las altas temperaturas promueven reacciones químicas rápidas.

Los procesos de plasma utilizan altas temperaturas (5000-15000°C), resultantes de la conversión de energía eléctrica en calor, para producir un plasma. Comportan el paso de una elevada intensidad de corriente eléctrica a través de una corriente de gas inerte.

En estas condiciones, los contaminantes peligrosos, como PCB, dioxinas, furanos, pesticidas, etc. se descomponen en sus constituyentes atómicos mediante su

Figura 2.34. Esquema de una planta de tratamiento de agua cáustica operada por AVR. [2, Infomil, 2002]



inyección en el plasma. El proceso se utiliza para tratar compuestos orgánicos, metales, PCB (incluido equipo a pequeña escala) y HCB. En muchos casos, se requiere pretratamiento de los residuos.

Se requiere un sistema de tratamiento de gases de salida según el tipo de residuos tratados, y el residuo es una ceniza o sólido vitrificado. Las eficacias de destrucción de esta tecnología son muy altas, >99,99 %. El plasma es una tecnología comercialmente establecida, aunque el proceso puede ser muy complejo, caro e intensivo en trabajo de operarios.

Pueden generarse plasmas térmicos pasando una corriente eléctrica continua o alterna a través de un gas entre electrodos, mediante la aplicación de un campo magnético de radiofrecuencia (RF) sin electrodos, o mediante la aplicación de microondas. A continuación, se presentan distintos tipos de tecnologías de plasma:

1. Arco de plasma de argón

Se trata de un proceso de plasma «sobre la marcha», lo que significa que el residuo se mezcla directamente con el chorro de plasma de argón. El argón fue seleccionado ya que es un gas inerte y no reacciona con los componentes de la antorcha. Se reporta una eficiencia de destrucción y eliminación (EDE) superior al 99,9998 % para la eliminación de sustancias destructoras del ozono (SDO) a 120 kg/h y con una potencia eléctrica de 150kW.

La ventaja de esta tecnología, sobre los otros sistemas de plasma, es que ha demostrado una alta eficiencia de destrucción tanto de CFC como de halones a escala comercial durante muchos años. También ha mostrado bajas emisiones de PCDD/F. Las emisiones en masa de contaminantes son también bajas, debido al volumen de gas de combustión relativamente bajo producido por el proceso. Asimismo, la elevadísima densidad de energía produce un proceso muy compacto que puede transportarse.

2. Plasma de radiofrecuencia con acoplamiento inductivo (ICRF)

En aplicaciones de ICRF se utilizan antorchas de plasma con acoplamiento inductivo, y el acoplamiento de energía al plasma se realiza a través del campo electromagnético de la bobina de inducción. La ausencia de electrodos permite operar con una amplia gama de gases, incluyendo atmósferas inertes, reductoras u oxidantes, y con mejor fiabilidad que los procesos de arco de plasma.

El proceso de plasma de ICRF ha mostrado una EDE superior al 99,99 % destruyendo CFC a un ritmo de 50-80 kg/h.

Se reporta que el proceso ha demostrado, a escala comercial, que consigue una alta destrucción de CFC y una baja emisión de contaminantes. El plasma de ICRF no requiere argón y por consiguiente tiene un coste operativo menor que

otros sistemas similares. Además, el bajo volumen de gas producido por el proceso produce bajos niveles de emisiones en masa de contaminantes.

3. Plasma AC

El plasma AC se produce directamente con alto voltaje a 60 Hz, pero en los demás aspectos es similar al plasma de RF con acoplamiento inductivo. El sistema es eléctrica y mecánicamente simple, por lo que se asegura que es muy fiable. El proceso no requiere argón y puede tolerar una amplia variedad de gases de trabajo, incluido aire o vapor, como gases de plasma, y se afirma que puede tolerar la presencia de contaminación de aceite en las SDO.

4. Arco de plasma de CO₂

Se genera un plasma a alta temperatura aplicando una potente descarga eléctrica a un gas atmosférico inerte, como argón. Una vez formado el campo de plasma, se sostiene con aire comprimido normal o ciertos gases atmosféricos según los resultados deseados del proceso.

La temperatura del plasma está bastante por encima de 5000°C en el punto de generación en que se inyecta directamente el residuo líquido o gaseoso. La temperatura en la parte superior del reactor es de unos 3500°C y disminuye a través de la zona de reacción hasta una temperatura controlada de forma precisa de unos 1300°C.

Una característica especial del proceso es el uso de CO₂, que se forma de la reacción de oxidación, como gas para sostener el plasma.

El proceso ha demostrado elevadas EDE con compuestos refractarios a índices de demostración razonablemente altos. Los índices de emisiones en masa de los contaminantes de interés son bajos, principalmente debido al bajo volumen de gas de combustión producido por el proceso.

5. Plasma de microondas

Este proceso genera energía de microondas a 2,45 GHz en una cavidad coaxial especialmente diseñada para generar un plasma térmico a presión atmosférica. Se utiliza argón para iniciar el proceso, pero por lo demás el proceso no requiere gas para sostener el plasma.

La EDE reportada para el proceso de plasma de microondas es superior al 99,99 %, destruyendo CFC-12 a un ritmo de 2 kg/h.

Se reporta que el proceso tiene una elevada eficiencia de destrucción y es capaz de alcanzar las altas temperaturas operativas en un tiempo muy corto, proporcionando flexibilidad operativa y reducidos tiempos muertos.

No se necesita gas inerte para operar el proceso, que mejora la eficiencia energética, reduce el coste operativo y el volumen de gas de combustión producido. Además, el proceso es muy compacto.

6. Arco de plasma de nitrógeno

Este proceso utiliza una antorcha de plasma no transferido en corriente continua, con electrodos refrigerados por agua, y genera el plasma térmico con nitrógeno como gas de trabajo. El proceso fue desarrollado en 1995 y existen sistemas comerciales disponibles.

Se reporta que el proceso alcanza una EDE del 99,99 % destruyendo CFC, HCFC y HFC a un ritmo de 10 kg/h.

Una ventaja clave de esta tecnología es que el equipo es de tamaño muy compacto. El sistema requiere sólo un área de 9 m × 4,25 m para su instalación, que incluye espacio para una unidad de precipitación y deshidratación para los subproductos (CaCl_2 y CaCO_3). Por consiguiente, este sistema puede transportarse en un camión hasta el punto de generación de residuos, para tratamiento in situ.

2.3.5.11. TÉCNICAS VARIAS PARA INCINERACIÓN DE LODO DE DEPURADORA

Condiciones de proceso típicas aplicadas a la incineración de lodo de depuradora:

Además del lodo de depuradora, suelen incinerarse otros residuos del tratamiento de aguas residuales, como espumas, tamizados y grasas extraídas.

Las plantas que reciben lodo parcialmente seco requieren menos combustibles adicionales que los lodos crudos. Los valores calóricos del lodo para incineración autotérmica se sitúan entre 4,8 MJ/kg y 6,5 MJ/kg. Se registran valores entre 2,2 MJ/kg y 4,8 MJ/kg de lodo cuando se trata lodo de depuradora crudo. El límite para incineración autotérmica se considera que es aproximadamente 3,5 MJ/kg de lodo. La necesidad de combustible adicional puede reducirse mediante el uso de sistemas eficientes de recuperación de energía interna, como por ejemplo recuperación de calor de los gases de combustión para calentar el aire de incineración y/o uso de calor para el secado del lodo.

En las incineradoras de lodos de un solo depurado se utiliza principalmente aceite usado como combustible. También se utilizan gasóleos de calefacción, gas natural, hulla, disolventes, residuos líquidos y sólidos y aire contaminado. Para la incineración de lodo digerido se prefiere gas contaminado.

Los principales factores que influyen sobre el requisito de energía adicional son el precalentamiento del aire y el grado de deshidratación necesario. La influencia de los agentes acondicionantes es relativamente baja.

Las incineradoras específicas para lodos de depuradora están generalmente diseñadas para operar a temperaturas entre 850 y 950°C. Temperaturas por debajo de 850°C pueden producir emisiones de olores, mientras que temperaturas por encima de 950°C pueden producir fusión de las cenizas. Normalmente se emplean tiempos de residencia de más de 2 segundos.

El nivel de temperatura alcanzado durante la incineración depende principalmente del contenido de energía y la cantidad de lodo de depuradora a incinerar y del nivel de oxígeno atmosférico.

Hay algunos ejemplos de incineradores de lodo de depuradora (con frecuencia procesos en lecho fluidizado) que operan a temperaturas cercanas a 820°C sin deterioro en el rendimiento de la incineración o aumento de las emisiones.

Comparación de sistemas de hornos para incineración de lodo de depuradora:

Los sistemas de hornos descritos funcionan según distintas tecnologías de proceso. La estructura y diseño del horno, así como la tecnología operativa de la planta de incineración, el equipo de limpieza conectado a continuación, y el transporte de los distintos flujos de materias, tienen todos una influencia significativa sobre las emisiones resultantes. Las características de los distintos hornos se muestran en la tabla siguiente:

Tabla 2.9. Comparación de sistemas de hornos para incineración de lodo de depuradora. [1, UBA, 2001]

	Horno de lecho fluidizado	Horno de soleras múltiples	Horno de lecho fluidizado con soleras múltiples	Horno cicloide
Principales características de la técnica	<ul style="list-style-type: none"> • no hay partes mecánicas móviles, bajo desgaste. 	<ul style="list-style-type: none"> • no es necesario presecado separado • extensa estructura del horno con partes móviles • eje hueco refrigerado. 	<ul style="list-style-type: none"> • no es necesario presecado separado • eje hueco móvil • bajo volumen del lecho fluidizado. 	<ul style="list-style-type: none"> • no hay partes mecánicas móviles, bajo desgaste • no hay material de lecho fluidizado.
Aspectos operativos	<ul style="list-style-type: none"> • rápido arranque y parada por tiempos cortos de calentamiento y enfriamiento, posibilidad de operación intermitente. 	<ul style="list-style-type: none"> • tiempo de calentamiento largo, funcionamiento continuo necesario. 	<ul style="list-style-type: none"> • tiempo de calentamiento y enfriamiento medio. 	<ul style="list-style-type: none"> • comparable al lecho fluidizado • utilizable para una amplia gama de residuos.
Posibles problemas operativos	<ul style="list-style-type: none"> • aglomeración, desfluidización. 		<ul style="list-style-type: none"> • posibles emisiones de compuestos orgánicos, partes móviles en el horno 	<ul style="list-style-type: none"> • mantener la temperatura deseable
Características principales de la etapa de incineración	<ul style="list-style-type: none"> • se requiere bajo exceso de aire • incineración completa sólo sobre el lecho fluidizado 	<ul style="list-style-type: none"> • incineración difícil de controlar • inmune a fluctuaciones en las cargas y material grueso 	<ul style="list-style-type: none"> • se requiere bajo exceso de aire • buen control de incineración • incineración completa dentro del lecho fluidizado • mayor inmunidad a fluctuaciones de calidad en el lodo que los hornos de lecho fluidizado. 	<ul style="list-style-type: none"> • porciones de material sólido • porciones largas y gaseosas • tiempos de residencia cortos • suministro variable de aire primario y secundario a distintos niveles.

Tabla 2.9. Comparación de sistemas de hornos para incineración de lodo de depuradora. [1, UBA, 2001] (continuación)

	Horno de lecho fluidizado	Horno de soleras múltiples	Horno de lecho fluidizado con soleras múltiples	Horno cicloide
Contenido de cenizas en el gas de combustión	• alto	• bajo	• alto	• alto
Eliminación de cenizas	• a través del caudal de gases de combustión y eliminación de arena	• directamente desde el nivel inferior	• a través del caudal de gases de combustión y eliminación de arena	• a través del caudal de gases de combustión • ceniza bruta en el fondo
Residuos	• ceniza	• ceniza	• ceniza	• ceniza
	• material del lecho fluidizado		• material del lecho fluidizado	• posiblemente ceniza gruesa

2.4. La etapa de recuperación de energía

2.4.1. Introducción y principios generales

[28, FEAD, 2002]

La combustión es un proceso exotérmico (que genera calor). La mayoría de la energía producida durante la combustión se transfiere a los gases de combustión. El enfriamiento del gas de combustión permite:

- la recuperación de la energía de los gases de combustión calientes, y
- la limpieza de los gases de combustión antes de su liberación a la atmósfera.

En plantas sin recuperación de energía, los gases son enfriados normalmente mediante inyección de agua, aire, o ambos. En la mayoría de los casos se utiliza una caldera.

En plantas de incineración de residuos, la caldera tiene dos funciones interconectadas:

- enfriar los gases de combustión;
- transferir el calor de los gases de combustión a otro líquido, normalmente agua que, casi siempre, se transforma en vapor dentro de la caldera.

Las características del vapor (presión y temperatura) o del agua caliente vienen determinadas por los requisitos energéticos y restricciones operativas locales.

El diseño de la caldera dependerá principalmente de:

- las características del vapor,

- las características del gas de combustión (potenciales de corrosión, erosión y ensuciamiento).

Las características del gas de combustión, por su parte, dependen mucho del contenido de los residuos. Los residuos peligrosos, por ejemplo, tienden a tener variaciones muy amplias en composición y, en ocasiones, concentraciones muy elevadas de sustancias corrosivas (ej. cloruros) en el gas crudo. Esto tiene un impacto significativo en las posibles técnicas de recuperación de energía que se emplean. En particular, la caldera puede sufrir una corrosión significativa, por lo que es posible que haya que reducir las presiones de vapor con tales residuos.

Análogamente, el ciclo térmico (ciclo de vapor-agua) dependerá del objetivo, por ejemplo:

- las mayores potencias eléctricas requieren los ciclos más sofisticados, pero
- los ciclos simple van bien para otras situaciones, p. ej., suministro de calor.

Las *paredes de agua* (las paredes de la cámara de combustión están hechas de tubos de intercambio de calor rellenos de agua, normalmente con un recubrimiento protector de algún tipo) se utilizan ampliamente para enfriar los gases de combustión en los pasos vacíos de la caldera (es decir de los haces tubulares de intercambio de calor). La primera pasada normalmente debe ser en vacío, ya que los gases calientes son demasiado corrosivos y la materia en partículas es demasiado pegajosa para el uso eficaz de tubos de intercambio de calor en esta zona.

Según la naturaleza del residuo incinerado y el diseño de combustión, puede generarse suficiente calor para hacer que el proceso de combustión sea autoestable (es decir, no se requieran combustibles externos).

Los principales usos de la energía transferida a la caldera son:

- producción y suministro de agua caliente (como vapor o agua caliente);
- producción y suministro de electricidad;
- combinaciones de los anteriores.

La energía transferida puede utilizarse in situ (en sustitución de energía importada) y externamente. La energía suministrada puede usarse para una amplia variedad de otras aplicaciones. Normalmente, el calor y el vapor se utilizan para sistemas de calefacción industrial o centralizada, calor y vapor para procesos industriales, y ocasionalmente para el funcionamiento de sistemas de refrigeración y aire acondicionado. La electricidad se suministra normalmente a redes de distribución nacional o se utiliza dentro de la instalación.

2.4.2. Factores externos que afectan la eficiencia energética

2.4.2.1. TIPO Y NATURALEZA DE LOS RESIDUOS

Las características de los residuos suministrados a la instalación determinan las técnicas apropiadas y el grado en que la energía puede ser recuperada eficientemente. En la selección del proceso se consideran las características tanto físicas como químicas.

Las características químicas y físicas de los residuos que llegan a las plantas o son alimentados al incinerador pueden estar influenciadas por muchos factores locales, como:

- contratos con proveedores de residuos (ej. adición de residuos industriales a RSU);
- tratamientos de residuos in situ o externos o regímenes de recogida/separación;
- factores de mercado que desvían determinadas corrientes otras formas de tratamiento o desde las mismas.

En algunos casos, el operador tendrá un margen de maniobra muy limitado para influir sobre las características de los residuos suministrados, en otros este margen será considerable.

La tabla siguiente indica los rangos de poder caloríficos netos para algunos tipos de residuos.

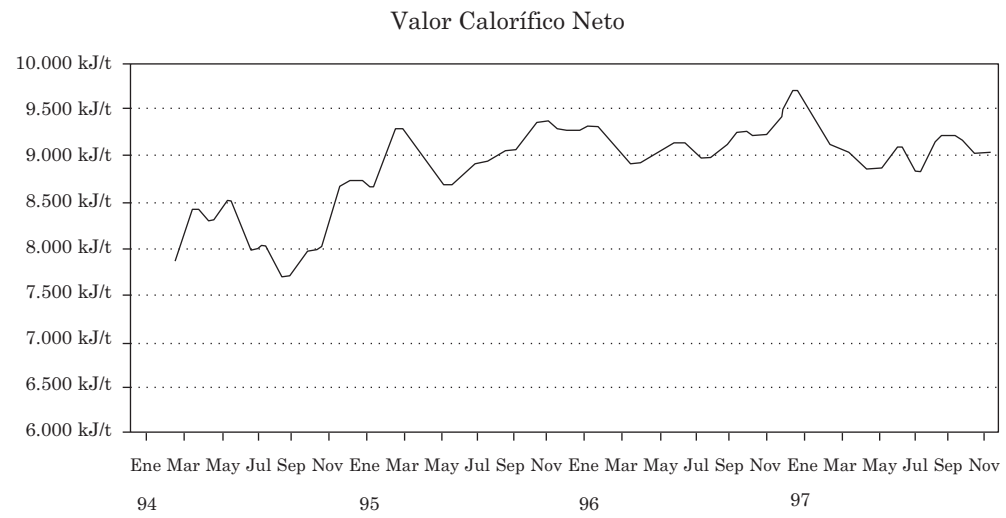
Tabla 2.10. Rangos y poder caloríficos netos típicos para algunos residuos de entrada en incineradoras. [Energy sub-group 2003]

Tipo de residuos de entrada	Comentarios y ejemplos	PCN en la sustancia original (humedad incluida)	
		Rango GJ/t	Media GJ/t
Residuos sólidos urbanos (RSU) mixtos	Residuos domésticos mixtos	6,3-10,5	9
Residuos voluminosos	ej. mobiliario, etc. entregado a IRSU	10,5-16,8	13
Residuos similares a RSU	Residuos de naturaleza similar a los RSU pero procedentes de comercios, oficinas, etc.	7,6-12,6	11
RSU residuales tras operaciones de reciclaje	Fracciones descartadas de compostaje y procesos de recuperación de materias	6,3-11,5	10
Residuos comerciales	Fracciones de recogida selectiva de establecimientos y oficinas, etc.	10-15	12,5
Residuos de envases	Recogida selectiva de envases	17-25	20

Tabla 2.10. Rangos y poder caloríficos netos típicos para algunos residuos de entrada en incineradoras. [Energy sub-group 2003] *(continuación)*

Tipo de residuos de entrada	Comentarios y ejemplos	PCN en la sustancia original (humedad incluida)	
		Rango GJ/t	Media GJ/t
RDF-combustibles derivados de residuos	Material en pellets o copos producido a partir de residuos urbanos y otros residuos no peligrosos similares	11-26	18
Residuos industriales específicos de productos	ej. residuos de la industria de producción de plástico o papel	18-23	20
Residuos peligrosos	También denominados residuos químicos o especiales	0,5-20	9,75
Lodos de depuradora	Derivados de plantas de tratamiento de aguas residuales	Ver abajo	Ver abajo
	Crudos (deshidratados a 25 % m.s.)	1,7-2,5	2,1
	Digeridos (deshidratados a 25 % m.s.)	0,5-1,2	0,8

Figura 2.35. Gráfico que muestra la variación registrada en el PCN de los residuos en una IRSU a lo largo de 4 años



Cálculo del poder calorífico neto de los residuos:

A la hora de considerar la eficiencia de cualquier proceso de combustión, es importante tener en cuenta los flujos de energía del sistema. En incineradoras de residuos puede ser difícil evaluar adecuadamente las eficiencias debido a incertidumbres relativas al poder calorífico del principal aporte energético, es decir, los residuos.

Existen varios métodos de cálculo del poder calorífico. Utilizando el ejemplo de método de cálculo bajo detallado, se obtuvieron los siguientes resultados de VCN para 50 plantas (principalmente alemanas) de RSU investigadas (datos de 2001):

Tabla 2.11. PCN calculado para residuos tratados en 50 plantas de IRSU europeas. [Energy subgroup, 2002 #29]

Unidades de PCN	Mínimo	Medio	Máximo
MJ/kg	8	10,4	12,6
MWh/tonelada	2,2	2,9	3,5

Ejemplo de método de cálculo:

Un método que permite un cálculo muy simple pero fiable (+/-5 %) del VCN de los residuos se muestra en la siguiente ecuación. En ella se tienen en cuenta las pérdidas de calor, etc. Los datos requeridos para el cálculo se hallan por lo general disponibles en plantas de incineración y se miden o calculan a partir de cifras de dimensiones como parámetros de vapor.

$$\text{PCN} = (1,133 \times (m_{\text{st w}}/m) \times c_{\text{st x}} + 0,008 \times T_b)/1,085 \text{ (GJ/tonelada)}$$

PCN = poder calorífico inferior (PCI) del residuo incinerado con $m_{\text{stw}}/m \geq 1$ (GJ/tonelada)

donde,

$$m_{\text{st w}} = m_{\text{st x}} - (m_f \times (c_f c_{\text{st x}}) \times \eta_b)$$

$m_{\text{st w}}$ = cantidad del vapor producida a partir de los residuos en el mismo periodo de tiempo que m_{st} ej. por año (tonelada/año)

$m_{\text{st x}}$ = cantidad total de vapor producida en un periodo de tiempo definido, ej. por año (tonelada/año)

m_x = cantidad de combustible suplementario utilizado en el periodo de tiempo correspondiente, ej. por año (tonelada/año)

m = masa de residuos incinerados en el periodo de tiempo definido ej. por año (tonelada/año)

- $c_{st\ x}$ = entalpía neta del vapor, es decir, entalpía del vapor menos entalpía del agua de la caldera (GJ/tonelada)
 c_f = poder calorífico neto del combustible suplementario que se agrega a la producción de vapor (GJ/tonelada)
 T_b = temperatura del gas de combustión después de la caldera a un 4-12 % O_2 en el gas de combustión ($^{\circ}C$)
 0,008 = contenido energético específico en el gas de combustión (GJ/tonelada $\times^{\circ}C$).
 1,133 y 1,085 son constantes derivadas de ecuaciones de regresión
 η_b = eficiencia de intercambio de calor a la caldera (aprox. 0,80)

Nota: Este cálculo de PCN es sólo aplicable a plantas existentes y no a efectos de dimensionado de plantas nuevas. También debe observarse que la fórmula puede aplicarse en n rango operativo de 4-12 % O_2 , cuando el punto del diseño original era de un 7-9 % O_2 . Las plantas diseñadas con concentraciones de O_2 fuera del rango de 7-9 % requerirían el uso de coeficientes modificados para mantener la precisión.

2.4.2.2. INFLUENCIA DE LA UBICACIÓN DE LA PLANTA EN LA RECUPERACIÓN DE ENERGÍA

Además de la calidad de los residuos y aspectos técnicos, la posible eficiencia de un proceso de incineración de residuos está influenciada en gran medida por las opciones de salida de la energía producida. Los procesos con opción de suministrar energía, vapor o calor podrán utilizar una mayor cantidad del calor generado para este fin y no tendrán que refrigerar para eliminar el calor, lo que produciría reducciones de eficiencia.

La mayor eficiencia de aprovechamiento de la energía de los residuos puede obtenerse normalmente cuando el calor recuperado del proceso de incineración puede suministrarse directamente como calor centralizado, vapor de proceso, etc., o en combinación con generación de electricidad. No obstante, la adopción de estos sistemas depende mucho de la ubicación de la planta, y en particular de la disponibilidad de un usuario fiable para la energía suministrada.

La generación de electricidad sola (es decir, sin suministro de calor) es común, y generalmente ofrece un medio de recuperar energía del residuo que depende menos de las circunstancias locales. La tabla siguiente muestra rangos aproximados de las eficiencias *potenciales* en plantas de incineración en una variedad de situaciones. Las cifras reales en una planta individual serán muy específicas de cada instalación. La idea de la tabla es pues proporcionar un medio de comparar lo que podría alcanzarse en circunstancias favorables. Las dudas acerca de los métodos de cálculo también hacen difícil comparar las cifras —en este caso las cifras no tienen en cuenta las eficiencias de las calderas (normalmente las pérdidas son de ~ 20 %)—, lo que explica por qué en algunas circunstancias se observan cifras cercanas al 100 % (en algunos casos se indican cifras de más del 100 %):

Tabla 2.12. Eficiencias potenciales de conversión de energía para distintos tipos de plantas de incineración de residuos. [RVF, 2002 #5]

Tipo de planta	Eficiencia térmica potencial reportada % [(calor + electricidad)/producción de energía de la caldera]
Generación de electricidad sólo	17-30
Plantas de cogeneración de calor y electricidad (CHP)	70-85
Estaciones de calefacción con venta de vapor y/o agua caliente	80-90
Venta de vapor a grandes plantas químicas	90-100
Plantas de cogeneración y calefacción con condensación de la humedad en el gas de combustión	85-95
Plantas de cogeneración y calefacción con condensación y bombas de calor	90-100

Nota: Las cifras cotizadas en esta tabla se derivan de la simple suma de los MWh de calor y los MWh de electricidad producidos, dividida por la producción de energía de la caldera. No se tienen en cuenta de forma detallada otros factores como: demanda de energía del proceso (combustibles de apoyo, entradas de electricidad); valor relativo de CO₂ del suministro de electricidad y calor (es decir, generación desplazada).

Las eficiencias potenciales dependen del consumo propio de calor y electricidad. Sin tener en cuenta el consumo propio, las eficiencias calculadas de algunas instalaciones pueden conducir a cifras reportadas de más del 100 %. También son comunes distorsiones de las cifras de eficiencia cuando se descuentan las pérdidas por intercambio de calor de la caldera (es decir, una eficiencia de caldera del 80 % significa que un 20 % del calor del gas de combustión no se transfiere al vapor; en ocasiones, la eficiencia se reporta en relación con el calor transferido al vapor en lugar del calor que contienen los residuos).

Cuando no hay demanda externa para la energía, una parte de la misma se suele utilizar in situ para suministrarla al proceso de incineración en sí reduciendo así la cantidad de energía importada a niveles muy bajos. En plantas de residuos urbanos, este uso interno puede ser del orden del 10 % de la energía de los residuos incinerados.

Se emplean sistemas de refrigeración para condensar el agua de la caldera para su devolución a la caldera.

Los procesos convenientemente ubicados para conexión a redes de distribución de energía (o consumidores de energía sinérgicos individuales) aumentan la posibilidad de que la planta de incineración consiga eficiencias globales más elevadas.

2.4.2.3. FACTORES TENIDOS EN CUENTA AL ELEGIR EL DISEÑO DEL CICLO ENERGÉTICO

Se reporta que los siguientes factores se tienen en cuenta a la hora de determinar el diseño local de una nueva planta de incineración de residuos [51, CNIM, 2003]:

Tabla 2.13. Factores tenidos en cuenta al seleccionar el diseño del ciclo de energía para plantas de incineración de residuos. [51, CNIM, 2003]

Factor a considerar	Aspectos detallados a considerar
Alimentación de residuos	• Cantidad y calidad
	• Disponibilidad, regularidad de variación del suministro con las estaciones
	• Perspectivas de cambio en la naturaleza y la cantidad del residuo
	• Efecto de la recogida selectiva y reciclaje de residuos.
Posibilidades de venta de energía	Calor
	• A comunidades, como calefacción centralizada
	• A industrias privadas
	• Uso de calor, ej. en procesos, calentamiento
	• Restricciones geográficas; viabilidad de conducciones de suministro
	• Duración de la demanda, duración del contrato de suministro
	• Obligaciones de la disponibilidad del suministro, es decir, ¿hay otra fuente de calor cuando el incinerador está apagado?
	• Condiciones del vapor/agua caliente: presión (normal/mínima), temperatura, caudal, retorno o no del condensado
	• Curva de demanda estacional
	• Las subvenciones pueden tener considerable influencia en la economía
	• Peso de los clientes de calor en la financiación de la planta, es decir, seguridad del contrato de suministro.
	Electricidad
	• Red nacional o industrial (rara), consumo propio de la planta, consumo propio de clientes (ej. en una planta de tratamiento de lodos de depuradora)
	• El precio de la electricidad influye significativamente en la inversión
	• Las subvenciones o préstamos a intereses reducidos pueden aumentar la inversión
	• Requisitos técnicos: voltaje, potencia, disponibilidad de conexión a la red de distribución.

Tabla 2.13. Factores tenidos en cuenta al seleccionar el diseño del ciclo de energía para plantas de incineración de residuos. [51, CNIM, 2003] (continuación)

Factor a considerar	Aspectos detallados a considerar
Condiciones locales	• Medio de refrigeración seleccionado: aire o agua
	• Condiciones meteorológicas: temperatura, higrometría (mín., media, máx., curvas)
	• Aceptabilidad de un «penacho» de vapor de agua (torre de refrigeración)
	• Disponibilidad de una fuente de agua fría: río o mar –Temperatura, calidad del agua –Caudal que puede bombearse según la estación –Aumento de temperatura permitido.
Cogeneración de calor y energía	• Distribución según la temporada
	• Evolución de la distribución en el futuro
Otros	• Elección entre: Aumento de la producción de energía, reducción del coste de inversión, complejidad operativa, requisitos disponibles, etc.
	• Nivel de ruido aceptable (refrigeradores por aire)
	• Espacio disponible
	• Restricciones arquitectónicas.

2.4.3. Eficiencia energética de las incineradoras de residuos

[Energy subgroup, 2002 #29]

Para permitir una comparación del rendimiento energético entre incineradoras de residuos, es necesario asegurar que las comparaciones se realicen de un modo consistente. En particular es necesario estandarizar:

- los límites de evaluación, es decir, ¿qué partes del proceso se incluyen/excluyen?
- los métodos de cálculo
- cómo tratar las distintas entradas y salidas de energía, como calor, vapor, electricidad, combustibles primarios, recirculación de energía producida por la planta, etc.

Las secciones que siguen describen las entradas y salidas típicas encontradas en muchas incineradoras de residuos.

Ver también Apéndice 10.4 para información relativa al cálculo de la eficiencia energética.

2.4.3.1. ENTRADAS DE ENERGÍA A LAS INCINERADORAS DE ENERGÍA

[Energy subgroup, 2002 #29]

Además de la energía de los residuos, hay otras entradas a la incineradora que deben ser tenidas en cuenta al considerar la eficiencia energética de la planta en su conjunto.

Entradas de electricidad:

El consumo eléctrico suele calcularse fácilmente. En situaciones en las que se ofrecen incentivos económicos para fomentar la producción de energía eléctrica de incineración (ej. como fuente renovable) puede haber un diferencial de precio entre la electricidad comprada y exportada. Las plantas pueden entonces decidir (por motivos económicos) exportar toda la electricidad generada por la incineradora, e importar de la red la electricidad requerida para operar el proceso de incineración en sí. En tal caso, la planta de incineración suele tener instalaciones eléctricas distintas para entrada y salida.

Entradas de vapor/calor/agua caliente:

El vapor (calor o agua caliente) puede usarse en el proceso. Su procedencia puede ser externa o recirculada.

Combustibles:

Se necesitan para varios usos. Por ejemplo, se consumen combustibles convencionales para:

- i. asegurar que se mantengan las temperaturas de la cámara de combustión (esto contribuye luego a la producción de vapor)
- ii. aumentar la temperatura en la cámara de combustión hasta el nivel requerido antes de alimentar la planta con residuos (esto contribuye parcialmente a la producción de vapor)
- iii. elevar la temperatura del gas de combustión (ej. después de los lavadores húmedos) con el fin de evitar la corrosión de la casa de filtros de manga y de la chimenea, y suprimir la visibilidad del penacho
- iv. precalentar el aire de combustión
- v. calentar el gas de combustión en dispositivos específicos, como RCS o filtros de manga.

Al considerar la eficiencia global de la recuperación de energía de los residuos, es importante observar que algunos de estas aplicaciones de los combustibles primarios pueden contribuir a la producción de vapor y otros no. El no tener en consideración este hecho puede producir cifras de eficiencia engañosas debido a la atribución incorrecta de energía derivada de combustibles primarios. Por ejemplo:

- los combustibles usados en quemadores auxiliares para los apartados i (total) y ii (parcial) contribuyen a la producción de vapor (típicamente alrededor de un 50-70 % del consumo de combustible adicional), mientras que

- los combustibles usados para los apartados ii (el 30-50 % restante del consumo de combustible auxiliar), iii y v no contribuyen a la producción de vapor.

También puede haber aportes de combustible (ej. hulla/coque, además de los residuos) en plantas de gasificación con el fin de producir un gas de síntesis con las características deseadas de composición química y valor calorífico.

2.4.3.2. SALIDAS DE ENERGÍA DE LAS INCINERADORAS DE RESIDUOS

Electricidad:

La producción de electricidad se calcula fácilmente. El proceso de incineración en sí puede usar algo de la electricidad producida.

Combustibles:

En las plantas de gasificación/pirólisis se produce combustible (ej., gas de síntesis) que puede exportarse o combustionarse *in situ*, con (normalmente) o sin recuperación de energía.

Vapor/agua caliente:

El calor liberado en la combustión de residuos se suele recuperar para producir beneficios, p. ej. suministrando vapor o agua caliente para uso industrial o doméstico, para generación externa de electricidad o incluso para el funcionamiento de sistemas de refrigeración.

Las plantas de cogeneración (CHP) suministran tanto calor como electricidad. El vapor/agua caliente no utilizado por la planta de incineración puede ser exportado.

2.4.4. Técnicas aplicadas para mejorar la recuperación de energía

2.4.4.1. PRETRATAMIENTO DE LA ALIMENTACIÓN DE RESIDUOS

Existen dos categorías principales de técnicas de pretratamiento de relevancia para la recuperación de energía:

- homogeneización
- extracción/separación.

La **homogenización** de la alimentación de residuos mezcla los residuos recibidos en la planta utilizando técnicas físicas (ej., mezcla en búnker y en ocasiones trituración) descritas en otras partes de este documento, con el fin de suministrar una alimentación con cualidades de combustión consistentes.

Las principales ventajas obtenidas son la mejora en la estabilidad del proceso que se deriva, permitiendo una operación uniforme del proceso subsiguiente. En la caldera se obtienen parámetros más constantes para la producción de vapor,

lo que permite una mayor producción de electricidad. Se cree que los beneficios en cuanto a eficiencia energética son limitados, pero pueden producirse ahorros de costes y otros beneficios operativos.

La **extracción/separación** comporta la eliminación de determinadas fracciones del residuo antes de su envío a la cámara de combustión.

Las técnicas van desde procesos físicos extensos para la producción de combustibles derivados de residuos (RDF) y la mezcla de residuos líquidos para cumplir criterios específicos de calidad, hasta la simple detección y eliminación por parte de los operarios de grúas de elementos grandes que no sean adecuados para combustión, como bloques de cemento u objetos metálicos grandes.

Las principales ventajas que se consiguen son:

- mayor homogeneidad, particularmente cuando se utiliza un pretratamiento más elaborado (ver comentarios anteriores para las ventajas de la homogeneidad);
- eliminación de elementos voluminosos –y con ellos los riesgos de obstrucción y las paradas no programadas–;
- posible uso de lechos fluidizados u otras técnicas que pueden mejorar la eficiencia de combustión.

La extracción, separación y homogeneización de los residuos pueden mejorar considerablemente la eficiencia energética de la planta de incineración en sí. Esto es debido a que estos procesos pueden cambiar significativamente la naturaleza del residuo que se suministra finalmente al proceso de incineración, lo que luego puede permitir diseñar el proceso de incineración alrededor de una especificación de residuos de entrada más estrecha, y producir un funcionamiento optimizado (pero menos flexible). No obstante, para una evaluación más amplia (más allá del ámbito de este documento), es importante subrayar que las técnicas que se utilizan en la preparación de este combustible distinto requieren a su vez energía y producen emisiones adicionales.

(Nota: El ámbito de este BREF incluye recomendar los sistemas corriente arriba que pueden influenciar las características de combustión y el contenido energético de los residuos recibidos. No obstante, reconoce que estos sistemas pueden tener una influencia clave sobre las características de los residuos finalmente recibidos en la planta, y por lo tanto sobre su comportamiento).

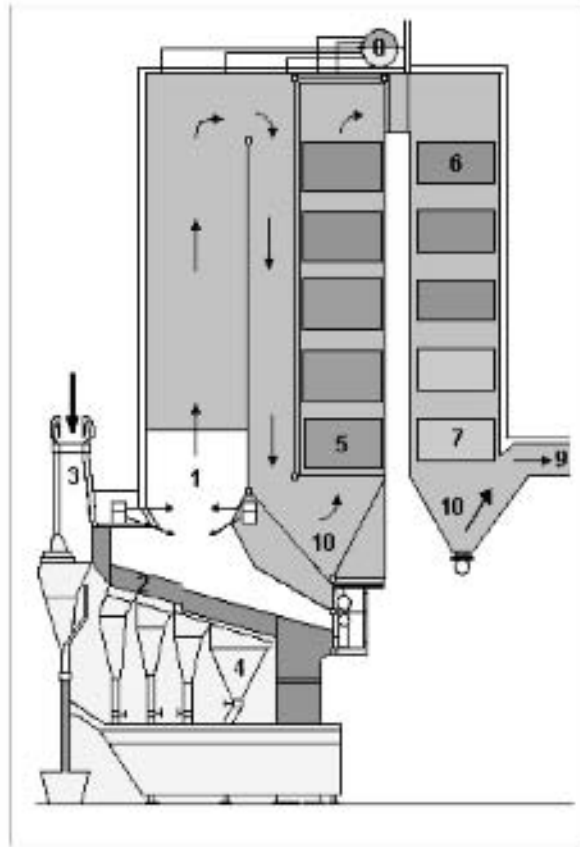
2.4.4.2. CALDERAS Y TRANSFERENCIA DE CALOR

Las calderas de agua tubulares se utilizan generalmente para generación de vapor y agua caliente a partir del potencial energético de los gases de combustión calientes. El vapor o el agua caliente se generan normalmente en haces de tubos en el recorrido de los gases de combustión. La envoltura del horno, los pasos vacíos siguientes y el espacio en el que están situados el evaporador y los

haces de tubos del sobrecalentador están generalmente diseñados con paredes de membrana refrigeradas por agua.

En la generación de vapor, normalmente es posible diferenciar las tres superficies de intercambio de calor que se muestran en la Figura 2.36:

Figura 2.36. Ilustración de las superficies de intercambio de calor individuales en un generador de vapor. [1, UBA, 2001]



Clave para algunas de las características que se muestran en la Figura 2.36 anterior:

7. Precalentamiento (Economizador):

En esta zona, el agua de alimentación de la caldera es calentada por gases de combustión hasta una temperatura próxima al punto de ebullición (diseñada como superficie de calentamiento con haces de tubos).

6. Evaporación:

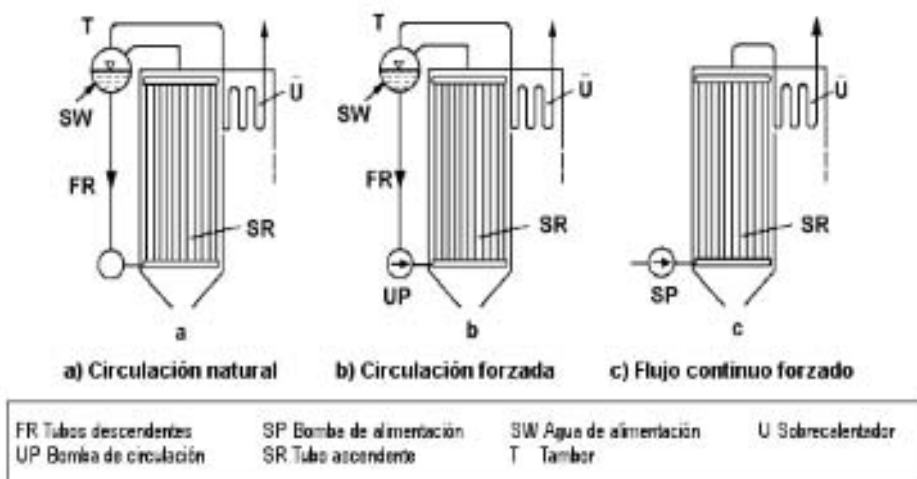
En esta zona, el agua procedente del economizador se calienta hasta alcanzar la temperatura del vapor saturado (diseñada como superficie de calentamiento con haces de tubos, pared de la envoltura de la cámara de incineración).

5. Sobrecalentamiento:

En esta zona, el vapor saturado procedente del evaporador es sobrecalentado a la temperatura final (por regla general, superficies de calentamiento con haces de tubos o superficies de calentamiento tipo tabique).

Cabe distinguir los siguientes sistemas tradicionales de evaporación (ver Figura 2.37):

Figura 2.37. Sistemas básicos de flujo de caldera. [1, UBA, 2001]



- **circulación natural:** El flujo en masa de agua/vapor en el evaporador se mantiene debido a la distinta densidad del medio en los tubos calentados y no calentados. La mezcla de agua/vapor fluye a un tambor. En él se separan el vapor y el agua. El vapor saturado pasa luego al sobrecalentador conectado a continuación.
- **circulación forzada:** Este principio es similar a la circulación natural, pero es ampliado mediante una bomba de circulación que refuerza la circulación en el evaporador.
- **flujo continuo forzado (caldera de una sola pasada):** En este sistema, el agua de alimentación es impulsada en un flujo continuo a través del economizador, el evaporador y el sobrecalentador.

En las calderas de circulación se utilizan refrigeradores por rociado y de superficie para mantener la temperatura exacta requerida en el vapor. Su función es

compensar las fluctuaciones de la temperatura del vapor, fluctuaciones que son consecuencia de fluctuaciones de carga, cambios en la calidad de los residuos, exceso de aire o contaminación de las superficies de calentamiento.

La preparación del agua de alimentación de la caldera y del agua de relleno es esencial para un funcionamiento eficaz y para reducir la corrosión (dentro de los tubos) o el riesgo de daños en las turbinas. La calidad del agua de la caldera debe ser mayor cuando se utilizan parámetros más elevados para el vapor.

Se requiere un compromiso a la hora de determinar los parámetros del vapor para calderas con combustión de residuos. Esto es debido a que, aunque la elección de altas temperaturas y presiones permite aprovechar mejor la energía contenida en los residuos, estos parámetros de vapor más elevados pueden producir considerables problemas de corrosión, especialmente en las superficies del sobrecalentador y el evaporador. En incineradoras de residuos municipales es común utilizar 40 bares y 400°C cuando hay producción de electricidad, aunque también se utilizan valores más altos, especialmente con RSU pretratados y RDF preparado (se utilizan valores de 60 bares y 520°C con medidas especiales para prevenir la corrosión). En caso de producción de calor, puede producirse vapor con condiciones más bajas o agua sobrecalentada. En base a estos parámetros de vapor más bien bajos (en comparación con la mayoría de estaciones de producción de electricidad a base de combustible primario), los parámetros de vapor, casi exclusivamente, se seleccionan calderas de vapor con circulación natural.

Una característica de la incineración de residuos es la elevada carga de polvo en los gases de combustión. Hay medidas que pueden facilitar la eliminación del polvo en las zonas de calderas mediante la separación por gravedad de la ceniza volante:

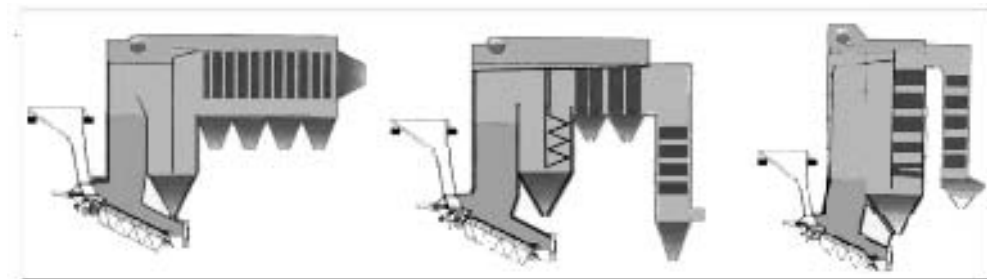
- bajas velocidades del gas de combustión, y
- curvas en el recorrido del gas.

La elevada proporción de ceniza en los gases de combustión produce un riesgo correspondiente de alta contaminación de las superficies de transferencia de calor. Esto produce un declive en la transferencia de calor y por consiguiente una pérdida de rendimiento. Por ello, la limpieza de la superficie de transferencia desempeña un papel importante. Esta limpieza puede realizarse manual o automáticamente con lanzas (aire comprimido o chorro de agua), con agitadores, con soplantes de hollín con uso de vapor, con chorreo con pellets (a veces limpieza por granallado), con ondas de sonido y de choque, o con dispositivos de limpieza de tanques.

En las plantas de incineración de residuos pueden usarse distintos conceptos de calderas. Son, de izquierda a derecha (ver Figura 2.38):

- calderas horizontales;
- combinación de calderas verticales y horizontales;
- calderas verticales.

Figura 2.38. Diversos sistemas de calderas: horizontales, combinados y verticales. [1, UBA, 2001]



En los sistemas horizontales, normalmente una serie de pasos vacíos con paredes de evaporación son seguidas por una serie de haces de superficies de transferencia de calor, es decir, evaporador, sobrecalentador y economizador. La selección del sistema a instalar depende de la concepción concreta de la nave, los parámetros de vapor seleccionados, y las especificaciones del cliente.

2.4.4.2.1. Corrosión en calderas

[1, UBA, 2001] Con la introducción de requisitos de temperatura mínima, tiempos de residencia y contenido de oxígeno, la corrosión ha aumentado en los generadores de vapor de las plantas incineradoras de residuos.

La **corrosión** es causada por el ataque químico del gas de combustión y de las partículas de ceniza del horno. La cámara de incineración, las paredes de agua de los primeros pasos vacíos, así como los componentes del sobrecalentador, son los componentes de la caldera que tienen mayor peligro de corrosión.

La **erosión**, que es la abrasión del material de las superficies por desgaste vertical, es causada primordialmente por las partículas de ceniza presentes en el gas de combustión. La erosión aparece principalmente en la zona de redirección del gas.

El **desgaste de los tubos** es causado por una combinación de corrosión y abrasión. La corrosión aparece en superficies metálicas limpias. Si los productos de corrosión se depositan como una película en la superficie del conducto (capa de óxido), funcionan como capa protectora y retardan la corrosión. Si esta capa protectora se desgasta por erosión, y reaparece la superficie metálica, todo el proceso vuelve a comenzar.

Una consideración coherente de los procesos de corrosión es difícil, dado que en los mismos interaccionan parámetros físicos, químicos, técnicos de incineración, metalúrgicos y cristalográficos.

Existen varios tipos de corrosión por gases de combustión:

- Proceso Tinder: Corrosión a alta temperatura.
- Corrosión inicial: Formación limitada en el tiempo de cloruro ferroso antes de la formación de la primera capa de óxido en el acero «desnudo» durante el arranque. Esta reacción ocurre continuamente tras la eliminación de la película por corrosión.
- Corrosión por deficiencia de oxígeno: Mediante la formación de FeCl_2 en atmósfera de gases de combustión desoxigenada, p. ej. bajo películas (como óxidos, contaminación de material ignífugo) y en la zona del horno. El FeCl_2 es suficientemente volátil a las temperaturas empleadas en la incineración de residuos y por tanto se moviliza. Un indicador de esta corrosión es la aparición de CO (esto explica el término incorrecto de corrosión por CO que se utiliza con frecuencia). Sin embargo, la situación microscópica en la frontera entre el material y la película es decisiva. Esta corrosión se observa en casos individuales con presiones de vapor de más de 30 bares, y con mayor frecuencia por encima de 40 bares. La velocidad de corrosión aumenta con la temperatura del metal. Los productos de corrosión aparecen en capas escamosas.
- Corrosión por cloro a alta temperatura: La corrosión por cloro, que se libera durante la sulfatación de cloruros alcalinos, y ataca los hidróxidos de hierro o plomo. Este mecanismo de corrosión se observa en plantas de incineración de residuos con temperaturas de gases de combustión $>700^\circ\text{C}$ y a temperaturas de paredes de conductos superiores a 400°C . Los productos de corrosión pueden reconocerse como una depresión negra firmemente adherida que incluye una capa de FeCl_3 rojo higroscópico en películas más gruesas.
- Corrosión por sales fundidas: El gas de combustión contiene álcalis y compuestos similares, que pueden formar eutécticos. Los compuestos eutécticos tienen un punto de fusión más bajo que los componentes individuales que forman el sistema eutéctico. Estos sistemas fundidos son altamente reactivos y pueden causar corrosión grave del acero. Pueden reaccionar con el revestimiento refractario y producir la formación interna de compuestos como kalsilita, leucita o sanidina, que destruyen el revestimiento refractario mecánicamente. También puede formar fusiones de baja viscosidad en la superficie, consistentes en material depositado y material refractario (corrosión refractaria). [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]
- Corrosión electromecánica: Se basa en la igualación del potencial eléctrico de distintos metales. El conductor puede ser acuoso o un sólido que tenga suficiente conductividad eléctrica a las temperaturas observadas. La conductividad puede surgir desde el punto de rocío del agua al punto de rocío del ácido sulfúrico o sal fundida.
- Corrosión estática: Debido a su alto contenido de cloro (especialmente CaCl_2), los depósitos son altamente higroscópicos. La humedad del aire disuelve estos compuestos y produce la presencia de disoluciones químicas en el material.
- Corrosión de punto de rocío: Cuando la temperatura cae por debajo del punto de rocío ácido, aparecen corrosiones químicas húmedas en superficies frías. Estos daños pueden evitarse elevando la temperatura o seleccionando un material apropiado.

En realidad, desde una perspectiva termodinámica, un grado de corrosión es inevitable. Las medidas correctivas sólo sirven para reducir los daños de corrosión a un nivel aceptable. Las causas de la corrosión requieren medidas correctivas constructivas y funcionales. Las posibilidades de mejora residen principalmente en el generador de vapor. Parámetros de vapor más bajos, tiempos de reacción largos antes de la entrada en las superficies de transferencia de calor, reducción de la velocidad del gas de combustión, y un mayor equilibrio del perfil de velocidad son todos ellos factores que pueden tener éxito. Camisas protectoras, utillajes, estampación y deflectores pueden usarse para salvaguardar las superficies de transferencia de calor.

Debe encontrarse un compromiso, a la hora de determinar la intensidad de limpieza de la caldera, entre la mejor transferencia de calor posible (superficie metálica del tubo) y una óptima protección contra la corrosión.

2.4.4.3. PRECALENTAMIENTO DEL AIRE DE COMBUSTIÓN

El precalentamiento del aire de combustión es particularmente beneficioso para facilitar la combustión de residuos con un alto contenido de humedad. El suministro de aire precalentado seca el residuo, facilitando su ignición. El suministro de calor puede tomarse de la combustión de los residuos mediante sistemas de intercambio de calor.

El precalentamiento del aire de combustión primario puede tener un efecto positivo sobre la eficiencia energética global en caso de producción de electricidad.

2.4.4.4. PARRILLAS REFRIGERADAS POR AGUA

Para proteger las parrillas se utiliza un sistema de refrigeración por agua. El agua se utiliza como medio de refrigeración para capturar calor del lecho de residuos en combustión y utilizarlo en otras partes del proceso. Es común que el calor eliminado sea realimentado al proceso para el precalentamiento del aire de combustión (aire primario y/o secundario) o calentar el condensado. Otra opción es integrar directamente la refrigeración por agua en el circuito de la caldera, utilizándola como un evaporador.

Estas parrillas se aplican cuando el poder calorífico neto del residuo es más alto, típicamente de más de 10 MJ/kg. A valores caloríficos más bajos, su aplicación es más restringida. Los aumentos en el poder calorífico de los residuos urbanos observados en Europa han aumentado la aplicación de esta técnica.

Hay otros motivos para el uso de parrillas refrigeradas por agua-los mismos se discuten en la Sección 2.3.1.2.5.

2.4.4.5. CONDENSACIÓN DE GASES DE COMBUSTIÓN

[5, RVF, 2002]

El agua contenida en el gas de combustión incluye agua libre evaporada del combustible y agua de reacción de la oxidación del hidrógeno, así como vapor de agua contenido en el aire de combustión. Al quemarse los residuos, el contenido de agua en el gas de combustión después de la caldera y el economizador normalmente varía entre un 10 y un 20 % en volumen, correspondiente a puntos de rocío de agua de unos 50-60°C. Durante la limpieza de la caldera con vapor, el contenido de agua en el gas de combustión aumenta hasta alrededor del 25 %.

La mínima temperatura posible del gas seco en este punto es de 130-140°C utilizando materiales normales de construcción de la caldera. Esta temperatura se determina sobre todo para que esté por encima del punto de rocío ácido, ligado al contenido de SO_3 y H_2O en el gas de combustión.

Las temperaturas más bajas generan mayor corrosión. La eficacia térmica de la caldera (vapor o agua caliente de los residuos) será, en estas condiciones, de alrededor del 85 %, calculada en base al poder calorífico de los residuos de entrada. No obstante, si hay más energía disponible en el gas de combustión, se producirá un vapor de agua que tiene una energía específica latente de unos 2500 kJ/kg y un gas seco con un calor específico de aproximadamente 1 kJ/(kg°C).

El retorno de agua de una calefacción centralizada a una temperatura de 40-70°C (dependiente de la configuración del sistema) puede utilizarse directamente para enfriar y condensar el vapor de agua en el gas de combustión. Este sistema es común en plantas que queman biocombustible, que normalmente es muy húmedo y da puntos de rocío de agua de 60-70°C en el gas de combustión.

Ejemplo: Estocolmo/Hogdalen (Suecia):

En la planta de Estocolmo/Hogdalen (Suecia), este sistema se utiliza con tres calderas de vapor con parrillas de combustión convencionales, una de ellas con un lecho fluidizado circulante. Los gases de combustión de las calderas con parrillas convencionales se enfrían en calderas de recuperación limpiadas por granallado hasta unos 140°C. El agua de retorno de la calefacción centralizada se utiliza como el medio refrigerante.

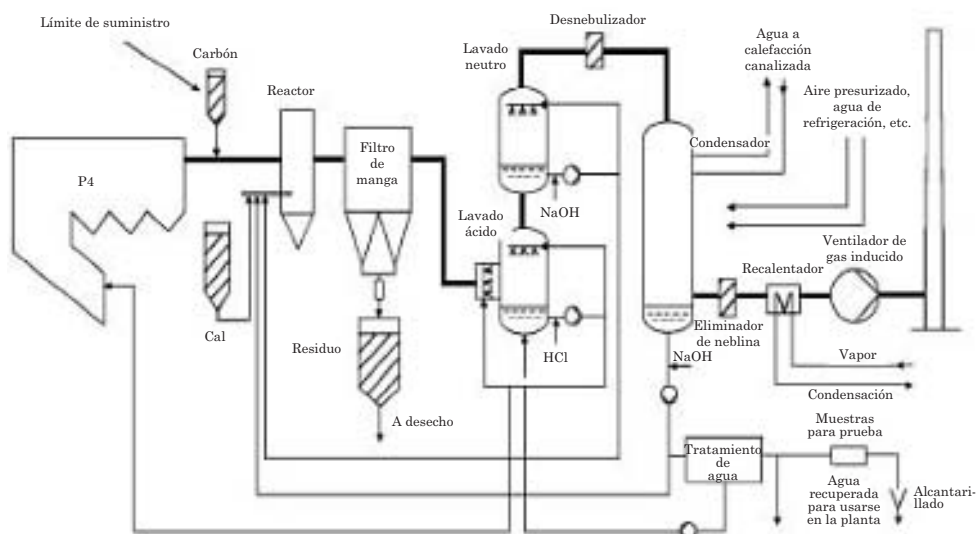
El tratamiento de los gases de combustión se inicia con un sistema de limpieza seco para cada caldera en el que se inyecta cal hidratada seca y se mezcla con el gas de combustión en un reactor. Las impurezas ácidas reaccionan con la cal y se forman sales sólidas que se eliminan en un filtro de tejido junto con cenizas volantes y exceso de cal. La reacción final se produce en la torta de polvo de las mangas. La caldera con lecho fluidizado tiene un reactor ligeramente distinto, ya que el polvo recirculado del filtro de tejido es ligeramente humidificado antes de ser mezclado con cal fresca e inyectado en los gases de combustión.

La segunda etapa de limpieza incluye lavadores húmedos, que saturan el gas de combustión y eliminan el resto de los gases ácidos, particularmente el cloruro de hidrógeno (HCl) y el dióxido de azufre (SO₂). El gas saturado que sale de los lavadores húmedos tiene una temperatura de unos 60°C. Es aspirado a un condensador tubular, que es refrigerado por el retorno de agua de la calefacción central hasta una temperatura de 40-50°C. Se utiliza un sistema húmedo para las tres calderas de parrilla, aunque la caldera de lecho fluidizado tiene el suyo propio.

La temperatura del agua de retorno es de 40°C (normal para esta planta, pero muy baja en comparación con la mayoría de climas europeos), y en el condensador se recupera un 14 % de energía adicional. Por otra parte, si la temperatura del retorno de agua es de 50°C, sólo se recupera un 7 % de energía adicional. En casos extremos, cuando la temperatura del agua de retorno es de 60°C, no se recupera calor extra.

En el caso de Estocolmo/Hogdalen, el gas de combustión es recalentado antes del ventilador de aire inducido y la chimenea, y para este recalentamiento se consumen algunos MW de vapor de baja presión. También es posible operar sin este recalentamiento, pero con un ventilador húmedo y chimenea.

Figura 2.39. Control de contaminación y recuperación de calor adicional por condensación del vapor de agua del gas de combustión en la planta de cogeneración alimentada con residuos de Estocolmo/Hogdalen. [RVF, 2002 #5]



Este ejemplo simplificado muestra que la condensación puede ser eficaz sólo si hay una diferencia de temperatura comparativamente grande entre el punto de

rocío del agua en el gas de combustión y el agua de refrigeración (normalmente agua de retorno de calefacción centralizada). Si no se cumple esta condición, pueden instalarse bombas de calor (ver abajo).

Debe subrayarse que, en este caso, es el retorno de agua frío de calefacción centralizada lo que proporciona el impulso energético para la condensación de los gases de combustión. Esta situación sólo puede existir en regiones en las que se registran bajas temperaturas ambiente, principalmente en la Europa del Norte.

2.4.4.6. BOMBAS DE CALOR

[RVF, 2002 #5]

La finalidad principal de las bombas de calor es transformar la energía de un nivel de temperatura a un nivel superior. Hay tres tipos distintos de bombas de calor en funcionamiento en instalaciones de incineración. Las mismas se describen a continuación con ejemplos.

2.4.4.6.1. *Bombas de calor impulsadas por compresor*

Es el tipo más conocido de bomba de calor. Se instala, por ejemplo, en frigoríficos, aparatos de aire acondicionado, cristalizadores, deshumidificadores y bombas de calor utilizadas para calefacción con energía geotérmica, del agua y del aire. Normalmente, un motor eléctrico impulsa la bomba, pero para instalaciones grandes pueden usarse compresores impulsados por turbinas a vapor.

En un circuito cerrado, se circula una sustancia refrigerante (ej. R134a) a través de un condensador, expansor, evaporador y compresor. El compresor comprime la sustancia, que condensa a una temperatura más alta y transfiere el calor al agua de la calefacción centralizada. Ahí, la sustancia es forzada a expandirse a baja presión, lo que hace que se evapore y absorba calor del agua del condensador de gases de combustión a una temperatura más baja. Así, la energía a baja temperatura del agua del condensador de gases de combustión ha sido transferida al sistema de calefacción centralizada a un nivel de temperatura más alto. En las condiciones de incineración típicas, la relación entre el calor de salida y la potencia del compresor (relación calor-potencia) puede ser de hasta 5. La bomba de calor impulsada por compresor puede aprovechar gran parte de la energía del gas de combustión.

2.4.4.6.2. *Bombas de calor por absorción*

Similares a la bombas de compresor, las bombas de calor por absorción fueron desarrolladas originalmente para refrigeración. Las bombas de calor comerciales funcionan con agua en un circuito cerrado a través de un generador, condensador, evaporador y absorbedor. En lugar de compresión, la circulación es mantenida mediante la absorción de agua en una solución de sal, normalmente bromuro de

litio, en el absorbedor. La solución diluida de agua/sal es bombeada al generador. Ahí, el agua es evaporada por agua caliente o vapor a baja presión, y luego es condensado en el condensador a una temperatura más alta. El calor es transferido al agua de la calefacción centralizada. La solución de sal concentrada es circulada de nuevo al absorbedor. El proceso es controlado por la presión en el sistema, en relación a la presión de vapor de los líquidos, agua y bromuro de litio.

El consumo de energía eléctrica es muy bajo, limitado a una pequeña bomba entre el absorbedor y el generador, y hay pocas partes móviles. La relación entre el calor producido y la potencia del absorbedor es normalmente de alrededor de 1.6.

2.4.4.6.3. Bombas de calor abiertas

La tercera bomba de calor se denomina a veces bomba de calor abierta. El principio es reducir el contenido de agua del gases de combustión corriente abajo del condensador mediante un intercambiador de calor y humedad, con aire como medio intermedio.

El mayor contenido de agua en el gas de combustión del condensador implica un punto de rocío del agua más alto, y una mayor diferencia entre el punto de rocío del agua y el punto de rocío del agua del sistema de calefacción centralizada.

2.4.4.6.4. Datos de ejemplo de distintas bombas de calor

En la tabla 2.14 ha sido recopilada a partir de datos de tres diferentes plantas en Suecia, cada una de las cuales utiliza un tipo de bomba de calor distinto, según lo descrito anteriormente.

Tabla 2.14. Datos de ejemplo que muestran la variación en la producción de calor y electricidad cuando se utilizan varios tipos distintos de bombas de calor. [5, RVF, 2002]

Tipo de bomba de calor	Ejemplo 1	Ejemplo 2	Ejemplo 3
	Impulsada por compresor	De absorción	Bombas de calor abiertas
Producción neta de calor con bomba de calor	82	80	81
Producción neta de calor sin bomba de calor	60	63	70
Variación en la producción de calor	+37 %	+28 %	+16 %
Producción neta de electricidad con bomba de calor	15	15	0
Producción neta de electricidad sin bomba de calor	20	19	0
Variación en la producción de electricidad	-25 %	-21 %	0

Datos referidos a una entrada de energía de 100, por lo tanto todas las cifras son porcentajes.

El ejemplo 3 no produce electricidad

Fuente: Datos recogidos de 3 ejemplos de plantas en Suecia.

Como puede observarse en dicha tabla 2.14, el uso de bombas de calor consume electricidad; por consiguiente, la producción eléctrica neta se reduce. No obstante, la producción de calor térmico aumenta.

2.4.4.7. RECIRCULACIÓN DE LOS GASES DE COMBUSTIÓN

Una proporción (aprox. 10-20 % en volumen) de los gases de combustión (normalmente limpios) es recirculada, normalmente tras eliminación previa de polvo, en sustitución de aportes de aire secundario en la cámara de combustión.

Se reporta que esta técnica reduce las pérdidas de calor en el gas de combustión y aumenta la eficiencia energética del proceso en un 0,75 %-2 %. También se reportan beneficios adicionales de reducción de NO_x primarios.

Se reporta que el calorifugado del conducto de recirculación proporciona un remedio efectivo para los problemas de corrosión en este ámbito.

2.4.4.8. RECALENTAMIENTO DE LOS GASES DE COMBUSTIÓN A LA TEMPERATURA OPERATIVA DE LOS DISPOSITIVOS DE TRATAMIENTO DE GASES RESIDUALES

Algunos equipos de control de contaminación atmosférica requieren que los gases de combustión sean recalentados para permitir una mayor eficacia de funcionamiento. Entre los ejemplos se incluyen sistemas de RCS y filtros de manga que normalmente requieren temperaturas del orden de 250°C y 120°C respectivamente.

La energía para calentar los gases puede obtenerse de:

- fuentes de energía externas (ej. calentamiento eléctrico, quemadores de gas o gasóleo)
- uso de calor o electricidad generados por el proceso (ej. purgas de vapor de la turbina).

El uso de intercambiadores de calor para recapturar el calor tras el equipo reduce la necesidad de aporte de energía externa. Esto se aplica cuando la siguiente etapa del proceso no requiere que la temperatura del gas de combustión sea tan alta como la emitida por el equipo previo.

2.4.4.9. REDUCCIÓN DE LA VISIBILIDAD DEL PENACHO

En algunos lugares hay una gran sensibilidad a penachos visibles. Ciertas técnicas (ej. lavado húmedo) también dan origen a mayores niveles de humedad en el gas de combustión y por consiguiente aumentan la posibilidad de penachos de alta visibilidad. Una menor temperatura ambiente y altos niveles de humedad aumentan el riesgo de condensación del penacho, y por tanto su visibilidad.

El aumento de la temperatura de los gases de combustión proporciona una forma de reducir la visibilidad del penacho, así como mejora las características de dispersión de la emisión. Según el contenido de humedad de los gases de combustión y las condiciones atmosféricas, la visibilidad del penacho se reduce mucho a temperaturas de emisión en chimenea de 140°C.

La reducción del contenido de humedad de los gases de combustión también reduce la visibilidad del penacho. Esto puede conseguirse seleccionando un tratamiento alternativo de los gases de combustión (es decir, evitando sistemas húmedos) o mediante el uso de lavadores de condensación para eliminar el agua del gas de combustión (ver Sección 2.4.4.5).

2.4.4.10. MEJORAS EN EL CICLO DE VAPOR-AGUA: EFECTO SOBRE LA EFICIENCIA Y OTROS ASPECTOS

La selección del ciclo de vapor y agua tendrá generalmente un impacto mucho mayor sobre la eficiencia energética de la instalación que mejorar los elementos individuales del sistema, y por consiguiente ofrece la mayor oportunidad para un mayor aprovechamiento de la energía contenida en los residuos.

La tabla siguiente ofrece información sobre técnicas que se utilizan para mejorar la recuperación de energía en una incineradora de residuos urbanos, junto con una estimación de su «peso». Las cifras indicadas fueron calculadas para una planta de ejemplo que sólo generaba electricidad [50, CNIM, 2003]:

Tabla 2.15. Mejoras en el ciclo de vapor-agua: efecto sobre la eficiencia y otros aspectos. [50, CNIM, 2003]

Técnica	Aumento de la producción neta de electricidad (aprox.) y otras ventajas	Desventajas
Aumento de la presión del vapor	3 % para 60 bares en lugar de 40 bares	Aumento del coste de inversión Ligero aumento del riesgo de corrosión
Reducir el vacío a la salida de la turbina (ej. puede usarse un hidrocondensador para mejorar el vacío)	1-2 % para una reducción de 20 mbares	Aumento significativo del coste de inversión (zona del condensador de aire: + 10 % entre 120 y 110 mbares a temperatura del aire = 15°C) Aumento del tamaño y del ruido. Incertidumbres en los compromisos de suministro para muy baja presión
Calentamiento del aire secundario	0,7 %-1,2 %	Complejidad y aumento de costes si hay 2 ventiladores de aire
Calentador del aire en 2 etapas (ej. 2 purgas en la turbina)	1-1,5 %	Aumento de coste Aumento del espacio requerido
Aumentar la temperatura del desaireador	0,9 % para 140°C en lugar de 130°C	Aumento del tamaño y del coste del economizador
Agregar un calentador de condensado	0,5-1,2 %	Coste del equipo y conductos. No necesariamente aplicable a conjuntos pequeños de generadores de turbinas (GT) Pueden ocurrir problemas de corrosión, particularmente durante las fases transitorias (arranque, parada, etc.)

Tabla 2.15. Mejoras en el ciclo de vapor-agua: efecto sobre la eficiencia y otros aspectos. [50, CNIM, 2003] (continuación)

Técnica	Aumento de la producción neta de electricidad (aprox.) y otras ventajas	Desventajas
Reciclar una parte del gas de combustión	0,75-2 % para una reducción del 1 % de O ₂ seco – Disminuye el nivel de NO _x en aprox. 100 mg/Nm ³	Aumento del coste de inversión. Disminuir el O ₂ por otros medios reduce el interés del reciclaje de gases de combustión Pueden ocurrir problemas de corrosión, particularmente durante las fases transitorias (arranque, parada, etc.)
Reducir la temperatura del gas de combustión a la salida de la caldera	0,4-0,7 % para 10°C menos entre 190°C y 140°C	La temperatura de salida de la caldera se determina según el tipo de sistema de tratamiento de gases de combustión
Usar eliminación de NO _x por RNCS en lugar de RCS	3-6 % según los procesos utilizados	Ver discusiones sobre eliminación de NO _x por RCS y RNCS
Optimizar la elección del grupo de GT	1-2 % instantáneo Pero mucha mayor diferencia en un periodo de tiempo largo si hay baja disponibilidad	Algunos grupos de generadores de turbinas tienen mayor eficiencia en condiciones nominales pero menor fiabilidad, disponibilidad y/o flexibilidad en carga parcial
Reducción del contenido de O ₂ en el gas de combustión del 1 % (rango 6-10 %)	Aumento del 1-2 %	Con un menor contenido de O ₂ , puede aumentar el CO. Un bajo contenido de oxígeno puede aumentar el riesgo de corrosión.

2.4.5. Generadores de vapor y enfriamiento de choque para incineradores de residuos peligrosos

En Europa se han adoptado dos enfoques principales para enfriar los gases de combustión de incineradores de residuos peligrosos. Sus principales ventajas y desventajas se describen en la tabla siguiente.

Tabla 2.16. Resumen de las principales diferencias entre enfriamiento de choque y recuperación de calor. [Cleanaway, 2002 #46], [EURITS, 2002 #41]

Sistema de enfriamiento de gases	Ventajas	Desventajas
Caldera de recuperación de calor	<ul style="list-style-type: none"> es posible una alta eficiencia de recuperación de energía (70-80 % puede convertirse en vapor) menor consumo de agua y volúmenes de tratamiento de aguas. 	<ul style="list-style-type: none"> posible aumento del riesgo de nueva formación de dioxinas en la caldera costes adicionales de inversión y mantenimiento del sistema de calderas.
Enfriamiento rápido de choque	<ul style="list-style-type: none"> riesgo reducido de formación de posible menor necesidad de controles adicionales de dioxinas en las emisiones a la atmósfera puede ser posible tratar residuos con un rango más variable y mayor carga de halógenos o sales si se usa esta técnica. 	<ul style="list-style-type: none"> recuperación de energía muy limitada el consumo de agua puede ser mayor los volúmenes de tratamiento de aguas pueden ser mayores.

Calderas de recuperación de calor en instalaciones de incineración de residuos peligrosos:

[EURITS, 2002 #41]

Los gases de combustión calientes se enfrían en un **generador de vapor** (o **caldera**) con una capacidad entre 16 MW y 35 MW según la instalación. El vapor que se produce tiene una presión de 13-40 bares con una temperatura entre 207 y 385°C. Como norma, una instalación totalmente equipada produce normalmente una media de 4-5 toneladas de vapor por toneladas de residuos incinerados, consiguiendo así una eficiencia del 70-80 % (energía en el vapor en relación a la energía en los residuos). La mayoría de instalaciones están equipadas con un **economizador** y un **sobrecalentador** si se produce electricidad. Hay una serie de factores que influyen sobre la eficiencia de los generadores de vapor utilizados en las incineradoras de residuos peligrosos, incluida la composición del gas y el potencial de deposición en las superficies de intercambio de calor. Esto tiene influencia sobre los materiales de construcción utilizados y el diseño, así como sobre la vida útil y el rendimiento del equipo.

En algunas instalaciones, el vapor se utiliza en una **turbina** para producir electricidad. La electricidad se utiliza en la planta de instalación para sus propias aplicaciones o se exporta. Alternativamente, el vapor puede ser transportado para su uso directo en procesos industriales, como la producción de compuestos químicos, o a otros procesos de tratamiento de residuos, o alimentarse a un sistema de calefacción centralizada. También se aplican combinaciones de estas opciones

Enfriamiento rápido de choque:

Algunas instalaciones no incorporan caldera, sino que la temperatura de los gases de combustión se reduce mediante un **enfriamiento muy rápido de choque** (ej. de 1100°C a 100°C en menos de un segundo). Esto se hace para evitar la formación de dioxinas y para evitar la instalación de una técnica de postproducción (end of pipe) para la eliminación de dioxinas. Estas instalaciones se denominan «*enfriadores de choque*» y han sido adoptados en algunas plantas en las que debe tratarse una gama muy amplia de residuos fuertemente halogenados. Esto limita las posibles opciones de recuperación de energía.

2.4.6. Ejemplos de recuperación de energía de incineradores de lecho fluidizado

Los distintos diseños y tamaños de los incineradores de lecho fluidizado influyen sobre el comportamiento y la cantidad y tipo de energía producida [33, Finlandia, 2002]. Los siguientes dos ejemplos dan cifras aproximadas para distintos tamaños de incineradores:

1. Calderas de calor y vapor de baja presión de 15-30 MW:

Este tamaño de calderas de lecho fluidizado utiliza aprox. 35000-40000 toneladas anuales de combustible recuperado preparado al efecto. Está hecho de residuos comerciales, residuos de derribos y envases domésticos recogidos selectivamente.

Puede utilizar este tipo de material generado por una ciudad de 150000 habitantes. El calor producido es de unos 150 GWh, que puede ser utilizado por la industria o para calefacción centralizada.

Las calderas de este tamaño tienen un funcionamiento muy similar a las calderas normales de plantas de energía eléctrica de 50-100 MW. Su comportamiento es estable y uniforme gracias al combustible controlado preparado y a su lecho robusto.

Cuando hay disponible un consumidor de energía apropiado, puede conseguirse un rango de eficiencia energética de un 70-90 %.

Se han diseñado incineradores de lecho fluidizado rotativos para capacidades térmicas de 10-55 MW y una capacidad correspondiente de incineración de residuos de 22000-167000 toneladas/año por línea. Los mismos generadores de vapor recuperan energía, que se utiliza para producción de electricidad y/o calefacción, según los requisitos locales. La eficiencia térmica puede ser de alrededor del 80 %, y la eficiencia eléctrica es típicamente de alrededor del 25 %. [64, TWGComments, 2003]

2. Plantas de energía eléctrica de 50-100 MW:

Si el tamaño de la caldera que convierte los residuos en energía es >30 MW, puede ser difícil encontrar una cliente adecuado para tal cantidad de energía calórica. Cuando se produce también electricidad, la economía de la caldera que convierte los residuos en energía depende en gran medida del precio de la electricidad, no del precio del calor.

La eficiencia eléctrica con una alimentación de combustible bien definida y de calidad controlada puede ser relativamente alta, hasta un nivel del 30-35 %, con temperaturas de vapor típicas de 450-500°C.

2.5. Sistemas de tratamiento de gases de combustión (TGC) y control aplicados

2.5.1. Resumen de la aplicación de técnicas de TGC

Los sistemas de tratamiento de gases de combustión se componen de una combinación de unidades de proceso individuales que en conjunto proporcionan un sistema de tratamiento global para los gases de combustión. En este capítulo se da una descripción de las unidades de proceso individuales, organizadas según las sustancias sobre las que tienen efecto principal.

La Tabla 2.17 siguiente da un resumen de la aplicación de algunos sistemas en el sector de incineración de residuos urbanos. El conjunto de sistemas aplicados es distinto con distintas corrientes residuales. Más adelante en esta sección se da una descripción de cada una de las técnicas listadas en la tabla:

Tabla 2.17. Resumen de los principales sistemas de TGC aplicados para IRSU de en Europa en 2000/2001. [42, ISWA, 2002, 64, TWGComments, 2003]

Número de plantas de IRSU con distintos sistemas de tratamiento de gases de combustión									
	Seco con FT	Semiseco con FT	Húmedo	Seco y Húmedo	SD y Húmedo	Precipitador electrostático sólo	Filtro de tejido sólo	Eliminación de NO _x por RNCS	Eliminación de NO _x por RCS
Austria			2					aplicada	aplicada
Bélgica	2	9	8		1			aplicada	aplicada
Dinamarca	7	17	6			1	1	aplicada	
Francia	13	25	45			19		aplicada	
Alemania	5	16	30	2	5		1	17	42
Gran Bretaña	1	9						aplicada	
Hungría						1			
Italia	26	6	3	8	4				
Holanda		1	5		4			3	aplicada
Noruega	4	1	3						
Portugal		3						3	
España	1	7							
Suecia	5	1	7	2			2	aplicada	aplicada
Suiza		1	29						aplicada
Total plantas	64	95	138	12	14	21	4	23	43 (de 200)³

Notas:

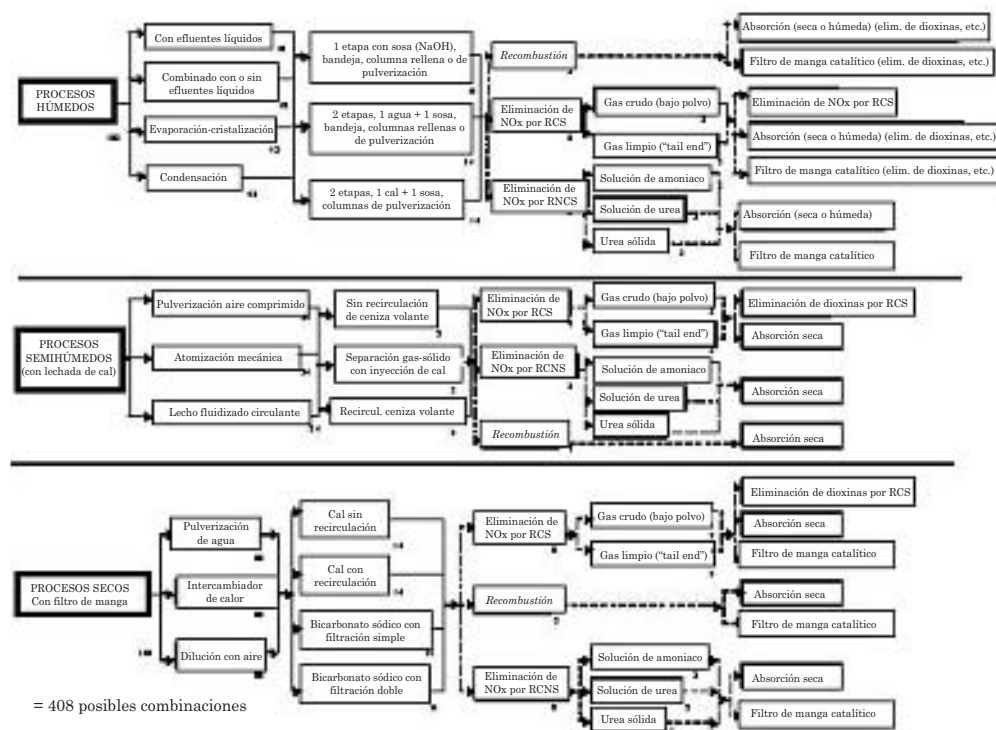
1. Todas las cifras (excepto datos de RCS) se derivan de los datos facilitados al TWG en [42, ISWA, 2002]-Tablas 1 y 2 y Comentarios del TWG
2. Se aplican otras combinaciones de unidades de TGC, aunque no se incluyen en la tabla
3. Datos facilitados a la EIPPCB por FEAD sugieren que unas 43 de aprox. 200 IRSU estudiadas utilizan RCS
4. Los datos de Bélgica sólo representan la región flamenca y Bruselas
5. *aplicada* indica que la técnica se aplica-para las casillas en blanco no se facilitaron datos

Algunas técnicas de tratamiento de gases de combustión se explican asimismo en detalle en el BREF horizontal sobre Mejores Técnicas Disponibles en Sistemas de Tratamiento y Gestión de Aguas y Gases Residuales en el Sector Químico (CWW).

2.5.2. Resumen de las opciones de combinación de sistemas de TGC

Los componentes individuales de un sistema de TGC se combinan para proporcionar un sistema global eficaz para el tratamiento de los contaminantes que contienen los gases de combustión. Hay muchos componentes y diseños individuales, y pueden combinarse en muchas formas. El esquema siguiente muestra un ejemplo de las opciones y sus posibles combinaciones. Como puede observarse, hay un total de 408 distintos sistemas combinados.

Figura 2.40. Resumen de las posibles combinaciones de sistemas de TGC



2.5.3. Técnicas para reducir las emisiones de partículas

[1, UBA, 2001] La selección de equipo de eliminación de partículas de los gases de combustión viene determinada principalmente por los siguientes factores:

- carga de partículas en la corriente de gas;

- tamaño medio de las partículas;
- distribución de tamaños de las partículas;
- caudal del gas;
- temperatura del gas de combustión;
- compatibilidad con otros componentes del sistema global de FGT (es decir, optimización global);
- concentraciones de salida requeridas.

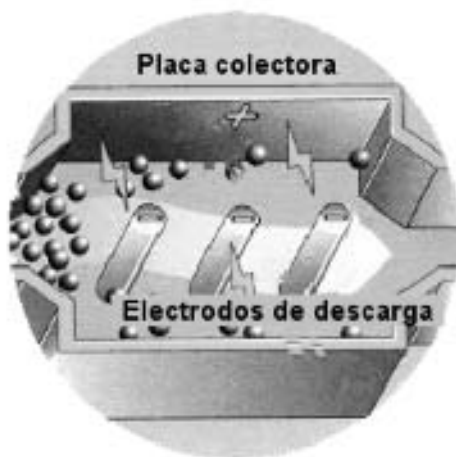
Algunos de estos parámetros sólo se conocen raramente (como la distribución de tamaños de partículas o tamaño medio) y son cifras empíricas. Las opciones de tratamiento y desecho disponibles para las sustancias depositadas pueden también influir sobre la selección de sistemas de TGC, es decir, si hay una salida para el tratamiento y uso de cenizas volantes, éstas pueden recogerse por separado, en lugar de recoger la ceniza volante con los residuos finales del TGC. [74, TWGComments, 2004]

2.5.3.1. PRECIPITADORES ELECTROSTÁTICOS

[1, UBA, 2001]

Los precipitadores electrostáticos se denominan en ocasiones filtros electrostáticos. La eficiencia de la eliminación de polvo de los precipitadores electrostáticos depende principalmente de la resistividad eléctrica del polvo. Si la resistividad de la capa de polvo aumenta a valores de aprox. 10^{11} - 10^{12} Ωcm , las eficiencias de eliminación se ven reducidas. La resistividad de la capa de polvo se ve influida por la composición de los residuos. Por ello, puede cambiar rápidamente al variar la composición de los residuos, particularmente en la incineración de residuos peligrosos. El azufre contenido en los residuos (y un contenido de agua a tem-

Figura 2.41. Principio operativo de un precipitador electrostático. [1, UBA, 2001]



peraturas operativas inferiores a 200°C [64, TWGComments, 2003]) suele reducir la resistividad de la capa de polvo por la presencia de SO₂ (SO₃) en el gas de combustión y por consiguiente facilita su deposición en el campo eléctrico.

Para la deposición de polvo fino y aerosoles, las instalaciones que mantienen el efecto del campo eléctrico mediante la formación de gotas en el gas de combustión (una preinstalación de condensación y precipitadores electrostáticos húmedos, precipitadores electrostáticos de condensación, lavadores venturi electrodinámicos, y enfriadores por pulverización ionizados) pueden aumentar la eficacia de eliminación.

Las temperaturas operativas típicas para precipitadores electrostáticos son de 160-260°C. El funcionamiento a temperaturas más altas (ej. por encima de 250°C) suele evitarse, ya que puede aumentar el riesgo de formación (y por tanto de emisión) de PCDD/F.

2.5.3.2. PRECIPITADORES ELECTROSTÁTICOS HÚMEDOS

[1, UBA, 2001] Los precipitadores electrostáticos húmedos se basan en el mismo principio tecnológico de funcionamiento que los precipitadores electrostáticos. Sin embargo, con este diseño, el polvo precipitado de las placas colectoras se lava mediante un líquido, normalmente agua. Esto puede hacerse continua o periódicamente. Esta técnica funciona satisfactoriamente en casos en los que el precipitador electrostático recibe gases de combustión húmedos o más fríos.

2.5.3.3. PRECIPITADORES ELECTROSTÁTICOS DE CONDENSACIÓN

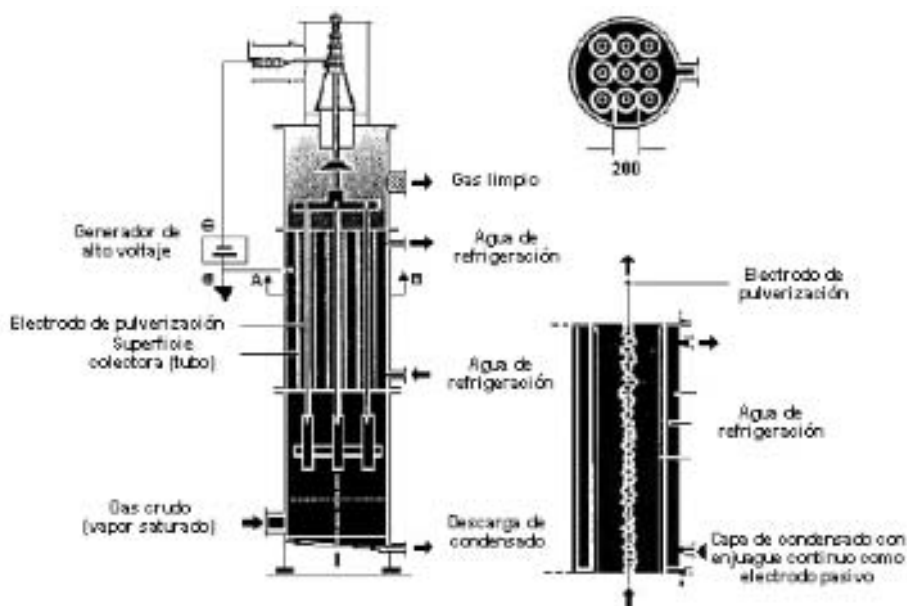
[1, UBA, 2001] El precipitador electrostático de condensación se utiliza para depositar partículas muy finas, sólidas, líquidas o pegajosas, por ejemplo, en los gases de combustión de plantas de incineración de residuos peligrosos. A diferencia de los precipitadores electrostáticos húmedos convencionales, las superficies colectoras de los precipitadores electrostáticos de condensación consisten en tubos de plástico verticales dispuestos en haces, refrigerados externamente por agua.

El gas de combustión que contiene polvo es primero enfriado a la temperatura del punto de rocío en un enfriador de choque mediante inyección directa de agua, y luego se satura con vapor. Enfriando más los gases en los tubos colectores, se forma una capa de líquido fina y uniforme en la superficie interna de los tubos debido a la condensación de los vapores. La misma está conectada eléctricamente a tierra y por lo tanto sirve como electrodo pasivo.

Las partículas son depositadas por la influencia del campo eléctrico entre los electrodos de descarga suspendidos en los ejes de los tubos y la capa de condensación en flujo continuo. Al mismo tiempo, la capa de condensación también produce la eliminación continua de las partículas depositadas de la zona de deposición.

La renovación constante del humedecimiento evita que los depósitos se sequen y se peguen, lo que podría causar la formación de *chispas* (descargas eléctricas entre los electrodos). Al evitarse las chispas es posible usar un voltaje de deposición más alto, lo que a su vez produce un rendimiento de deposición mejorado y consistente (ver Figura 2.42).

Figura 2.42. Precipitador electrostático de condensación. [1, UBA, 2001]



2.5.3.4. LAVADORES HÚMEDOS DE IONIZACIÓN

[1, UBA, 2001] La finalidad del Lavador Húmedo de Ionización (LHI) es eliminar diversos contaminantes del flujo de gases de combustión. Este lavador combina los principios de:

- carga electrostática de las partículas, atracción electrostática y deposición para aerosoles (menores de $5 \mu\text{m}$);
- deposición vertical para partículas gruesas, líquidas y sólidas (mayores de $5 \mu\text{m}$), y
- absorción de gases peligrosos, corrosivos y malolientes.

El sistema de LHI es una combinación de un filtro electrostático y un lavador relleno. Se reporta que requiere poca energía y que tiene una elevada eficiencia de deposición para partículas de una micra o menos.

La zona de alto voltaje está instalada antes de cada etapa de columna rellena. La función de la zona de alto voltaje es ionizar las partículas (polvo, aerosoles, partículas inferiores a una micra) contenidas en el gas de combustión. Las partículas cargadas negativamente inducen la formación de cargas opuestas en la superficie neutra del material de relleno humedecido y las gotas de agua que caen. Debido a ello, resultan atraídas y luego son arrastradas en la sección rellena. Esto se denomina atracción Imagen/Fuerza (atracción IF), es decir, la atracción a través del desplazamiento de electrones. Los gases peligrosos, corrosivos y malolientes se absorben asimismo en el mismo líquido del lavador y se combinan químicamente para su descarga con el efluente del lavador.

Otro tipo de lavador húmedo de ionización incluye un Venturi. Los cambios de presión que ocurren en el Venturi permiten que las partículas finas crezcan y el electrodo las carga. Luego son recogidas por la densa capa de pequeñas gotas de agua proyectadas por una boquilla, que sirve como electrodo colector. [74, TWGComments, 2004]

2.5.3.5. FILTROS DE TEJIDO

Los filtros de tejido, también denominados filtros de manga, se utilizan ampliamente en plantas de incineración de residuos.. Las eficiencias de filtración son muy altas para una amplia gama de tamaños de partículas. A tamaños de partículas inferiores a 0,1 micras, las eficiencias se reducen, pero la fracción de estas partículas existente en el flujo de gases de combustión de plantas incineradoras de residuos es relativamente baja. Con esta tecnología se consiguen bajas emisiones de polvo. También puede utilizarse después de un PE y lavadores húmedos. [74, TWGComments, 2004]

La compatibilidad del medio de filtro con las características del gas de combustión y del polvo, y la temperatura de proceso del filtro son importantes para una operación eficaz. El medio filtrante debe tener características adecuadas de resistencia térmica, física y química (ej. hidrólisis, ácidos, álcalis, oxidación). El caudal del gas determina la superficie filtrante apropiada, es decir, la velocidad de filtrado.

La tensión mecánica y térmica sobre el material de filtro determina su vida útil, así como sus requisitos de energía y mantenimiento.

En funcionamiento continuo, hay una pérdida gradual de presión a través del medio filtrante debido al depósito de partículas. Cuando se utilizan sistemas de sorción seca, la formación de una torta en el medio ayuda a facilitar la eliminación de ácidos. En general el diferencial de presión a través del filtro se utiliza para monitorizar la necesidad de limpieza. La sustitución periódica será necesaria cuando se alcance la vida útil residual o en caso de daño irreversible (ej. puede producirse una pérdida de presión creciente debido a un depósito irreversible de polvo fino en el material de filtro). Varios parámetros ayudan a controlar la vida útil de las mangas: variación de la caída de presión, análisis

visual o microscópico, etc. Las posibles fugas en el filtro de mangas también se detectan por el aumento de las emisiones o por ciertos trastornos en el proceso. [64, TWGComments, 2003]

La aplicación de la deposición seca es limitada para polvos que son higroscópicos a altas temperaturas (300-600°C) y se hacen pegajosos a estas temperaturas. Este tipo de polvo forma depósitos en el equipo de deposición, que no pueden extraerse suficientemente mediante técnicas de limpieza convencionales durante el funcionamiento, sino que deben ser eliminados por vibración ultrasónica. Este tipo de polvo puede estar formado por sales complejas, p.ej. residuos que contienen fósforo, azufre o silicio.

Figura 2.43. Un ejemplo de filtro de tejido. [1, UBA, 2001]



2.5.3.6. CICLONES Y MULTICICLONES. [64, TWGComments, 2003]

Los ciclones y multiciclones utilizan fuerzas centrífugas para separar las partículas de la corriente de gas. Los multiciclones se diferencian de los ciclones simples en que consisten en muchas pequeñas unidades de ciclón. El flujo de gas entra en el separador tangencialmente y sale desde un conducto central. Los sólidos son forzados al exterior del ciclón y se recogen a los lados para su eliminación.

En general, los ciclones por sí mismos no pueden alcanzar los niveles de emisiones que se aplican en la actualidad a las modernas incineradoras de residuos. No obstante, pueden tener un importante papel cuando se aplican como etapa previa de eliminación de polvo antes e otras etapas de tratamiento de gases de combustión. Los requisitos energéticos son generalmente bajos, ya que no hay caída de presión a lo largo del ciclón.

Las ventajas de los ciclones son su amplio rango de temperaturas de operación y su construcción robusta. La erosión de los ciclones, particularmente en el punto de choque de los gases de combustión sucios, puede ser un problema cuando el gas de combustión lleva una fuerte carga de partículas, y particularmente si hay material del lecho que escapa en plantas de lecho fluidizado. Los lechos fluidizados circulantes suelen incorporar un ciclón para la eliminación y recirculación del material del lecho al horno.

2.5.4. Técnicas para la reducción de gases ácidos (ej. emisiones de HCl, HF y SO_x)

Generalmente, estas sustancias son eliminadas del gas de combustión mediante reactivos alcalinos. Se aplican los siguientes procesos de limpieza de gases de combustión:

- **procesos secos:** Se agrega un agente de sorción seco al flujo de gas de combustión. El producto de reacción es también seco.
- **procesos semihúmedos:** También denominados semisecos, el agente de sorción agregado al flujo de gases de combustión es una solución acuosa (ej. lechada de cal) o suspensión (ej. en forma de pasta aguada). La solución acuosa se evapora y los productos de reacción son secos. El residuo puede luego ser recirculado para mejorar la utilización de los reactivos. Un subgrupo de esta técnica son los procesos los procesos *flash-dry* que consisten en la inyección de agua (lo que produce un enfriamiento rápido del gas) y reactivo a la entrada del filtro.
- **procesos húmedos:** El flujo de gas de combustión es alimentado a agua, peróxido de hidrógeno y/o una solución que contiene parte del reactivo (ej. solución de hidróxido sódico). El producto de reacción es acuoso.

2.5.4.1. ELIMINACIÓN DE DIÓXIDO DE AZUFRE Y HALÓGENOS

[1, UBA, 2001] El dióxido de azufre y los halógenos gaseosos son eliminados de los gases de combustión mediante la inyección de agentes de sorción química o física, que entran en contacto con el gas de combustión. Según la técnica, los productos de reacción son sales disueltas o secas.

Sistemas secos:

En procesos de sorción seca, el agente de absorción (normalmente cal o bicarbonato sódico) se alimenta en el reactor en forma de polvo seco. La dosificación

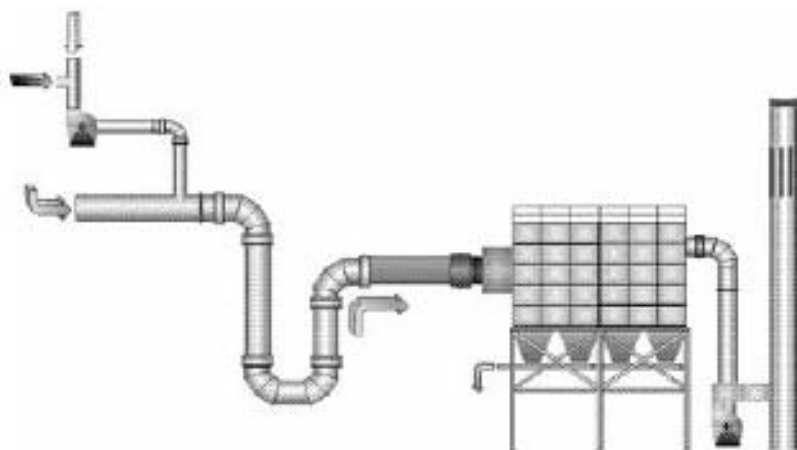
del reactivo dependerá de la temperatura, así como del tipo de reactivo. Con cal, esta dosificación es normalmente dos a tres veces la cantidad estequiométrica de la sustancia a depositar, con bicarbonato sódico la dosificación es más baja. Esto es necesario para asegurar que se cumplan los límites de emisión en todo un rango de concentraciones de entrada. Los productos de reacción generados son sólidos y deben ser separados del gas de combustión en forma de polvo en una etapa subsiguiente, normalmente un filtro de manga.

Una dosificación excesiva de cal (u otros reactivos) produce el aumento correspondiente de la cantidad de residuos finales, a menos que se realice recirculación del reactivo, cuando la fracción sin reaccionar pueda ser recirculada con la correspondiente reducción en la relación estequiométrica.

Si no hay etapa de pre-deposición (ej. precipitador electrostático), las partículas se eliminan con el reactivo usado y los productos de reacción. La torta de reactivo que se forma en los filtros de tejido ofrece un contacto efectivo entre el gas de combustión y el absorbente.

Con esta técnica, raramente son visibles penachos.

Figura 2.44. Esquema de un sistema de TGC seco con inyección de reactivo en el conducto de gases de combustión y filtro de manga corriente abajo

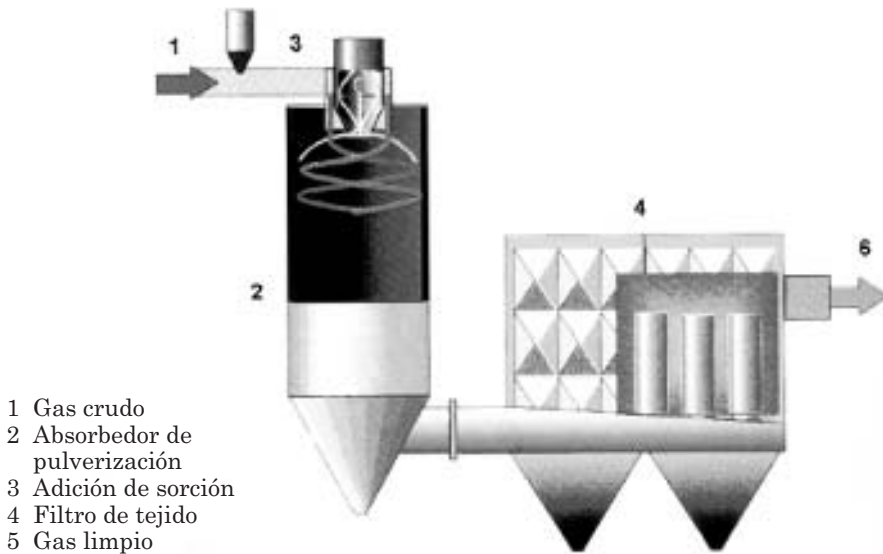


Típico proceso seco (inyección de reactivo seco en el conducto con eliminador de polvo corriente abajo

Sistemas semihúmedos:

También se denominan procesos *semisecos*. En la absorción por pulverización, el agente de absorción se inyecta en forma de suspensión o solución en el flujo de gas de combustión caliente en un reactor de pulverización (ver Figura 2.45).

Figura 2.45. Principio operativo de un absorbedor de pulverización. [1, UBA, 2001]



Este tipo de proceso utiliza el calor del gas de combustión para la evaporación del disolvente (agua). Los productos de reacción generados son sólidos y deben ser separados del gas de combustión en forma de polvo en una etapa subsiguiente, por ejemplo un filtro de manga. Este proceso normalmente requiere un exceso de dosificación del agente de sorción entre 1.5 y 2.5.

Aquí, el filtro de tejido es también una parte importante del proceso. Los penachos son también raramente visibles con esta técnica.

También se aplica un sistema que se sitúa entre los sistemas normales secos y semihúmedos. Se conoce como sistema flash-dry (Alstom 2003) Estos sistemas reinyectan en el gas de combustión de entrada una parte de los sólidos recogidos en un filtro de manga. Se agrega agua a una velocidad controlada a la ceniza volante y reactivo recogidos para asegurar que se mantengan fluidos y no tengan tendencia a pegarse o incrustarse. No se requiere columna de contacto o manipulación de lechada (ver sistemas semihúmedos) y no se producen efluentes (ver sistemas húmedos).

El reciclaje del reactivo reduce la demanda de reactivo y la cantidad de residuo sólido producido. Son comunes relaciones estequiométricas entre 1,5 y 2. El reciclaje del reactivo puede también aplicarse a sistemas secos y semisecos.

Sistemas húmedos:

Los procesos húmedos de limpieza de gases de combustión utilizan diversos tipos de diseños de lavadores. Por ejemplo:

- lavadores de chorro;
- lavadores rotativos;
- lavadores venturi;
- lavadores de columna seca;
- lavadores de rociado;
- lavadores de columna rellena.

La solución de lavado es (en caso de que se inyecte sólo agua) fuertemente ácida (pH típico 0-1) debido a los ácidos que se forman en el proceso de deposición. HCl y HF se eliminan principalmente en la primera etapa del lavador húmedo. El efluente de la primera etapa es reciclado muchas veces, con una pequeña adición de agua fresca y una purga del lavador para mantener la eficiencia de eliminación del gas ácido. En este medio ácido, la deposición de SO₂ es baja, por lo que se requiere una segunda etapa para su eliminación.

La eliminación de dióxido de azufre se consigue en una etapa de lavado controlada a un pH casi neutro o alcalino (generalmente pH 6-7) en la que se agrega solución de sosa cáustica o lechada de cal. Por motivos técnicos, esta eliminación tiene lugar en una etapa de lavado separada en la que, adicionalmente, se produce una eliminación ulterior de HCl y HF.

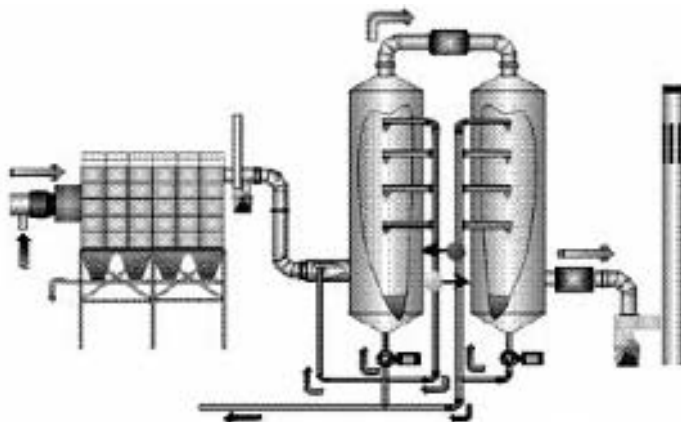
Si el residuo tratado contiene bromo y yodo, estos elementos pueden ser depositados desde el flujo de gas de combustión, si se combustionan residuos que contienen azufre al mismo tiempo. Además de compuestos de azufre, se formarán sales solubles en agua de bromo y yodo, que pueden ser depositadas mediante los procesos húmedos de limpieza de SO₂ del gas de combustión. Además, la deposición de bromo y yodo elemental puede mejorarse mediante el uso específico de etapas de lavado reductoras (solución de sulfito o bisulfito). En todo caso, es importante conocer qué residuos contienen bromo y yodo.

Si se utiliza lechada de cal o caliza como agente neutralizante en las etapas de limpieza húmeda del gas de combustión, se acumulará sulfato (en forma de yeso), carbonatos y fluoruros como residuos insolubles en agua. Estas sustancias pueden eliminarse para reducir la carga de sal en el agua residual y por tanto reducir el riesgo de incrustación en el sistema de lavado. Es posible recuperar residuos del proceso de lavado (como yeso). Este riesgo no existe cuando se utiliza una solución de sosa cáustica, ya que los productos de reacción son solubles en agua. Si se utiliza NaOH, puede formarse CaCO₃ (según la dureza del agua), que

de nuevo produce depósitos en el lavador. Estos depósitos deben ser eliminados periódicamente mediante acidificación.

El esquema siguiente muestra un sistema de lavado húmedo típico n 2 etapas. El número de etapas de lavado varía normalmente entre 1 y 4, con la incorporación de múltiples etapas en cada recipiente:

Figura 2.46. Esquema de un lavador húmedo de 2 etapas con eliminación de polvo corriente arriba



Proceso húmedo típico (2 etapas con eliminador de polvo corriente arriba)

Agua residual de lavadores húmedos:

Para mantener la eficacia de lavado y evitar la obstrucción del sistema de lavado húmedo, una parte de la solución de lavado debe eliminarse del circuito en forma de agua residual. Esta agua residual debe ser sometida a un tratamiento especial (neutralización, precipitación de metales pesados) antes de su descarga o uso interno. Se presta especial atención a la eliminación del mercurio. Los compuestos volátiles de Hg, como HgCl_2 , condensan al enfriar el gas de combustión, y se disuelven en el efluente del lavador. La adición de reactivos para la eliminación específica de Hg ofrece un método para su retirada del proceso.

En algunas plantas, el agua residual producida es evaporada en la planta de incineración rociándola de nuevo en el gas de combustión como enfriamiento de choque, en combinación con un filtro de polvo.

2.5.4.2. DESULFURIZACIÓN DIRECTA

[1, UBA, 2001] La desulfurización en lecho fluidizado puede realizarse agregando absorbentes (ej. compuestos de calcio o calcio/magnesio) directamente en la cámara de incineración. Se utilizan aditivos como polvo de caliza, hidrato cálcico y polvo dolomítico. El sistema puede usarse en combinación con desulfurización del gas de combustión corriente abajo.

La disposición de los inyectores y la velocidad de inyección influye sobre la distribución de los absorbentes y por tanto en el grado de deposición del dióxido de azufre. Parte de los productos de reacción resultantes se eliminan en instalaciones de filtrado corriente abajo; no obstante, queda una proporción significativa con las cenizas de fondo. Por consiguiente, la desulfurización directa puede tener impacto sobre la calidad de la ceniza de fondo [64, TWGComments, 2003].

Las condiciones ideales para la desulfurización directa se dan en un horno cicloide, debido al nivel de temperatura constante.

Se reporta que, por sí misma, esta técnica no conduce al cumplimiento de los requisitos de VLE de la Directiva 2000/76/CE [1, UBA, 2001]. La cantidad de residuo final del sistema de tratamiento de gases de combustión en sí puede reducirse, reduciendo los costes de eliminación.

La absorción (y adsorción) de contaminantes puede también realizarse en un reactor de lecho fluidizado (circulante) en cuya cámara de combustión se recirculan los residuos finales y reactivos a alta velocidad. La recirculación del gas de combustión mantiene el caudal de gas por encima de un nivel mínimo con el fin de mantener la fluidización del lecho. El material del lecho se separa en un filtro de manga. La inyección de agua reduce el consumo de absorbentes (y por tanto la producción de residuos) de forma significativa.

[74, TWGComments, 2004]

2.5.5. Técnicas para la reducción de emisiones de óxidos de nitrógeno

[3, Austria, 2002]

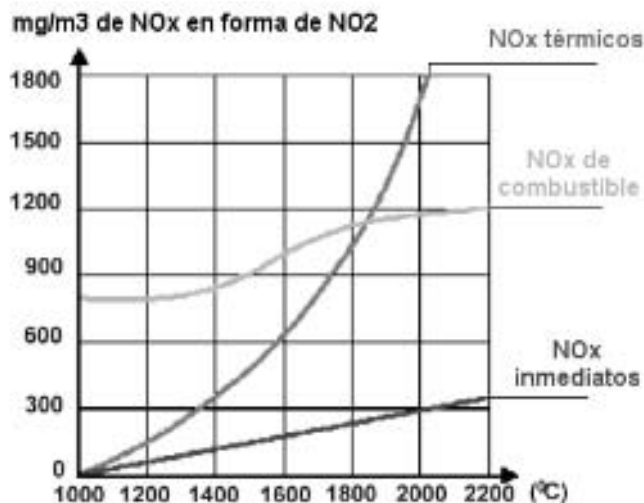
Los óxidos de nitrógeno (NO_x) pueden formarse de tres modos:

- NO_x térmicos: Durante la combustión, una parte del nitrógeno del aire es oxidada a óxidos de nitrógeno. Esta reacción sólo se produce significativamente a temperaturas por encima de 1300°C . La velocidad de reacción depende exponencialmente de la temperatura y es directamente proporcional al contenido de oxígeno.
- NO_x del combustible: Durante la combustión, una parte del nitrógeno contenido en el combustible se oxida a óxidos de nitrógeno.

- Formación de NO_x a través de reacción de radicales (NO_x inmediatos o «prompt NO_x »): El nitrógeno atmosférico también puede ser oxidado por reacción con radicales CH y formación intermedia de HCN. Este mecanismo de formación es de importancia relativamente baja en la incineración de residuos.

Figura 2.47. Dependencia de la temperatura de diversos mecanismos de formación de NO_x en la incineración de residuos.

[3, Austria, 2002]



2.5.5.1. TÉCNICAS PRIMARIAS PARA REDUCCIÓN DE NO_x

[1, UBA, 2001] La producción de NO_x puede reducirse usando medidas de control del horno que:

- eviten un suministro excesivo de aire (es decir, eviten el suministro de más nitrógeno),
- eviten el uso de temperaturas de horno excesivamente altas (incluidos puntos calientes locales).

2.5.5.1.1. Suministro de aire, mezcla de los gases y control de temperatura

El uso de un suministro de aire primario y secundario bien distribuido, para evitar los gradientes de temperatura irregulares que producen zonas de alta temperatura y por tanto un aumento de la producción de NO_x , es una medida primaria ampliamente usada e importante para la reducción de la producción de NO_x .

Aunque se necesita suficiente oxígeno para asegurar que se oxiden las materias orgánicas (dando bajas emisiones de CO y COV), un suministro excesivo de aire

puede producir la oxidación adicional de nitrógeno atmosférico, y la producción adicional de NO_x .

Una mezcla eficaz de los gases y el control de la temperatura son elementos importantes.

2.5.5.1.2. *Recirculación de Gases de Combustión (RGC)*

Esta técnica comporta la sustitución de alrededor de un 10-20 % del aire de combustión secundario por gases de combustión recirculados. La reducción de NO_x se consigue debido a que los gases de combustión recirculados tienen una menor concentración de oxígeno y por lo tanto se reduce la temperatura de los gases de combustión, lo que tiende a reducir los niveles de óxidos de nitrógeno. [74, TWGComments, 2004]

2.5.5.1.3. *Inyección de oxígeno*

La inyección de oxígeno puro o de aire enriquecido con oxígeno ofrece un medio de suministrar el oxígeno requerido para la combustión, reduciendo al mismo tiempo el suministro de nitrógeno adicional que puede contribuir a la producción adicional de NO_x .

2.5.5.1.4. *Combustión por etapas*

La combustión por etapas se ha utilizado en algunos casos. Comporta la reducción del aporte de oxígeno en las zonas de reacción primaria y luego aumentar el suministro de aire (y con ello el oxígeno) en zonas de combustión posteriores para oxidar los gases formados. Estas técnicas requieren una mezcla efectiva del aire y el gas en la zona secundaria para asegurar que el CO (y otros productos de combustión incompleta) se mantenga en bajos niveles.

2.5.5.1.5. *Inyección de gas natural (recombustión)*

[70, USEPA, 1994]

La inyección de gas natural en la zona situada sobre la parrilla del horno puede utilizarse para controlar las emisiones de NO_x de la cámara de combustión. Para incineradoras de RSU, se han desarrollado dos distintos procesos a base de gas natural:

- Recombustión: un proceso en tres etapas diseñado para convertir NO_x en N_2 inyectando gas natural en una zona específica de recombustión situada sobre la zona de combustión primaria.
- Eliminación de NO_x con metano: esta técnica inyecta gas natural directamente en la unidad de combustión primaria para inhibir la formación de NO_x .

2.5.5.1.6. Inyección de agua en el horno/llama

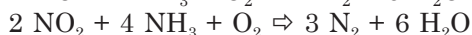
Puede aplicarse una inyección de agua adecuadamente diseñada y operada, en el horno o directamente en la llama, para reducir las temperaturas de los puntos calientes en la zona de combustión primaria. Esta disminución de la temperatura máxima puede reducir la formación de NO_x térmicos.

[74, TWGComments, 2004]

2.5.5.2. TÉCNICAS SECUNDARIAS PARA LA REDUCCIÓN DE NO_x

[1, UBA, 2001] La Directiva 2000/76/CE requiere un valor medio diario de NO_x (como NO_2) en el gas limpio de 200 mg/Nm^3 . Para poder cumplir este nivel, es común la aplicación de medidas secundarias. Para la mayoría de procesos, la aplicación de amoníaco o sus derivados (ej. urea) como agente reductor ha tenido éxito. Los óxidos de nitrógeno presentes en el gas de combustión consisten básicamente en NO y NO_2 , y son reducidos a N_2 y vapor de agua por el agente reductor.

Ecuaciones de las reacciones:



Hay dos procesos importantes para eliminación de nitrógeno de los gases de combustión: la Reducción No Catalítica Selectiva (RNCS) y Reducción Catalítica Selectiva (RCS).

Tanto el NH_3 como la urea se aplican en soluciones acuosas. El NH_3 , por motivos de seguridad, se suministra en forma de solución al 25 %.

2.5.5.2.1. Proceso de Reducción No Catalítica Selectiva (RNCS)

En el proceso de Reducción No Catalítica Selectiva (RNCS), los óxidos de nitrógeno ($\text{NO} + \text{NO}_2$) son eliminados mediante una reducción no catalítica selectiva. En este tipo de proceso, el agente reductor (normalmente amoníaco o urea) es inyectado en el horno y reacciona con los óxidos de nitrógeno. Las reacciones ocurren a temperaturas entre 850 y 1000°C , con zonas de mayor y menor velocidad de reacción dentro de este rango (ver Figura 2.48 en página siguiente).

La reducción de NO_x mediante RNCS en más de un 60-80 %, requiere una mayor adición de agente reductor. Esto puede producir emisiones de amoníaco, que también se conocen como *fuga de amoníaco*. La relación entre la reducción de NO_x , la fuga de amoníaco y la temperatura de reacción se muestra en la Figura 2.49 de la página siguiente.

Figura 2.48. Principio operativo de la RNCS. [1, UBA, 2001]

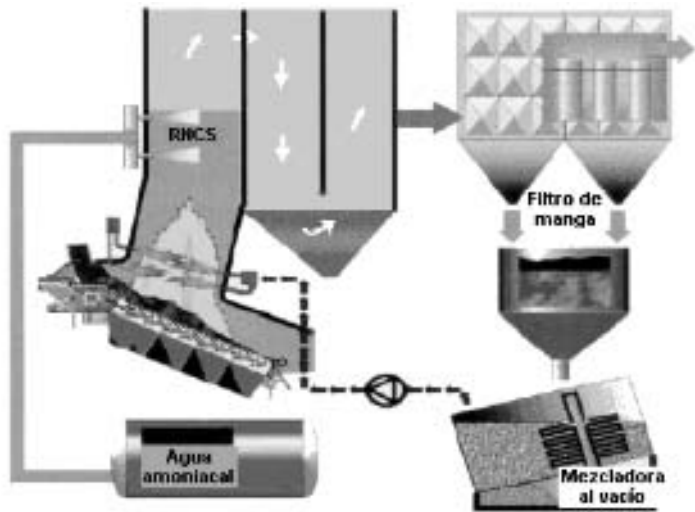
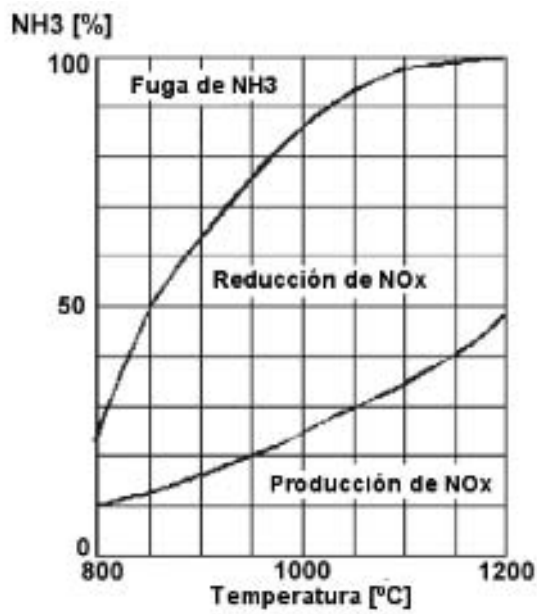


Figura 2.49. Relación entre reducción de NO_x, producción, fuga de amoniaco y temperatura de reacción para el proceso de RNCS. [Austria, 2002 #3]
[64, TWGComments, 2003]



En la Figura 2.49 se observa que, por ejemplo, a una temperatura de reacción de 1000°C, la reducción de NO_x sería de alrededor del 85 %, y habría una fuga de amoníaco de un 15 %. Además, a esta temperatura habría una producción de NO_x , de la incineración del NH_3 inyectado, de alrededor del 25 %.

La Figura 2.49 muestra también que, a temperaturas más elevadas (con amoníaco), el porcentaje de reducción de NO_x es mayor, y mientras la fuga de amoníaco es menor, el NO_x producido a partir del amoníaco aumenta. A temperaturas elevadas (>1200°C), el NH_3 se oxida y forma NO_x . A temperaturas operativas más bajas, la reducción de NO_x es menos eficiente, y la fuga de amoníaco es mayor.

La aplicación de urea en lugar de amoníaco en la RNCS produce emisiones de N_2O relativamente más altas que con la reducción con amoníaco. [64, TWGComments, 2003]

Con el fin de asegurar un óptimo aprovechamiento del amoníaco a distintos grados de carga, que causan distintas temperaturas en la cámara de combustión, puede inyectarse NH_3 a varios niveles.

Cuando se utiliza con sistemas de lavado húmedo, el exceso de amoníaco puede eliminarse en el lavador húmedo. El amoníaco puede entonces recuperarse del efluente del lavador con un sistema de desorción de amoníaco, y reintroducirse en el sistema de alimentación de la RNCS.

Un factor importante para la optimización del proceso de RNCS es la mezcla eficaz de los gases de combustión y del reactivo de reducción de NO_x , así como suficiente tiempo de residencia del gas para permitir que se produzcan las reacciones de reducción de NO_x .

En el caso de procesos de pirólisis y gasificación, la optimización de la RNCS se consigue inyectando el reactivo en las zonas de combustión del gas de síntesis con una temperatura bien controlada y una mezcla eficaz de los gases.

2.5.5.2.2. *Proceso de Reducción Catalítica Selectiva (RCS)*

La Reducción Catalítica Selectiva (RCS) es un proceso catalítico durante el cual se agrega amoníaco mezclado con aire (agente reductor) al gas de combustión, pasándose sobre un catalizador, normalmente una malla (ej. platino, rodio, TiO_2 , zeolitas). [74, TWGComments, 2004] Cuando pasa a través del catalizador, el amoníaco reacciona con NO_x para dar nitrógeno y vapor de agua.

Para ser eficaz, el catalizador requiere normalmente una temperatura de 180-450°C. La mayoría de sistemas utilizados en incineradoras de residuos operan actualmente en el rango de 230-300°C. Por debajo de 250°C es necesario un mayor volumen de catalizador y hay un mayor riesgo de ensuciamiento y envenenamiento del catalizador. En algunos casos se utilizan derivaciones con temperatura regulada del catalizador para evitar daños a la unidad de RCS. [74, TWGComments, 2004]

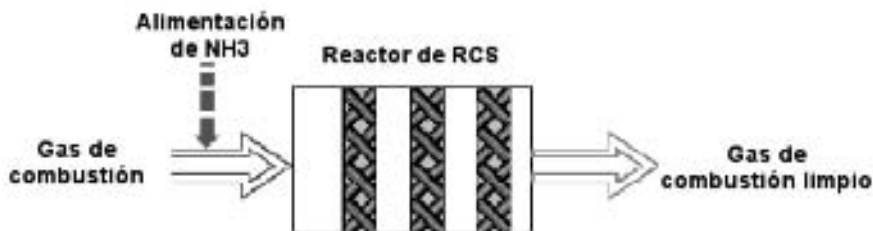
El proceso de RCS produce elevados índices de reducción de NO_x (normalmente superiores al 90 %) a adiciones aproximadamente estequiométricas del agente reductor. Para incineración de residuos, la RCS se aplica principalmente en la zona de gas limpio, es decir, después de la eliminación de polvo y de gases ácidos. Por este motivo, los gases de combustión normalmente requieren recalentamiento hasta la temperatura de reacción efectiva del sistema de RCS. Esto aumenta los requisitos energéticos del sistema de tratamiento de gases de combustión. No obstante, si los niveles de SO_x en el gas de combustión han sido ya reducidos a un valor muy bajo a la entrada de la sección de RCS, el recalentamiento puede reducirse sustancialmente, o incluso omitirse. Se utilizan intercambiadores de calor para reducir la demanda de energía adicional.

Después de un sistema de TGC húmedo, pueden eliminarse gotas para evitar los depósitos de sal dentro del catalizador. Debido al riesgo de ignición, las medidas de seguridad son importantes, como derivaciones, control de CO, etc. [74, TWGComments, 2004]

La RCS a baja temperatura precisa la regeneración del catalizador debido a la formación de sales (especialmente cloruro y sulfato amónico). La regeneración puede ser crítica, ya que la sublimación de las sales puede producir que se superen los VLE para emisiones a la atmósfera de algunos contaminantes, como HCl, SO_2 , NO_x . [74, TWGComments, 2004]

La RCS se coloca, en ocasiones, directamente después del precipitador electrostático (PE) para reducir o eliminar la necesidad de recalentar el gas de combustión. Cuando se utiliza esta opción, debe considerarse el riesgo adicional de formación de PCDD/F en el PE (normalmente cuando el PE opera a temperaturas por encima de 220-250°C). Esta operación puede producir un aumento de las emisiones de PCDD/F en los residuos del PE y mayores concentraciones en la corriente de gas que sale del PE y pasa por la unidad de RCS. La RCS puede usarse asimismo para la destrucción de PCDD/F. Se utilizan sistemas de RCS de múltiples capas para ofrecer un control combinado de NO_x y PCDD/F.

Figura 2.50. Principio operativo de la RCS. [3, Austria, 2002]



Los gases de combustión descargados por el reactor pueden dirigirse a través de un intercambiador de calor gas-gas para precalentar los gases entrantes con el

fin de mantener la temperatura operativa del catalizador y ahorrar una parte de la energía importada (ver esquemas en la Sección 4.4.4.1).

2.5.6. Técnicas para la reducción de emisiones de mercurio

2.5.6.1. TÉCNICAS PRIMARIAS

El mercurio es muy volátil y por lo tanto pasa casi exclusivamente a la corriente de gases de combustión. El valor límite fijado en la directiva sobre incineración de residuos es de 0,05 mg/m³. En algunos Estados Miembros se han fijado valores límite bajos de hasta 0,03 mg/m³ como valor medio diario (con monitorización continua) [1, UBA, 2001]. La medición continua también está prescrita por algunas legislaciones nacionales sobre incineración de residuos (ej. Austria, Alemania). La mayoría de instalaciones no pueden cumplir estos valores límite, particularmente para cargas máximas, sin la incorporación de medidas de limpieza de gases especiales para Hg.

Las únicas técnicas primarias relevantes para evitar las emisiones de mercurio a la atmósfera son las que previenen o controlan, si es posible, la inclusión de mercurio en los residuos a incinerar:

- recogida selectiva eficiente de los residuos que contienen metales pesados, como pilas, baterías, amalgamas dentales, etc.
- notificación a los productores de residuos de la necesidad de separar el mercurio;
- identificación y/o restricción de residuos potencialmente contaminados con mercurio;
 - mediante muestreo y análisis de residuos cuando sea posible,
 - mediante campañas específicas de muestreo y análisis;
- cuando se reciban este tipo de residuos: adición controlada para evitar sobrecargar la capacidad de eliminación del sistema.

2.5.6.2. TÉCNICAS SECUNDARIAS

[1, UBA, 2001] El mercurio se evapora por completo a una temperatura de 357°C y se mantiene gaseoso en el gas de combustión después de pasar por el horno y la caldera. El mercurio inorgánico (principalmente Hg²⁺ en forma de cloruro) y el mercurio elemental se ven afectados de forma distinta por los sistemas de TGC, por lo que se requiere una consideración detallada del destino de ambos.

La selección de un proceso para eliminación de mercurio depende de la carga alimentada y del contenido de cloro en la materia en combustión. Con elevados contenidos de cloro, el mercurio en el gas de combustión crudo estará progresivamente más en forma iónica, que puede depositarse en lavadores húmedos. Esto es

una consideración particular en plantas de incineración de lodos de depuradora en los que los contenidos de cloro en el gas crudo pueden ser bastante bajos. No obstante, si el contenido de cloro en el lodo de depuradora (seco) es de un 0,3 % en peso o más, sólo un 10 % del mercurio en el gas limpio es elemental; la eliminación sólo del mercurio iónico puede conseguir un nivel de emisión total de Hg de 0,03 mg/Nm³. [74, TWGComments, 2004]

El mercurio metálico puede eliminarse de la corriente de gases de combustión mediante:

- transformación en mercurio iónico agregando oxidantes y deposición posterior en el lavador-el efluente puede luego ser alimentado a plantas de tratamiento de aguas residuales, con deposición de metales pesados, donde el mercurio se transformará en una forma más estable (ej. HgS), más adecuada para su desecho final [74, TWGComments, 2004], o
- deposición directa sobre carbón activado dopado con azufre, coque de horno de solera o zeolitas.

Los ensayos han demostrado que la neutralización del dióxido de azufre en el horno agregando caliza puede reducir la proporción de mercurio metálico, aumentando la eficiencia global de eliminación de Hg de la corriente de gas.

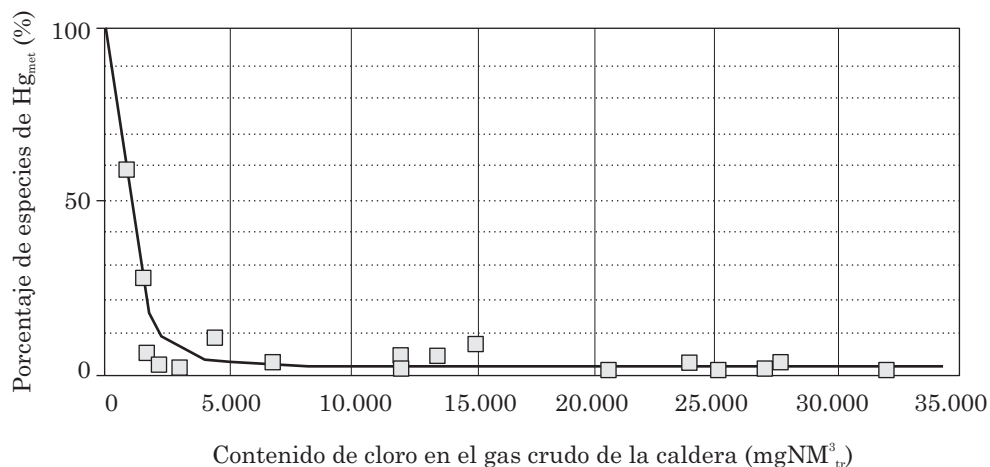
En plantas de incineración para residuos urbanos y peligrosos, el contenido de cloro medio de los residuos es normalmente lo bastante alto, en etapas operativas normales, para asegurar que el Hg esté presente principalmente en forma iónica. No obstante, entradas específicas de determinados residuos pueden cambiar la situación, haciendo necesaria la deposición de mercurio metálico, como se ha indicado anteriormente.

Residuos con alto contenido de Hg:

Para la incineración de residuos, con un elevado contenido de mercurio en plantas de incineración de residuos, sólo es posible asegurar un grado de deposición del 99,9 % si se incineran residuos altamente clorados en un porcentaje adecuado de la carga total. Los procesos de lavado húmedo de múltiples etapas son típicos de este tipo de planta. Los altos porcentajes de Hg iónico (ej. >99,9 %), en el gas de combustión crudo de la caldera antes del lavado húmedo del gas, son causados por la inclusión de residuos altamente clorados. Esto facilita la eliminación total del Hg del gas de combustión.

Las altas cargas totales de cloro (aprox. 4% p/p de entrada) y por consiguiente un alto suministro intermedio de Cl₂ producen elevados niveles de cloración del mercurio y una deposición del Hg próxima al 100 %. Con cargas de cloro más bajas, el grado de deposición de Hg se reduce rápidamente.

Figura 2.51. Relación entre las emisiones de Hg y el contenido de cloro en el gas crudo en una planta de incineración de residuos peligrosos.
[1, UBA, 2001]



2.5.7. Técnicas para la reducción de emisiones de metales pesados

[1, UBA, 2001] Otros metales pesados en incineración son convertidos principalmente en óxidos no volátiles y se depositan con la ceniza volante. Por consiguiente, las principales técnicas relevantes son las aplicables a la eliminación de polvo (ver Sección 2.5.3).

También se reporta el uso de carbón activado para reducir las emisiones de metales pesados [74, TWGComments, 2004]

2.5.8. Técnicas para la reducción de emisiones de compuestos carbonados orgánicos

Una combustión eficaz proporciona el medio más importante para reducir las emisiones a la atmósfera de compuestos carbonados orgánicos.

[1, UBA, 2001] Los gases e combustión de plantas de incineración de residuos pueden contener trazas de una amplia gama de compuestos orgánicos, como:

- hidrocarburos aromáticos halogenados
- hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP)
- benceno, tolueno y xileno (BTX)
- PCDD/F.

Las dibenzo-p-dioxinas policloradas (PCDD) y dibenzofuranos (PCDF) pueden formarse después del horno con compuestos precursores. Son compuestos precur-

sores, por ejemplo, los bifenilos policlorados (PCB), difenilmetanos policlorados (PCDM), clorobenzenos y clorohidroxibenzenos.

PCDD y PCDF pueden también formarse en reacciones catalíticas del carbono, o sus compuestos, con compuestos inorgánicos clorados sobre óxidos metálicos, p. ej. cobre. Estas reacciones se producen principalmente en cenizas volantes o polvo de filtro a temperaturas entre 200 y 450°C.

Se cree que los tres mecanismos siguientes producen la formación de dioxinas/furanos en la incineración de residuos:

1. formación de PCDD/F a partir de hidrocarburos clorados que ya se encuentran o se forman en el horno (como clorohidrobenceno o clorobenceno);
2. síntesis de novo en el rango de temperaturas bajas (se observa típicamente en calderas, PE secos);
3. destrucción completa de las PCDD/F suministradas con los residuos.

La incineración óptima de los gases de combustión destruye en gran medida los compuestos precursores. La formación de PCDD/PCDF a partir de los compuestos precursores queda por lo tanto suprimida.

El valor límite de emisión para el total de dioxinas y furanos, de la Directiva 2000/76/CE, es de 0,1 ng I-TEQ/m³. Hay disponibles procesos de adsorción y catalizadores de oxidación, entre otros, para alcanzar este valor. Se reporta que los catalizadores de oxidación reducen asimismo las emisiones por fuga de NH₃ y CO. [74, TWGComments, 2004]

Las emisiones de hidrocarburos orgánicos pueden también reducirse mediante la deposición ulterior de polvo y aerosoles, dado que estos contaminantes absorben preferentemente la fracción de finos y polvo, así como mediante el enfriamiento forzado de los gases de combustión (condensación).

2.5.8.1. ADSORCIÓN SOBRE REACTIVOS CON CARBÓN ACTIVADO EN UN SISTEMA DE FLUJO LAMINAR

Se inyecta carbón activado en el flujo de gas. El carbón es filtrado del caudal de gas utilizando filtros de manga. El carbón activado muestra una alta eficiencia de absorción de mercurio, así como de PCDD/F.

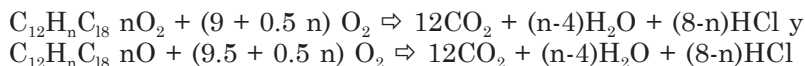
Distintos tipos de carbón activado tienen distintas eficiencias de adsorción. Se cree que esto está relacionado con la naturaleza específica de las partículas de carbón que, a su vez, están influenciadas por el proceso de fabricación.

2.5.8.2. SISTEMAS DE RCS

Los sistemas de RCS se utilizan para la reducción de NO_x (ver descripción en la Sección 2.5.5.2.2). También destruyen las PCDD/F (no ligadas a partículas)

mediante oxidación catalítica; no obstante, en este caso, el sistema de RCS debe estar diseñado específicamente, ya que normalmente se precisa un sistema de RCG de múltiples capas y mayor tamaño que sólo para la función de eliminación de NO_x . Se consiguen eficacias de destrucción de PCDD/F de un 98-99.9 %.

Las principales reacciones involucradas son: [74, TWGComments, 2004]



2.5.8.3. FILTROS DE MANGA CATALÍTICOS

(Bélgica 2002) Los filtros de manga están impregnados con un catalizador, o el catalizador se mezcla directamente con materia orgánica en la producción de las fibras. Estos filtros se han utilizado para reducir las emisiones de PCDD/F.

Las PCDD/F gaseosas pueden ser destruidas sobre el catalizador en lugar de absorbidas en carbón (como en los sistemas de inyección de carbón). La fracción de PCDD//F ligadas a partículas puede eliminarse por filtración. El catalizador no tiene efecto sobre el mercurio y por lo tanto generalmente es necesario aplicar técnicas adicionales (como carbón activado o reactivo con azufre, etc.) para eliminar el mercurio con el fin de cumplir los modernos límites de emisión a la atmósfera. [74, TWGComments, 2004]

La temperatura del gas que entra en los filtros de manga debe estar por encima de 190°C para lograr una destrucción eficaz de PCDD/F y evitar la adsorción de PCDD/F en el medio. [74, TWGComments, 2004]

2.5.8.4. RECOMBUSTIÓN DE ADSORBENTES DE CARBÓN

[55, EIPPCBsitevisits, 2002] En muchas incineradoras de residuos se utiliza carbón para adsorber dioxinas (y mercurio). Cuando los procesos disponen de otra salida para el mercurio, que proporciona una velocidad de eliminación adecuada (es decir, mayor que la velocidad de entrada, para evitar la circulación y su paso a las emisiones), es posible reducir las emisiones netas de dioxinas de la planta mediante la recombustión de las PCDD/F adsorbidas a través de su reinyección en el horno. Normalmente, la eliminación adicional del mercurio se realiza mediante un sistema de lavado húmedo de bajo pH. Para corrientes de gas con baja concentración de HCl, este proceso puede no ofrecer velocidades de eliminación de mercurio que sean suficientes.

Entre los ejemplos de aplicación de esta técnica se incluye la recombustión de:

- adsorbentes de lecho de coque estático;
- adsorbentes de carbón activado de flujo laminar;

- insertos impregnados con carbón utilizados para adsorber las dioxinas en lavadores húmedos y evitar el efecto memoria.

En algunos Estados Miembros, las normativas locales no permiten la recombustión.

2.5.8.5. USO DE PLÁSTICOS IMPREGNADOS CON CARBÓN PARA ADSORCIÓN DE PCDD/F

[58, Andersson, 2002] Los plásticos son ampliamente utilizados en la construcción de equipos de limpieza de gases de combustión debido a su excelente resistencia a la corrosión. Las PCDD/F son adsorbidas sobre estos plásticos en lavadores húmedos, con una temperatura operativa media de 60-70°C. Si la temperatura aumenta en sólo unos pocos grados centígrados, o si la concentración de dioxinas en el gas se reduce, las PCDD/F absorbidas pueden desorberse a la fase gas y aumentar las emisiones a la atmósfera. Las PCDD/F cloradas bajas son las que sufren el mayor aumento de la velocidad de desorción en relación con el aumento de temperatura. Esto puede producir una elevación de los valores TEQ corriente abajo de los lavadores húmedos.

La adición de un relleno de columna en el lavador que contenga polipropileno impregnado con carbón ofrece un medio de absorción selectiva de PCDD/F (el Hg no se absorbe en el relleno). Este material se satura al cabo de un cierto tiempo. Por consiguiente, el material cargado puede eliminarse periódicamente para su desecho o, si se permite, quemarse en el horno. [74, TWGComments, 2004]

Con concentraciones de 6-10 ng TEQ/Nm³, se reportan eficiencias de eliminación de la fase gas de 60-75 % en un lavador húmedo. Esto se compara con un 0-4 % sin el material de relleno impregnado. Se indica que la eficiencia de absorción no disminuyó a lo largo del periodo de ensayo (1 año). [58, Andersson, 2002]. [74, TWGComments, 2004]

Una instalación como la arriba descrita consigue una concentración de salida de 2-3 ng TEQ/Nm³ que, por sí misma, no cumple con el requisito de 0,1 ng/Nm³ de la Directiva 2000/76/CE. La técnica puede también usarse en una instalación con columna de relleno más amplia y/o en combinación con tratamiento subsiguiente para eliminar dioxinas de los gases de combustión y permitir el cumplimiento global de los valores límite de PCDD/F (también en el arranque, con dispositivos de TGC en derivación). [74, TWGComments, 2004]

2.5.8.6. FILTROS DE LECHO ESTÁTICO

[1, UBA, 2001] Los filtros de lecho móvil con coque activado se utilizan como proceso de limpieza secundario en los gases de combustión de residuos urbanos y peligrosos. Utilizando este sistema de adsorción, es posible depositar sustancias contenidas en el gas de combustión en concentraciones extremadamente bajas

con una alta eficiencia. En los absorbedores de lecho móvil se utiliza coque de lignito producido en el proceso de coque en horno de solera.

En la incineración de residuos se utilizan lechos de coque húmedos y secos. En los sistemas húmedos se añade un flujo de agua que lava el coque. Con ello, la temperatura del reactor se reduce, y algunos de los contaminantes acumulados son lavados del filtro. Cuando se utiliza lignito activado, en lugar de coque/carbón, no se requiere el precalentamiento del gas de combustión por encima del punto de rocío ácido, e incluso puede operarse de forma eficaz con gas de combustión «húmedo» o saturado de agua. Por este motivo, el absorbedor de lignito activado puede colocarse directamente detrás de un lavador húmedo de gases de combustión. [64, TWGComments, 2003]

Los gases de combustión pasan a través de un relleno de gránulos de Coque de Horno de Solera (HFC-un coque fino entre 1,25 y 5 mm). El efecto de deposición del coque se basa esencialmente en mecanismos de adsorción y filtración. Por ello es posible depositar casi todos los componentes del gas de combustión relevantes para las emisiones, en particular los contenidos residuales de ácido clorhídrico, ácido fluorhídrico, óxidos de azufre, o metales pesados (ej. mercurio), en ocasiones hasta por debajo del límite de detección.

Una característica esencial del sistema de lecho móvil es su alta eficiencia con todas las emisiones, debido al gran volumen del coque activado, por lo que las variaciones operativas de la incineración y la limpieza del gas de combustión corriente arriba no causan desventajas.

El gas de combustión es guiado al relleno de coque activado, sobre un lecho distribuidor, equipado con multitud de embudos dobles. El gas fluye a través de los mismos de abajo a arriba, mientras que el coque pasa a través del absorbedor en sentido descendente. Con ello se consigue una distribución ideal del gas de combustión en toda la sección transversal del absorbedor y un uso óptimo de la capacidad del absorbedor con un consumo mínimo de coque activado.

Los resultados operativos de plantas a escala industrial (incineración de residuos urbanos y peligrosos) han mostrado que los valores de emisión, en particular para dioxinas/furanos, están bastante por debajo de los valores límite de la Directiva CE 2000/76/CE.

Se requiere cuidado con estos procesos a fin de asegurar que la temperatura y el CO estén bien monitorizados, con objeto de evitar incendios en el filtro de coque. El filtro puede saturarse al cabo de un cierto tiempo, debiendo ser eliminado y sustituido.

2.5.8.7. ENFRIAMIENTO RÁPIDO DE LOS GASES DE COMBUSTIÓN

Esta técnica comporta el uso de un lavador de agua para enfriar los gases de combustión directamente desde su temperatura de combustión hasta menos de 100°C.

Esta técnica se utiliza en algunas incineradoras de residuos peligrosos. La acción del enfriamiento rápido reduce la residencia de los gases de combustión en zonas de temperaturas que pueden dar lugar a síntesis de novo adicional de PCDD/F.

El lavador debe estar diseñado para poder aceptar las elevadas cargas de partículas (y otros contaminantes), que son transferidas al agua del lavador.

Los lavadores utilizados son de una sola etapa o de etapas múltiples, estas últimas a veces son refrigeradas para reducir las pérdidas por evaporación en el gas de combustión.

No se utiliza ninguna caldera, y la recuperación de energía está limitada a la transferencia de calor de las soluciones calientes del lavador.

2.5.9. Reducción de los gases de efecto invernadero (CO₂, N₂O)

[1, UBA, 2001] Esencialmente, hay dos formas de reducir las emisiones de gases de efecto invernadero

- aumentar la eficiencia de la recuperación y suministro de energía (ver Secciones 2.4 y 4.3);
- control de las emisiones de CO₂ mediante tratamiento de los gases de combustión.

Es posible la producción de carbonato sódico haciendo reaccionar el CO₂ de los gases de combustión con NaOH. Esta técnica se discute con más detalle en la Sección 6.5 sobre técnicas emergentes.

2.5.9.1. PREVENCIÓN DE LAS EMISIONES DE ÓXIDOS DE NITRÓGENO

Las emisiones de óxidos de nitrógeno de la incineración de residuos pueden provenir del:

- uso de bajas temperaturas de combustión-típicamente adquiere importancia por debajo de 850°C;
- uso de RNC para la reducción de NO_x (particularmente si se escoge urea como reactivo).

[71, JRC(IoE), 2003] Se reporta que la temperatura óptima para la minimización simultánea de la producción de NO_x y N₂O es del orden 850-900°C. En condiciones en las que la temperatura en la cámara de postcombustión está por encima de 900°C, las emisiones de N₂O reportadas son bajas. Las emisiones de N₂O del uso de RCS son también bajas. Así pues, siempre que las temperaturas de combustión estén por encima de 850°C, en general, la RNCS representa la única fuente significativa de emisiones de N₂O en las modernas plantas incineradoras de residuos.

Si no se controla adecuadamente, la RNCS, especialmente con urea, puede dar lugar a un aumento de las emisiones de óxido nitroso. Análogamente, es posible que se emita óxido nitroso del proceso con niveles subestequiométricos de aporte de oxígeno (ej. proceso de gasificación y pirólisis), así como de hornos de lecho fluidizado operados en determinadas condiciones. [74, TWGComments, 2004]

Para evitar emisiones de óxido nitroso, se utilizan las siguientes técnicas:

- reducción de la dosificación del reactivo de RNCS mediante optimización del proceso de RNCS;
- selección de una ventana de temperatura optimizada para la inyección del reactivo de RNCS;
- uso de métodos de modelos de flujo para optimizar la posición de los inyectores;
- diseño para asegurar una mezcla eficaz de gas y reactivos en la zona de temperatura apropiada;
- zonas de combustión sobrestequiométrica para asegurar la oxidación del óxido nitroso;
- utilización de amoníaco en lugar de urea en la RNCS.

2.5.10. Visión general de los tratamientos de gases de combustión aplicados en incineradoras de residuos peligrosos

Esta sección ofrece una visión general de las técnicas de tratamiento de gases de combustión que se aplican en el sector comercial de IRP en Europa. Para descripciones detalladas de las técnicas de TGC en sí, ver las secciones anteriores de este capítulo.

[EURITS, 2002 #41] Tras el generador de vapor o enfriamiento de choque, los gases de combustión pasan a través de la sección de limpieza de gases de combustión. En casi un 40 % de las instalaciones, esta sección comienza con una **secadora de atomización** o técnica similar para enfriar más los gases, y para evaporar el agua residual (en instalaciones que no disponen de evacuación de agua). Otras instalaciones disponen sólo de un paso de **enfriamiento de choque intermedio** para reducir la temperatura del gas de combustión para tratamiento ulterior (ej. 250°C-60°C).

Se utilizan distintas técnicas para reducir las concentraciones de compuestos contaminantes en los gases de combustión; las mismas se describen a continuación:

Los sistemas de lavado se utilizan para reducir los componentes ácidos (ej. los abajo indicados, Cl, S) en los gases de combustión. Casi un 80 % de las instalaciones están equipadas con sistemas de **lavador húmedo** ácido y alcalino, y un 30 % de ellas disponen de un sistema lavador adicional para la eliminación de componentes específicos (ej. Br, I, Hg). El 20 % restante utilizan un **lavador seco** con inyección de cal o bicarbonato.

Para reducir la cantidad de polvo y metales pesados en el gas de combustión, se utilizan **Precipitadores Electrostáticos (PE)** y **filtros de manga**:

- 54 % de las instalaciones están equipadas con un PE seco (una instalación con un PE húmedo);
- 70 % de las instalaciones están equipadas con un filtro de manga;
- 25 % de las instalaciones combinan estas dos técnicas;
- una instalación está equipada con dos filtros de manga instalados.

Los sistemas de PE se instalan normalmente antes de lavadores húmedos para reducir la entrada de sólidos al líquido de lavado, aunque no generalmente para sistemas de tratamiento secos o semisecos, en los que se utilizan filtros de manga. Los filtros de manga por sí mismos ofrecen un sistema de control del polvo.

Para reducir las emisiones de dioxinas a la atmósfera, se utilizan las siguientes técnicas:

- se inyecta **carbón activado** (o un reactivo alternativo como coque de lignito) antes del filtro de manga (67 % de las instalaciones);
- se utiliza un **filtro de carbón activado** (17 % de las instalaciones); puede ser un sistema seco o húmedo, y como alternativa puede usarse coque de lignito como reactivo;
- una instalación utiliza una Reducción Catalítica Selectiva (RCS) específicamente para reducir dioxinas, así como otros compuestos orgánicos y NO_x .

Las instalaciones con enfriamiento de choque muy rápido y sin sistema de caldera no utilizan medidas adicionales de eliminación de dioxinas (8 %). La cantidad de dioxinas en los gases de combustión es muy baja debido al rápido proceso de enfriamiento. Si los gases de combustión se alimentan a un PE después del paso de enfriamiento, la temperatura deberá ser de menos de 220°C al fin de evitar la nueva formación de dioxinas.

Para reducir las emisiones de NO_x :

- un 29 % de instalaciones usan **Reducción Catalítica Selectiva (RCS)** o **Reducción No Catalítica Selectiva (RNCS)** (casi todas en Alemania);
- tres instalaciones usan RNCS, y
- cuatro instalaciones usan RCS.

Un 58 % de las instalaciones ya cumplen con el requisito de la Directiva 2000/76/CE de un VLE de 200 mg/Nm³ sin aplicar técnicas específicas de eliminación de NO_x . El 42 % restante de las instalaciones no están equipadas actualmente con un sistema específico de eliminación de NO_x y no cumplen con este VLE.

2.5.11. Tratamiento de gases de combustión para incineradores de lodo

[2, infomil, 2002] Los tipos de sistemas de TGC utilizados dependen mucho de la composición de los residuos, y muchas veces son similares a los aplicados en incineradoras de residuos urbanos. No obstante, puede ser necesario prestar especial atención a la eliminación de óxidos de nitrógeno (NO_x) y mercurio.

En dos plantas de incineración de lecho fluidizado holandesas, las emisiones de NO_x se reducen mediante la inyección de amoníaco durante el proceso de incineración (RCNS). Utilizando este sistema, es posible reducir un nivel de concentración de emisión normal de 100-200 mg/Nm^3 a menos de 70 mg/Nm^3 .

Durante el proceso de incineración de lodo, el mercurio se libera principalmente en estado metálico. En la incineración de residuos urbanos, debido a la mayor concentración de cloro en los residuos urbanos, el mercurio está principalmente en estado iónico (principalmente cloruro). El mercurio metálico es más difícil de eliminar de los gases que el mercurio en estado iónico. Las técnicas para la reducción de las emisiones de Hg se describen en la Sección 2.5.6.

2.6. Técnicas de tratamiento y control de aguas residuales

2.6.1. Fuentes potenciales de aguas residuales

[2, infomil, 2002]

Las posibles emisiones al agua de las plantas de incineración de residuos son las siguientes:

- **agua residual de proceso**

El agua residual de proceso normalmente sólo se produce en grado significativo en los sistemas húmedos de TGC. Otros tipos de sistemas de limpieza de gases de combustión (secos y semisecos) no producen normalmente ningún efluente. También pueden tomarse medidas con los sistemas húmedos de modo que el efluente producido no sea descargado de la instalación (ver más adelante).

- **agua residual de la recogida, tratamiento y almacenamiento (al aire libre) de cenizas de fondo**

Este tipo de agua residual puede usarse como suministro de agua para desescoriadoras húmedas y, por consiguiente, normalmente no debe descargarse. Sin embargo, es importante tener suficiente capacidad de almacenamiento (y tratamiento), con el fin de poder adaptarse a las fluctuaciones en los niveles de almacenamiento causadas por las lluvias. Generalmente, las opciones de tratamiento para el exceso de agua son: descarga a un sistema de tratamiento de agua residual de proceso disponible; descarga al sistema de alcantarillado local;

y/o eliminación especial. Este tipo de agua residual puede ser reutilizado en el sistema de TGC si la calidad es adecuada, generalmente después de su tratamiento por sedimentación, filtración, etc.

- **otras corrientes de agua residual de proceso menos específicas**

Por ejemplo, agua residual del ciclo de agua/vapor (derivada de la preparación de agua de alimentación de calderas, desagüe de calderas, y descarga de agua de refrigeración). En muchas situaciones prácticas, estos flujos de agua pueden ser reutilizados en el proceso de incineración y tratamiento de gases de combustión (ej. como agua de aporte), y por consiguiente no producirá emisiones al medio ambiente. No obstante, el reciclaje de agua residual del sistema de TGC es sólo posible en caso de un sistema semihúmedo o húmedo si la calidad del agua residual es adecuada; de lo contrario, el agua residual es descargada (principalmente debido a su alto contenido en sal).

- **agua residual sanitaria**

Tiene su origen en lavabos, cocinas y limpieza. Normalmente se descarga al sistema de alcantarillado, para su tratamiento en una planta municipal de tratamiento de aguas residuales. Puede usarse una fosa séptica si no hay otra posibilidad. Dado que esta categoría de agua residual no es específica para la incineración de residuos, no se discute en este documento.

- **agua de lluvia limpia**

Tiene su origen en la caída de lluvia sobre superficies no contaminadas, como tejados, carreteras de servicio y aparcamientos. Normalmente, esta agua es descargada por un sistema de recogida de agua «limpia» y se descarga directamente al agua superficial local o a través de sumideros ciegos. Puede requerirse pretratamiento para agua residual de carreteras o aparcamientos.

- **agua de lluvia contaminada**

Tiene su origen en lluvia que cae sobre superficies contaminadas (actividades de descarga, etc.). Normalmente es separada del agua limpia y puede tratarse antes de su uso o vertido.

- **agua de refrigeración usada**

Con mucho, la mayor capacidad de refrigeración se requiere cuando se utiliza refrigeración por condensador de agua, p. ej. para producción de electricidad con una turbina de vapor. Según el diseño de la planta, deberán eliminarse varios tipos de corrientes de agua de refrigeración.

Entre los mismos se incluyen:

- agua de refrigeración del enfriamiento por convección del condensador, conectado a la turbina de vapor;

- agua de refrigeración del desagüe de un sistema de agua de refrigeración por evaporación, utilizada para la refrigeración del condensador;
- agua de refrigeración de diversas otras partes del equipo que requieren refrigeración (rampa de residuos, sistemas hidráulicos, sistemas de desorción, etc.).

Dado que estas corrientes de agua de refrigeración no son específicas de la incineración de residuos, se discuten en el «Documento de referencia sobre la aplicación de Mejores Técnicas Disponibles a Refrigeración Industrial» para el ámbito europeo.

- **agua residual condensada del pre-secado parcial de lodo de depuradora**

Este tipo de agua residual es específico de la incineración de lodos de depuradora, aunque no se produce en todos los casos, ya que el vapor generado durante el secado se evapora a veces con el gas de combustión del evaporador en lugar de ser condensado. Generalmente tiene una elevada Demanda Química de Oxígeno (DQO) y contiene concentraciones sustanciales de N (principalmente NH_3), así como otros contaminantes originalmente presentes en el lodo tratado. El alto contenido de nitrógeno puede formar un cuello de botella para tratamiento; en este caso, puede recurrirse a la desorción del nitrógeno, aunque puede haber riesgo de ensuciamiento y consumo adicional de energía para esta operación. Una solución en este caso puede ser el reciclaje al horno, cuando la solución de amoníaco recuperada (concentración aprox. 10 %) pueda ser utilizada para el proceso de RNCS para eliminación de NO_x .

2.6.2. Principios de diseño básicos para el control del agua residual

[2, infomil, 2002]

Los siguientes principios básicos se aplican al control del agua residual de incineración:

1. *Aplicación de una tecnología de incineración óptima*

El uso de un sistema de incineración optimizado, importante en términos de estabilidad del proceso de incineración, también ofrece un control eficaz de las emisiones al agua cuando se utilizan procesos húmedos (no es relevante a otros procesos por lo que respecta a emisiones de agua, ya que normalmente no hay emisiones de agua de los procesos que no son húmedos). La incineración incompleta tiene un efecto negativo sobre la composición del gas de combustión y de las cenizas volantes, al aumentar la presencia de compuestos orgánicos con un carácter contaminante y/o tóxico. Esto, a su vez, puede tener impacto sobre el contenido del efluente del lavador.

2. *Reducción del consumo de agua y vertido del agua residual*

Algunos ejemplos de medidas que pueden tomarse para conseguir este objetivo son:

- maximización de la recirculación de agua residual contaminada en sistemas de tratamiento húmedo de gases de combustión (lavador), o sistemas de tratamiento semihúmedo de gases de combustión, incluido un control efectivo de los parámetros de proceso, con el fin de reducir la cantidad de agua residual para vertido;
- el enfriamiento adicional del agua residual contaminada de los sistemas de tratamiento húmedo de gases de combustión (ver también lavadores de condensación 2.4.4.5), produce menores pérdidas de agua con los gases de combustión y por lo tanto reduce el consumo de agua. Este diseño puede eliminar el consumo de agua de refrigeración;
- aplicación de tecnología de tratamiento de gases de combustión sin agua residual (ej. sistemas de sorción semisecos o secos);
- uso de agua de desagüe de la caldera como suministro de agua para el lavador;
- tratamiento del agua residual del laboratorio en el lavador;
- aplicación de desescoriadoras sin agua residual;
- uso de lixiviados de zonas de almacenamiento al aire libre de cenizas de fondo para suministro de agua a las desescoriadoras;
- descarga directa del agua de lluvia limpia de tejados y otras superficies limpias;
- uso de desagüe separado y reducción de las superficies expuestas para almacenamiento y manejo de residuos (ej. recintos con techo).

3. Cumplimiento con la normativa relevante sobre emisiones al agua

Algunas opciones de proceso se ven muy afectadas por factores locales. Un ejemplo de ello es el vertido de efluentes salinos de los lavadores. Aunque estos vertidos pueden ser aceptables en el entorno marino, los vertidos a cursos de agua dulce requieren tener en consideración factores de dilución, etc. Por consiguiente, estas decisiones pueden causar cambios fundamentales en el diseño del proceso de incineración, particularmente por lo que respecta a la selección del sistema de TGC y tratamiento de efluentes.

4. Funcionamiento óptimo de los sistemas de tratamiento de agua

Los vertidos sólo pueden reducirse mediante un funcionamiento óptimo del sistema de tratamiento.

Una capacidad suficiente para el almacenamiento intermedio de agua residual puede permitir reaccionar ante trastornos en las condiciones de proceso.

2.6.3. Influencia de los sistemas de tratamiento de gases de combustión en el agua residual. [2, infomil, 2002]

La producción de agua residual depende del tipo de tratamiento de gases de combustión seleccionado. Se utilizan las siguientes opciones básicas de TGC:

- tratamiento seco de gases de combustión;
- tratamiento semihúmedo de gases de combustión;
- tratamiento húmedo:
 - a) con tratamiento físico/químico del efluente del lavador;
 - b) con evaporación en línea del efluente del lavador;
 - c) con evaporación separada del efluente del lavador.

De estas opciones, sólo la opción 3(a) tiene una corriente de agua que deba evacuarse. Las opciones de tratamiento para el efluente del lavador del sistema 3(a) se discuten en las secciones siguientes, junto con las técnicas utilizadas para evaporar el efluente (opciones 2b y 3c).

2.6.4. Proceso de agua residual de sistemas de tratamiento húmedo de gases de combustión

El agua de proceso, derivada del tratamiento húmedo de gases de combustión, contiene una amplia variedad de componentes contaminantes. Las cantidades y concentraciones de agua residual dependen de la composición del residuo y del diseño del sistema húmedo de gases de combustión. La recirculación del agua residual en sistemas húmedos de TGC puede producir una reducción sustancial de la cantidad de agua residual, y en consecuencia mayores concentraciones de contaminantes.

Se aplican tres métodos principales para el tratamiento de agua residual de sistemas de tratamiento húmedo de gases de combustión:

- **tratamiento fisicoquímico:** se basa en corrección del pH y sedimentación. Con este sistema, se produce una corriente de agua residual tratada que contiene sales disueltas, y que si no se evapora (ver abajo) debe ser evacuada;
- **evaporación en la línea de proceso de incineración de residuos,** mediante una secadora de atomización, a un sistema semiseco de TGC u otro sistema que utilice un filtro de manga. En este caso, las sales disueltas se incorporan al residuo final del tratamiento de gases de combustión. No hay emisión de agua residual, excepto la evaporada con los gases e combustión (para más información sobre la evaporación en línea, ver Sección 2.6.4.7.1);
- **evaporación separada** del agua residual. En este caso, el agua evaporada se condensa, pero en general es muy limpia y normalmente puede verterse (o reutilizarse) sin medidas especiales (para más información sobre la evaporación separada, ver Sección 2.6.4.7.2).

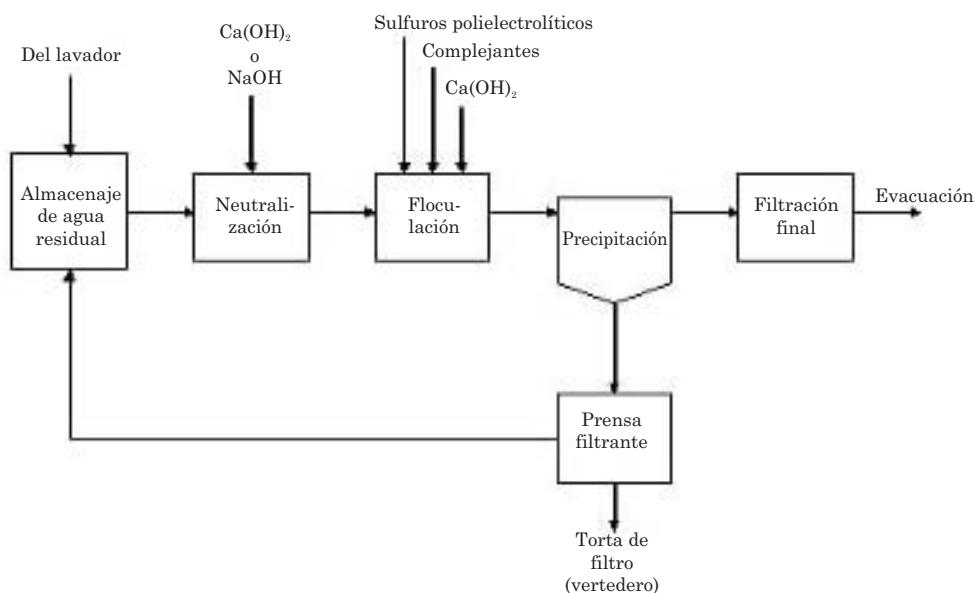
Estas técnicas se discuten con más detalle en la secciones siguientes. Algunas de estas técnicas se describen también en el «Documento de Referencia sobre Mejores Técnicas Disponibles en Sistemas de Tratamiento/Gestión de Aguas y Gases Residuales en el Sector Químico» (BREF CWW).

Si se utiliza una RNCS para el control de NO_x con un sistema húmedo de TGC corriente abajo, puede ser necesario un sistema de desorción de NH_3 . [74, TWGComments, 2004]

2.6.4.1. TRATAMIENTO FISICOQUÍMICO

En la Figura 2.52 siguiente se muestra una configuración típica de una unidad de tratamiento fisicoquímico para agua residual de proceso.

Figura 2.52. Esquema de proceso para el tratamiento fisicoquímico del agua residual de un sistema de tratamiento húmedo de gases de combustión. [2, infomil, 2002]



El proceso que se muestra puede constar de los siguientes pasos, aunque no necesariamente se aplican todos:

- neutralización del agua residual contaminada;
- floculación de contaminantes;
- sedimentación del lodo formado;
- deshidratación del lodo;
- filtración del efluente (“limpieza”).

También puede incluir otros pasos;

- precipitación (ej. de metales pesados);
- coagulación;
- control de pH y temperatura.

Para la neutralización, suele usarse cal. Esto produce la precipitación de sulfitos y sulfatos (yeso). Cuando se permite el vertido de sulfitos/sulfatos al agua superficial (ej. algunos entornos marinos), puede usarse sosa cáustica (NaOH) en lugar de cal, produciendo una cantidad sustancialmente menor de torta de filtro.

La eliminación de los compuestos con metales pesados se basa en la floculación, seguida de precipitación. Los compuestos de metales pesados tienen una solubilidad muy baja en un rango de pH de 9-11. A un pH de más de 11, los metales pesados pueden redisolverse. El pH óptimo es distinto para los diversos compuestos de metales pesados. En particular, el pH óptimo para níquel y cadmio se desvía de otros metales pesados.

La neutralización en dos pasos (o más) mejora la estabilidad y control de la acidez de descarga (pH). El primer paso es una neutralización bruta, especialmente en el caso de agua residual del primer paso ácido del sistema de lavador. El segundo paso es una neutralización fina. La existencia de suficiente capacidad de almacenamiento de agua residual ayuda a reducir las variaciones del proceso con el tiempo, al ofrecer capacidad de almacenamiento intermedio.

La floculación de hidróxidos de metales pesados se realiza bajo la influencia de agentes floculantes (polielectrolitos) y FeCl_3 . La eliminación adicional de mercurio y otros metales pesados puede conseguirse si se agregan agentes complejantes.

La precipitación de fluoruros requiere un rango de pH entre 8 y 9. [74, TWGComments, 2004]

La precipitación se realiza generalmente en tanques de sedimentación o en separadores laminares.

El lodo resultante es normalmente deshidratado en prensas filtrantes. Puede conseguirse un contenido de materia seca de un 40-60 %, según los agentes químicos usados y otras condiciones.

Si es necesario, para la filtración del efluente resultante («limpieza») pueden usarse filtros de arena y/o carbón activado. El efecto directo de los filtros de arena es básicamente una reducción de sólidos en suspensión, aunque también produce una reducción de compuestos de PCDD/F, HAP, etc. El carbón activado debe ser sustituido regularmente. También se utilizan otros sistemas de filtración (ej. filtros de disco).

Las unidades de tratamiento fisicoquímico de aguas residuales requieren una atención especial en su funcionamiento, ya que son sistemas bastante sensibles.

2.6.4.2. APLICACIÓN DE SULFUROS

Para realizar la floculación, se suelen utilizar agentes orgánicos (ej. polielectrolitos). La adición de agentes complejantes y sulfuros (ej. Na_2S , Trimercaptano-TMT, etc.) permite reducciones ulteriores de los vertidos de mercurio y otros metales pesados.

El uso de sulfuros requiere normas de seguridad especiales, debido a su toxicidad. Una ventaja de su uso es el bajo coste de los sulfuros en comparación con otros agentes complejantes.

2.6.4.3. APLICACIÓN DE TECNOLOGÍA DE MEMBRANAS

Una opción para el tratamiento de agua residual contaminada con sales y microcontaminantes es la filtración con membranas. Esta técnica es especialmente eficiente para caudales de agua grandes con concentraciones relativamente bajas de sales. Con concentraciones de sales más altas, el consumo de energía aumenta rápidamente.

El contenido de sal del agua residual de proceso de la incineración de residuos es alto (hasta un 10 % en peso). Por consiguiente, esta opción suele requerir un consumo de energía adicional significativo.

El agua restante con elevada concentración de solutos debe eliminarse a través de una salida apropiada. [74, TWGComments, 2004]

2.6.4.4. DESORCIÓN DE AMONIACO

Para las aplicaciones de eliminación de NO_x por RNCS, el agua residual del lavador húmedo contiene compuestos de amonio. La concentración real de amoniaco depende de las condiciones de proceso de la unidad de eliminación de NO_x por RNCS. Según la concentración real de amoniaco, una opción puede ser la desorción de amoniaco.

Una unidad de desorción de amoniaco consiste básicamente en una columna de destilación con calentamiento. Los vapores son condensados, produciendo una solución de amoniaco. Aunque la concentración de amoniaco está normalmente por debajo de la concentración original del producto comercial, la solución puede reutilizarse en el proceso de RNCS.

La desorción de amoniaco requiere un aumento del pH hasta 11-12,5 y el uso de vapor. Se reportan riesgos de ensuciamiento cuando se utiliza junto con neutralización con cal.

2.6.4.5. TRATAMIENTO SEPARADO DEL AGUA RESIDUAL DE LOS PRIMEROS Y ÚLTIMOS PASOS DEL SISTEMA DE LAVADOR

Los primeros pasos de los sistemas de lavado húmedo trabajan normalmente a un nivel de pH muy bajo. En estas condiciones, se elimina específicamente HCl de la corriente de gases residuales. La eliminación de SO_2 tiene lugar en el paso final, a un pH neutro.

Si estas dos corrientes de efluentes se tratan por separado, el proceso de tratamiento de agua residual puede optimizarse para cada proceso, pudiendo recuperarse yeso reciclable del efluente del lavador de SO_2 .

El agua residual del primer paso del lavador se neutraliza con cal, seguido de la eliminación de compuestos de metales pesados mediante floculación normal y precipitación. El agua residual tratada, que contiene principalmente CaCl_2 , se mezcla con el agua residual del paso final, que contiene principalmente $\text{Na}_2\text{SO}_{3/4}$. Esto produce la formación de yeso y un efluente líquido, consistente principalmente en NaCl.

Según las condiciones locales, esta agua residual salada se vierte o evapora. La evaporación tiene como consecuencia la producción de NaCl, o sal común.

Dado que la sal se separa de otros residuos del tratamiento de gases de combustión contenidos en el efluente, esto produce una reducción muy sustancial de la masa de residuos, ya que el lodo precipitado de compuestos de metales pesados es el único residuo final que queda.

2.6.4.6. TRATAMIENTO BIOLÓGICO ANAEROBIO (CONVERSIÓN DE SULFATOS EN AZUFRE ELEMENTAL)

Uno de los problemas del vertido del agua residual tratada puede ser el contenido remanente de sulfatos. Los sulfatos pueden afectar los sistemas de alcantarillado de cemento. Para resolver este problema, se ha desarrollado un sistema para el tratamiento biológico anaerobio del agua residual de la incineración de residuos.

Los sulfatos presentes en el agua residual pueden ser reducidos a sulfuros en un reactor por la actividad de bacteria anaerobias. El efluente de este reactor, que tiene un alto contenido de sulfuros, se trata en un segundo reactor. En este segundo reactor, los sulfuros son oxidados biológicamente a azufre elemental en una atmósfera anaerobia. Debe tenerse cuidado para asegurar que haya una cantidad adecuada de oxígeno en la etapa aerobia, de lo contrario se producirán tiosulfatos en lugar de azufre elemental y esto limitará las posibilidades de eliminación del agua residual.

Posteriormente, el azufre es eliminado del agua residual en el separador laminar. El lodo recogido se deshidrata en un decantador, produciendo una torta de

azufre, que puede utilizarse. El agua residual restante puede reutilizarse en el lavador y/o evacuarse.

Se reporta que esta tecnología puede ser difícil de aplicar en el campo de los residuos peligrosos [64, TWGComments, 2003].

2.6.4.7. SISTEMAS DE EVAPORACIÓN DE AGUA RESIDUAL DE PROCESO

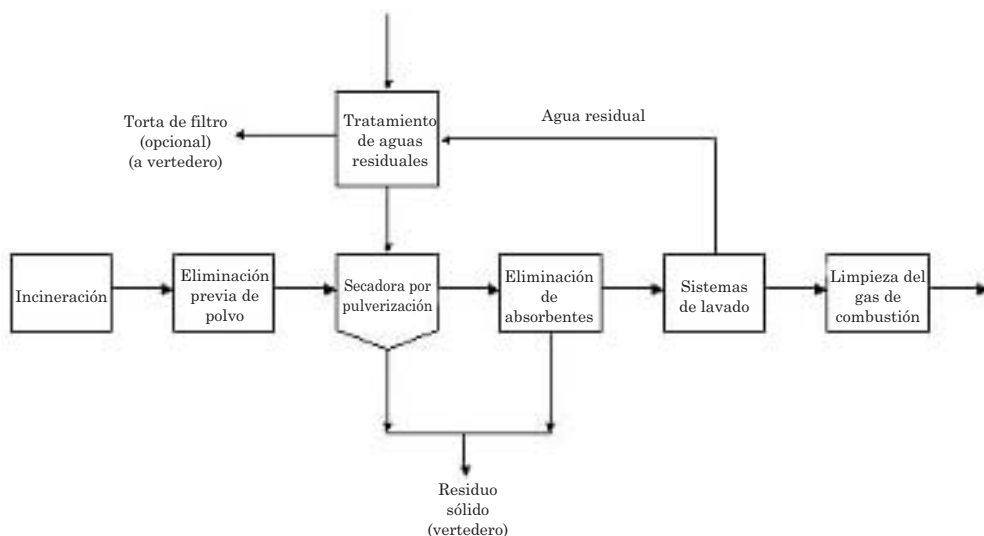
Si la descarga de sales solubles (cloruros) no es aceptable, el agua residual de proceso deberá evaporarse. A este fin existen dos opciones básicas:

- evaporación en línea
- evaporación separada.

2.6.4.7.1. Evaporación en línea

En esta configuración, el agua residual es reciclada en el proceso mediante una secadora de atomización. La Figura 2.53 siguiente muestra un esquema de la configuración del proceso:

Figura 2.53. Evaporación en línea del agua residual del lavador húmedo. [2, infomil, 2002]



La secadora de atomización es comparable al absorbedor de atomización utilizado el sistema de TGC semihúmedo. La diferencia es que, en el caso de tratamiento semihúmedo, se inyecta cal y, para evaporación en línea, el agua residual del lava-

dor se utiliza para inyección tras un paso de neutralización. Este paso de neutralización puede combinarse con la floculación y sedimentación de contaminantes, produciendo un residuo separado (torta de filtro). En algunas aplicaciones, se inyecta cal en el absorbedor de atomización para la pre-neutralización del gas.

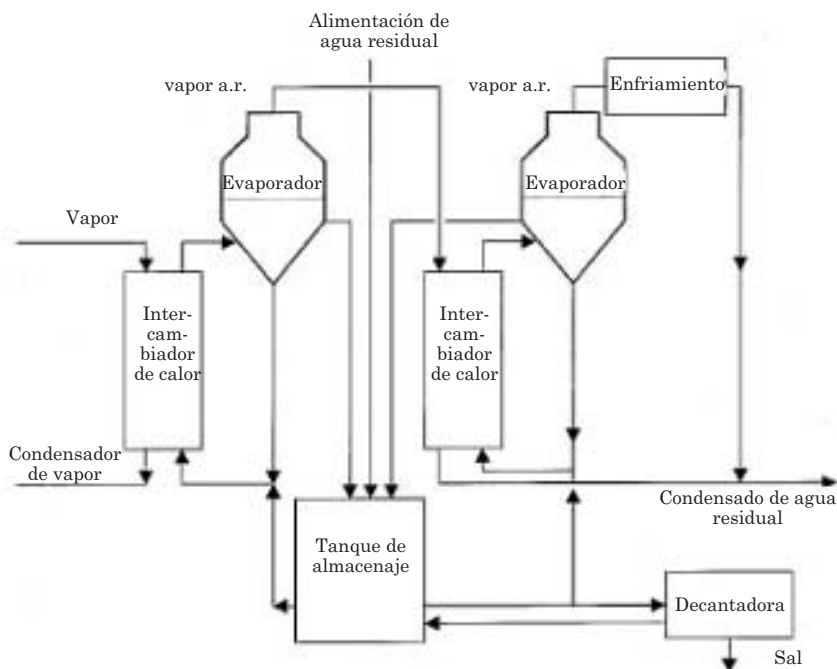
El agua neutralizada, que contiene sales solubles, se inyecta en la corriente de gases de combustión. El agua se evapora, y las sales restantes y otros contaminantes sólidos son eliminados en un paso de eliminación de polvo (ej. PE o filtro de manga). Este residuo de tratamiento de gases de combustión consiste en una mezcla de ceniza volante, sales y metales pesados.

Debido a la aplicación de un sistema de lavado húmedo, el consumo de productos químicos es aproximadamente estequiométrico, y por consiguiente la producción de residuos finales es menor que en sistema de TGC semisecos.

2.6.4.7.2. Evaporación separada

La evaporación separada se basa en la evaporación en sistemas de evaporación calentados con vapor. La Figura 2.54 siguiente da un ejemplo de un esquema de proceso.

Figura 2.54. Evaporación separada del effluente de un lavador húmedo. [2, infomil, 2002]



El agua residual, que contiene sales solubles, es alimentada a un tanque de almacenamiento, que contiene una mezcla de agua residual y líquido ya parcialmente evaporado. Posteriormente, el agua es parcialmente evaporada en un reactor a baja presión. El calor requerido es suministrado por vapor (a baja presión) y transferido al líquido en un intercambiador de calor. El exceso de líquido vuelve a fluir al tanque de almacenamiento. Los vapores son enfriados, produciendo un condensado limpio que se descarga.

Debido a las concentraciones de sal crecientes en el líquido, se inicia la cristalización de sales. Posteriormente, los cristales de sal se separan en un decantador y se recogen en un recipiente.

La Figura 2.54 muestra un proceso en dos etapas, en el que hay dos evaporadores instalados. La entrada de calor para el segundo evaporador es desde el primer evaporador, reduciendo con ello el consumo energético específico. Además, si no se usa para otro fin (ej. calefacción centralizada), el consumo de energía efectivo puede reducirse, ya que puede utilizarse vapor a baja presión.

Esta técnica requiere energía y puede comportar riesgos operativos, como el ensuciamiento de la cristalización [64, TWGComments, 2003]

2.6.4.8. EJEMPLO DE PROCESO QUE PRODUCE ÁCIDO CLORHÍDRICO CON LIMPIEZA CORRIENTE ABAJO

[1, UBA, 2001]

Cuando se combustionan residuos que contienen cloro, se forma cloruro de hidrógeno. El cloruro de hidrógeno se absorbe en agua formando ácido clorhídrico. El ácido clorhídrico producido de este modo es un líquido incoloro y libre de impurezas después de tratamiento. Tiene una concentración de aprox. un 19% en peso de HCl, y puede usarse como materia prima en distintas instalaciones de consumo, p. ej. para control del pH en plantas de producción de cloro

En la producción de ácido clorhídrico, los gases de combustión que salen de la caldera de vapor se vierten primero en un enfriador de choque. El revestimiento del enfriador de choque contiene chorros, a través de los que se rocía ácido clorhídrico, de la columna de lavado corriente abajo en el gas de combustión. Una parte del ácido clorhídrico se evapora luego, lo que hace que los gases de combustión se enfríen.

El ácido clorhídrico es transferido desde el enfriador de choque a la columna de lavado junto con el gas de combustión enfriado. En la columna de lavado se absorbe cloruro de hidrógeno y otros gases ácidos contenidos en el gas de combustión. El ácido clorhídrico es luego transferido a un tanque de almacenamiento intermedio. El gas de combustión, ahora desprovisto de cloruro de hidrógeno, sale de la columna de lavado de ácido a través de un eliminador de neblina instalado en la cabeza de la columna y entra en el lavador húmedo de ionización.

El ácido clorhídrico generado en la columna de lavado de ácido del sistema de lavado de gases de combustión es desprovisto de sales disueltas y sólidos en un sistema evaporador. Este paso de limpieza puede permitir el uso del ácido clorhídrico como materia prima en una serie de plantas de producción.

Desde el tanque de almacenamiento intermedio, una bomba transfiere el ácido clorhídrico a un evaporador. Aquí, el ácido crudo se concentra al vacío para convertirse en una mezcla azeotrópica. El exceso de agua y pequeñas cantidades de cloruro de hidrógeno pasan a la fase vapor y se condensan con agua en la columna de adsorción.

Desde la unidad de vacío, el líquido de proceso es bombeado a la planta de aguas residuales junto con el exceso de agua. El ácido crudo, concentrado a un azeótropo, se evaporará y condensará de nuevo. El ácido restante, que contiene sólidos y metales pesados, se extrae del evaporador y se bombea a una mezcladora para su neutralización. [64, TWGComments, 2003]

2.6.5. Tratamiento de aguas residuales en incineradoras de residuos peligrosos

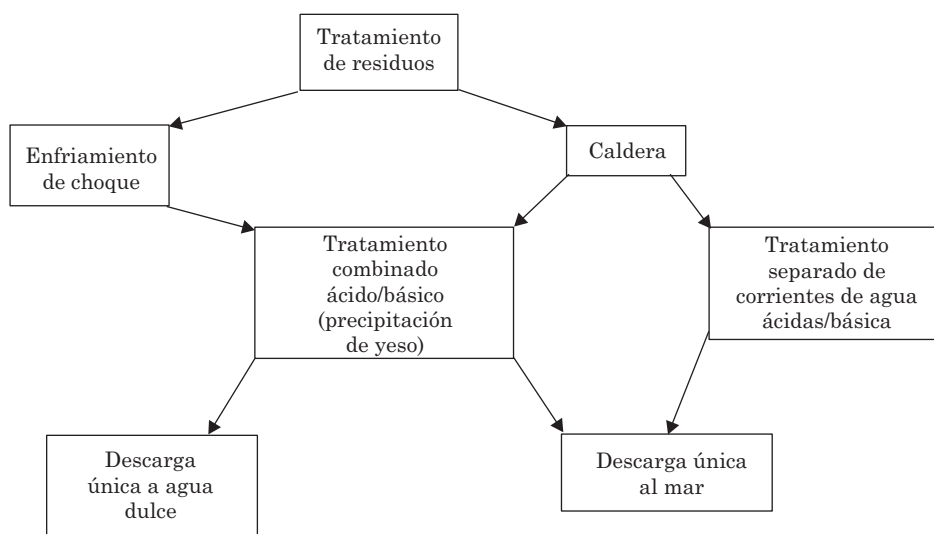
El 55 % de las instalaciones europeas de incineración de residuos peligrosos (IRP) no vierten agua residual, ya que utilizan sistemas que no generan agua residual (ej. TGC seco o semisecho) o **evaporan** el agua mediante secadoras de atomización o en una planta de evaporación separada, a veces después de tratar el agua residual para eliminar Hg. [74, TWGComments, 2004]

El 45 % restante de las instalaciones de IRP tienen una instalación de tratamiento de aguas residuales. La actual situación se describe en la Figura 2.55 siguiente y puede resumirse como sigue:

- puede hacerse una distinción general entre los incineradores equipados con una caldera y las otras instalaciones de IRP equipadas con un sistema rápido de enfriamiento de choque; el caudal del efluente vertido es mayor para las segundas por motivos técnicos (Nota: algunas instalaciones de IRP están equipadas con enfriamiento rápido de choque y caldera) [74, TWGComments, 2004]. Las instalaciones equipadas con una caldera vierten entre <1 y 5 l/kg de residuos incinerados. Las instalaciones con sólo enfriamiento de choque vierten entre 10 y 20 l/kg de residuos incinerados, aunque pueden reducir su caudal de agua a 5 l/kg recirculando el efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales o reciclándolo dentro de la misma unidad de enfriamiento de choque;
- normalmente, los efluentes en la sección ácida de la limpieza húmeda de gases (que contiene NaCl, CaCl₂, Hg, CaF₂ y SO₃) se mezclan con el efluente de la sección alcalina (que contiene Na₂SO₄) a fin de precipitar parte del yeso (y reducir el contenido de sulfato del efluente a menos de 2 g/l, que es la concentración de solubilidad del yeso) antes de su tratamiento ulterior. No obstante,

hay una instalación en la que los efluentes de los lavadores ácido y alcalino se tratan separadamente.

Figura 2.55. Resumen de los sistemas de tratamiento de aguas residuales aplicados en incineradoras de residuos peligrosos comerciales.
[EURITS, 2002 #41]



Si una instalación dispone de una planta de tratamiento de aguas residuales in situ, o transfiere el agua residual a una planta de tratamiento externo, depende de su ubicación.

La Figura 2.56 siguiente muestra una configuración típica de una planta de tratamiento de aguas residuales para el tratamiento de efluentes de la sección de limpieza de gases de combustión de la incineración de residuos peligrosos.

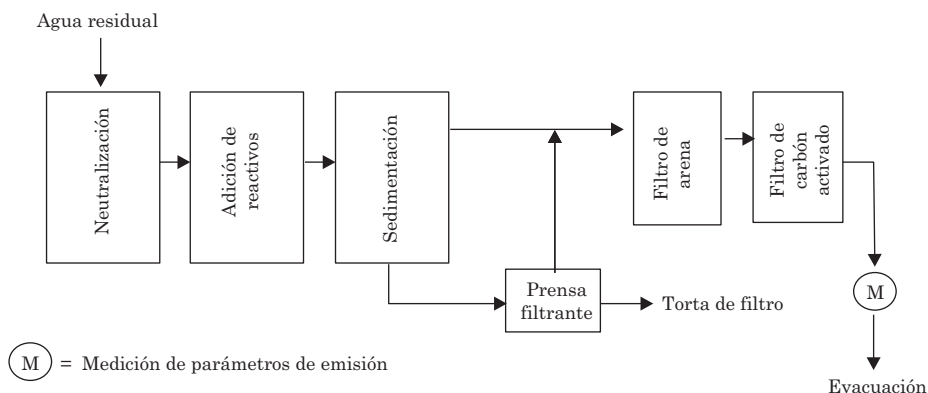
Los principales elementos de estas instalaciones son:

- neutralización (ej. adición de cal, NaOH/HCl);
- adición de reactivos específicamente para la precipitación de metales en forma de hidróxidos o sulfuros (ej. agentes floculantes, trimercapto-triazina, sulfuros, polielectrolitos);
- la eliminación de sedimentos: mediante sedimentación por gravedad y decantación, o mediante técnicas mecánicas como prensa filtrante, centrífuga.

En algunas plantas de tratamiento de aguas residuales, el agua residual se limpia pasándola a través de un **filtro de arena**, seguido de un **filtro de carbón activado**.

Figura 2.56. Ejemplo de instalación de tratamiento de aguas residuales en el sector comercial de incineración de residuos peligrosos.

[EURITS, 2002 #41]



2.7. Técnicas de tratamiento y control de residuos sólidos

2.7.1. Tipos de residuos sólidos

La incineración de residuos produce diversos tipos de residuos sólidos, algunos de los cuales tienen aplicaciones en distintos países en grados variables. Cabe hacer una distinción entre los residuos derivados directamente del proceso de incineración y los derivados del sistema de TGC. Los residuos del TGC pueden ser ceniza volante fina y/o productos de reacción y aditivos sin reaccionar del sistema de TGC (o sistema de tratamiento de aguas residuales asociado). Esta última categoría suele denominarse residuos de Tratamiento de Gases de Combustión (TGC) o de Control de Contaminación Atmosférica (CCA). Los residuos sólidos de los procesos de tratamiento del efluente del lavador (húmedo) suelen prensarse, formando un sólido denominado *torta de filtro*, o se mezclan con ceniza volante para minimizar el volumen o, para una mejor deshidratación, con yeso de la planta. [74, TWGComments, 2004] Además, puede recuperarse yeso y sal de sistemas de tratamiento húmedo de gases de combustión si se utilizan procesos especiales (ver abajo y Sección 2.6). [64, TWGComments, 2003]

Residuos derivados de la etapa de combustión del incinerador:

Incineración de residuos municipales:

- ceniza de fondo, resultante de la incineración en parrilla de residuos municipales. Debido a su gran volumen, es un tipo de residuo importante, las opciones para su uso se discuten en la Sección 3.4.2;
- ceniza de caldera, que se recoge en la caldera de plantas de incineración de residuos municipales y con frecuencia se trata junto con la ceniza volante [74, TWGComments, 2004];

- ceniza volante, que se recoge en un paso de eliminación de polvo en la incineración de residuos urbanos y se discute más adelante en residuos sólidos de TGC. Este tipo de residuo suele eliminarse, muchas veces después de un pretratamiento, pero se ha utilizado como material de relleno para aplicaciones de aglomerados bituminosos en construcción civil, en países donde se permite esta práctica. [74, TWGComments, 2004] Su tratamiento y eliminación se discuten con más detalle más adelante.

Residuos peligrosos y residuos clínicos específicos:

- escoria, resultante de la incineración en horno rotatorio de residuos peligrosos. En general, este tipo de residuo se elimina en vertedero sin tratamiento ulterior, o puede reciclarse si se permite localmente;
- las otras cenizas son similares a las de IRSU, pero como pueden contener niveles más altos de contaminantes, generalmente la práctica general ha sido eliminarlas.

Lodo de depuradora:

- ceniza volante, resultante de la incineración en lecho fluidizado de lodo de depuradora. Este tipo de residuo puede usarse como material de relleno para aplicaciones en construcción civil, en países donde se permite esta práctica. También se utiliza como material de relleno para minas en Alemania, ambas aplicaciones sin tratamiento ulterior. La ceniza volante que no se utiliza se elimina en vertedero;
- ceniza de lecho, resultante de la incineración en lecho fluidizado de lodo de depuradora. Es una categoría relativamente pequeña. Con frecuencia se agrega a la ceniza volante o se elimina en vertedero sin tratamiento ulterior.

RDF:

- ceniza de lecho, resultante de la incineración en lecho fluidizado de RDF. Según las características específicas del material, las cantidades de ceniza del lecho pueden ser sustancialmente mayores que en la incineración de lodo de alcantarillado. Hay poca experiencia sobre su reutilización;
- ceniza, resultante de la incineración a pequeña y media escala de restos de madera. Se trata de cantidades relativamente pequeñas, por lo que no se discuten en más detalle.

Algunas instalaciones operan a temperaturas especialmente altas (ej. >1400°C) con la finalidad específica de fundir la ceniza con el fin de formar una escoria. Estas escorias han mejorado las opciones de uso debido a su baja lixiviabilidad, etc. Ejemplos de sistemas de este tipo son los hornos rotativos con producción de escoria a alta temperatura y el proceso combinado de gasificación-combustión. Este último se utiliza en Japón, donde se aplican criterios estrictos de lixiviabilidad a los residuos de IRSU, específicamente para aumentar la reutilización de los residuos finales y reducir la necesidad de eliminar en vertedero.

Tanto dentro como fuera de Europa hay variaciones en las políticas y procedimientos relativos a la reutilización de residuos de incineradores. [74, TWGComments, 2004]

La segunda categoría de residuos son los residuos de TGC:

Los residuos de TGC contienen cantidades concentradas de contaminantes (ej. compuestos peligrosos y sales), y por lo tanto normalmente no se consideran apropiados a efectos de reciclaje. El principal objetivo es pues encontrar una opción de eliminación final que sea segura desde el punto de vista medioambiental. Cabe distinguir los siguientes tipos de residuos de tratamiento de gases de combustión:

- residuos de tratamiento seco y semihúmedo de gases de combustión. Estos residuos son una mezcla de sales de calcio y/o sodio, principalmente cloruros y sulfitos/sulfatos. También hay algunos fluoruros y reactivos químicos sin reaccionar (como cal o carbonato sódico). Esta mezcla también incluye algo de ceniza volante que no ha sido eliminada por ningún paso precedente de eliminación de polvo. Por consiguiente, puede también incluir metales pesados contaminantes y PCDD/F. La forma normal de eliminar es en vertedero como residuo peligroso (ej. sacos *big-bags*). La lixiviabilidad de estos residuos es un aspecto importante para su eliminación subsiguiente en vertedero, por lo que actualmente en Europa se están utilizando tratamientos para reducir la lixiviabilidad de estos residuos antes de su eliminación en vertedero (ej. Austria, Holanda, Portugal, Francia). Los residuos de TGC derivados del proceso seco con bicarbonato sódico pueden purificarse y reciclarse en un proceso industrial, ej. como materia prima en la industria química; esto puede requerir la segregación de la ceniza volante y de los residuos de sal (ej. dos etapas de filtración de gases de combustión) con el fin de reducir el contenido inerte. El transporte al usuario final puede ser un factor económico crítico [74, TWGComments, 2004];
- mejora de las propiedades para eliminación en vertedero mediante solidificación en frío;
- torta de filtro del tratamiento fisicoquímico del agua residual del tratamiento húmedo de gases de combustión. Este material se caracteriza por un contenido muy elevado de metales pesados, aunque también puede incluir sales de solubilidad limitada, como yeso. La forma normal de desecho es en vertedero (como residuo peligroso). Estos residuos pueden tener elevadas concentraciones de PCDD/F y por lo tanto a veces se tratan antes de su desecho en vertedero;
- yeso. También puede recuperarse yeso, con o sin limpieza, según los parámetros del proceso y los requisitos de calidad. La recuperación de yeso es posible cuando se utiliza cal o cal hidratada en un lavador húmedo de dos etapas con un separador de gotas eficiente. [74, TWGComments, 2004] El yeso recuperado puede reciclarse en algunas circunstancias;
- sales, derivadas de la evaporación en línea del agua residual. Este residuo es comparable con el residuo del tratamiento (semi)seco de gases de combustión;

- sales, derivadas de la evaporación separada del agua residual. El uso o eliminación de las sales depende de la composición del residuo final. Suele ser más puro cuando se ha realizado evaporación en línea;
- residuos de la limpieza del gas de combustión. Las opciones para su uso dependen del adsorbente utilizado (carbón activo, coque, cal, bicarbonato sódico, zeolita). A veces se permite la incineración del residuo de carbón (activado) de reactores de lecho fijo en la propia planta de incineración de residuos, si se dan ciertas condiciones de proceso. El residuo de los sistemas de lecho arrastrado puede también ser incinerado, si el adsorbente aplicado es sólo carbón activado o coque de horno. Si se utiliza una mezcla de otros reactivos y carbón activado, el residuo es enviado generalmente para tratamiento externo o desecho, ya que puede haber riesgo de corrosión. Si se utiliza zeolita, existen en principio posibilidades para recuperar el mercurio, pero estas técnicas no están aún disponibles en la práctica. [2, infomil, 2002] [64, TWGComments, 2003];
- uso como material de relleno en minas de sal: en algunos Estados Miembros, se utilizan residuos de diversos tipos como material de relleno en minas.

2.7.2. Tratamiento y reciclaje de residuos sólidos

El alto contenido mineral de los residuos de cenizas de incineración puede hacerlos potencialmente adecuados para uso como material de construcción, por ejemplo en carreteras. El uso es posible si el material cumple una serie de criterios medioambientales y técnicos. Esto requiere una optimización de la calidad de la ceniza a través de medidas primarias o secundarias. Los parámetros generales a tener en consideración son:

- combustión,
- reactividad general,
- lixiviación de metales,
- contenido salino,
- tamaño de partícula y distribución del mismo.

Los residuos de muchas plantas de incineración modernas cumplen los requisitos ambientales y técnicos para estos parámetros de calidad. Las barreras normativas y políticas son a veces los principales obstáculos para el uso de (en particular) cenizas de fondo de instalaciones debidamente diseñadas y operadas.

Los métodos de tratamiento de residuos generalmente intentan optimizar uno o más de estos parámetros con el fin de imitar la calidad del material de construcción primario. Debido a su gran volumen de producción, bajo carácter de peligrosidad y baja lixiviableidad, el tratamiento para reciclaje se aplica principalmente a la ceniza de fondo de incineración de RSU. El uso de las cenizas de fondo se fomenta en Holanda (>90 % utilizada), Dinamarca (90 %), Alemania (80 %), Francia (>70 %), Bélgica y Reino Unido (21 %).

[Vehlow, 2002 #38], [Vrancken, 2001 #39], [56, UKEnvAgency, 2002], [64, TWGComments, 2003], [74, TWGComments, 2004]

El tratamiento de la ceniza de filtro y de caldera se realiza sólo en unas pocas instalaciones en Europa. En Holanda, la ceniza volante de plantas incineradoras de RSU y de lodos de depuradora se aplica como material de relleno en materiales para construcción de carreteras (asfalto) sin ningún pretratamiento en la planta de incineración. Alrededor de 1/3 del total de ceniza volante de las plantas de IRSU y el 80 % de las plantas de incineración de lodo de depuradora (aprox. 80000 toneladas anuales en total), se utilizan de este modo. [74, TWGComments, 2004]

Las medidas primarias para controlar la producción de residuos finales comportan la optimización del proceso de combustión con el fin de [Vehlow, 2002 #38]:

- garantizar una excelente combustión de los compuestos de carbono;
- promover la volatilización de metales pesados como HG y Cd fuera del lecho de combustible, y
- fijar los elementos litofílicos en la ceniza de fondo, reduciendo su lixiviabilidad.

Los sistemas de tratamiento secundario comportan una o más de las siguientes acciones:

- reducción del tamaño, para permitir la segregación de los metales y mejorar la calidad técnica;
- segregación de metales férricos y no férricos, que pueden reciclarse en la industria metalúrgica;
- lavado, a fin de eliminar las sales solubles;
- envejecimiento, para estabilizar la estructura de la matriz y reducir la reactividad;
- tratamiento con un aglomerante hidráulico o de hidrocarburo, para reutilización como pavimento en carreteras;
- tratamiento térmico, para crear una matriz vítrea que contenga los metales inertes.

Tanto las medidas primarias como las secundarias se discuten con más detalle en la Sección 4.6.

2.7.3. Tratamientos aplicados a los residuos de tratamiento de gases de combustión

La información de esta sección esta tomada de [48, ISWA, 2003]. Para más detalles sobre las técnicas de cada una de las categorías de tratamiento, ver Sección 4.6.

2.7.3.1. SOLIDIFICACIÓN Y ESTABILIZACIÓN DE LOS RESIDUOS DE TGC

La finalidad principal de la solidificación es producir un material con propiedades físicas y mecánicas que promuevan una reducción de la liberación de contami-

nantes de la matriz de residuos. Una adición de cemento, por ejemplo, disminuye la conductividad hidráulica y la porosidad del residuo y, por otra parte, aumenta la durabilidad, resistencia y volumen. Además, normalmente aumenta la alcalinidad de la mezcla, mejorando con ello el comportamiento de lixiviación del producto, aunque la solubilidad de los metales anfóteros, como plomo y zinc, puede verse incrementada.

El producto solidificado se moldea normalmente en bloques (ej. 1 m³) o se elimina directamente en vertedero. Una importante consideración aquí es reducir la interacción entre el agua y el residuo. Según estudios suizos, esto sólo influye sobre el comportamiento de lixiviación de productos eliminados en vertedero durante los primeros años de almacenamiento.

Los métodos de solidificación suelen utilizar varios aglomerantes, principalmente inorgánicos: cemento, cal, y otros materiales puzolánicos como ceniza volante de hulla, ceniza de fondo de alto horno o polvo de horno de cemento, aunque también pueden usarse algunos aglomerantes orgánicos como bitumen/asfalto o parafina y polietileno. También se utilizan combinaciones de aglomerantes y distintos tipos de aditivos patentados y no patentados. La técnica de solidificación más prevalente es, con mucho, la estabilización con cemento.

El principal concepto de la estabilización química es ligar los metales pesados en formas más insolubles de las que tienen en los residuos originales sin tratar. Estos métodos de estabilización aprovechan tanto la precipitación de metales en nuevos minerales como la fijación de metales a minerales por sorción. Este proceso incluye la solubilización de los metales pesados en los residuos y una precipitación o sorción subsiguiente en nuevos minerales.

Varios de los métodos de estabilización incorporan un paso de lavado inicial en la mayor parte de sales solubles y una cierta parte de metales se extraen antes de ligar los metales restantes. Estos métodos pueden completarse deshidratando el producto estabilizado y eliminando los compuestos orgánicos.

[74, TWGComments, 2004]

2.7.3.2. TRATAMIENTO TÉRMICO DE RESIDUOS DE TGC

El tratamiento térmico de los residuos de incineración (en ocasiones los residuos de TGC y las cenizas de fondo se mezclan para su tratamiento) se realiza ampliamente en algunos países, principalmente para reducir el volumen de los residuos, aunque también para reducir su contenido orgánico y de metales pesados y mejorar el comportamiento de lixiviación antes de su eliminación en vertedero. [74, TWGComments, 2004]

El tratamiento térmico puede agruparse en tres categorías: vitrificación, fusión y sinterizado. Las diferencias en estos procesos están relacionadas principalmente con las características y propiedades del producto final:

- La **vitrificación** es un proceso por el cual los residuos son tratados a alta temperatura (actualmente 1300-1500°C) y luego enfriados rápidamente (con aire o agua) para obtener la matriz vítrea amorfa. Tras el enfriamiento, el material fundido forma un producto de una sola fase denominado vitrificado. El vitrificado puede ser un producto tipo vidrio o tipo piedra, según la composición del material fundido. A veces se agregan aditivos a los residuos para favorecer la formación de la matriz vítrea [64, TWGComments, 2003]
- La **fusión** es similar a la vitrificación, pero el paso de enfriamiento rápido es controlado para permitir la cristalización del fundido en el mayor grado posible. Se produce un producto multifase. las temperaturas y las posibles separaciones de fases de metales específicos son similares a las empleadas en la vitrificación. También es posible agregar aditivos específicos para favorecer la cristalización de la matriz. [64, TWGComments, 2003]
- La **sinterización** comporta el calentamiento de residuos a un nivel en el que se produce la unión de partículas y la reconfiguración de las fases químicas de los residuos. Esto produce un producto más denso con menor porosidad y una mayor resistencia que el producto original. Las temperaturas típicas están alrededor de 900°C. Cuando se incineran RSU, normalmente se producirá un cierto nivel de sinterizado en el horno de incineración. Esto es especialmente así si se utiliza un horno rotativo como parte del proceso de incineración.

Independientemente del proceso real, el tratamiento térmico de residuos produce en muchos casos un producto más homogéneo y denso con mejores propiedades de lixiviación. La vitrificación también añade las ventajas de la contención física de los contaminantes en la matriz de vidrio.

Los requisitos energéticos de tratamientos separados de este tipo son normalmente muy elevados. El principal problema es el transporte de calor al reactor de fusión. [74, TWGComments, 2004] En algunos casos, la fusión del residuo se realiza dentro de la instalación (es decir, no en un proceso de fusión separado) utilizando una etapa de combustión a temperatura más elevada (ver 2.3.4.4.3). En tales casos, la demanda de energía se cubre parcialmente mediante el aprovechamiento de la energía térmica del gas de combustión, lo que reduce los requisitos de aporte de energía externa.

El gas de combustión que sale del tratamiento térmico de residuos sólidos puede contener altos niveles de contaminantes como NO_x, TOC, SO_x, polvo y metales pesados, etc. Por consiguiente, se requiere un tratamiento apropiado del gas de combustión. A veces, el gas de combustión es alimentado al TGC del incinerador, si está cerca. [74, TWGComments, 2004]

Las altas concentraciones de sal en los residuos de TGC pueden producir problemas de corrosión en el tratamiento de los gases de combustión de dichos procesos. La sinterización no se utiliza como opción de tratamiento específico para residuos de TGC, aunque algunos tratamientos combinados la incluyen.

2.7.3.3. EXTRACCIÓN Y SEPARACIÓN DE LOS RESIDUOS DE TGC

Las opciones de tratamiento que utilizan procesos de extracción y separación pueden, en principio, cubrir todos los tipos de procesos que extraen componentes específicos de los residuos. No obstante, se ha puesto mayor énfasis en procesos que comportan la extracción de metales pesados y sales con ácido.

Se han propuesto varias técnicas, tanto en Europa como en Japón. La mayoría de estas técnicas utilizan la solución ácida del primer lavador en sistemas húmedos de TGC.

2.7.3.4. ESTABILIZACIÓN QUÍMICA DE LOS RESIDUOS DE TGC

El principal concepto de la estabilización química es ligar los metales pesados en formas más insolubles de las que tienen en los residuos originales sin tratar. Estos métodos de estabilización aprovechan tanto la precipitación de metales en nuevos minerales como la fijación de metales a minerales por sorción. Este proceso incluye la solubilización de los metales pesados en los residuos y una precipitación o sorción subsiguiente en nuevos minerales.

Varios de los métodos de estabilización incorporan un paso de lavado inicial en la mayor parte de sales solubles y una cierta parte de metales se extraen antes de ligar químicamente los metales restantes. Estos métodos se completan deshidratando el producto estabilizado.

2.7.3.5. OTROS MÉTODOS O PRÁCTICAS PARA RESIDUOS DE TGC

Una opción de gestión, comúnmente usada en incineradores con sistemas de limpieza húmedos, es combinar la ceniza volante con el lodo producido tratando las soluciones del lavador; el producto resultante se denomina *torta de Bamberg*. Los sulfuros en el lodo, utilizado en la instalación de tratamiento de aguas residuales para precipitar los metales pesados, puede ayudar a disminuir aún más la lixiviabilidad de los metales pesados de la torta de Bamberg en un vertedero. Este método ha sido utilizado durante más de una década para mejorar las propiedades de los residuos antes de su eliminación en vertedero.

También es posible hacen entrar en contacto la ceniza volante con las agua ácidas de un lavador. Se reporta que esto puede conseguir una extracción muy significativa de metales pesados y compuestos orgánicos. [74, TWGComments, 2004]

2.8. Técnicas de monitorización y control

2.8.1. Sistemas de control de incineración

[2, infomil, 2002] Uno de los principales retos de la incineración de residuos se deriva de la frecuente amplia variación en la composición de los residuos, incluidas diferencias en algunas propiedades que pueden tener un efecto considerable sobre el proceso de incineración. Debido a estas amplias diferencias, se han desarrollado procesos de incineración que puedan adaptarse a las grandes variaciones en las condiciones de proceso. No obstante, cuando se producen condiciones de proceso desfavorables, todavía son necesarias intervenciones en el funcionamiento.

La introducción de sistemas de control sofisticados es, por consiguiente, un importante avance. Estos sistemas producen un sistema de incineración que tiene menos variaciones en el tiempo (estabilidad mejorada) y el espacio (más homogéneos). La mejora en el control de proceso tiene muchas ventajas potenciales, como (nota: los motivos principales de la mejora se dan entre paréntesis):

- mejor calidad de la ceniza de fondo (debido a una distribución suficiente de aire primario y un mejor posicionamiento del proceso de incineración en la parrilla);
- menor producción de ceniza volante (debido a menos variaciones en la cantidad de aire de incineración primario);
- mejor calidad de la ceniza volante (menos material sin combustionar, debido a condiciones de proceso más estables en el horno);
- menos formación de CO y C_xH_y (debido a condiciones de proceso más estables en el horno, sin puntos «fríos»);
- menor formación de NO_x (debido a condiciones de proceso más estables en el horno, sin puntos «calientes»);
- mejor utilización de la capacidad (debido a que se reduce la pérdida de capacidad térmica por variaciones);
- mejor eficiencia energética (debido a que se reduce la cantidad media de aire de incineración);
- mejor funcionamiento de la caldera (dado que la temperatura es más estable, hay menos «picos» de temperatura y por tanto menos riesgo de corrosión y obstrucción por formación de ceniza volante);
- mejor funcionamiento el sistema de tratamiento de gases de combustión (debido a que la cantidad y composición de los gases de combustión es más estable);
- las ventajas indicadas también producen un menor mantenimiento y una mayor operatividad de la planta.

Para poder controlar el proceso de incineración, se requiere información detallada del proceso, debe diseñarse un sistema («filosofía») de control, y es necesario poder intervenir en el proceso. El diseño global del sistema de control depende del diseño específico de la parrilla y del horno de cada proveedor. Por ello, esta

sección sólo ofrece una visión general de posible información sobre el proceso, sistemas de filosofía de control e intervenciones en el proceso.

La información sobre el proceso puede incluir:

- temperaturas de parrilla para diversas posiciones;
- espesor de la capa de residuos sobre la parrilla;
- caída de presión sobre la parrilla;
- temperaturas del horno y de los gases de combustión en diversos puntos;
- determinación de la distribución de temperatura en la superficie de la parrilla mediante sistemas de medición óptica o de infrarrojos;
- mediciones de CO-, O₂-, CO₂- y/o H₂O (en diversos puntos);
- producción de vapor.

La filosofía de control puede ser un sistema de control clásico, que es parte del ordenador de control del proceso. Adicionalmente, pueden aplicarse sistemas de control difuso.

Las intervenciones de control pueden ser:

- el sistema de dosificación para el residuo;
- las frecuencias y velocidad de los movimientos de la parrilla en diversas parte de la misma;
- la cantidad y distribución de aire primario en los diversos compartimentos de la parrilla;
- la temperatura del aire primario (si hay disponibles instalaciones de precalentamiento);
- la cantidad y distribución de aire secundario en el horno (y, si lo hay, del gas de combustión recirculado).

2.8.2. Visión general de la monitorización de emisiones realizada

La información general sobre la monitorización de emisiones se presenta en el BREF «Documento de Referencia sobre los Principios Generales de Monitorización» (ref. MON).

[1, UBA, 2001]

La reciente directiva de la UE (2000/76/CE) sobre la incineración de residuos incluye requisitos para la medición de emisiones.

Las emisiones de los compuestos siguientes deben monitorizarse de forma continua:

- polvo
- HCl
- SO₂
- CO

- C_xH_y
- NO_x (si son aplicables normas de emisión)
- HF (aunque no si el proceso asegura una eliminación adecuada de HCl).

Las mediciones continuas no son obligatorias para HCl, HF y SO_2 , cuando el proceso es tal que no es posible que se superen las normas de emisión (art. 11 (6) de la Directiva de la UE 2000/76/CE).

Además, deben monitorizarse de forma continua los siguientes parámetros de proceso:

- temperatura del horno
- O_2
- presión
- temperatura de salida de los gases de combustión
- contenido de vapor de agua (a menos que las mediciones de emisiones se realicen en gas de combustión seco).

Otras emisiones de compuestos a medir de forma regular (mínimo 2-4 veces al año) son:

- metales pesados
- PCDD/F.

Las técnicas de medición para Mercurio (Hg) y dioxinas (PCDD/F) son relativamente complicadas y caras.

Las mediciones de mercurio son más complicadas que las mediciones de otros metales pesados, dado que una parte sustancial del mercurio emitido es en estado gaseoso. Algunos analizadores miden sólo mercurio elemental, y otros pueden medir mercurio total (ej. mercurio iónico y elemental). En la última década, los sistemas de medición de mercurio se han hecho más sofisticados. Las mediciones antiguas solían ser poco fiables, ya que no se tenía en cuenta la parte gaseosa de la emisión de mercurio. La medición continua de Hg ha demostrado ser un método fiable dentro de ciertos límites y está prescrita en algunas legislaciones nacionales (ej. en Alemania y Austria).

Aunque actualmente no hay un sistema de medición continua para dioxinas, sí hay disponible un sistema de muestreo continuo. Este sistema es operativo en algunas plantas de incineración en Austria y Bélgica, y ha sido utilizado durante seis meses en una planta de incineración de residuos peligrosos en Holanda. Las muestras pueden analizarse con la frecuencia necesaria o deseable.

En algunos casos, los impactos reales de las emisiones pueden evaluarse por biomonitorización (ej. con líquenes). Aunque puede ser difícil atribuir impactos a fuentes individuales, este tipo de monitorización puede ser una contribución

útil con respecto a la evaluación de impactos combinados cuando haya múltiples fuentes.

[74, TWGComments, 2004]

2.8.3. Experiencias con el muestreo continuo de emisiones de dioxinas

(Bélgica 2002)

Según la norma EN1948, las emisiones de dioxinas de los incineradores de residuos se muestrean durante 6-8 horas. Esta medición se realiza normalmente una o dos veces al año, aunque con frecuencias mucho mayores en algunos casos.

El muestreo continuo ha demostrado ser útil para la determinación de las emisiones de dioxinas durante condiciones de proceso desfavorables. Esta técnica se ha utilizado para demostrar bajas emisiones de PCDD/F en todo el rango de condiciones operativas. Los resultados pueden usarse también como guía para mejoras tecnológicas, revisión de requisitos de monitorización, u otros cambios.

Datos de costes para el muestreo continuo de dioxinas (de Indaver):

Inversión:	110000-140000 EUR
Ensayo del sistema:	4900 EUR (estimación)
Análisis (26 muestras/año):	20000 EUR/año
Mantenimiento por el proveedor (preventivo)	2500 EUR/año

2.8.4. Experiencias con la medición continua de emisiones de mercurio

La medición continua y registro de las emisiones de mercurio y sus componentes ha sido un requisito legal para las instalaciones de incineración de residuos en Alemania desde 1999, excepto para las instalaciones en las que pueda probarse fiablemente que los niveles de mercurio son inferiores al 20 % de los límites definidos.

También se reporta la monitorización continua de una incineradora de residuos peligrosos desde 1992 mediante una unidad de reducción y un instrumento de vapor frío.

El método de referencia estándar para mediciones comparativas durante la calibración es el método de permanganato potásico, según la norma EN 13211. Hay que señalar que este método determina el contenido total de mercurio (es decir, Hg metálico/elemental + Hg iónico), mientras que algunos analizadores de Hg sólo detectan la fracción de mercurio metálico.

Durante el ensayo, el instrumento se calibra usando gases de prueba. Los gases de prueba deben producirse inmediatamente antes de su uso (ej. fijando la presión de gas requerida en la fase gas sobre un reactor de mercurio). Cuando

se utiliza gas de prueba, puede ser necesario tener en consideración el tiempo de ciclo del dispositivo de medición. Del mismo modo, el intervalo de muestreo para mediciones comparativas debe estar ajustado a la fase de enriquecimiento del dispositivo de medición.

Ejemplos de dispositivos de medición, cuya idoneidad ha sido probada para la medición de emisiones de mercurio, se detallan en la tabla siguiente:

Tabla 2.18. Dispositivos probados de medición continua para emisiones de mercurio. [64, TWGComments, 2003]

Dispositivos de medición adecuados		Anuncio en el GMBI (boletín federal)		
		Año	N.º	Página
OPSIS AR 602 Z	OPSIS AB	1994	289	869
		1996	42	882
HG MAT I	Sefelder Messtechnik	1995	7	101
HGMAT 2.1	Sefelder Messtechnik	1998	20	418
HM 1400	VEREWA	1996	28	592
HG 2000	SEMTECH AB	1996	28	592
MERCEM	Bodensewerk Perkin-Elmer	1996	28	592
SM 3 Quecksilbermonitor	Mercury Instrument und IMT Innovative Messtechnik	1999	33	720
Hg 2010	SEMTECH AB	2000	60	1193
Hg-CEM	Sefelder Messtechnik	2000	60	1193
HM 1400 TR	VEREWA	2001	19	386
MERCEM	SICK UPA	2001	19	386

Datos de costes para la medición continua de mercurio (estimación):

Inversión: EUR 30000

Ensayo del sistema: EUR 5000

2.8.5. Visión general de dispositivos y medidas de seguridad

Esta sección se ocupa de la seguridad en el sentido de prevenir accidentes que puedan dar origen a emisiones contaminantes.

[64, TWGComments, 2003]

La seguridad de la planta es un aspecto importante en la planificación, establecimiento y operación de las plantas de incineración de residuos. Para asegurar un

alto nivel de seguridad en la planta y su funcionamiento, las partes relevantes a la seguridad de la instalación están equipadas con sistemas de protección. Estos tienen por misión prevenir, en lo posible, la aparición de fallos o accidentes que tengan el potencial de causar efectos negativos en la vecindad de la planta, o reducir tales efectos si ocurre un fallo o un accidente.

Las partes relevantes a la seguridad de las plantas incineradoras de residuos y, por tanto, las fuentes potenciales de peligro incluyen dispositivos y medidas de seguridad, en particular en zonas en las que estén presentes o puedan formarse determinadas sustancias en cantidades que puedan afectar la seguridad.

Estas zonas son, en particular:

- el búnker de residuos y otras zonas para el almacenamiento de residuos potencialmente peligrosos;
- las plantas de combustión y purificación de gases de combustión, y
- las instalaciones de almacenamiento para las sustancias auxiliares (ej. amoníaco, carbón activado, etc.).

Entre los sistemas de protección utilizados para controlar riesgos se incluyen:

- sistemas para controlar la emisión de contaminantes, como sistemas de retención utilizados para agua antiincendios, contención de tanques de sustancias que constituyen un riesgo para el agua;
- sistemas de protección antiincendios y dispositivos como tabiques cortafuegos, detectores de incendios, sistemas extintores;
- sistemas para protección contra explosiones, como sistemas de alivio de presión, derivaciones, arreglos para evitar fuentes de ignición, sistemas de gas inerte, sistemas de toma de tierra, etc.;
- sistemas de protección contra sabotajes (ej. seguridad de las naves, control de acceso y medidas de vigilancia);
- sistemas de protección contra rayos;
- paredes cortafuegos para separar los transformadores y dispositivos de retención;
- detección y protección contra incendios donde haya paneles de distribución eléctrica de bajo voltaje;
- detección de contaminantes (ej. amoníaco gas, etc.) cerca de las áreas correspondientes de almacenamiento, distribución, etc.

Otros componentes requeridos en las plantas para seguridad de funcionamiento:

- máquinas y equipos diseñados para asegurar la entrada y salida de energía (ej. generador eléctrico de emergencia);
- componentes para la evacuación, eliminación o retención de sustancias o mezclas peligrosas, como tanques de retención, sistemas de alivio de emergencia y sistemas de vaciado;

- sistemas de aviso, alarma y seguridad que se activen cuando haya una interrupción del funcionamiento normal, eviten la interrupción de las operaciones normales o restablezcan las operaciones normales. Esto incluye todos los sistemas de instrumentación y control de una planta. En particular, incluye todos los sistemas de instrumentación y control para los distintos parámetros de proceso que son esenciales para asegurar las operaciones normales, por una parte, y que, en caso de un trastorno, llevan los componentes afectados de la planta a un estado seguro, informando al personal del trastorno en el momento preciso, por otra parte.

La respuesta de un dispositivo de protección a un fallo o un accidente puede causar un aumento temporal en las emisiones contaminantes. La finalidad de todas las medidas de seguridad debe que este tiempo sea mínimo y se restablezca la seguridad de la planta.

[64, TWGComments, 2003]

3. Emisiones y consumos

3.1. Introducción

Las emisiones y consumos en las incineradoras de residuos están influenciadas principalmente por:

- la composición y contenido de los residuos;
- las medidas técnicas del horno (diseño y funcionamiento);
- diseño y operación del equipo de limpieza de gases de combustión.

Emisiones a la atmósfera

Las emisiones de HCl, HF, SO₂, NO_x y metales pesados dependen principalmente de la estructura de los residuos y de la calidad de la limpieza de los gases de combustión. Las emisiones de CO y VOC vienen determinadas principalmente por los parámetros técnicos del horno y por el grado de heterogeneidad de los residuos cuando alcanzan la etapa de combustión. El diseño y la operación del horno afectan también en gran medida el nivel de NO_x. Las emisiones de polvo dependen mucho de la eficacia del tratamiento de los gases de combustión. Las emisiones a la atmósfera de PCDD/PCDF dependen de la estructura de los residuos, del horno (temperatura y tiempos de residencia) y condiciones operativas de la planta (la reformación y síntesis *de novo* son posibles bajo ciertas condiciones) y la eficacia de la limpieza de los gases de combustión.

Las plantas de incineración de residuos urbanos producen generalmente volúmenes de gases de combustión (a un 11 % de oxígeno) entre 4500 y 6000 m³ por tonelada de residuos. Para plantas de incineración de residuos peligrosos, este valor (a un 11 % de oxígeno) está generalmente entre 6500 y 10000 m³, dependiendo principalmente del valor térmico medio de los residuos. Las plantas que utilizan pirólisis, gasificación o suministro de aire enriquecido con oxígeno producen menores volúmenes de gases de combustión por tonelada de residuo incinerado.

Los niveles de emisiones a la atmósfera reportados en este documento son a lo largo de periodos de promediado específicos, normalmente medias anuales, diarias y semihorarias. Algunas instalaciones, particularmente las que tratan residuos altamente heterogéneos, pueden experimentar condiciones transitorias que den lugar a concentraciones de emisiones instantáneas que estén fuera del rango numérico de los niveles promedio. [64, TWGComments, 2003]

Emisiones al agua

Según el tipo de limpieza de los gases de combustión aplicada, pueden también producirse emisiones al agua. La limpieza húmeda de gases de combustión es la principal fuente de efluentes, aunque en algunos casos este efluente puede eliminarse por evaporación.

Pueden producirse algunas otras corrientes residuales de almacenamiento, calderas, etc. Estas corrientes ya han sido descritas en la Sección 2.6.1.

Residuos sólidos

Los residuos sólidos que pueden generarse con:

- ceniza o escoria de fondo: básicamente la fracción incombustible de los residuos;
- ceniza de caldera: la caldera que se acumula y se extrae de la caldera;
- ceniza volante: la ceniza ligera que viaja con el gas de combustión y es luego eliminada por el equipo de TGC;
- residuos finales de control de la contaminación atmosférica, reaccionados y sin reaccionar, acumulados en el equipo de TGC;
- residuos del tratamiento de aguas residuales.

[64, TWGComments, 2003]

La producción y contenido de estos residuos sólidos está influenciada por:

- el contenido y composición de los residuos a incinerar, ej. diferentes contenidos de cenizas hacen variar la cantidad de ceniza de fondo generada, o distintas sustancias que terminan en los residuos de limpieza de los gases de combustión;
- el diseño y la operación del horno, ej. plantas de pirólisis que producen deliberadamente coque en lugar de la ceniza, u hornos a alta temperatura que pueden sinterizar o vitrificar la ceniza y volatilizar algunas fracciones;
- diseño y operación del tratamiento de gases de combustión, ej. algunos sistemas separan los polvos de residuos químicos, los sistemas húmedos producen un efluente que se trata para extraer sólidos.

Producción de energía de la instalación

Las principales influencias sobre los niveles de exportación alcanzados son:

- disponibilidad de un usuario de energía (particularmente para el suministro de calor/vapor);
- diseño de la instalación (particularmente para producción eléctrica en la que los parámetros de vapor escogidos para generación eléctrica tienen una influencia significativa sobre los índices de producción eléctrica).

El diseño del sistema de producción de energía adoptado está muchas veces fuertemente influenciado por los ingresos que se derivan de las ventas de la energía suministrada. Los precios relativos y absolutos del calor, vapor y electricidad son factores que influyen sobre el diseño final y por tanto sobre la producción de energía y los niveles de eficiencia alcanzados.

Consumo de energía por la instalación en sí

Las principales influencias son:

- el consumo de residuos: algunos residuos a incinerar requieren la adición de combustibles para facilitar su tratamiento, es decir, generan suficiente calor para permitir la combustión sin aporte de combustible adicional;
- el diseño de la instalación, p. ej. los requisitos energéticos variables de los distintos diseños de equipos de tratamiento de gases de combustión; en general, cuanto menores son las emisiones requeridas a la atmósfera, mayor es el consumo de energía por parte del sistema de TGC.

Otros consumos

El consumo de reactivos químicos está asociado principalmente con el diseño y operación del equipo de limpieza de gases de combustión, que, en gran medida, depende del tipo de residuos y del nivel deseado de emisión a la atmósfera; en general, niveles más bajos de emisiones atmosféricas requieren mayores dosis de reactivos.

3.1.1. Distribución de sustancias en la incineración de residuos

[1, UBA, 2001]

Debido a sus propiedades químicas, los distintos elementos contenidos en el residuo se distribuyen de forma distinta en el proceso de incineración. La Tabla 3.1 da un ejemplo de esta distribución en base a estudios austriacos en la planta de incineración de residuos de Spittelau, Viena.

Esta distribución varía de una planta a otra, según el método de limpieza de gases de combustión empleado, el tipo de residuo y otros factores, pero estas cifras ofrecen una guía acerca de la distribución porcentual de las diversas sustancias en una IRSU. La instalación en cuestión utiliza un PE para eliminación previa de polvo, antes de un TGC húmedo, con una planta de tratamiento para el efluente del lavador.

Hay diferencias adicionales derivadas de los distintos contenidos de los residuos a incinerar, especialmente en el caso de instalaciones de incineración de residuos peligrosos.

Tabla 3.1. Distribución de diversas sustancias en un ejemplo de instalación de IRSU (% en masa). [1, UBA, 2001, 64, TWGComments, 2003]

Sustancia	Descarga en el gas de combustión limpio	Polvo de PE	Agua residual	Torta de filtro del tratamiento de aguas residuales	Ceniza de fondo ^{2, 3}
Carbono %	98 (+/-2)	<1	<1	<1	1,5 (+/-0,2)
Cloro %	<1	35	54	<1	11
Flúor %	<1	15 (+/-1)	<1	<1	84 (+/-1)
Azufre %	<1	38 (+/-6)	8 (+/-1)	6 (+/-1)	47 (+/-7)
Fósforo %	<1	17 (+/-1)	<1	<1	83 (+/-1)
Hierro ¹ %	<1	1 (+/-0,5)	<1	<1	18 (+/-2)
Cobre %	<1	6 (+/-1)	<1	<1	94 (+/-1)
Plomo %	<1	28 (+/-5)	<1	<1	72 (+/-5)
Zinc %	<1	54 (+/-3)	<1	<1	46 (+/-3)
Cadmio %	<1	90 (+/-2)	<1	<1	9 (+/-1)
Mercurio %	<1	30 (+/-3)	<1	65 (+/-5)	5 (+/-1)

Nota:

1. El 80 % aprox. restante se clasifica como chatarra.
2. La biodisponibilidad de las materias que quedan en la ceniza de fondo depende de la lixiviabilidad in situ durante el uso/desecho posterior.
3. El riesgo asociado con la reutilización de cenizas de fondo no viene necesariamente indicado por la presencia o ausencia de las sustancias indicadas: la forma química y física de la sustancia, así como la naturaleza del entorno en el que se utilizará el material son también importantes. [64, TWGComments, 2003]

La Tabla 3.2 indica la distribución porcentual de seis metales pesados, Hg, Cd, As, Pb, Cu y Zn, promediada a lo largo de un periodo de prueba en una IRP. La tabla también indica la fracción en masa de los siguientes residuos sólidos: escoria, ceniza volante y torta de filtro, en relación con la cantidad de residuos incinerados durante la prueba.

Los parámetros más importantes que influyen sobre el comportamiento de los metales son:

- la temperatura del horno;
- el exceso de O₂ en el horno;
- el contenido de cloro y azufre de los residuos a incinerar, y;
- la transferencia de masa de las partículas finas en el gas de combustión.

Las condiciones medias durante las pruebas en una IRP que originaron los datos de la Tabla 3.2 se indican a continuación en la Tabla 3.3.

Tabla 3.2. Distribución en porcentaje (%) de metales pesados en un proceso de incineración de residuos peligrosos. [41, EURITS, 2002]

Metal pesado	Residuos sólidos para eliminar				Carbón act.	Emisión al medio ambiente				
	Escoria	Ceniza volante	Torta de filtro	Suma		Atmósfera	Efluente al agua	Verte-dero	Suelo	Suma
% fracción en masa	30	3	4							
Hg	<0,01	<0,01	99,88	99,88	0,05	<0,01	0,07	0	0	0,07
Cd	1,3	94,2	4,49	99,99	<0,01	<0,01	<0,01	0	0	<0,01
As	14,6	80,0	5,39	99,99	<0,01	<0,01	<0,01	0	0	<0,01
Pb	41,2	56,0	2,75	99,95	<0,01	0,03	0,02	0	0	0,05
Cu	75,9	22,4	1,69	99,99	<0,01	<0,01	0,01	0	0	0,01
Zn	41,9	56,9	1,17	99,97	<0,01	0,01	0,02	0	0	0,03

Tabla 3.3. Condiciones operativas medias durante pruebas en una instalación de IRP. [41, EURITS, 2002]

Parámetro	Valores prueba
Temperatura del horno	1120 ± 40°C
Temperatura CPC	1100 ± 20°C
Contenido de oxígeno (en el horno)	11,9 ± 1,3 %
Contenido de Cl (en el residuo)	5,1 ± 1,0 %
Contenido de S (en el residuo)	1,0 ± 0,2 %

De la Tabla 3.2 pueden hacerse las siguientes observaciones relativas a los metales estudiados:

- alrededor del 99,6 % de los contaminantes se concentran en los residuos sólidos;
- alrededor del 70-80 % de los contaminantes están concentrados e inmovilizados en la fracción de ceniza volante y de torta de filtro; ambos residuos suponen aproximadamente un 7 % en peso de los residuos originales a incinerar;
- la eliminación del Hg del gas de combustión es (en este caso) principalmente resultado del bajo pH de la primera etapa de limpieza.

3.1.2. Ejemplos de balance de dioxinas para IRSU

[1, UBA, 2001]

Las PCDD/PCDF están contenidas en la entrada (residuos urbanos) y en la salida (aire de salida, agua residual y residuos finales) de las plantas de incineración de residuos urbanos. La mayor parte de la entrada de PCDD/PCDF es destruida durante el proceso de incineración, aunque también pueden volver a formarse.

El balance siguiente es para una planta típica en Alemania que opera sin emisiones de agua de proceso y que cumple con los valores límite de emisión alemanes:

Tabla 3.4. Balance de PCDD/PCDF para una planta de incineración de residuos urbanos en Alemania. [1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003]

Corrientes de salida	Cantidad por kg de residuos de entrada	Carga específica	Corriente específica por kg de residuos de entrada
Gas de combustión	6,0 m ³	0,08 ng/m ³	0,48 ng/kg
Ceniza de fondo	0,25 kg	7,0 ng/kg	1,75 ng/kg
Agua residual	0	n/a	0
Polvo de filtro y otros residuos de limpieza de gases de combustión	0,7 kg	220 ng/kg	15,40 ng/kg
Total salidas a todos los medios: 17,63 ng TEQ/kg de residuo.			

Nota: **Entrada** estimada con los residuos: 50 ng TEQ/kg de residuo.

De la Tabla 3.4 anterior puede verse que, para el ejemplo dado, la salida estimada emitida a la atmósfera es aprox. un 1% de la entrada (0,48 ng TEQ/kg de 50 ng TEQ/kg). La salida estimada emitida a todos los medios es 17,63 ng TEQ/kg de residuo entrante. Esto corresponde a un 35,5 % de la entrada estimada (es decir, una destrucción neta del 64,7 % de las PCDD/F originalmente contenidas en los residuos a incinerar). Por consiguiente, puede concluirse que, en este caso, la instalación actúa como sumidero neto de PCDD/F. [64, TWGComments, 2003]

Otros datos de un estudio de 1997 (Ministerio Francés del Medio Ambiente/TIRU) de 8 IRSU y 2 IRP mostraron considerables variaciones en el contenido de PCDD/F en los residuos finales:

- ceniza de fondo: 0,3-300 ng I-TEQ/kg;
- ceniza de caldera: 40-700 ng I-TEQ/kg;
- ceniza volante: 60-5000 ng I-TEQ/kg;
- torta de filtro (TGC húmedo): 600-30000 ng I-TEQ/kg;
- residuos de TGC semihúmedo: 800 ng I-TEQ/kg (aprox.).

Cuando los datos muestran variaciones en la medida indicada en los puntos anteriores, es más difícil extraer conclusiones respecto al balance global en masa de PCDD/F.

[64, TWGComments, 2003]

Los siguientes datos son de un ejemplo de IRSU (en Francia) que opera con emisión al agua:

Tabla 3.5. Ejemplo de datos de carga para una IRSU en Francia. [64, TWGComments, 2003]

Corriente de salida	Carga Específica
Gas de combustión	0,1 ng I-TEQ/Nm ³
Ceniza de fondo	7 ng I-TEQ/kg
Residuos de TGC	5200 ng I-TEQ/kg
Agua residual	<0,3 ng I-TEQ/l

Note: Ejemplo dado para una IRSU con TGC o PE + lavador húmedo (2 etapas) + RCS

3.1.3. Composición del gas de combustión crudo en plantas de incineración de residuos

La composición del gas de combustión crudo en las plantas de incineración de residuos depende de la estructura del residuo y de los parámetros técnicos del horno.

La Tabla 3.6 ofrece un resumen de las concentraciones típicas en el gas de combustión crudo después de la caldera y antes del tratamiento del gas de combustión.

Residuos urbanos

En el caso de residuos urbanos, la estructura depende, entre otras cosas, de los sistemas usados para la recogida de distintas fracciones de residuos y del uso o ausencia de pretratamiento. Por ejemplo, la recogida separada de distintas fracciones de residuos municipales puede influir sobre el valor térmico de los residuos municipales del modo siguiente:

- vidrio y metal: reducción del contenido de ceniza, produciendo un aumento del valor térmico;
- papel: reducción del valor térmico;
- envases ligeros: reducción del valor térmico;
- residuos clínicos/hospitalarios: aumento en el valor térmico.

Parámetros como el contenido de cloro y metales pesados también se ven influidos, pero los cambios se mantienen dentro del rango típico de variaciones.

Tabla 3.6. Concentraciones de gases de combustión después de la caldera (gas de combustión crudo) en diversas plantas de incineración de residuos (valor de referencia de O₂: 11 %). [1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003]

Componentes	Unidades	Plantas incineradoras de:		
		Residuos municipales	Residuos peligrosos	Lodo de depuradora industrial (lecho fluidizado)
Polvo	mg/Nm ³	1000-5000	1000-10000	30000-200000
Monóxido de carbono (CO)	mg/Nm ³	5-50	<30	5-50
TOC	mg/Nm ³	1-10	1-10	1-10
PCDD/PCDF	ngTEQ/Nm ³	0,5-10	0,5-10	0,1-10
Mercurio	mg/Nm ³	0,05-0,5	0,05-3	0,2
Cadmio + talio	mg/Nm ³	<3	<5	2,5
Otros metales pesados (Pb, Sb, As, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn)	mg/Nm ³	<50	<100	800
Compuestos de cloro inorgánicos (como HCl)	mg/Nm ³	500- 2000	3000-100000	
Compuestos de flúor inorgánicos (como HF)	mg/Nm ²	5-20	50-550	
Compuestos de azufre, total de SO ₂ /SO ₃ , como SO ₂	mg/Nm ³	200-1000	1500-50000	
Óxidos de nitrógeno, como NO ₂	mg/Nm ³	250-500	100-1500	<200
Óxido nitroso	mg/Nm ³	<40	<20	10-150
CO ₂	%	5-10	5-8	
Vapor de agua (H ₂ O)	%	10-20	6-20	

Notas:

1. Las plantas de lodo de depuradora son para la incineración de lodo de depuradora industrial.
2. La información de esta tabla se refiere a plantas alemanas. Los valores en plantas más antiguas pueden ser considerablemente superiores, especialmente en el caso de emisiones influenciadas por parámetros técnicos del horno, como. CO, TOC, etc.
3. Los valores de residuos peligrosos hacen referencia a plantas comerciales de residuos peligrosos mixtos más que a plantas para residuos específicos.

La previsión de recogida selectiva de diversas fracciones de residuos domésticos puede tener una influencia significativa sobre la composición media de los residuos recibidos en las IRSU. Por ejemplo, la recogida selectiva de algunas pilas y amalgama dental puede reducir significativamente la entrada de mercurio en la planta incineradora [64, TWGComments, 2003]

Residuos comerciales no peligrosos

En el caso de residuos no peligrosos de empresas comerciales, los rangos de variaciones pueden ser considerablemente mayores que en RSU. Si se incineran

con otros RSU, puede usarse mezcla en el búnker y trituración para limitar estas variaciones.

Residuos peligrosos

La composición de los residuos peligrosos puede variar dentro de un rango considerablemente mayor. En el caso de residuos peligrosos, los contenidos de flúor, bromo, yodo y silicio pueden ser significativos. Sin embargo, a diferencia de los residuos urbanos, la estructura de los residuos peligrosos suele verificarse en las plantas incineradoras mediante un análisis de todos los parámetros esenciales. Debido a las posibles variaciones, una planta de incineración de residuos peligrosos está diseñada con respecto a la estructura media de los residuos (menú de incineración), en algunos casos con considerables reservas adicionales para la limpieza de gases de combustión.

El menú de incineración puede crearse mezclando las cantidades deseadas de residuos entrantes en tanques de gran tamaño o en el búnker, o alimentando individualmente los residuos al horno en conductos separados, en cantidades horarias correspondientes al diseño de la planta. Este método también puede usarse si los residuos se alimentan en barriles, que pueden producir elevadas cargas instantáneas. Las plantas de incineración específicamente diseñadas para recuperar HCl y SO₂ de corrientes residuales que contienen cloro y azufre, respectivamente, pueden tener estructuras de gases crudos muy distintas.

Lodo de depuradora

[64, TWGComments, 2003]

Las variaciones en el gas crudo en plantas de incineración de lodos de depuradora corresponden a cambios en la composición del residuo incinerado. Esto, a su vez, está influenciado por la presencia o ausencia de pretratamiento, y la composición del lodo recibido. La composición del lodo de depuradora depende fuertemente de la naturaleza de la captación que realiza la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) de la que proviene el lodo, y los tratamientos aplicados en la misma.

Cuando se incinera lodo de depuradora con otros residuos, las variaciones en la calidad del lodo de depuradora pueden tener un efecto menos marcado sobre la calidad del gas crudo, debido al efecto regulador de los otros residuos. El contenido de agua del lodo de depuradora puede aportar ventajas en algunas instalaciones de IRSU, y si se inyecta a través de inyectores especiales en puntos seleccionados sobre el lecho de residuos (a menudo en la zona de combustión de gas), proporciona un medio adicional de controlar la temperatura y puede facilitar el control primario de NO_x.

Residuos clínicos

[64, TWGComments, 2003]

Las variaciones en el gas crudo en plantas de incineración de residuos clínicos corresponden principalmente a cambios en la composición de los residuos inci-

nerados. El pretratamiento físico que puede limitar el rango de variación de la composición del gas crudo no suele utilizarse para residuos clínicos debido al peligro infeccioso que suponen los residuos.

La clasificación de las corrientes de residuos entrantes según su procedencia y probables características de combustión (relativas principalmente al valor calórico, contenido de humedad y rendimiento calorimétrico) y su alimentación al proceso de incineración a fin de cumplir con una *receta* de entrada apropiada, son opciones que pueden usarse para reducir el rango de variaciones del gas crudo relativas a la combustión.

3.1.4. Emisiones de gases relativos al cambio climático

Fuentes y emisiones totales relativos al cambio climático

Las emisiones totales relativas al cambio climático en Alemania en el año 1999 y las emisiones de incineración de residuos (relativas a la porción fósil de los residuos que se considera relevante al cambio climático en Alemania), se resumen en la Tabla 3.7.

Esta tabla indica que, en 1999 en Alemania, la incineración de residuos representó aproximadamente un 1% de las emisiones de gases de efecto invernadero (GHG).

Tabla 3.7. Total de emisiones relativos al cambio climático en Alemania en el año 1999 en comparación con las derivadas de la incineración de residuos. [1, UBA, 2001]

Contaminantes en 1999	Total emisiones (kt/año)	Potencial de calentamiento global (GWP) equivalentes de CO ₂ (kt/año)	Incineración de residuos (porción fósil) de las emisiones totales (kt/año)
Dióxido de carbono (CO ₂)	858511	858511	8685
Oxido nitroso (N ₂ O)	141	43710	0,81 (252)*
Metano (CH ₄)	3271	68691	n/a
Hidrocarburos fluorados	3284	4290	
CF ₄ (hidrocarburos perfluorados)	0,186	1209	
C ₂ F ₆ (hidrocarburos perfluorados)	0,046	423	
C ₃ F ₈ (hidrocarburos perfluorados)	0,011	77	
SF ₆ (hexafluoruro de azufre)	0,229	5473	
GWP total		982384	(c. 9000)*

Tabla 3.7. Total de emisiones relativos al cambio climático en Alemania en el año 1999 en comparación con las derivadas de la incineración de residuos. [1, UBA, 2001] (*continuación*)

Contaminantes en 1999	Total emisiones (kt/año)	Potencial de calentamiento global (GWP) equivalentes de CO ₂ (kt/año)	Incineración de residuos (porción fósil) de las emisiones totales (kt/año)
Gases de efecto invernadero indirectamente efectivos			
Óxido de nitrógeno (NO _x como NO ₂)	1637		15,2 (122,24)*
Monóxido de carbono (CO)	4952		3,82 (11,46)*
COVNM (compuestos orgánicos volátiles no metánicos)	1651		0,76 (8,36)*
Amoniaco (NH ₃)	624		0,3
Formadores de aerosoles			
Dióxido de azufre SO ₂	831		n/a

* Entre paréntesis: el valor de emisión convertido en equivalentes de CO₂ para comparación con el GWP

3.2. Emisiones a la atmósfera

3.2.1. Sustancias emitidas a la atmósfera

[1, UBA, 2001] [64, TWGComments, 2003].

Monóxido de carbono

El CO es un gas tóxico inodoro. El monóxido de carbono (CO), en el gas de combustión de las plantas de incineración, es producto de la combustión incompleta de compuestos de carbono. El CO se produce cuando hay insuficiente oxígeno localmente y/o una temperatura de combustión insuficientemente alta para realizar la oxidación completa a dióxido de carbono. En particular, esto puede ocurrir si hay presentes sustancias que se evaporan espontáneamente o combustionan rápidamente, o cuando la mezcla del gas de combustión con el oxígeno suministrado es mala. La medición continua del nivel de CO puede usarse para comprobar la eficiencia del proceso de incineración. El CO es una medida de la calidad de la combustión. Si las emisiones de CO son muy bajas, la calidad de combustión del gas es muy alta y las emisiones de TOC son también bajas (y viceversa). [74, TWGComments, 2004]

Tras su emisión a la atmósfera, el CO se oxida a CO₂, al cabo de un tiempo. En particular, deben evitarse elevadas concentraciones de CO (> límite de explosivi-

dad inferior), ya que pueden causar mezclas explosivas en el gas de combustión. En particular, en las plantas incineradoras de residuos peligrosos, puede producirse un aumento de las emisiones de CO con algunos residuos en bidones.

El nivel de CO en las plantas se mide continuamente. Se consiguen medias diarias de emisiones de CO por debajo de 50 mg/Nm³; en algunas plantas, las medias diarias están bastante por debajo de esta cifra [64, TWGComments, 2003]

Se reporta que el tratamiento de NO_x con RCS puede aumentar los niveles de emisión de CO. [74, TWGComments, 2004]

Carbono orgánico total (TOC)

Este parámetro incluye una serie de sustancias orgánicas gaseosas, cuya detección individual es generalmente compleja o imposible. Durante la incineración de residuos orgánicos se produce un gran número de reacciones químicas, algunas de las cuales son incompletas. Esto lleva a un patrón extremadamente complejo de compuestos en cantidades de trazas. No se dispone de una relación completa de todas las sustancias incluidas en el parámetro de TOC, aunque la incineración suele ofrecer altas eficiencias de destrucción para sustancias orgánicas.

El TOC puede medirse continuamente en el gas de combustión. Bajos niveles de TOC son indicadores clave de la calidad de combustión en un proceso de incineración. Se observan emisiones en el rango de 0,1 mg/Nm³ a 10 mg/Nm³. [64, TWGComments, 2003]

Cloruro de hidrógeno

Muchos residuos contienen compuestos orgánicos clorados o cloruros. En residuos urbanos, normalmente un 50 % de los cloruros proceden del PVC [64, TWGComments, 2003]. En el proceso de incineración, el componente orgánico de estos compuestos se destruye y el cloro es convertido a HCl. Parte del HCl puede reaccionar ulteriormente formando cloruros metálicos con compuestos inorgánicos también contenidos en los residuos.

El HCl es muy soluble en agua y tiene impacto en el crecimiento de las plantas. Se mide continuamente, con emisiones en el rango de 0,1-10 mg/Nm³. [74, TWGComments, 2004]

La formación y emisión de Cl₂ es de pequeña importancia en condiciones de incineración normales. No obstante, es esencial en el ensuciamiento y la corrosión. Por ello, vale la pena controlar su formación, de modo que el proceso mencionado se realice en la fase gas y no después de su deposición en los tubos de la caldera. [74, TWGComments, 2004]

Fluoruro de hidrógeno

El mecanismo de formación del HF en plantas de incineración es similar al del HCl. Las fuentes principales de emisiones de HF en las plantas de incineración de residuos urbanos son probablemente plásticos o tejidos fluorados y, en casos individuales, la descomposición de CaF_2 en el curso de la incineración de lodo.

El HF es muy soluble en agua y tiene impacto en el crecimiento de las plantas. Se mide continuamente, con emisiones en el rango de 1-1 mg/Nm^3 . [74, TWGComments, 2004]

En las plantas de incineración de residuos peligrosos se tratan diversos tipos de residuos fluorados.

Yoduro de hidrógeno y yodo, bromuro de hidrógeno y bromo

Los residuos urbanos suelen contener muy pequeñas cantidades de compuestos de bromo o yodo. Las emisiones de bromo y yodo son, por consiguiente, de muy poca importancia en las plantas incineradoras de residuos urbanos.

En las plantas incineradoras de residuos peligrosos, a veces se tratan residuos orgánicos e inorgánicos que contienen bromo o yodo. Por ejemplo, todavía pueden encontrarse compuestos de bromo en algunos aparatos electrónicos como agentes protectores. El yodo puede estar contenido en medicamentos, o a veces se usa para el tratamiento de superficies metálicas. No obstante, en conjunto, su cantidad es pequeña en relación con los compuestos clorados. El bromo y el yodo ayudan a oxidar el mercurio y reducen el contenido de mercurio en el gas limpio, mejorando la capacidad de retención de los lavadores húmedos. [74, TWGComments, 2004]

Cuando están presentes, las propiedades químicas del yodo y bromo elemental pueden producir la coloración de los penachos de humo de las chimeneas. Deben tomarse medidas especiales para la incineración de estos residuos con el fin de evitar la formación y emisión de bromo o yodo elemental. Estas sustancias también pueden tener efectos tóxicos e irritantes. [64, TWGComments, 2003]

Óxidos de azufre

Si los residuos a incinerar contienen compuestos de azufre, se formará principalmente SO_2 durante la incineración del residuo. En las condiciones de reacción apropiadas, también puede formarse SO_3 . Para RSU, el porcentaje de SO_3 puede ser de alrededor del 5 % a la entrada del TGC (nota: el contenido de SO_3 es importante para determinar el punto de rocío ácido). Las fuentes comunes de azufre en algunas corrientes de residuos son: residuos de papel, placas de yeso (sulfato cálcico) y lodos de depuradora. [64, TWGComments, 2003].

El SO_2 produce acidificación y puede medirse continuamente con emisiones del orden de 1-50 mg/Nm^3 (ntp; 11 % O_2). [74, TWGComments, 2004]

Óxidos de nitrógeno

Las plantas incineradoras emiten varios óxidos de nitrógeno. Pueden tener efectos tóxicos, ácidos y de calentamiento global según el óxido en cuestión. En muchos casos, se miden usando monitores de emisión continua.

El NO y el NO₂ emitidos de plantas incineradoras se originan de la conversión del nitrógeno contenido en los residuos a incinerar (denominado NO_x de combustible), y de la conversión de nitrógeno atmosférico del aire de combustión en óxidos de nitrógeno (NO_x térmico). En plantas de incineración de residuos urbanos, la proporción de NO_x térmico es normalmente muy baja debido a las temperaturas más bajas en la cámara de postcombustión. La producción de NO_x térmico se hace generalmente más significativa a temperaturas por encima de 1000.°C. En IRSU, la cantidad de NO_x térmico puede también depender críticamente de la cantidad y forma de inyección de aire secundario en la cámara de postcombustión, observándose un aumento de NO_x a temperaturas de inyección más elevadas (es decir, por encima de 1400°C).

Los mecanismos para la formación de NO_x a partir del nitrógeno contenido en los residuos a incinerar son muy complicados. Entre otros motivos, esto es debido a que los residuos pueden contener nitrógeno en muchas formas distintas que, según el entorno químico, pueden reaccionar formando NO_x o nitrógeno elemental. Normalmente se supone que hay un índice de conversión de aprox. 10-20 % del nitrógeno del combustible. Las elevadas concentraciones de cloro y azufre, el contenido de O₂ y la temperatura también tienen gran influencia. El porcentaje de NO/NO₂ en las emisiones totales de NO_x en chimenea es normalmente de aprox. 95 % NO y 5 % NO₂.

El óxido nitroso no se mide normalmente como parte de la estimación de NO_x. El óxido nitroso (N₂O) puede emitirse si se aplica una temperatura insuficiente para el proceso de combustión/ej. menos de 850.°C) y hay una concentración de oxígeno insuficiente. Por consiguiente, las emisiones de N₂O de procesos de incineración suelen estar correlacionada con las emisiones de CO.

Cuando se aplica RNCS para la eliminación de NO_x, la formación de N₂O puede aumentar, según las velocidades de dosificación de reactivo y la temperatura. Se han medido valores de 20-60 mg/m³, especialmente cuando se buscan valores bajos de NO_x (es decir, el N₂O puede aumentar cuando se utilizan mayores dosis de reactivo en la RNCS para asegurar menores emisiones de NO_x). Este es el caso particularmente cuando se utiliza urea (amoníaco es el reactivo alternativo).

Para incineración de residuos urbanos, se registran emisiones de N₂O de 1-12 mg/Nm³ (para mediciones individuales) y valores medios de 1-2 mg/Nm³. Para la incineración de RSU en plantas de lecho fluidizado, los valores de emisión de N₂O medidos (mediciones individuales) son normalmente mayores.

Las mediciones individuales en plantas de incineración de residuos peligrosos han registrado valores de emisión de 30 a 32 mg/Nm³ [64, TWGComments, 2003]

Los niveles normales de emisión de N₂O para incineración de lodos en lecho fluidizado pueden ser tan bajos como 10 mg/Nm³, reportándose algunos valores de hasta 500 mg/Nm³.

Aunque la incineración es un contribuyente bajo (en términos de emisiones antropogénicas) a las emisiones de óxido nitroso, se añade al impacto de calentamiento global de las emisiones de los procesos de incineración.

Los NO_x producen acidificación y eutrofización, y pueden medirse continuamente. Las emisiones reportadas en plantas modernas son generalmente del orden de 30-200 mg/Nm³ (media diaria, ntp, 11 % O₂). [74, TWGComments, 2004] Algunas instalaciones pueden producir niveles medios de NO_x de hasta 400 mg/Nm³ –en general, estas instalaciones están ya en proceso de cierre o modernización a los niveles medios diarios de 200 mg/Nm³ exigidos por la Directiva 2000/76/CE.

Partículas

Las emisiones de partículas de plantas incineradoras de residuos consisten principalmente en ceniza fina del proceso de incineración que es arrastrada en el flujo de gas. Según el balance de la reacción, en las partículas se concentran otros elementos y compuestos. La separación de partículas del gas de combustión, mediante dispositivos de control de contaminación atmosférica, elimina la mayor parte de las partículas y sustancias inorgánicas y orgánicas arrastradas (ej. cloruros metálicos, PCDD/F, etc.).

El equipo de control de la contaminación atmosférica reduce mucho las emisiones de partículas totales de las plantas incineradoras de residuos. Al igual que en todos los procesos de combustión, el tipo de equipo de control de contaminación atmosférica utilizado afecta la distribución del tamaño de las partículas del polvo emitido. El equipo de filtración es generalmente más eficaz con las partículas más grandes, y por lo tanto cambia la proporción de partículas finas en las emisiones atmosféricas resultantes, reduciendo la emisión de partículas totales.

Las partículas se mide normalmente de forma continua, con emisiones reportadas entre <0,05 y 15-mg/Nm³ (ntp, 11 % O₂). [74, TWGComments, 2004]

Mercurio y compuestos de mercurio

El mercurio puede encontrarse en la actualidad en residuos urbanos, especialmente en forma de pilas, termómetros, amalgamas dentales, tubos fluorescentes o interruptores de mercurio. La recogida selectiva de los mismos puede ayudar a reducir las cargas globales en RSU mixtos, pero en la práctica no se consiguen índices de recogida del 100 %.

El mercurio es un metal altamente tóxico. Sin controles adecuados de contaminación atmosférica, la incineración de residuos que contienen mercurio puede dar origen a emisiones considerables.

Las emisiones pueden medirse continuamente, y los niveles reportados tras la eliminación están entre 0,0014 y 0,05 mg/Nm³ (11 % O₂). [74, TWGComments, 2004] Se reportan niveles de emisión a corto plazo más altos en instalaciones donde la concentración de entrada varía mucho.

En la incineración de residuos peligrosos, hay varias corrientes de residuos a incinerar que pueden contener elevadas concentraciones de mercurio:

- alquitranes de plantas de coque;
- residuos de la electrólisis alcalina de cloro (proceso de amalgama);
- lodo aceitoso cáustico de refinerías;
- compuestos químicos de mercurio.

La forma de las emisiones de mercurio depende fuertemente del entorno químico en el gas de combustión. Normalmente se desarrolla un equilibrio entre mercurio metálico (Hg₀) y HgCl₂. Cuando hay una concentración suficientemente alta de HCl en el gas de combustión (en relación al agente reductor SO₂) el mercurio estará principalmente contenido en el gas de combustión en forma de HgCl₂. Éste puede separarse del gas de combustión bastante más fácilmente que el mercurio metálico. Sin embargo, si las concentraciones de HCl en el gas de combustión son bajas (ej. en plantas de incineración de lodos), el mercurio estará en el gas de combustión principalmente en forma metálica y será más difícil de controlar.

La temperatura de combustión también influye sobre la formación de HgCl₂.

En lavadores húmedos (sólo), el HgCl₂ eliminado puede ser reducido si hay también presente SO₂ (la separación de estas sustancias es un motivo por el cual se utilizan etapas de lavado húmedo distintas para la eliminación de HgCl₂ y SO₂). El Hg₂Cl₂ formado cuando esto ocurre puede desproporcionarse a HgCl₂ y Hg. Estas reacciones pueden evitarse ajustando el pH en los lavadores húmedos a valores bajos y extrayendo Hg del efluente del lavador.

El mercurio metálico es virtualmente insoluble en agua (59 µg/l a 25°C). El cloruro mercúrico (II) es mucho más soluble, con 73 g/l. El cloruro mercúrico (I) puede por lo tanto separarse en lavadores húmedos, mientras que la separación de mercurio metálico requiere etapas posteriores de tratamiento del gas de combustión (ver Sección 2.5.6 para más información).

[64, TWGComments, 2003]

Compuestos de cadmio y talio

Las fuentes comunes de cadmio en las plantas incineradoras de residuos urbanos son los aparatos electrónicos (incluidos acumuladores), baterías, algunas pintu-

ras y plásticos estabilizados con cadmio. El talio es virtualmente inexistente en los residuos urbanos.

Los residuos peligrosos pueden contener elevadas concentraciones de compuestos de Cd y Tl. Las etapas de tratamiento de efluentes y los residuos en bidones de galvanoplastia y tratamiento de metales pueden ser fuentes significativas.

El cadmio es altamente tóxico y puede acumularse en el suelo. El rango de emisiones reportado es de 0,0002 a 0,2 mg/Nm³ (11 % O₂). [74, TWGComments, 2004]

Otros compuestos de metales pesados

Este término incluye los metales pesados antimonio, arsénico, plomo, cromo cobalto, cobre, manganeso, níquel, vanadio, estaño y sus respectivos compuestos. Por ello, la reglamentación europea y muchos reglamentos nacionales los agrupan a efectos de requisitos de medición emisiones. Este grupo contiene metales y compuestos metálicos carcinógenos, como compuestos de arsénico (VI) y cromo, así como metales con potencial tóxico.

La retención de estos metales depende en gran medida de la separación eficaz del polvo, ya que están fijados en el polvo debido a las presiones de vapor de sus compuestos, contenidos en el gas de combustión (principalmente óxidos y cloruros).

Bifenilos policlorados

Hay bajas cantidades de bifenilos policlorados (PCB) en la mayoría de corrientes de residuos urbanos, así como en algunos residuos industriales. Sin embargo, los residuos con alto contenido de PCB sólo suelen proceder de programas de recogida específica y destrucción de PCB, en los que se manejan residuos que pueden tener altas concentraciones de PCB.

En plantas de incineración de residuos peligrosos se combustionan residuos con un contenido de PCB que puede llegar al 60-100 %. Lo mismo se aplica a plantas especiales para la incineración de hidrocarburos fuertemente clorados. Los PCB se destruyen más eficazmente si se utilizan temperaturas de incineración más altas (ej. de más de 1200°C); no obstante, también se ha observado que temperaturas más bajas (ej. 950°C), junto con condiciones apropiadas de turbulencia y tiempo de residencia, pueden ser eficaces para la incineración de PCB. [74, TWGComments, 2004] Los PCB contenidos en el gas de combustión crudo de las plantas de incineración pueden ser fruto de una destrucción incompleta.

Las emisiones de PCB son clasificadas como potencialmente tóxicas por algunos organismos internacionales (ej. OMS). Se adscribe un potencial tóxico (similar al de dioxinas y furanos) a algunos de los PCB (PCB coplanares).

Hidrocarburos poliaromáticos

Los hidrocarburos poliaromáticos son bien conocidos como productos de combustión incompleta. Son tóxicos y tiene propiedades cancerígenas y mutagénicas. [74, TWGComments, 2004]

Dibenzodioxinas y furanos policlorados (PCDD/F)

Las dioxinas y furanos (PCDD/F) son un grupo de compuestos, algunos de ellos de extrema toxicidad, que se consideran cancerígenos. Dioxinas y furanos han desempeñado un papel primordial en el debate sobre la incineración de residuos durante muchos años. Su producción y emisión no es específica de la incineración de residuos, pero ocurre en todos los procesos térmicos en determinadas condiciones de proceso.

[64, TWGComments, 2003] En años recientes se han conseguido considerables avances en el control de emisiones de PCDD/F en el sector de incineración de residuos. Mejoras en el diseño y operación de los sistemas e combustión y tratamiento de gases residuales han producido sistemas que pueden conseguir de forma fiable valores límite de emisión muy bajos. Los inventarios de emisiones nacionales [44, RVF, 2001] y regionales confirman que, cuando se asegura el cumplimiento con la Directiva 2000/76/CE, la incineración representa una baja contribución a las emisiones globales a la atmósfera de dioxinas y furanos [45, FEAD, 2002].

[64, TWGComments, 2003] En plantas bien diseñadas y operadas, los balances de materia han demostrado que la incineración elimina efectivamente las dioxinas del entorno (ver Sección 3.1.2). Este balance puede hacerse más favorable asegurando que:

- las dioxinas y precursores entrantes sean destruidos efectivamente utilizando condiciones de combustión apropiadas;
- se reduzca el uso de condiciones que puedan dar lugar a la formación y reformación de PCDD/F, incluida la *síntesis de novo*.

Las dioxinas y furanos que entran en el proceso con los residuos son destruidas de forma muy eficiente si se utilizan temperaturas de incineración suficientemente altas y condiciones de proceso apropiadas. Los estándares de condiciones operativas se detallan en la legislación europea sobre incineración (p. ej. Directiva 2000/76/CE). Las dioxinas y furanos encontrados en el gas de combustión crudo de las plantas incineradoras de residuos son resultado de la reacción de recombinación de carbono, oxígeno y flúor. Sustancias precursoras adecuadas (ej. de clorofenoles) pueden también reaccionar formando dioxinas y furanos. En la formación de sustancias, ciertos catalizadores en forma de compuestos de metales de transición (ej. cobre) también juegan un papel importante.

Amoníaco

El amoníaco tiene un papel significativo en la eutrofización y acidificación del entorno. Las emisiones de amoníaco pueden provenir de una sobredosificación o mal control de los reactivos de reducción de NO_x que se utilizan para el control de NO_x . Las emisiones normalmente están entre 1 y 10 mg/Nm^3 , con un valor medio de 4 mg de NH_3/Nm^3 .

[64, TWGComments, 2003]

Dióxido de carbono (CO_2)

Si se quema una tonelada de residuos urbanos, se generan aprox. 0,7-1,7 toneladas de CO_2 . Este CO_2 se emite directamente a la atmósfera y, con ello, la parte de CO_2 relevante al cambio climático (derivada de su origen fósil contribuye al efecto invernadero. [64, TWGComments, 2003]

Dado que los residuos urbanos son una mezcla heterodoxa de biomasa y materias fósiles, la parte de CO_2 de incineradoras de RSU de origen fósil (ej. plástico) que se considera relevante al cambio climático es generalmente del orden de 33-50 %.

Metano CH_4

Puede suponerse que, si la combustión se realiza en condiciones oxidativas, los niveles de metano en el gas de combustión serán casi nulos, y en consecuencia no se emitirá a la atmósfera. El metano se mide con el componente de COV. [64, TWGComments, 2003]

También puede formarse metano en el búnker de residuos si los niveles de oxígeno son bajos y se dan procesos anaerobios. Esto sólo sucede si los residuos son almacenados durante largos periodos y no están bien agitados. Cuando los gases de la zona de almacenamiento son alimentados a la cámara de incineración, se combustionan, y las emisiones se reducen a niveles insignificantes.

3.2.2. Plantas incineradoras de residuos urbanos

3.2.2.1. DATOS DE RESUMEN DE EMISIONES A LA ATMÓSFERA DE IRSU

La Tabla 3.8 indica los valores de las emisiones a la atmósfera de algunas plantas de IRSU europeas. Se muestran las medias semihorarias (30 minutos), diarias y anuales. Es importante destacar que los datos de las mediciones no continuas (o puntuales) también se incluyen en la Tabla. Se indican con (N) en la columna de *tipo de medición*. Además, cuando aparecen mediciones no continuas en una columna de promedio, los valores presentados para mediciones no continuas *no han sido* recogidos durante el periodo de promedio indicado para esa columna, y deben sólo interpretarse como mediciones no continuas:

Tabla 3.8. Rango de emisiones operativas en gas limpio para algunas plantas IRSU europeas. [1, UBA, 2001], [2, infomil, 2002], [3, Austria, 2002], [64, TWG Comments, 2003]

Parámetro	Tipo de medición	Medias diarias (cuando se usa medición continua) en mg/m³		Medias semihorarias (cuando se usa medición continua) en mg/m³		Medias anuales mg/m³)
	C: continua N: no cont.	Límites en 2000/76/CE	Rango de valores	Límites en 2000/76/CE	Rango de valores	Rango de valores
Partículas	C	10	0,1-10	20	<0,05-15	0,1-4
HCl	C	10	0,1-10	60	<0,1-80	0,1-6
HF	C/N	1	0,1-1	4	<0,02-1	0,01-0,1
SO ₂	C	50	0,5-50	200	0,1-250	0,2-20
NO _x	C	200	30-200	400	20-450	20-180
NH ₃	C	n/a	<0,1-3		0,55-3,55	
N ₂ O		n/a				
COV (como TOC)	C	10	0,1-10	20	0,1-25	0,1-5
CO	C	50	1-100	100	1-150	2-45
Hg	C/N	0,05	0,0005-0,05	n/a	0,0014-0,036	0,0002-0,05
Cd	N	n/a	0,0003-0,003	n/a		
As	N	n/a	<0,0001-0,001	n/a		
Pb	N	n/a	<0,002-0,044	n/a		
Cr	N	n/a	0,0004-0,002	n/a		
Co	N	n/a	<0,002	n/a		
Ni	N	n/a	0,0003-0,002	n/a		
Cd y Tl	N	0,05		n/a		0,0002-0,03
Σ otros metales 1	N	0,5		n/a		0,0002-0,05
Σ otros metales 2	N	n/a	0,01-0,1	n/a		
Benzo-pireno	N	n/a		n/a		<0,001
Σ PCB	N	n/a		n/a		<0,005
Σ HAP	N	n/a		n/a		<0,01
PCDD/F (ng TEQ/m³)	N	0,1 (ng TEQ/m³)		n/a		0,0002-0,08 (ng TEQ/m³)

1. En algunos casos no hay valores límite de emisión en vigor para NO_x. Para estas instalaciones, un rango de valores típico es 250-550 mg/Nm³ (medición discontinua).
2. Otros metales 1 = Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V
3. Otros metales 2 = Sb, Pb, Cr, Cu, Mn, V, Co, Ni, Se y Te
4. Cuando se indican mediciones no continuas (N), el periodo de promedio no se aplica. Los periodos de muestreo son generalmente del orden de 4-8 horas para estas mediciones.
5. Datos estandarizados a 11 % de oxígeno, gas seco, 273K y 101,3kPa.

La Tabla 3.9 siguiente indica las emisiones a la atmósfera para diversas sustancias por tonelada de RSU incinerados. Los datos indicados son datos medios para 12 IRSU en la Región de Flandes de Bélgica en 1999 y datos medios para 3 plantas de IRSU en Austria [3, Austria, 2002]:

Tabla 3.9. Límites de emisiones operativas a la atmósfera de IRSU por tonelada de RSU incinerados. [64, TWGComments, 2003] [3, Austria, 2002] [74, TWGComments, 2004]

Parámetro	Valor medio (g/tonelada incinerada)	
	12 plantas belgas	3 plantas austriacas
Partículas	165	7
HCl	70	4
HF	2,2	0,36
SO ₂	129	24,8
NO _x	2.141	189
CO	126	101
TOC	19	–
Hg	0,048	0,1
Cd + Tl	0,095	–
Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn	1,737	–
PCDD/F	250 ng TEQ/tonelada incinerada	44,4 ng TEQ/tonelada incinerada

3.2.2.2. DATOS DEL ESTUDIO EUROPEO DE EMISIONES A LA ATMÓSFERA PARA IRSU

Los datos aquí presentados se basan en los resultados de un estudio de 142 plantas europeas de incineración de residuos no peligrosos presentado al GTT [45, FEAD, 2002], con información adicional de comentarios realizados por el GTT [64, TWGComments, 2003]

La información hace referencia a líneas de proceso más que a plantas individuales. Por ello, el tamaño del conjunto de datos puede superar, en algunos casos, el número de plantas estudiadas. El conjunto de datos no es un estudio completo de IRSU europeas, ya que la mayoría de plantas que cumplían sólo las Directivas anteriores de Incineración de Residuos de 1999 fueron excluidas de este estudio.

Cloruro de hidrógeno y fluoruro de hidrógeno

Se aplican distintos límites de emisión nacionales.

La mayoría de los datos presentados son de mediciones continuas.

Tabla 3.10. Estudio de emisiones de HCl de IRSU europeas. [45, FEAD, 2002]

Nivel de medias anuales	Número de plantas/líneas
>50 mg/Nm ³	0
>30 <50 mg/Nm ³	10
>10 <30 mg/Nm ³	24
>5 <10 mg/Nm ³	35
<5 mg/Nm ³	73

Nota: Para plantas alemanas, sólo se han tenido en cuenta algunos ejemplos representativos. Todas las otras incineradoras (unas 50 plantas) no mencionadas aquí operan asimismo por debajo de 10 mg/Nm³.

Básicamente se utilizan tres tipos de sistemas de limpieza de gases de combustión:

1. sistemas húmedos con distintos tipos de lavadores, en los que el HCl es disuelto en agua, trabajando normalmente a un pH <1;
 2. sistemas semihúmedos, que utilizan cal en agua;
 3. sistemas secos, que utilizan cal o bicarbonato sódico (normalmente con carbón activado), con frecuencia combinados con un filtro de manga.
- [74, TWGComments, 2004]

Las emisiones dependerán, entre otros factores, de la cantidad de aditivos utilizados y del diseño y operación de la planta.

Los datos sobre fluoruro de hidrógeno (HF) están basados principalmente en medición discontinua. El HF se reduce con los mismos métodos que el HCl, lo que significa que, un sistema de limpieza de gas de combustión efectivo para HCl, también podrá tratar HF. El comportamiento químico del HF no es exactamente igual que el del HCl, por lo que la eficiencia de eliminación de HF variará ligeramente de un sistema a otro.

Tabla 3.11. Estudio de emisiones de HF de IRSU europeas. [45, FEAD, 2002]

Nivel de medias anuales	Número de plantas/líneas
>5 <10 mg/Nm ³	0
>2 <5 mg/Nm ³	1
>1 <2 mg/Nm ³	1
<1 mg/Nm ³	53

Dióxido de azufre

Se aplican distintos límites de emisión nacionales.

La mayoría de los datos presentados son de mediciones continuas.

Tabla 3.12. Estudio de emisiones de dióxido de azufre de IRSU europeas. [45, FEAD, 2002]

Nivel de medias anuales	Número de plantas/líneas
>200 mg/Nm ³	3
>100 <200 mg/Nm ³	5
>50 <100 mg/Nm ³	16
>25 <50 mg/Nm ³	25
<25 mg/Nm ³	123

Los tipos de limpieza de gases de combustión son los mismos indicados para HCl, siendo la principal diferencia que, para lavadores húmedos, operan a un pH ligeramente básico (normalmente 7-8).

Partículas

La mayoría de datos son de mediciones continuas. Muestran los valores de partículas total.

Para partículas, se utilizan tres tipos de limpieza de gases de combustión:

1. precipitador electrostático seco (PE seco);
2. precipitador electrostático húmedo (PE húmedo) (nota: el PE húmedo no se suele usar mucho en IRSU);
3. filtro de manga (FM).

En varios casos (principalmente en NL y D), dos de estos sistemas pueden combinarse entre sí, por ejemplo, un precipitador electrostático seco directamente después de la caldera, con un filtro de manga directamente antes de la chimenea.

Recientemente se han construido nuevas plantas sólo con un filtro de manga.

Los lavadores húmedos también pueden contribuir significativamente a la eliminación de polvo. Típicamente, se observa una eficiencia del 50 % para eliminación de polvo (con metales pesados adicionales).

Un punto importante a destacar es que todos los procesos están conectados y generalmente tienen influencia unos sobre otros. En el caso de los procesos seco

y semihúmedo, los filtros de manga pueden también actuar como reactor para eliminación de ácido. Además, pueden eliminar PCDD/F y metales (incluidos mercurio y cadmio) si se utiliza un reactivo adecuado, como carbón activado.

Tabla 3.13. Estudio de emisiones de partículas de IRSU europeas. [45, FEAD, 2002]

Nivel de medias anuales	Número de plantas/líneas
>50 mg/Nm ³	3
>30 <50 mg/Nm ³	1
>10 <30 mg/Nm ³	8
>5 <10 mg/Nm ³	29
<5 mg/Nm ³	103

Óxidos de nitrógeno

La mayoría de los datos presentados son de mediciones continuas. En algunos países, actualmente no hay valores límite para NO_x de incineradoras de residuos urbanos.

Muchas plantas ya han conseguido resultados de menos de 200 mg/Nm³. En algunos casos se consiguen emisiones inferiores a 70 mg/Nm³.

Se utilizan una serie de técnicas de control de combustión para reducir la formación de NO_x. La RCS y la RNCS son las técnicas principales empleadas para la eliminación ulterior de emisiones de NO_x en IRSU. Los valores de emisión por debajo de 100 mg/Nm³ suelen requerir el uso de RCS. El uso de RNCS puede alcanzar emisiones de menos de 150 mg/Nm³ y excepcionalmente de menos de 100 mg/Nm³ (ej. cuando también se aplican medidas de reducción de NO_x) [74, TWGComments, 2004]

Tabla 3.14. Estudio de emisiones de óxidos de nitrógeno de IRSU europeas. [45, FEAD, 2002], [64, TWGComments, 2003]

Nivel de medias anuales	Número de plantas/líneas
>400 mg/Nm ³	9
>300 <400 mg/Nm ³	35
>200 <300 mg/Nm ³	22
>100 <200 mg/Nm ³	48
<100 mg/Nm ³	11

Nota: las 11 plantas (no líneas) de menos de 100 mg/Nm³ están en NL –todas cumplen VLE aplicados de 70 mg/Nm³–. En Europa hay otras plantas que trabajan por debajo de 100 pero que no se incluyen aquí (normalmente en D, A, B).

TOC (Carbono orgánico total)

El TOC es una medición importante de la eficacia de la combustión. Los niveles alcanzados de emisiones de TOC son básicamente resultado del diseño del sistema de combustión y de la cámara de postcombustión, ya que las posibilidades para reducir estas emisiones mediante limpieza del gas de combustión son limitadas. El mismo equipo usado para polvo reduce las partículas orgánicas sólidas. Algunos de los compuestos orgánicos se reducen con el empleo de carbón activado.

Tabla 3.15. Estudio de emisiones de carbono orgánico total de IRSU europeas.
[45, FEAD, 2002]

Nivel de medias anuales	Número de plantas/líneas
>10 mg/Nm ³	4
>5 <10 mg/Nm ³	7
<5 mg/Nm ³	79

PCDD/PCDF

Los datos de emisiones de PCDD/PCDF de IRSU no representan toda la gama de planta actualmente en operación. No había disponibles datos de Dinamarca e Italia. Tampoco se incluyen los datos de Francia, aunque en muchos casos presentaban emisiones por encima de 0,1 ng/m³.

Todas las emisiones de PCDD/PCDF aquí reportadas están basadas en mediciones discontinuas, principalmente dos veces al año. Hay experiencia sobre la recogida continua de mediciones de dioxinas, especialmente para IRSU en Flandes (B) y Austria.

Para alcanzar niveles bajos de emisiones de PCDD/PCDD, son importantes tanto las medidas primarias como secundarias. En el sistema de combustión, una mezcla eficaz de los gases (alta turbulencia) mejora la destrucción de PCDD/PCDF y compuestos similares ya presentes en los residuos. Evitando la ventana de temperaturas para la recombinación de PCDD/PCDF y compuestos similares en la caldera y sistema de tratamiento de gases de combustión, se evita la formación de nuevos PCDD/PCDF.

Para una ulterior reducción, se aplican tres tipos de limpieza de gas de combustión:

1. filtro de carbón activado estático;
2. filtro de manga con inyección de carbón activado (normalmente mezclado con otros reactivos);
3. destrucción catalítica para PCDD/F gaseosos.

Los dos sistemas de carbón activado anteriores tienen la ventaja de reducir también las emisiones de mercurio. Los sistemas catalíticos se utilizan para reducir NO_x y PCDD/F.

Tabla 3.16. Estudio de emisiones de PCDD/F (TEQ) de IRSU europeas. [45, FEAD, 2002], [64, TWGComments, 2003]

Nivel de medias anuales	Número de plantas/líneas
$>2 \text{ ng/Nm}^3$	3
$>1 <2 \text{ ng/Nm}^3$	11
$>0,5 <1 \text{ ng/Nm}^3$	4
$>0,1 <0,5 \text{ ng/Nm}^3$	7
$>0,05 <0,1 \text{ ng/Nm}^3$	22
$<0,05 \text{ ng/Nm}^3$	72

Mercurio

Los datos incluyen resultados de medición continua (usada en Alemania durante más de dos años y en Austria durante más de un año) y de mediciones discontinuas (mínimo dos veces al año). Por lo tanto, la comparabilidad de los datos entre estos dos tipos de mediciones puede no ser muy buena. Las mediciones continuas incluyen asimismo episodios con emisiones elevadas debido a cargas altas en la alimentación de residuos, que han sido reportados por algunas plantas.

Tabla 3.17. Estudio de emisiones de mercurio de IRSU europeas. [45, FEAD, 2002]

Nivel de medias anuales	Número de plantas/líneas
$>200 \text{ } \mu\text{g/Nm}^3$	0
$>100 <200 \text{ } \mu\text{g/Nm}^3$	1
$>50 <100 \text{ } \mu\text{g/Nm}^3$	3
$>30 <50 \text{ } \mu\text{g/Nm}^3$	7
$<30 \text{ } \mu\text{g/Nm}^3$	83

Para varias plantas en Francia, las mediciones de mercurio no se indican solas, sino en combinación con Cd (los VLE se indican como suma de los dos). Dado que la distribución de ambos no es necesariamente predecible, estos resultados se presentan en la siguiente tabla adicional:

Tabla 3.18. Emisiones combinadas de Cd y Hg de IRSU seleccionadas en Francia. [45, FEAD, 2002]

Nivel de medias anuales	Número de plantas/líneas
>200 $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$	0
>100 <200 $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$	1
>50 <100 $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$	5
>30 <50 $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$	8
<30 $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$	18

Las plantas de las que se incluyen datos en este informe están equipadas, entre otros, con los siguientes sistemas de limpieza de gases de combustión. También se muestran los niveles de emisiones de Hg reportados:

Tabla 3.19. Resultados de emisiones y técnicas aplicadas para el control de Hg en IRSU europeas. [45, FEAD, 2002]

Identificador del sistema	PE seco	Lavador ácido húmedo	Lavador húmedo	Filtro de manga	Inyección de carbón activo	Filtro de carbón activo	Emisión de Hg ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)
1	✓	✓	✓	✓	✓		0,1
2		✓		✓		✓	0,1
3				✓	✓		1,77 y 1,93 y 3,16
4	✓	✓					3
5		✓		✓	✓		3 y 6
6		✓		✓			2 y 7,3 y 10
7				✓			22 y 50

Los resultados más bajos se observan cuando se utiliza carbón activado, bien con un sistema de lecho estático, bien con un sistema de inyección de carbón activado de flujo laminar con un filtro de bolsa. La velocidad de consumo, así como la calidad del carbón activado (ej. impregnación con azufre) afecta directamente los niveles de emisión. Las técnicas de la Tabla 3.19 corresponden a distintos requisitos de VLE y distintos costes.

En determinadas condiciones (ej. fuerte entrada de mercurio) los límites de capacidad de eliminación de un sistema de TGC pueden quedar rebasados, llevando a emisiones de Hg temporalmente elevadas. Los RSU normalmente contienen

bajas cantidades de Hg. Sin embargo, se han observado algunas cargas elevadas de corta duración, normalmente asociadas con la inclusión en los RSU de pilas, interruptores eléctricos, termómetros, residuos de laboratorio, etc.

El lavador húmedo ácido puede servir como sumidero para mercurio si hay mercurio presente en forma de cloruro mercúrico (I). El mercurio que haya pasado, desde la corriente de gas a la solución del lavador, puede eliminarse en una planta de tratamiento de aguas residuales o ser capturado mediante el secado por atomización del agua residual en el gas de combustión. En el segundo caso puede producirse reciclaje de mercurio, a menos que haya un paso de eliminación de mercurio con suficiente velocidad de eliminación.

Puede requerirse tratamiento adicional si hay presente mercurio en forma metálica (ver técnicas de eliminación de Hg).
[74, TWGComments, 2004]

3.2.2.3. EMISIONES A LA ATMÓSFERA DE INCINERADORES DE LECHO FLUIDIZADO

Una transferencia eficiente de calor y masa permite un funcionamiento a temperaturas más bajas que con otros diseños de cámara de combustión, aunque todavía hay un límite inferior. Las bajas temperaturas utilizadas, junto con la distribución más uniforme de temperaturas, que elimina los puntos calientes y zonas ricas en oxígeno, pueden reducir la producción de NO_x térmico, y la conversión de nitrógeno del combustible en NO_x puede también ser muy baja. Las menores temperaturas de combustión, junto con la falta de aire, pueden llevar a veces a la formación de óxido nitroso (N_2O). Los niveles de emisión normales de N_2O para incineración de lodo en lecho fluidizado son de unos 10 mg/Nm^3 , reportándose algunos valores de hasta 100 mg/Nm^3 y más. Estos valores son mayores que con otros sistemas de combustión.

La generalmente menor producción de NO_x , resultante de combinar residuos preparados o seleccionados con combustión en lecho fluidizado, puede conducir a niveles de emisión similares o menores utilizando sistemas de TGC más simples que con sistemas de combustión con elevados niveles inherentes de NO_x .

Debido a la temperatura relativamente baja de la combustión en lecho fluidizado, los contenidos de metales pesados en el gas de combustión crudo (y por tanto en los residuos de TGC) puede ser menor que en la combustión en parrilla de residuos mixtos. Las emisiones reales a la atmósfera dependen de los residuos incinerados y del sistema de limpieza de gases de combustión escogido.

Se reporta que una combinación de incineración en lecho fluidizado a $850\text{-}950^\circ\text{C}$ y RCS (amoniaco) reduce las emisiones de NO_x en incineradoras de lodo de depuradora holandesas a menos de 70 mg/Nm^3 . [2, infomil, 2002]

3.2.3. Plantas incineradoras de residuos peligrosos

3.2.3.1. RESUMEN DE DATOS DE LAS EMISIONES A LA ATMÓSFERA DE IRP

La Tabla 3.20 presenta los resultados, de un estudio de operadores europeos (principalmente alemanes y holandeses), de plantas por lo que respecta a emisiones típicas de las plantas. Se indican las medias semihorarias (30 minutos), diarias y anuales. Es importante destacar que también se incluyen datos de mediciones no continuas, que se indican con (N) en la columna de tipo de medición. Además, cuando aparecen mediciones no continuas en una columna de promedio, los valores presentados para mediciones no continuas *no han sido* recogidos durante el periodo de promedio indicado para esa columna, y deben sólo interpretarse como mediciones no continuas:

Tabla 3.20. Rango típico de emisiones a la atmósfera de gas limpio de plantas incineradoras de residuos peligrosos. [1, UBA, 2001], [2, infomil, 2002], [64, TWGComments, 2003], [74, TWGComments, 2004]

Parámetro	Tipo de medición	Medias diarias (cuando se usa medición continua) en mg/m ³		Medias semihorarias (cuando se usa medición continua) en mg/m ³		Medias anuales (mg/m ³)
	C: continua N: no cont.	Límites en 2000/76/CE	Rango típico de valores	Límites en 2000/76/CE	Rango típico de valores	Rango típico de valores
Partículas	C	10	0,1-10	20	0,1-15	0,1-2
HCl	C	10	0,1-10	60	0,1-60	0,3-5
HF	C/N	1	0,04-1	4	0,1-2	0,05-1
SO ₂	C	50	0,1-50	200	0,1-150	0,1-30
NO _x	C	200	40-200	400	50-400	70-180
TOC	C	10	0,1-10	20	0,1-20	0,01-5
CO	C	50	5-50	100	5-100	5-50
Hg	C/N	0,05	0,0003-0,03	n/a	0,0003- 1	0,0004-0,05
Cd +Tl	N	0,05	0,0005-0,05	n/a		0,0005-0,05
Σ otros metales pesados	N	0,5	0,0013-0,5	n/a		0,004-0,4
PCDD/PCDF (ng TEQ/m ³)	N	0,1	0,002-0,1	n/a		0,0003-0,08

1. Datos estandarizados a 11 % de oxígeno, gas seco, 273K y 101,3kPa.

2. Otros metales = Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V

3.2.3.2. DATOS DEL ESTUDIO EUROPEO DE EMISIONES A LA ATMÓSFERA PARA IRP

[41, EURITS, 2002]

Esta sección ofrece un resumen del sector *comercial* de incineración de residuos peligrosos en la UE. Se da información para 24 instalaciones comerciales eu-

ropeas con hornos rotativos que colectivamente tienen una capacidad anual de incineración de 1.500.000 toneladas de residuos (70 % de la capacidad total de incineradores de residuos especializados en la UE disponible comercialmente para terceros). Las instalaciones in situ, como las de la industria química, no se consideran en este resumen. El año de referencia para la recogida de datos es 1999-2000. Algunos datos específicos son más recientes y hacen referencia al año 2001-2002.

Hay una gran diversidad de corrientes de residuos que se tratan en estas instalaciones. Las composiciones y constitución física pueden variar mucho de un horno a otro a lo largo del tiempo. Por este motivo, los hornos están equipados con sofisticados sistemas de limpieza de gases de combustión.

Visión general

Debido a la eficiente limpieza de los gases de combustión, las emisiones a la atmósfera de las distintas instalaciones, cubiertas en este estudio, ya cumplen las normas sobre emisiones de la Directiva 2000/76/CE sobre incineración de residuos.

En la Tabla 3.21 siguiente se ofrece un resumen, de las emisiones de las incineradoras de residuos, en forma de concentraciones medias anuales. También se indican los valores mínimo y máximo de las instalaciones individuales y la media de todas las instalaciones.

Tabla 3.21. Datos del estudio de emisiones anuales medias a la atmósfera de incineradoras de residuos peligrosos en Europa. [41, EURITS, 2002]

Parámetro en mg/Nm ³ a menos que se indique	Media anual		
	Mínimo	Máximo	Promedio
HF	0,01	<1	0,3
TOC	0,01	6	1,5
O ₂ (%)	8	13,66	11,0
NO _x	44,4	<300	139
Partículas	0,075	9,7	1,69
HCl	0,25	8,07	1,56
SO ₂	0,1	22,7	7,8
Hg	0,0004	0,06	0,01
Cd +Tl	0,00014	0,046	0,01
Suma de metales	<0,004	0,84	0,2
PCDD/PCDF (ngTEQ/Nm ³)	0,0003	<0,1	0,038
CO	3	26	12,9

En la Tabla 3.22 siguiente se indica la media de los flujos en masa (en kg/t de residuos incinerados) para algunas sustancias, junto con la cantidad total de todas las instalaciones (si se halla disponible). Esto muestra las emisiones del sector como consecuencia del tratamiento de 1,3-1,5 millones de toneladas de residuos al año.

Tabla 3.22. Datos del estudio de flujos en masa y emisiones anuales a la atmósfera del sector de incineradoras comerciales de residuos peligrosos en Europa. [41, EURITS, 2002]

Parámetro	Flujo en masa medio (kg/t de residuos incinerados)	Cantidad total registrada (t/año)
Partículas	0,0098	16,2
SO ₂	0,047	60,6
NO _x	0,87	1191
Hg	0,000056	0,083
Suma de metales	0,0013	1,3
CO	0,07	76,2
HCl	0,0097	16,8

Detalle de los distintos parámetros

En los párrafos siguientes se discuten con más detalle las emisiones para cada parámetro. Cuando es posible, se describe la relación entre estas emisiones y la tecnología instalada.

La numeración indicada en los ejes de X de los gráficos siguientes no está relacionada con las instalaciones específicas. Asimismo, en las gráficas se indican las concentraciones (barras, relativas al eje Y izquierdo) y flujos en masa (rombos, relativos al eje Y derecho). Los flujos en masa, basados en valores no absolutos (ej. valores menores que el nivel de determinación), se expresan como rombos huecos.

El **HF** no se describe en detalle, ya que todos los datos recogidos para las 24 instalaciones, obtenidos principalmente como resultado de monitorización continua, están por debajo de 1 mg/Nm³, que es el nivel de detección inferior (LDL) de esta técnica de monitorización. Datos adicionales obtenidos mediante mediciones discontinuas, una técnica con menor límite de detección, confirman esta conclusión.

El **TOC** no se describe en detalle, ya que el 95 % de los datos recogidos, que de nuevo se obtienen principalmente como resultado de monitorización continua,

están por debajo de $1\text{-}2\text{ mg/Nm}^3$. Dos instalaciones tienen emisiones medias anuales más elevadas de 4 y 6 mg/Nm^3 .

Los datos de O_2 se dan para indicar que el nivel de concentración media está próximo al valor de referencia estándar del 11 %, en base al cual deben calcularse todos los datos brutos.

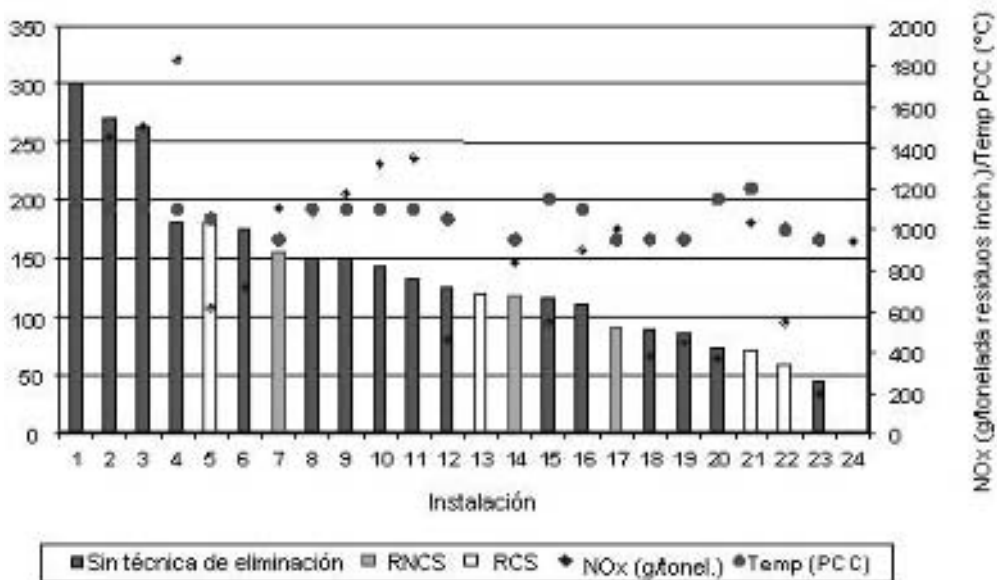
Óxidos de nitrógeno

En el gráfico siguiente se indican los valores medios anuales de NO_x para todas las instalaciones como:

- concentración media de NO_x expresada como NO_2 , en mg/Nm^3 , 11 % O_2 , seco y condiciones normales;
- flujo en masa medio de NO_x , expresado como NO_2 en g/t de residuo incinerado.

Los datos son el resultado de mediciones continuas de este parámetro en el gas de combustión. Los puntos de medición individuales están en general integrados a lo largo de media hora, y luego se calculan respectivamente las medias diarias, mensuales y anuales. El nivel inferior de detección analítica para la monitorización continua de este parámetro es normalmente de $5\text{-}10\text{ mg/Nm}^3$.

Figura 3.1. Gráfico de emisiones medias anuales de NO_x a la atmósfera y técnica de eliminación aplicada en IRP europeas. [41, EURITS, 2002]



Para cada instalación se muestra la técnica de eliminación de NO_x instalada, que puede ser:

- la aplicación de reducción no catalítica selectiva (indicada como RNCS);
- la aplicación de reducción catalítica selectiva (indicada como RCS);
- ninguna técnica de eliminación específica.

Conclusiones generales del gráfico:

- el 90 % de las instalaciones operan por debajo de 200 mg/Nm^3 ;
- el 50 % de las instalaciones operan entre 50 y 150 mg/Nm^3 . Para éstas, no hay relación directa clara con la técnica de eliminación instalada (nota: algunas instalaciones operan en un punto de ajuste, que no es el nivel más bajo disponible técnicamente, ej. N.º 5, una RCS que opera a 180 mg/Nm^3);
- para las cuatro instalaciones equipadas con RCS, las emisiones son 180, 120, 72 y 59 mg/Nm^3 , respectivamente. El punto de ajuste para la operación de cada una de estas instalaciones es distinto y no refleja necesariamente el nivel más bajo obtenible técnicamente. Además, no es posible deducir la influencia de condiciones que determinan la formación de NO_x durante la incineración a partir de los datos disponibles;
- para las tres instalaciones equipadas con RNCS, las emisiones son 157, 118 y 93 mg/Nm^3 respectivamente; para estos resultados, se aplica el mismo comentario que para los puntos anteriores;
- para las otras instalaciones no equipadas con RCS/RNCS, hay una amplia variación en las emisiones, principalmente debido a las distintas condiciones para la formación de NO_x en las instalaciones individuales;
- varias de las instalaciones son RCS o RNCS pero con bajas emisiones de NO_x ($<120 \text{ mg/Nm}^3$), y operan a temperaturas más bajas en la cámara de postcombustión (CPC): $950\text{-}1000^\circ\text{C}$, en comparación con otras instalaciones que operan a $1100\text{-}1200^\circ\text{C}$ en la CPC.

Partículas

En el gráfico siguiente se indican los valores medios anuales de polvo para todas las instalaciones, como:

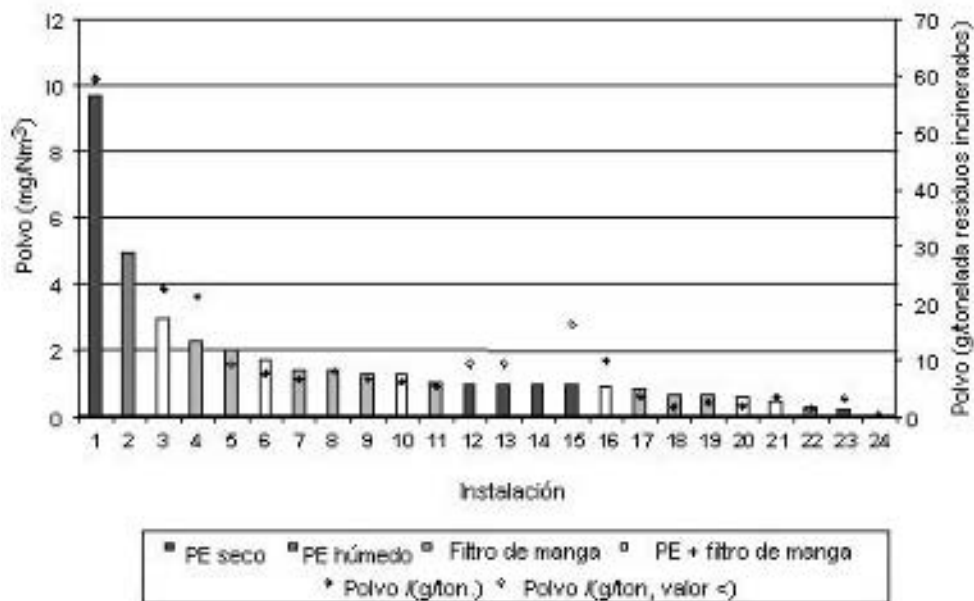
- la concentración media de polvo en mg/Nm^3 , 11 % O_2 , seco y condiciones normales;
- el flujo en masa medio de polvo en g/tonelada de residuos incinerados.

Los datos son resultado de mediciones continuas de este parámetro en el gas de combustión. Los puntos de medición individuales están, en general, integrados a lo largo de media hora, y luego se calculan respectivamente las medias diarias, mensuales y anuales. El nivel inferior de detección analítica, para la monitorización continua de este parámetro, es normalmente de $1\text{-}2 \text{ mg/Nm}^3$.

Para cada instalación se indica la técnica de eliminación de emisiones de polvo. En este caso, hay:

- la aplicación de precipitadores electrostáticos (PE) secos o húmedos;
- la aplicación de un filtro de manga;
- la aplicación de una combinación de ambas técnicas.

Figura 3.2. Gráfico de emisiones medias anuales de polvo a la atmósfera y técnicas de eliminación aplicada en IRP europeas. [41, EURITS, 2002]



Conclusiones generales del gráfico:

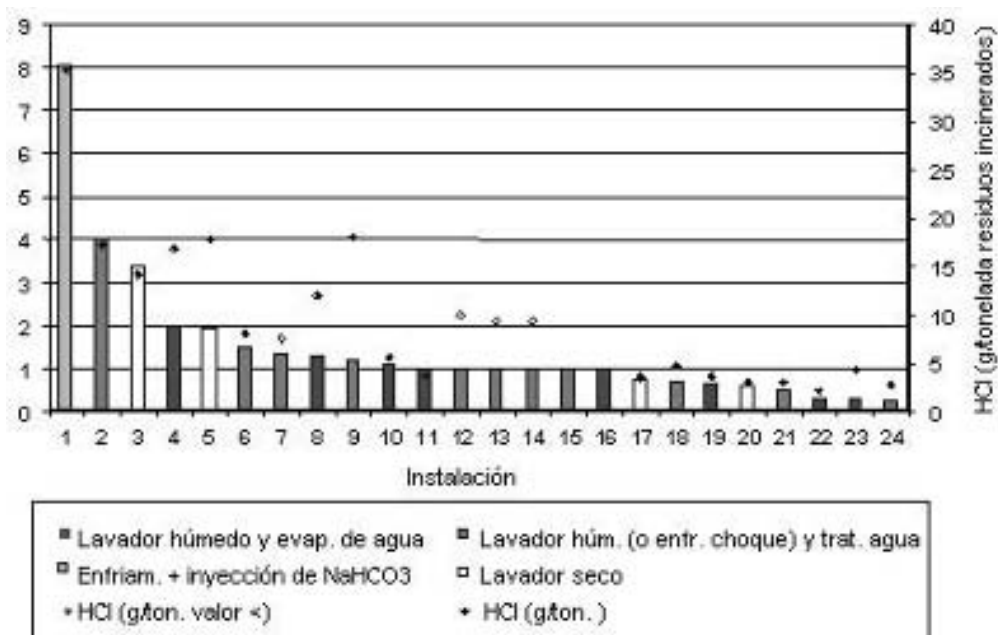
- el 96 % de las instalaciones operan por debajo de 5 mg/Nm^3 ;
- una instalación tiene una emisión de polvo de $5\text{-}10 \text{ mg/Nm}^3$.

HCl

En el gráfico siguiente se indican los valores medios anuales de HCl para todas las instalaciones, como:

- la concentración media de HCl y compuestos de cloro volátiles en mg/Nm^3 , 11 % O_2 , seco y condiciones normales;
- el flujo en masa medio de HCl en g/t de residuos incinerados.

Figura 3.3. Gráfico de emisiones anuales medias de HCl a la atmósfera y técnica de eliminación aplicada en IRP europeos. [41, EURITS, 2002]



Los datos son resultado de la medición continua de este parámetro. Los puntos de medición individuales, en general, son integrados a lo largo de media hora, y luego se calculan respectivamente las medias diaria, mensual y anual. El nivel de detección inferior para la monitorización continua de este parámetro es de 1-2 mg/Nm³.

Para cada instalación se muestra la técnica de eliminación de HCl instalada. Las técnicas empleadas son:

- enfriamiento de choque inicial de los gases de combustión;
- uso de un lavador húmedo (inyección de compuestos a base de cal en agua) con evaporación subsiguiente del agua del lavador;
- uso de un lavador húmedo con descarga subsiguiente del agua de lavado tratada;
- uso de un lavador seco o semihúmedo con inyección de compuestos a base de cal en agua;
- inyección de NaHCO₃.

La mayor parte del HCl en los gases de combustión crudos de la incineración de residuos peligrosos se origina en compuestos orgánicos clorados, aunque también viene de sales inorgánicas como NaCl.

A las temperaturas alcanzadas durante la incineración, es importante considerar el equilibrio de Deacon:



Durante la combustión de residuos que contienen hidrocarburos, el equilibrio se desplaza al lado izquierdo de la ecuación, debido al hecho de que durante la combustión se forma un exceso de H_2O y, debido a ello, hay cloro presente en forma de HCl en el gas de combustión. Esto no es así cuando se incinera un residuo con bajo contenido en hidrógeno, como PCB, y el equilibrio se desplaza hacia la derecha de la ecuación, lo que significa que se forma una mezcla de HCl y Cl_2 . En este caso, la limpieza del gas de combustión debe adaptarse para la descloración de los gases de combustión.

Conclusiones generales del gráfico:

- el 90 % de las instalaciones operan por debajo de 2 mg/Nm^3 ;
- este dato no revela ninguna relación clara entre técnica y niveles de emisión medios anuales;
- para las otras tres instalaciones, las emisiones son 8, 4 y 3 mg/Nm^3 respectivamente.

SO_2

En el gráfico siguiente se muestran los valores medios anuales de SO_2 para todas las instalaciones. Se dan como:

- concentraciones medias de SO_2 en mg/Nm^3 , 11 % O_2 , seco y condiciones normales;
- flujo en masa medio de SO_2 en g/t de residuos incinerados.

Los datos son resultado de la medición continua de este parámetro en los gases de combustión. Los puntos de medición individuales, en general, son integrados a lo largo de media hora, y luego se calculan respectivamente las medias diaria, mensual y anual. El nivel de detección inferior, para la monitorización continua de este parámetro, es de $1\text{-}5 \text{ mg/Nm}^3$.

Para cada instalación, se muestra la técnica instalada de eliminación de emisiones de SO_2 . En este caso, se aplica:

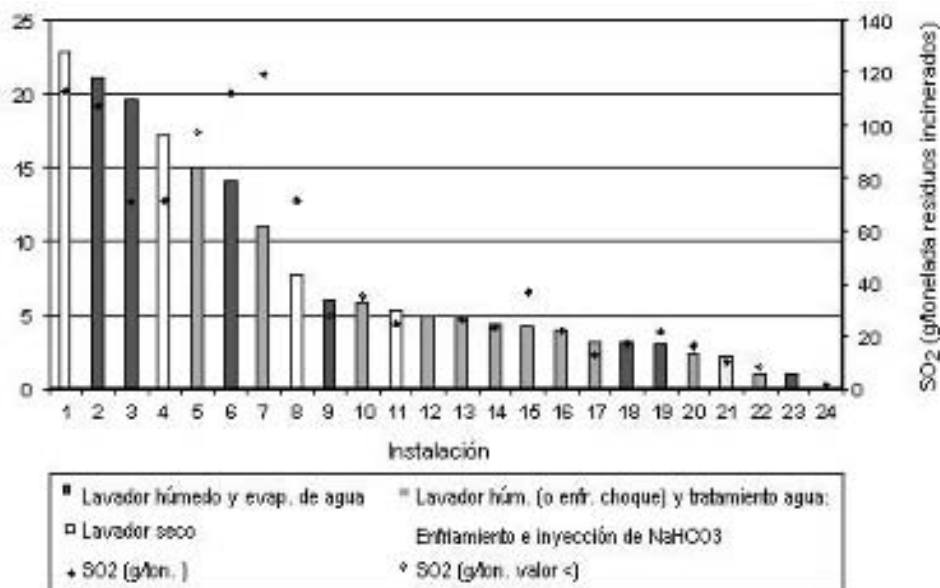
- enfriamiento de choque inicial de los gases de combustión;
- un lavador húmedo (inyección de compuestos a base de cal en agua) y posteriormente la evaporación del agua del lavador;
- un lavador húmedo y vertido subsiguiente del agua de lavado tratada;
- un lavador seco o semihúmedo (inyección de compuestos a base de cal en agua);
- inyección de NaHCO_3 en el canal de transporte del gas de combustión.

La formación de SO_2 en procesos de incineración se origina en los compuestos de S contenidos en los residuos incinerados, mediante la reacción:



Hay una relación lineal directa entre la cantidad de SO_2 en los gases de combustión crudos y la cantidad de azufre en los residuos incinerados. La mayoría de compuestos que contienen azufre, también inorgánicos, se degradan durante la combustión y acaban en el gas de combustión crudo en forma de SO_2 .

Figura 3.4. Gráfico de emisiones medias anuales de dióxido de azufre a la atmósfera y técnica de eliminación aplicada en IRP europeas. [41, EURITS, 2002]



Conclusiones generales del gráfico:

- 90 % de instalaciones operan por debajo de 20 mg/Nm³;
- los sistemas secos dan resultados del orden de 5-23 mg/Nm³, con un valor medio de aprox. 12 mg/Nm³. Se reporta que la eliminación de SO_x es mejor con sistemas secos de bicarbonato sódico seco que con sistemas secos de cal [74, TWGComments, 2004];
- los sistemas húmedos dan resultados del orden de 2-22 mg/Nm³, con un valor medio de aprox. 4 mg/Nm³;
- alrededor del 50 % de las instalaciones operan por debajo de 5 mg/Nm³, que está cerca del valor inferior de detección para la monitorización continua de este parámetro;

- para las otras dos instalaciones, las emisiones son respectivamente 23 y 21 mg/Nm³.

Mercurio

En el gráfico 3.5 se indican los valores medios anuales de emisión de mercurio para todas las instalaciones. Se indican como:

- la concentración media de mercurio en mg/Nm³, 11 % O₂, seco y condiciones normales;
- el flujo en masa medio de mercurio en g/t de residuos incinerados.

Los datos de ocho instalaciones son resultado de la medición continua, de este parámetro, en los gases de combustión. Los puntos de medición individuales, en general, son integrados a lo largo de media hora y luego se calculan respectivamente las medias diaria, mensual y anual. El nivel de detección inferior para la monitorización continua de este parámetro es de 1-2 µg/Nm³.

Todas estas instalaciones monitorizadas continuamente tienen niveles de emisiones medias anuales de 5 µg/Nm³.

Los datos de las otras instalaciones se obtienen mediante mediciones periódicas discontinuas de Hg, que van desde dos veces al mes a dos veces al año. El nivel inferior de detección analítica para este método es 1 µg/Nm³.

Para cada instalación se muestra la técnica de eliminación de mercurio instalada. En este caso se aplica:

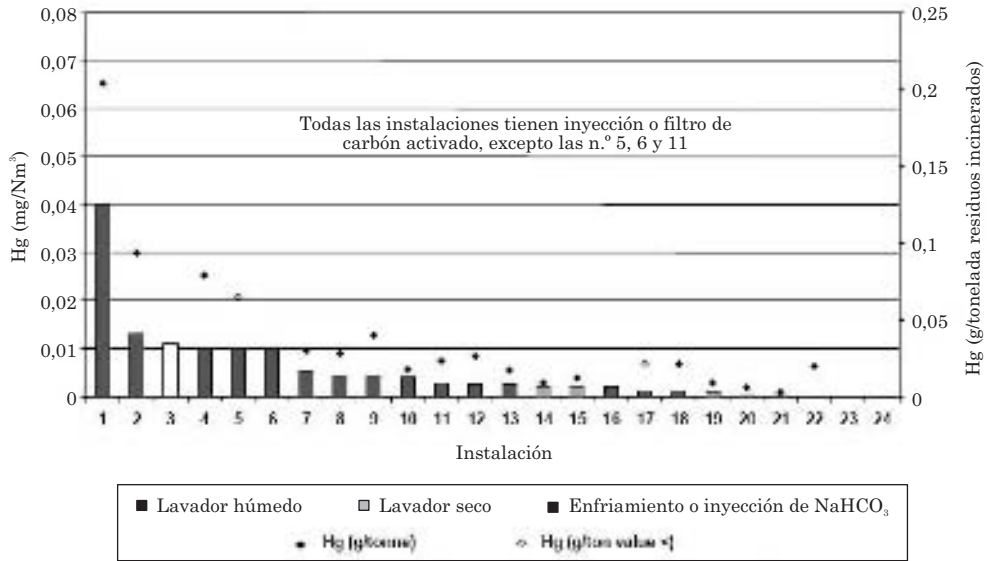
- un sistema de lavador húmedo (cuanto menor es el pH del agua de lavado, mayor es la eficacia de eliminación de Hg);
- inyección de carbón activado (o un reactivo alternativo, como coque de lignito);
- un filtro de carbón activado estático (o un reactivo alternativo, como coque de lignito).

En el gráfico, la disponibilidad de inyección de carbón activado o la presencia de un filtro de carbón activado no se menciona, ya que todas las instalaciones disponen de estos equipos, excepto las instalaciones número 5, 6 y 11.

El mercurio en los gases de combustión se origina en la incineración de residuos que contienen mercurio. Hay una relación lineal directa entre la cantidad de mercurio en los gases de combustión crudos y la cantidad de mercurio en el residuo. Para una instalación equipada con lavador húmedo de gases y un filtro de carbón activado, se calcula que la entrada total de mercurio, a través de los residuos incinerados, asciende a 1000 kg/año para una instalación con una capacidad de incineración de 50000 t/año. Teniendo en cuenta un caudal máximo de emisión anual de Hg a través de los gases de combustión de menos de 1,25 kg/año, esto significa una eficiencia total de eliminación del 99,99 %.

Las instalaciones con una entrada elevada continua o temporal de Hg pueden agregar reactivos que contengan azufre en el sistema lavador húmedo para aumentar la eficacia de eliminación de Hg. Por consiguiente, es importante examinar los residuos a incinerar para saber si contienen Hg.

Figura 3.5. Gráfico de emisiones medias anuales de Hg a la atmósfera y técnica de eliminación aplicada en IRP europeos. [41, EURITS, 2002]



Conclusiones generales del gráfico:

- 90 % de las instalaciones operan por debajo de 0,01 mg/Nm³;
- para las otras instalaciones, las emisiones son 0,06, 0,04 y 0,013 mg/Nm³ respectivamente.

Aunque no se muestra en estos resultados, la experiencia práctica es que el tipo de carbón activado (características físicas e impregnación del carbón) influye sobre la eficacia de eliminación de Hg.

Otros metales: Suma de As, Sb, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn

En el gráfico siguiente se muestran las emisiones medias anuales de metales para todas las instalaciones. Estos valores se indican como:

- la concentración media de la suma de los metales en mg/Nm³, 11 % O₂, seco y condiciones normales;
- el flujo en masa de la suma de metales en g/t de residuos incinerados.

Para la mayoría de instalaciones, esto muestra una concentración media de dos a ocho mediciones discontinuas al año. Estas mediciones se realizan en base al Método 29 de la Agencia de Protección Medioambiental de EE.UU. (EPA).

Mas de un 60 % de las instalaciones operan por debajo de $0,2 \text{ mg/Nm}^3$.

Diferencias al reportar límites de detección:

La posible diferencia fundamental en los valores reportados es en parte debida a la forma de reportar los metales no detectados. En algunos países, estos metales se calculan como cero, mientras que en otros países se reportan los valores límite de detección de los metales.

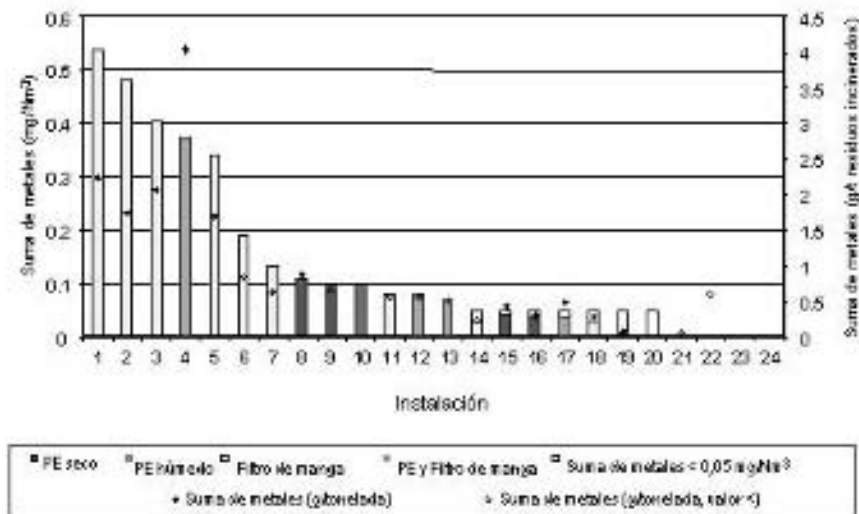
El límite de detección de los metales analizados depende de la cantidad total de muestra tomada y del tipo de metal analizado (se reportan límites de detección de hasta $0,018 \text{ mg/Nm}^3$ para algunos metales).

En otros países se reporta un valor límite de emisión ($0,001$ o $0,005 \text{ mg/Nm}^3$) para todos los metales, independientemente del tipo de metal o la cantidad de muestra tomada.

El uso del límite de detección de los metales no detectados hace que se reporte un valor mucho mayor de la suma de los diez metales.

Debido a ello, en el gráfico sólo se muestran los datos iguales o superiores a $0,05 \text{ mg/Nm}^3$, y los resultados por debajo de $0,05 \text{ mg/Nm}^3$ se indican como inferiores a $0,05 \text{ mg/Nm}^3$.

Figura 3.6. Emisiones anuales medias de otros metales a la atmósfera y técnica de eliminación aplicada en IRP europeas. [41, EURITS, 2002]



Conclusiones generales del gráfico:

- 63 % de las instalaciones operan por debajo de $0,2 \text{ mg/Nm}^3$ y para estas instalaciones no hay relación directa con la técnica de eliminación instalada;
- las otras cinco instalaciones, todas ellas equipadas con filtros de manga, tienen elevadas emisiones de metales.

Cadmio y talio

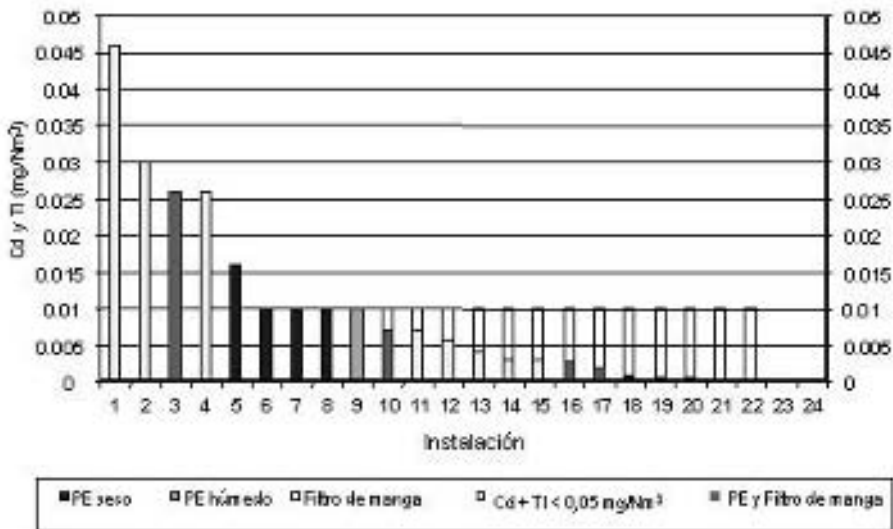
En el gráfico siguiente se indican las emisiones medias anuales de estos metales para todas las instalaciones. Estos valores se indican como:

- la concentración media de la suma de Cd y Tl en mg/Nm^3 , 11 % O_2 , seco y condiciones normales.

Para la mayoría de instalaciones, esto refleja una concentración media de dos a ocho mediciones discontinuas al año. Estas mediciones se realizan en base al Método 29 de la Agencia de Protección Medioambiental de EE.UU. (EPA).

Un 75 % de las instalaciones operan por debajo de $0,02 \text{ mg/Nm}^3$. La posible diferencia clave en los valores reportados se debe, en parte, al distinto modo de tratamiento de los metales no detectados, como se discute en el apartado sobre *otros metales* (ver apartado anterior). El uso del límite de detección de los metales no detectados produce un valor más alto de la suma de los metales reportados. Por ello, en el gráfico sólo se muestran los datos iguales o superiores

Figura 3.7. Gráfico de emisiones medias anuales de Cd y Tl a la atmósfera y técnica de eliminación aplicada en IRP europeas. [41, EURITS, 2002]

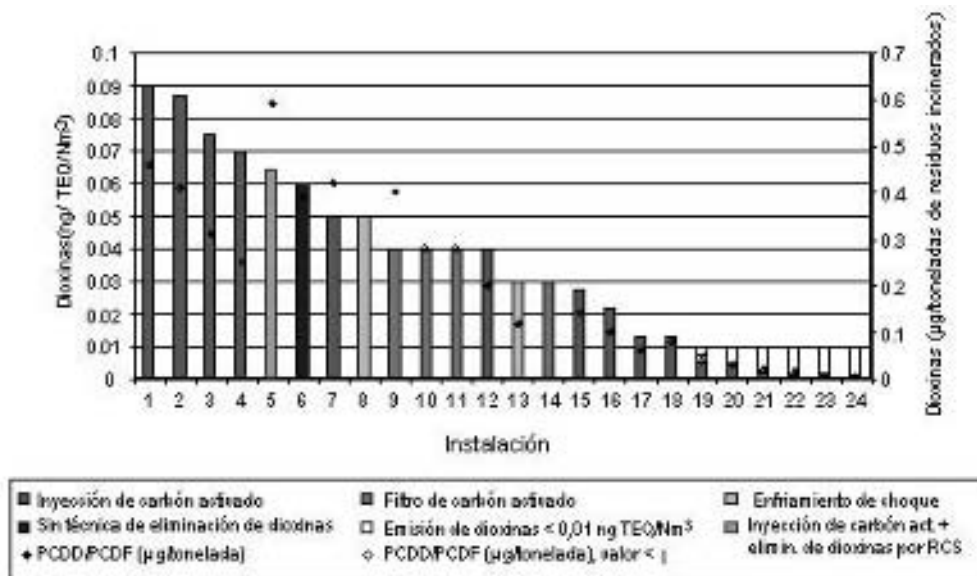


a 0,01 mg/Nm³, y los resultados por debajo de 0,01 mg/Nm³ se indican como inferiores a 0,01 mg/Nm³.

Dioxinas y furanos

En el gráfico siguiente se muestran los datos, para dibenzodioxinas policloradas (PCDD) y dibenzofuranos policlorados (PCDF), para todas las instalaciones estudiadas. Estos se dan como concentraciones medias expresadas como TEQ ng/Nm³, 11 % O₂, seco y condiciones normales. Para la mayoría de instalaciones, muestra una media de dos a cuatro mediciones discontinuas al año (basado en CEN: EN1948).

Figura 3.8. Gráfico de emisiones medias anuales de PCDD/F a la atmósfera y técnica de eliminación aplicada en IRP europeas. [41, EURITS, 2002]



Diferencias en los límites de detección:

Entre los laboratorios oficiales certificados para la determinación de dioxinas, hay gran diferencia en la forma de reportar el límite de detección alcanzable del método analítico. Va desde 0,01 a menos de 0,001 ng TEQ/Nm³, a pesar del hecho de que se siguen procedimientos de muestreo comparables (ej. método de muestreo cada 6-8 horas). Los límites de detección inferiores son reportados por laboratorios alemanes.

Aquí, sólo los datos iguales o superiores a 0,01 ng TEQ/Nm³ se muestran en el gráfico, y los resultados por debajo de 0,01 ng TEQ/Nm³ se indican como inferiores a 0,01 ng TEQ/Nm³.

La posible diferencia clave entre los valores reportados es seguramente resultado del tratamiento inconsistente de los isómeros de PCDD/PCDF no detectados, algunos de ellos calculados en el límite de detección (EN 1948, parte 3), otros calculados como cero. La influencia relativa de tal variación es función meramente del factor de equivalencia tóxica (TEF) asignado para dicho isómero.

Del gráfico no puede extraerse una conclusión específica en relación con el comportamiento de las distintas técnicas, ya que la clasificación de los resultados no está relacionada directamente con el tipo de técnica de eliminación instalada. Los bajos valores de emisión y la precisión variable de las mediciones analíticas a este nivel son factores de confusión adicionales. Los resultados de monitorización de plantas que utilizan muestreo continuo presentan niveles similares en monitorización a corto plazo.

PCB y HAP

La emisión de Bifenilos Policlorados (PCB) no siempre se monitoriza. Los datos disponibles muestran valores en su mayoría inferiores al límite de detección y que van desde $<1 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ a $<2 \text{ ng}/\text{Nm}^3$. Nuevamente, debe hacerse un comentario crítico sobre la variabilidad de los límites de detección reportados de los métodos de medición.

La emisión de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP) no siempre se monitoriza. Los datos disponibles muestran valores que van desde $<1 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ a $<0,1 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$. Nuevamente, debe hacerse un comentario crítico sobre la variabilidad de los límites de detección reportados de los métodos de medición.

Monóxido de carbono

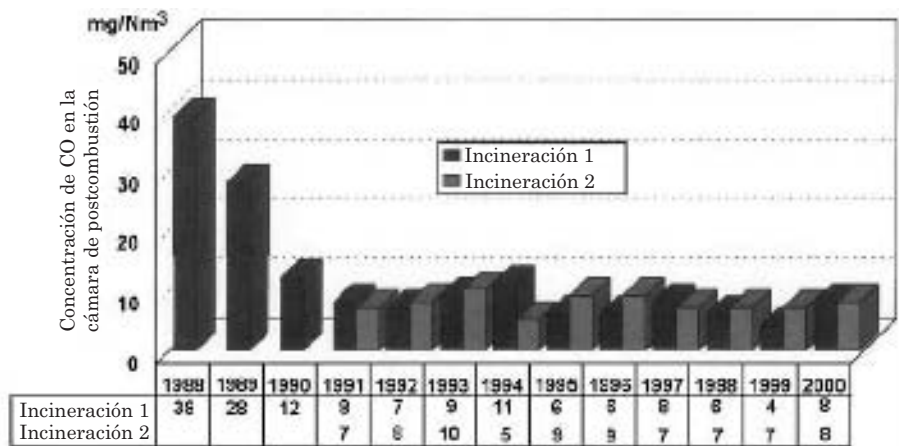
La eficacia de combustión viene definida en parte por los niveles de CO, que también indican la formación de otros Productos de Combustión Incompleta (PCI).

Los valores medios anuales para todas las instalaciones estudiadas, obtenidos como resultado de mediciones continuas, varían entre 3 y $26 \text{ mg}/\text{Nm}^3$.

El CO es un parámetro típico con una baja emisión de base, pero que periódicamente muestra fuertes picos de emisiones, debido a variaciones repentinas en las condiciones de combustión locales (ej. variaciones en la temperatura de partes del horno). La monitorización y control de estos picos de emisiones es un importante aspecto del funcionamiento diario de una incineradora. Con el pretratamiento de los residuos en bidones y la homogeneización de la alimentación de residuos es posible reducir los picos de CO.

La Figura 3.9 siguiente muestra la reducción alcanzada en una IRP tras la introducción de trituración de bidones y otras técnicas de mezcla de los residuos a incinerar (técnica descrita en la Sección 2.2.2.4 y la Figura 2.2):

Figura 3.9. Reducciones en las emisiones de CO alcanzadas tras la introducción de técnicas de pretratamiento en una incineradora de residuos peligrosos. [20, EKOKEM, 2002]



3.3. Emisiones al agua

3.3.1. Volúmenes de agua residual del tratamiento de gases de combustión

[1, UBA, 2001]

El agua se utiliza en la incineración de residuos con diversos fines. Los sistemas húmedos de limpieza de gases de combustión originan agua residual, mientras que los sistemas semihúmedos y secos generalmente no. En algunos casos, el agua residual de sistemas húmedos se evapora, y en otros se trata y se vierte.

La Tabla 3.23 muestra ejemplos de las cantidades típicas de agua de lavado derivada de la limpieza de los gases de combustión de plantas incineradoras de residuos.

Tabla 3.23. Valores típicos de la cantidad de agua de lavado derivada de TGC en plantas incineradoras de residuos con bajo contenido de cloro. [1, UBA, 2001]

Tipo de planta y capacidad	Tipo de limpieza de gases de combustión	Cantidad aprox. de agua residual (m³/tonelada residuos)
Incineradora de residuos urbanos con una capacidad de 250000 t/año	2 etapas, con lechada de cal	0,15 (valor nominal)
Incineradora de residuos urbanos con una capacidad de 250000 t/año	2 etapas, con hidróxido sódico (antes de condensación)	0,3 (valor operativo)
Incineradora de residuos peligrosos con una capacidad de 60000 t/año	2 etapas, con lechada de cal	0,15 (media anual)
Incineradora de residuos peligrosos con una capacidad de 30000 t/año	2 etapas, con hidróxido sódico	0,2 (media anual)

3.3.2. Otras fuentes potenciales de aguas residuales de plantas de incineración

[1, UBA, 2001]

Además del agua residual de la limpieza del gas de combustión, también pueden generarse aguas residuales de una serie de otras fuentes. Las variaciones regionales en las precipitaciones de lluvia pueden tener un importante efecto. Debido principalmente a diferencias en el diseño de las instalaciones, no todas estas corrientes de aguas residuales se generan en todas las plantas; las aquí indicadas son las corrientes que pueden generarse.

Tabla 3.24. Otras posibles fuentes de aguas residuales, y sus cantidades aproximadas, de plantas incineradoras. [1, UBA, 2001]

Agua residual	Cantidad aproximada	Aparición
Condensados en chimenea tras lavado húmedo	<ul style="list-style-type: none"> • 20 m³/d • 6600 m³/año 	(c) continua
Eliminación/disminución húmeda de cenizas	<ul style="list-style-type: none"> • 5 m³/d • 1650 m³/año 	c
Flujo de agua reversible del intercambiador iónico	<ul style="list-style-type: none"> • 1 m³/4 semanas • 120 m³/año 	(d) discontinua
Agua de caldera	<ul style="list-style-type: none"> • 500 m³/año 	d
Agua de la limpieza de los recipientes de almacenaje	<ul style="list-style-type: none"> • 800 m³/año 	d
Otra agua de limpieza	<ul style="list-style-type: none"> • 300 m³/año 	d
Agua de lluvia contaminada	<ul style="list-style-type: none"> • 200 m³/año (Alemania) 	d
Agua de laboratorio	<ul style="list-style-type: none"> • 200 m³/año 	d

Datos calculados en base a 330 días de funcionamiento al año

3.3.3. Instalaciones sin emisiones de agua de proceso

[1, UBA, 2001]

En algunas plantas de incineración, el agua derivada del lavado húmedo de gases se evapora en el proceso de incineración usando un secador por atomización. Esto puede eliminar la necesidad de emisiones de efluentes del proceso.

En tales casos, el agua residual se trata generalmente en una Planta de Tratamiento de Efluentes (PTE) antes de su alimentación al secador por atomización. El tratamiento en la PTE puede ayudar a evitar la recirculación y acumulación de algunas sustancias. La recirculación de Hg es particularmente preocupante, y normalmente se agregan reactivos específicos para disponer de un medio de eliminación del Hg del sistema.

Puede recuperarse sal (NaCl) del efluente tratado para posibles usos industriales, o puede recogerse en los residuos del TGC.

3.3.4. Plantas con tratamiento fisicoquímico de aguas residuales

[1, UBA, 2001]

El tratamiento del agua residual de la limpieza de gases de combustión, en las plantas incineradoras, no es fundamentalmente distinto del tratamiento de aguas residuales de otros procesos industriales.

El agua residual de plantas de incineración de residuos urbanos contiene básicamente las siguientes sustancias que requieren tratamiento:

- metales pesados, incluido mercurio;
- sales inorgánicas (cloruros, sulfatos, etc.);
- compuestos orgánicos (fenoles, PCDD/PCDF).

La Tabla 3.25 muestra los niveles de contaminación típicos del agua residual de las instalaciones de limpieza de gases de combustión en incineradoras de residuos urbanos y de residuos peligrosos *antes* del tratamiento de aguas residuales.

Tabla 3.25. Contaminación típica del agua residual de las instalaciones de TGC de plantas incineradoras antes de tratamiento. [1, UBA, 2001]

Parámetro	Incineración de residuos urbanos			Incineración de residuos peligrosos en plantas comerciales normales		
	Mínimo	Máximo	Media	Mínimo	Máximo	Media
pH	<1		n/a	<i>Sin datos</i>	<i>Sin datos</i>	n/a
Conductividad (°S)		>20000		<i>Sin datos</i>	<i>Sin datos</i>	
DQO mg/l)	140	390	260	<i>Sin datos</i>	<i>Sin datos</i>	22
TOC mg/l)	47	105	73	<i>Sin datos</i>	<i>Sin datos</i>	
Sulfatos mg/l)	1200	20000	4547	615	4056	
Cloruros mg/l)	85000	180000	115000	<i>Sin datos</i>	<i>Sin datos</i>	
Fluoruros mg/l)	6	170	25	7	48	
Hg (µg/l)	1030	19025	6167	0,6	10	
Pb mg/l)	0,05	0,92	0,25	0,01	0,68	
Cu mg/l)	0,05	0,20	0,10	0,002	0,5	
Zn mg/l)	0,39	2,01	0,69	0,03	3,7	
Cr mg/l)	<0,05	0,73	0,17	0,1	0,5	
Ni mg/l)	0,05	0,54	0,24	0,04	0,5	
Cd mg/l)	<0,005	0,020	0,008	0,0009	0,5	
PCDD/PCDF (ng/l)	<i>Sin datos</i>	<i>Sin datos</i>	<i>Sin datos</i>	<i>Sin datos</i>	<i>Sin datos</i>	<i>Sin datos</i>

Las Tablas 3.26 y 3.27 siguientes muestran:

- La Tabla 3.26 indica las emisiones específicas anuales a aguas superficiales y/o alcantarillado de diversas incineradoras de residuos en Holanda en 1999.

Tabla 3.26. Emisiones a las aguas superficiales y alcantarillado de incineradoras de residuos holandesas en 1999.
[2. infomil, 2002]

Instalación		Incine- rado	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Zn	Cloru- ros	Sulfa- tos	DQO	N-Kjel- dahl
		(kt/año)	(mg/t)	(mg/t)	(mg/t)	(mg/t)	(mg/t)	(mg/t)	(mg/t)	(mg/t)	(g/t)	(g/t)	(g/t)	(g/t)
Incineración de Residuos Urbanos														
		171	23,2	9,1	17	115	3,04	72	39,9	552	4990	2070	298	46
	AVR Rotterdam	386	0,5	0,3	5	6	0,10	9	8,6	4	n/a	n/a	15	1
	AVR-Botlek	1106	0,6	2,7	2	4	0,72	5	2,1	20	n/a	n/a	34	4
	AVR AVIRA	301	0,0	2,0	2	6	0,07	2	1,6	26		0	133	10
	AVI Roosendal	55	4,4	0,1	7	62	0,02	16	4,9	45	0	0	24	1
	ARN	250	3,7	1,3	43	25	0,71	23	44,4	181	708	111	207	131
	AVI Amsterdam	789	0,0	0,0	0	0	0	0	0	0		0	0	0
	AVI Noord-	452	0,1	0,1	1	3	0,02	4	0,4	27	1	n/a	n/a	n/a
	AVI Wijster	433	23,1	0,0	30	58	0,16	53	36,9	226	335	84	380	44
	AZN	603	0,2	0,2	0	2	0,17	0	0,3	23	4602	254	18	4
	AVI Twente	285	n/a	0,0	0	0	n/a	0	0,0	1	2	n/a	12	1
Incineración de Residuos Peligrosos														
	AVR-Chemie DTs	44	4,6	4,6	14	25	6,84	23	18,3	228	n/a	n/a	319	26
Incineración de Residuos Clínicos														
	ZAVIN	7	191,1	632,1	658	2694	4391,27	11676	459,0	72832	n/a	n/a	658	16
Incineración de Lodos de Alcantarillado														
	DRSH	368	21,4	3,5	5	79	5,97	15	3,0	92	1561	4560	1829	n/a
	SNB	406	5,8	0,6	18	17	1,23	8	12,3	51	725	31	816	768
	V.I.T.	89	1,9	1,5	3	14	0,51	19	6,0	56	n/a	56083	155	30

Tabla 3.27. Calidad del agua residual (después de tratamiento con Trimercaptotriazina). Comparación entre aguas residuales crudas y tratadas y diversas normas. [52, Reimann, 2002]

Contami- nante	Agua residual																			
	Valores limite			Entrada			Efluente tratado (Trimercaptotriazina 150 ml/m³)			Entrada			Efluente tratado (Trimercaptotriazina 55 ml/m³)							
				Lavador primario 289 l/t residuos de entrada			Lavador secundario 55 l/t residuos de entrada			Lavador secundario 55 l/t residuos de entrada			Lavador secundario 55 l/t residuos de entrada							
				Rango	Media	Dir. CE 2000/76	Min.	Máx.	mg/l	Rango	Media	Min.	Máx.	mg/l	Rango	Media	Min.	Máx.	mg/l	Media
pH																				
Sólidos en susp.	95 % 100 %	30 45																		
Hg		0,03	0,03	1,8	5,7	3,6	<0,001	0,013	0,01	0,04	1,42	0,82	<0,001	0,013	<0,003					
Cd		0,05	0,05	<0,01	0,76	0,45	<0,01	<0,01	<0,01	0,1	0,62	0,37	<0,01	0,02	<0,01					
Tl		0,05	0,05	<0,01	0,03	0,028	<0,01	0,013	<0,01	<0,01	0,02	0,016	<0,01	0,023	<0,013					
As		0,15	0,15	<0,03	0,1	0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,08	0,06	<0,03	<0,10	<0,04					
Pb		0,1	0,2	1,2	24	8,8	0,03	1,2	0,13	0,7	9,2	3,5	<0,05	1,4 (2)	<0,11					
Cr		0,5	0,5	0,46	1,3	0,7	<0,02	<0,02	<0,02	0,02	0,14	0,06	<0,02	0,03	<0,02					
Cu		0,5	0,5	1,9	29	8,6	0,1	0,32	0,23	0,81	3,1	1,4	0,02	0,79 (3)	0,10					
Ni		0,5	0,5	1,9	4,5	2,5	0,23	0,64	0,41	0,02	0,13	0,08	<0,02	0,83 (4)	<0,20					
Zn		1,0	1,5	4,1	67	24	0,17	0,25	0,22	6,9	36	17	0,01	1,7 (5)	0,19					
Dioxinas	ng/l	0,3	0,3	En líquidos									<0,01						<0,01	
Dioxinas	ng/l			En sólidos									15,9						0,32	

Notas:
1. 1 en exceso de 24 mediciones en 2001
2. 5 en exceso de 104 mediciones 0,18-0,27 (1 x 1,4) mg/l en 2001
3. 2 en exceso de 104 mediciones 0,66 y 0,79 mg/l en 2001
4. 3 en exceso de 104 mediciones 0,57-0,83 mg/l en 2001
5. 1 en exceso de 104 mediciones en 2001

- La Tabla 3.27 muestra el impacto del tratamiento de aguas residuales en el efluente de una IRSU y ofrece una comparación de este comportamiento con diversos estándares.

3.3.5. Plantas incineradoras de residuos peligrosos-datos del estudio europeo

[EURITS, 2002 #41]

Los datos de esta sección describen las emisiones al agua derivadas de las corrientes de aguas residuales del tratamiento de gases de combustión. Los datos están tomados de un estudio de incineradoras comerciales de residuos peligrosos, reportado en [EURITS, 2002 #41].

3.3.5.1. PERSPECTIVA GENERAL DE LAS EMISIONES AL AGUA DE IRP EUROPEAS

En la Tabla 3.28 se presenta un resumen de las concentraciones medias anuales mínimas y máximas para las distintas instalaciones.

Tabla 3.28. Rango medio anual de las concentraciones de las emisiones al agua después de tratamiento, de las incineradoras comerciales de residuos peligrosos que descargan agua residual. [EURITS, 2002 #41]

Parámetros todos en mg/l (si no se indica lo contrario)	Media anual	
	Mínimo	Máximo
Sólidos en suspensión	3	60
DQO	<50	<250
Cd	0,0008	0,02
Tl	0,01	0,05
Hg	0,0004	0,009
Sb	0,005	0,85
As	0,0012	0,05
Pb	0,001	0,1
Cr	0,001	0,1
Co	<0,005	<0,05
Cu	0,01	0,21
Mn	0,02	0,2
Ni	0,004	0,11
V	<0,03	0,5
Sn	<0,02	<0,5
Zn	<0,02	0,3
Cl ⁻	3000	72000
SO ₄ ²⁻	300	1404
Dioxinas (ng TEQ/l)	0,0002	<0,05
Caudal agua (l/kg residuos)	0,2	20

La concentración de la mayoría de parámetros varía mucho entre las distintas instalaciones, al igual que el caudal de agua (expresado en litros por kilogramo de residuos incinerados).

La Tabla 3.29 siguiente muestra las emisiones al agua como el flujo en masa de estos componentes en mg/kg de entrada de residuos:

Tabla 3.29. Flujos en masa de las emisiones al agua de IRP comerciales estudiadas en Europa. [EURITS, 2002 #41]

Parámetros	Mg/kg residuos incinerados	
	Mínimo	Máximo
Sólidos en suspensión	2,4	325
DQO	76,5	1040
Cd	0,001	0,16
Hg	0,00048	0,112
Sb	0,0325	0,72
As	0,001	0,325
Pb	0,0084	0,65
Cr	0,0024	2
Co	0,045	0,325
Cu	0,0085	4,2
Mn	0,023	1
Ni	0,0042	2
V	0,325	0,6
Sn	0,09	0,565
Zn	0,0226	1,95
Cl	4520	60000
SO ₄ ²	240	6572

3.3.5.2. VISIÓN GENERAL DE LOS PARÁMETROS DE LAS EMISIONES AL AGUA DE IRP EUROPEAS

Sólidos en suspensión

En el gráfico 3.10 se indican los valores medios anuales de sólidos en suspensión emitidos para todas las instalaciones, en mg/l efluente.

Para cada instalación se muestra el tipo de técnicas de tratamiento de aguas residuales para sólidos en suspensión; éstas son:

- el uso de un filtro de arena;

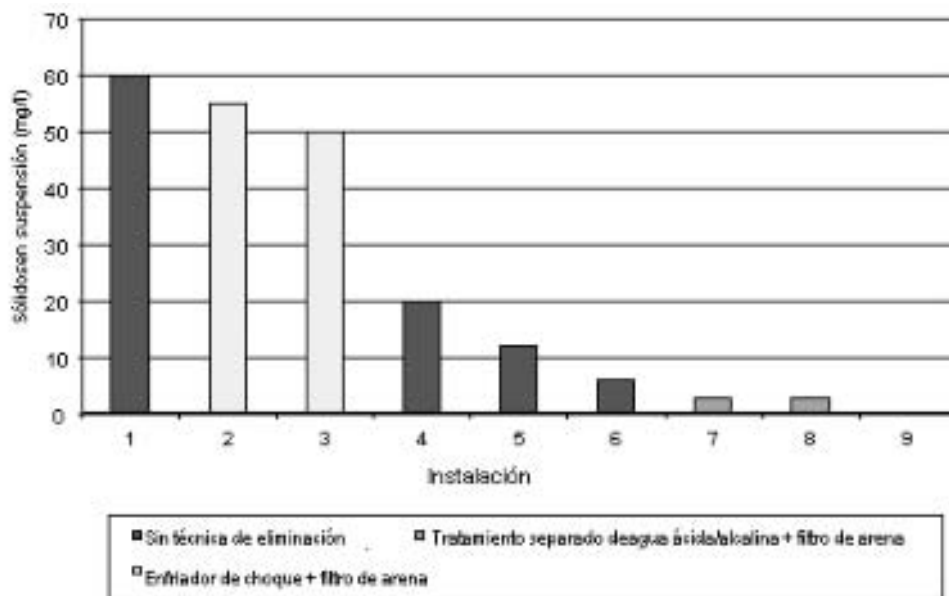
- el tratamiento separado de las aguas de lavadores ácidos y alcalinos: en este caso, no se aplica precipitación forzada ni postprecipitación de CaSO_4 , y se evacúan mayores cargas de sulfatos;
- no hay paso adicional de tratamiento de aguas.

En el gráfico de metales pesados (Figura 3.6) puede observarse que estos metales son sólo un componente marginal de los sólidos en suspensión.

En cuanto al origen de los sólidos en suspensión residuales en el efluente descargado, pueden darse tres escenarios:

- fracciones residuales de los compuestos precipitados que no hayan sido eliminadas por decantación o filtración;
- cuando se utilizan aguas subterráneas que contienen Fe(II) en la limpieza del gas de combustión, puede producirse una oxidación lenta de Fe(II) a Fe(III) y precipitación subsiguiente de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ en sólidos suspendidos cuyo tiempo de residencia en la planta de tratamiento de aguas residuales sea más corto que el tiempo que necesita la reacción para completarse;
- en otros casos, el sólido en suspensión puede tener su origen en reacciones de postprecipitación de sulfatos y carbonatos con Ca^{2+} presente en el efluente o en otras corrientes de agua que entran en contacto con el efluente antes de su vertido, cuando el tiempo de residencia es más corto que el tiempo que necesita la reacción para completarse.

Figura 3.10. Gráfico de vertido medio anual de sólidos en suspensión al agua y técnica de eliminación aplicada en IRP europeas. [EURITS, 2002 #41]



Conclusiones generales del gráfico:

- todas las instalaciones operan por debajo de 60 mg/l;
- las instalaciones que tienen tratamientos separados para las aguas de lavado ácidas y alcalinas consiguen las emisiones más bajas de sólidos en suspensión (3 mg/l).

Mercurio

En el gráfico siguiente se indican los valores medios anuales de mercurio para todas las instalaciones, como:

- la concentración media en mg/l de muestras representativas de 24 horas para descarga continua (90 % de instalaciones) o para muestras representativas discontinuas para descarga discontinua (10 % de instalaciones);
- el percentil 95 en mg/l, si hay disponibles valores diarios o varios valores a la semana;
- el percentil 99 en mg/l, si hay disponibles valores diarios o varios valores a la semana.

Para cinco de las corrientes de aguas residuales, el Hg se mide diariamente (o varias veces por semana), y para cuatro instalaciones los datos se obtienen semanal o mensualmente. Puede concluirse que los datos del gráfico son representativos de todo un año de funcionamiento.

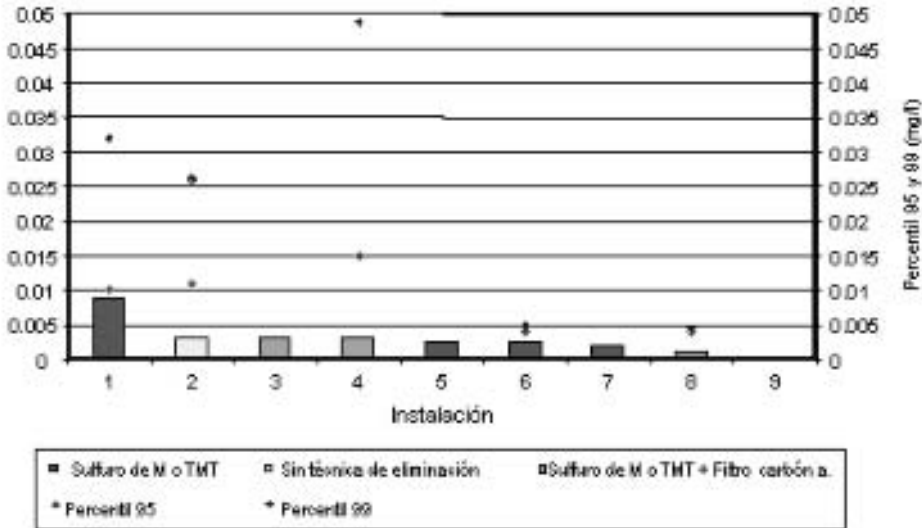
Para cada instalación se muestra el tipo de técnica de tratamiento de aguas residuales, en la medida en que tiene influencia en las emisiones de mercurio. En este caso, hay:

- la precipitación de mercurio como compuesto de sulfuro o trimercaptotriazina de mercurio;
- la precipitación como sulfuro de mercurio y posteriormente el uso de un filtro de carbón activado;
- no hay paso adicional de tratamiento de agua.

El mercurio en el efluente tiene su origen, por supuesto, en el mercurio contenido en los residuos incinerados. Es práctica común que las incineradoras apliquen un límite de entrada de mercurio a lo largo de un periodo de tiempo.

Para una instalación equipada con lavador húmedo de gases de combustión, se calcula que la entrada total de mercurio a través de los residuos incinerados asciende a 2000 kg/año para una instalación con una capacidad de incineración de 100000 t/año. Teniendo en cuenta un flujo máximo anual de Hg emitido a través de las aguas residuales de menos de 4 kg/año, puede alcanzarse una eficacia de eliminación superior al 99,8 % en base a la precipitación con trimercaptotriazina y la subsiguiente eliminación eficiente del precipitado.

Figura 3.11. Gráfico de vertidos medios anuales de mercurio al agua y técnica de eliminación aplicada en IRP europeas. [EURITS, 2002 #41]



Conclusiones generales del gráfico:

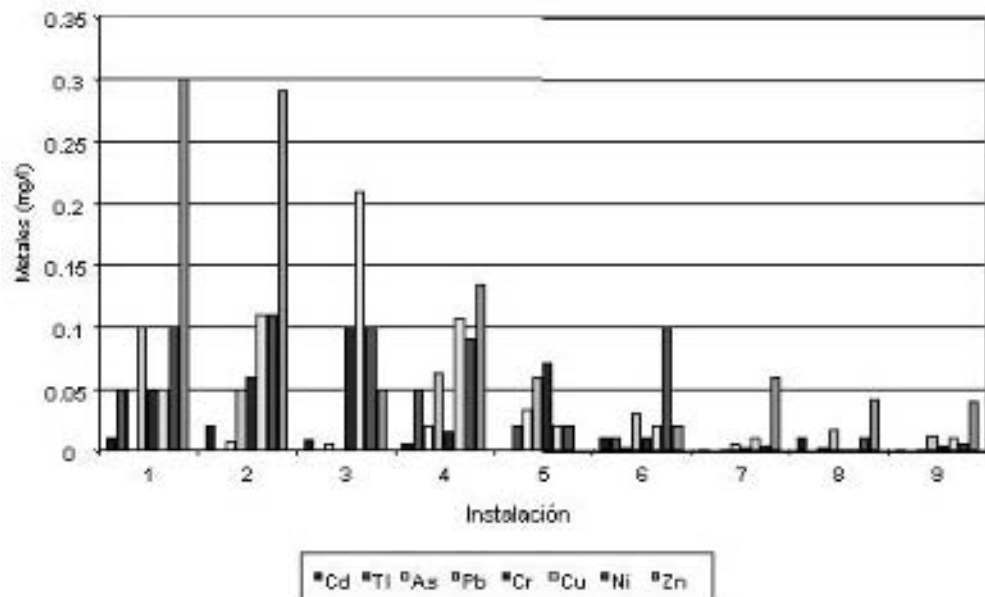
- todas las instalaciones operan por debajo de 0,01 mg/l;
- los percentiles 95 y 99 varían de una instalación a otra:
 - en tres casos se detectan picos ocasionales de Hg (media <P95 <P99) que pueden ascender a 50 µg/l e incluso más; el motivo de ello son situaciones inesperadas, como un aumento inesperado del mercurio en los residuos a incinerar o fallos en la instalación de tratamiento
 - en dos casos no se detectan picos (P99= P95 = media); el motivo de ello es, en un caso, que las descargas se realizan periódicamente y no continuamente, y en el otro caso el hecho de que no hay Hg presente en el agua cruda del lavador alcalino.
- no hay relación directa visible entre la técnica de eliminación y la emisión media anual de mercurio.

Emisiones de metales

En el gráfico siguiente se indican las emisiones medias anuales de metales para todas las instalaciones, como:

- la concentración media en mg/l de muestras representativas de 24 horas para vertido continuo (90 % de instalaciones) o para muestras representativas discontinuas para vertido discontinuo (10 % de instalaciones);

Figura 3.12. Gráfico de vertido medio anual de varios metales al agua en IRP europeos. [EURITS, 2002 #41]



- el percentil 95 en mg/l, si hay disponibles valores diarios o varios valores a la semana;
- el percentil 99 en mg/l, si hay disponibles valores diarios o varios valores a la semana.

La técnica de tratamiento de aguas residuales, utilizada para reducir las emisiones de metales, consiste en la precipitación de los metales como hidróxidos y/o sulfuros. Se utilizan agentes floculantes para optimizar la precipitación.

Conclusiones generales del gráfico:

- casi todas las emisiones de metales individuales estén por debajo de 0,1 mg/l;
- sólo se registran valores superiores para Zn y Cu en casos específicos.

En los siguientes gráficos se ofrece un resumen más detallado por parámetros, con valores de percentil 95 y 99. En estos gráficos puede observarse que, en algunos casos, a veces se registran valores más altos.

Figura 3.13. Gráfico de vertido medio anual de arsénico al agua en IRP europeas.
[EURITS, 2002 #41]

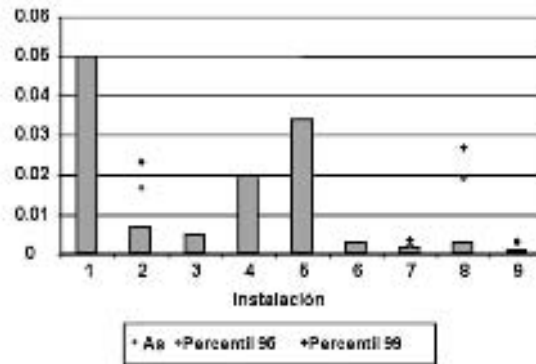


Figura 3.14. Gráfico de vertido medio anual de plomo al agua en IRP europeas.
[EURITS, 2002 #41]

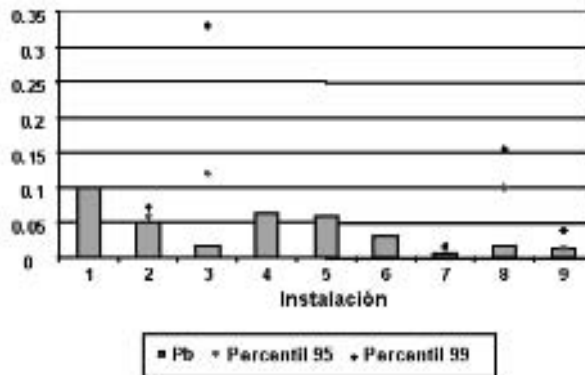


Figura 3.15. Gráfico de vertido medio anual de cadmio al agua en IRP europeas.
[EURITS, 2002 #41]

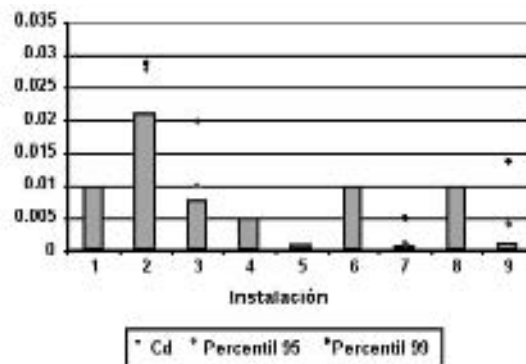


Figura 3.16. Gráfico de vertido medio anual de cromo al agua en IRP europeas.
[EURITS, 2002 #41]

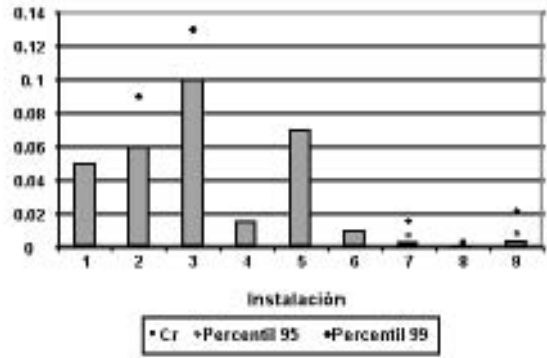


Figura 3.17. Gráfico de vertido medio anual de cobre al agua en IRP europeas.
[EURITS, 2002 #41]

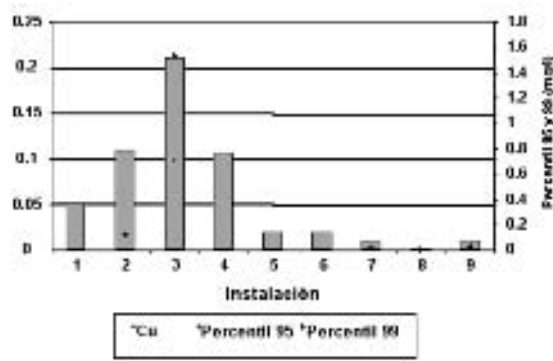


Figura 3.18. Gráfico de vertido medio anual de níquel al agua en IRP europeas.
[EURITS, 2002 #41]

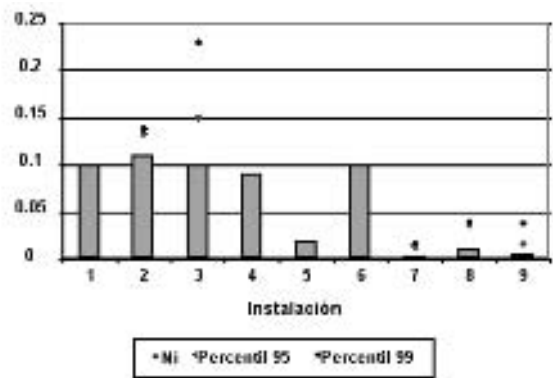
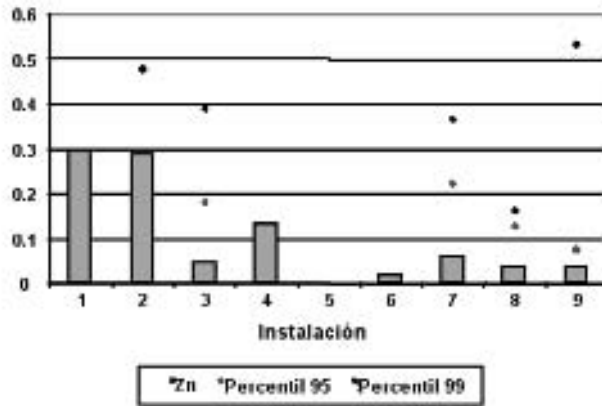


Figura 3.19. Gráfico de vertido medio anual de zinc al agua en IRP europeas.
[EURITS, 2002 #41]



Contenido de cloruros y sulfatos

[EURITS, 2002 #41] La cantidad de **cloruros** en el efluente presenta una relación lineal con la cantidad de cloro presente en la entrada a la incineradora. La mayoría de incineradoras vierten sus aguas residuales en el mar o cerca del mismo. Se indica una concentración de 3-72 g/l de efluente.

Una de las instalaciones estudiadas vierte el efluente que contiene sal en el agua dulce de un río.

El contenido de **sulfatos** en el efluente es controlado, por la mayor parte de instalaciones, mediante la precipitación parcial de yeso, de modo que la concentración vertida de SO_4^{2-} esté entre 1 y 2 g/l.

Hay una instalación que trata separadamente las aguas de lavado ácido y alcalino, sin precipitación de yeso, lo que produce una mayor carga de sulfatos, en este caso vertida al mar.

3.4. Residuos sólidos

3.4.1. Corrientes de masa de residuos sólidos en IRSU

En la Tabla 3.30 se resumen algunos datos típicos de residuos finales de plantas de incineración de residuos urbanos.

Las plantas IRSU más avanzadas producen típicamente entre 200 y 350 kg de cenizas de fondo por tonelada de residuos tratados. La mayoría de cifras publicadas incluyen los cribados de la parrilla, que sólo recientemente (y sólo en algunos

Tabla 3.30. Datos típicos sobre las cantidades de residuos finales producidos en incineradoras de residuos urbanos. [1, UBA, 2001]

Tipos de residuos	Cantidad específica (seco) (kg/t de residuos)
Escorias/cenizas (incluidos cribados de parrilla)	200-350
Polvo de la caldera y eliminación de polvo	20-40
Residuos de TGC, productos de reacción sólo:	
Sorción húmeda	8-15
Sorción semihúmeda	15-35
Sorción seca	7-45
Productos de reacción y polvo de filtro:	
Sorción húmeda	30-50
Sorción semihúmeda	40-65
Sorción seca	32-80
Carbón activado cargado	0,5-1

Nota: el residuo de sorción húmeda tiene una sequedad específica (ej. 40-50 % m.s.) [74, TWGComments, 2004]

países) se han mantenido separados de la ceniza de fondo. El flujo en masa de estos cribados depende del tipo de parrilla y de su tiempo de funcionamiento. Los cribados pueden aumentar la cantidad de materia sin quemar en la ceniza de fondo y pueden contribuir a la lixiviación de cobre. En cuanto a la reutilización de la ceniza de fondo, los materiales férreos y no férreos (ej. Al) pueden segregarse. Sin embargo, el inventario de Al metálico, que gotea a través de los huecos de la parrilla, es motivo de preocupación (ej. obstruye la parrilla). [74, TWGComments, 2004]

La producción de ceniza de caldera depende del tipo de caldera y de la cantidad de polvo originalmente liberado de la parrilla.

[Vehlow, 2002 #38] El caudal en masa de los residuos de tratamiento de gases muestra la mayor variación de todos los residuos finales. 10-12 kg/t es un valor medio para sistemas húmedos, que operan en una relación casi estequiométrica. Esta cifra incluye el lodo neutro seco (2-3 kg/t) y las sales solubles (8-9 kg/t). En sistemas de cal semihúmedos o secos, la cantidad aumenta debido a aditivos sin reaccionar, mientras que el proceso seco con bicarbonato sódico da los valores más bajos [64, TWGComments, 2003].

La Tabla 3.31 siguiente indica los flujos en masa de residuos sólidos para distintas sustancias por tonelada de RSU incinerados. Los datos que se indican son datos medios de 12 IRSU en la región de Flandes de Bélgica en 1999:

Tabla 3.31. Corrientes de residuos sólidos de IRSU, expresadas por tonelada de RSU incinerados. [64, TWGComments, 2003]

Tipo de residuo sólido	Porcentaje (%)
Ceniza de fondo	21
Ceniza volante + residuo de limpieza de gas + lodo de lavadores húmedos	4,2
Escoria recuperada de la ceniza de fondo	1,2

3.4.2. Composición y lixiviabilidad de las cenizas de fondo

Los requisitos relativos a la calidad de los residuos del proceso de incineración están incluidos en la legislación europea sobre incineración. La Directiva 2000/76/CE (art. 6.1) incluye una condición operativa que requiere que las plantas de incineración alcancen un nivel de incineración tal que, en la escoria y cenizas de fondo, la pérdida de ignición sea ≤ 5 % o el TOC sea ≤ 3 %. En plantas IRSU modernas y bien gestionadas, el TOC en las cenizas de fondo puede ser inferior al 1 % en peso. Las pruebas de combustión han demostrado que un aumento en el poder calorífico de la alimentación de residuos y las temperaturas más altas del lecho resultantes mejoran la combustión de la ceniza de fondo. [Vehlow, 2002 #38]

Las concentraciones típicas de compuestos orgánicos, en los distintos residuos sólidos, se recopilan en la Tabla 3.32. En esta tabla sólo se han usado datos de instalaciones modernas. La determinación de TOC, conforme a la norma EN 13137, también detecta como TOC el carbono elemental, que no causa problemas en los vertederos. El TOC de las cenizas de fondo incluye principalmente carbono elemental, pero en cierta medida también se encuentran compuestos orgánicos (procedentes del cribado de plásticos). Estos cubren una gama que va desde compuestos de cadena corta hasta compuestos poco volátiles como HAP o PCDD/F. Los niveles de I-TEQ detectados en las cenizas de fondo de las modernas plantas de incineración son del mismo orden de magnitud que los encontrados en algunos suelos urbanos e industriales.

Tabla 3.32. Rangos de concentraciones de compuestos orgánicos en cenizas de fondo, de caldera y de filtro. [Vehlow, 2002 #38]

Parámetro	Ceniza de fondo	Ceniza de caldera	Ceniza de filtro
PCDD/F (I-TEQ)	<0,001-0,01	0,02-0,5	0,2-10
PCB	<5-50	4-50	10-250
PCBz	<2-20	200-1000	100-4000
PCPh	<2-50	20-500	50-10000
HAP	<5-10	10-300	50-2000

Todos los valores en ng/g.

La Tabla 3.33 muestra datos de PCDD/F para 10 IRSU en Holanda a lo largo de 5 años (2000-2004):

Tabla 3.33. Concentraciones de PCDD/F en diversos residuos finales de IRSU en Holanda (datos de 2000-2004)

Residuo	Valor medio en ng/kg I-TEQ	Valor máximo en ng/kg I-TEQ	Número de muestras	Cantidad total en 2003/toneladas
Ceniza de fondo	46	46	1	1100000
Ceniza volante	2946	16900*	34	82200
Ceniza de caldera	42	86	3	2900
Sales TGC húmedo	636	5400	16	25500
Torta de filtro	17412	66000*	30	8300

* Se trata de una instalación relativamente antigua con equipo moderno de TGC que impide emisiones de dioxinas a la atmósfera. El residuo final se desecha en un vertedero de residuos peligrosos.

La Tabla 3.34 siguiente presenta datos de un estudio sobre el contenido de PCDD/F en residuos finales de plantas IRSU. Los datos excluyen los valores de pico superiores e inferiores (picos):

Tabla 3.34. Rango de concentraciones de PCDD/F en residuos finales de IRSU (excluyendo valores de pico superiores e inferiores)

Residuo	Rango de valores	Unidades
Ceniza de fondo	1-68	ng TEQ/kg materia seca
Ceniza de caldera	<40-600	ng TEQ/kg materia seca
Ceniza volante (PE)/polvo de filtro	140-5720	ng TEQ/kg materia seca

Nota: En esta tabla se han suprimido los valores de pico superiores e inferiores.

La distribución relativa de elementos en la ceniza de fondo depende principalmente de la composición de los RSU alimentados al incinerador, la volatilidad de los elementos que contiene, el tipo de incinerador y el sistema de parrilla aplicado, así como de la operación del sistema de combustión. [4, IAWG, 1997]

La reducción en masa y volumen de la incineración de residuos produce un enriquecimiento, de una serie de metales pesados en las cenizas de fondo, en comparación con su concentración en la alimentación de residuos. Algunos metales, p. ej. As, Cd o Hg, son, en gran medida, volatilizados fuera del lecho de combustible. Es evidente que, con la excepción del Cu, que es esencialmente litofílico, todos los metales pesados seleccionados están muy enriquecidos en las cenizas de filtro.

Nota: Es importante destacar que los riesgos asociados con la ceniza de fondo no están indicados sólo por la presencia o ausencia de sustancias: su forma química

y física, así como la naturaleza del entorno en el que se utilizará el material, es también importante para evitar emisiones de las cenizas al medio ambiente. [64, TWGComments, 2003] Por consiguiente, lo importante no es el hecho de que las cenizas de fondo contengan contaminantes, sino controlar posibles emisiones de las cenizas al entorno.

Casi todos los reglamentos para la eliminación o utilización de productos residuales se basan en ensayos de lixiviación estandarizados. Sin embargo, se utilizan distintos ensayos en los diferentes países. La armonización y estandarización de los procedimientos de ensayo está en desarrollo en el CEN (Comité Europeo de Normalización TC 292). Por ello, los ensayos se realizan en condiciones específicas de cada país, y la interpretación de los resultados de los distintos ensayos debe tener en cuenta este hecho.

La Tabla 3.35 indica los valores medios para ceniza de fondo después de tratamiento, para una incineradora de RSU holandesa, medidos entre 1993 y 1997. Los datos han sido tomados de controles de calidad regulares, realizados por la organización nacional de gestores de residuos (VVAV), en todas las incineradoras de RSU, y del Instituto Nacional para la Protección Medioambiental (RIVM).

Tabla 3.35. Propiedades de lixiviación de la ceniza de fondo tratada mecánicamente, medida mediante NEN7343

Compuesto	Valor de lixiviación (mg/kg)	Compuesto	Valor de lixiviación (mg/kg)
Sb	0,22	Se	0,01
As	0,022	Sn	0,04
Ba	0,6	V	0,23
Cd	0,003	Zn	0,09
Cr	0,08	Br ⁻	7,6
Co	0,05	Cl ⁻	2615
Cu	3	CN ⁻ (libre)	0,01
Hg	0,001	CN ⁻ (total)	0,048
Pb	0,07	F ⁻	14,1
Mo	1,52	(SO ₄) ²⁻	5058
Ni	0,13		

La lixiviación de las cenizas de fondo puede variar considerablemente según el tipo de residuo. Valores recientes de una amplia población de RSU indica una lixiviación media para Cu de 5,79 mg/kg en 2001 y de 6,21 mg/kg en 2002. [74, TWGComments, 2004]

En comparación con materiales pétreos o inertes, los siguientes compuestos pueden considerarse críticos para la ceniza de fondo de RSU: Cu, Zn, Sb, Mo, cloruros y sulfatos. Las técnicas de tratamiento tienen por misión reducir la lixiviabilidad de estos compuestos críticos.

Residuos de plantas incineradoras de residuos peligrosos

Los residuos de incineración de residuos peligrosos no son esencialmente distintos de los de las incineradoras de residuos urbanos. No obstante, cabe observar las siguientes diferencias:

- en el caso de ceniza y escoria: la incineración de residuos peligrosos en bidones se suele realizar a temperaturas superiores a las usadas para incineración de residuos urbanos. Esto puede producir una distinta distribución de metales;
- debido a las variaciones en el tipo y contenido de los residuos incinerados, la cantidad específica de ceniza de fondo puede estar sujeta a variaciones mucho mayores que en incineradoras de residuos municipales. Estas variaciones pueden observarse dentro de la misma planta, según los residuos alimentados, así como entre distintas plantas y tecnologías;
- en el caso de polvo de filtro/residuos de TGC, dado que la concentración de metales pesados es normalmente mayor en residuos peligrosos, los residuos sólidos producidos pueden también contener elevadas concentraciones de metales pesados.

La Tabla 3.36 siguiente presenta datos de un estudio europeo de IRP comerciales relativos a la producción total de diversos residuos:

Tabla 3.36. Cantidades de las principales corrientes residuales producidas por IRP (datos de un estudio europeo). [EURITS, 2002 #41]

	Producción de residuos (kg/t residuos incinerados)			(Toneladas)
	Mínimo	Máxima	Media	Cantidad anual total (registrada)
Ceniza de fondo	83	246	140	193372
Ceniza de caldera + volante + residuo sólido de FGT	32	177	74	79060
Torta de filtro de la PTE	9	83	30	16896

Los valores de lixiviación típicos de incineración de residuos peligrosos se indican en la Tabla 3.37. Hay que destacar que se utilizó el ensayo de lixiviación de la norma alemana DIN-S4, por lo que los resultados se dan en mg/l. Para comparación con los datos de la Tabla 3.35, pueden obtenerse valores aproximados en mg/kg multiplicando por un factor de 10.

Tabla 3.37. Valores de lixiviación típicos de la ceniza de fondo de plantas de incineración de residuos peligrosos, usando la norma DIN-S4. [1, UBA, 2001]

Sustancia	Mínimo (mg/l)	Máximo (mg/l)
Cr (VI)	<0,03	2,87
Cr (total)	<0,001	2,87
As	<0,01	0,08
Pb	<0,01	0,18
Cu	<0,01	1,50
Hg	0,00	<0,01
Zn	<0,01	0,3
Cd	<0,001	0,001
Ni	<0,01	0,02
Cl ⁻	2	450
F ⁻	0,8	13
(SO ₄) ²⁻	5	300

Residuos de incineradoras de lodo de depuradora

La estructura química de la ceniza de lodo de depuradora está notablemente influenciada por el clima, en particular por la cantidad de lluvia. En caso de tiempo lluvioso, en el sistema de alcantarillado entran grandes cantidades de arcilla y arena fina, pasan el tanque desarenador, son precipitadas en el estanque de sedimentación principal y llegan a la incineración de lodo con el lodo primario. Debido a ello, el contenido de silicatos de la ceniza aumenta considerablemente, y el contenido de otros componentes queda diluido en periodos de tiempo lluvioso.

Además, el tipo de captación y tratamientos realizados tienen gran efecto sobre la calidad del lodo. En zonas con gran número de conexiones con industrias pesadas puede haber elevadas concentraciones de metales pesados (etc.) alimentadas al incinerador; estas sustancias pueden luego acumularse en las cenizas de fondo y cenizas volantes. Las zonas rurales, con poca industria, pueden originar un lodo *más limpio* y por tanto una menor contaminación de los residuos del incinerador.

Otro punto de gran influencia es la naturaleza del tratamiento (y por consiguiente de los reactivos: minerales, poliméricos, etc.) que se aplica para purificar el agua residual. [74, TWGComments, 2004]

Aspectos con otros tipos de residuos incinerados

Residuos clínicos:

- la combustión debe ser completa para asegurar la destrucción de los agentes infecciosos y disimular las partes corporales reconocibles;
- los isótopos radiactivos utilizados en medicina que originan residuos pueden pasar a la ceniza de fondo o a la ceniza volante, lo que puede tener como consecuencia consideraciones adicionales de eliminación o reciclaje;
- las agujas hipodérmicas y otros materiales afilados en la ceniza de fondo pueden originar riesgos adicionales de manipulación.

Calidad del residuo sólido de lechos fluidizados

Debido a la diferencia en el proceso, las propiedades de los residuos incinerados y las temperaturas de combustión, la calidad de las cenizas es muy distinta a la de las cenizas de incineradores de parrilla. Generalmente, las temperaturas operativas más bajas (pero más uniformes), la naturaleza del combustible y el proceso en lechos fluidizados significa que:

Queda una mayor proporción de metales pesados volátiles en la ceniza de fondo:

- en consecuencia, las concentraciones de metales pesados en los residuos del gas de combustión son reducidas. No obstante, hay problemas con los niveles de Cr^{VI} en la parte soluble de la ceniza de fondo;
- el grado de vitrificación de la ceniza puede ser reducido;
- la combustión puede mejorar.

Cuando se produce combustible recuperado para calderas de lecho fluidizado, el contenido de ceniza es normalmente de un 1-10 %, y con residuos de construcción y demolición es normalmente del 1-7 %. [33, Finlandia, 2002]. Los residuos domésticos, incinerados en hornos rotativos de lecho fluidizado, tienen un contenido de ceniza de hasta un 30 % y con RDF de hasta un 15 %.

La mayor parte del residuo sólido de la incineración en lecho fluidizado es ceniza volante, que según las condiciones y tecnología de lecho fluidizado aplicada, puede constituir hasta el 90 % del residuo total de cenizas. La ceniza de fondo está también mezclada con material del lecho fluidizado (ej. arena, aditivos para desulfurización, etc.). Cuando se combustionan residuos o RDF en un horno fluidizado rotativo, la relación entre ceniza de fondo y ceniza volante es de aproximadamente 50:50.

Cuando se utilizan residuos originados en construcción y demoliciones, puede registrarse un pequeño aumento en el contenido de metales pesados de ambas cenizas en comparación con la combustión de madera. La magnitud del incremento depende del tipo de residuos domésticos utilizados. Si se combustionan todos los residuos domésticos, el aumento es grande. Si se aplica recogida selectiva y sólo se

quema material de envases combustible, el aumento de los metales pesados es menor. Los combustibles recuperados a base de residuo industriales pueden ser muy variables y, por lo tanto, producen una amplia gama de calidades de cenizas.

3.5. Consumo y producción de energía

Las entradas de energía al proceso de incineración pueden incluir:

- residuos (principalmente);
- combustibles de apoyo (normalmente muy pocos);
- electricidad importada (si la hay).

La producción y exportación de energía puede incluir:

- calor (en forma de vapor o agua caliente);
- electricidad.

Los procesos de pirólisis y gasificación pueden exportar parte del valor energético del residuo entrante con las sustancias que exportan, como gas de síntesis, coque, aceites, etc. En muchos casos, estos productos son quemados, directa o posteriormente como combustibles, para aprovechar su valor energético, aunque también pueden utilizarse por su valor químico como materia prima, después de un pretratamiento si es necesario.

Hay un número significativo de plantas de incineración en Europa que producen y exportan electricidad y calor.

La combinación de exportaciones seleccionada depende de una serie de factores. Con frecuencia, la disponibilidad de una demanda local de vapor o calor es decisiva para las decisiones sobre su suministro. Los precios relativos de suministro de la energía producida y la duración de los contratos de venta se consideran factores claves a la hora de determinar el resultado. Esto, a su vez, tiene una influencia decisiva sobre las decisiones tecnológicas relativas al diseño del proceso. Algunos de estos factores se describen en la Tabla 3.38 de la página siguiente.

3.5.1. Cálculo de la eficiencia energética de las instalaciones de incineración de residuos

La eficiencia energética de una instalación de incineración de residuos se expresa con frecuencia en términos de porcentaje. Al considerar estos datos, es importante cercionarse de que los cálculos en los que se basan hayan sido realizados en un modo que permita efectuar comparaciones. En caso contrario, pueden extraerse conclusiones inadecuadas.

Tabla 3.38. Algunos factores y su influencia sobre las opciones de recuperación de energía

Factor	Influencia
Se paga un alto precio de suministro de electricidad o existe una demanda fiable	• fomenta la inversión para producir electricidad
	• pueden comprarse revestimiento metálico para la caldera que permita mayores presiones de vapor y mayor producción eléctrica
	• habrá menos calor disponible para suministro
	• la planta puede importar electricidad para potenciar al máximo la exportación de la producción propia
Mayor precio de la electricidad importada que la producida	• fomenta el consumo de la electricidad de producción propia para la operación del proceso de incineración
	• las plantas que sólo producen electricidad pueden decidir desviar algo de energía a atender su propia demanda de electricidad
Alto precio del calor y alta fiabilidad de la demanda	• la inversión en redes de distribución se hace más fiable
	• puede haber mejoras en la eficiencia global de la planta debido a la posibilidad de suministrar más energía recuperada
Clima frío	• puede permitir suministro de calor durante más meses al año
Clima caluroso	• demanda menos fiable de calor para calefacción
	• puede aumentar las opciones de suministro de calor para impulsar los refrigeradores para aire acondicionado, para alimentar plantas de desalinización térmica de agua de mar, etc.
Contrato de suministro de energía de carga base	• aumenta la fiabilidad del contrato de venta y fomenta la inversión en técnicas para utilizar la energía disponible (calor y electricidad)
Se permiten emisiones a la atmósfera muy bajas	• demanda adicional de energía del equipo de tratamiento de gases de combustión
No se permite el vertido del agua residual tratada de los lavadores húmedos	• reducción del calor disponible para exportación debido a la necesidad de suministrar energía de evaporación
Se requiere la vitrificación de la ceniza	• la mayor demanda de energía de la planta produce un aumento del consumo propio y reducción de la exportación de energía
Se requiere una mayor temperatura de incineración	• posible necesidad de combustibles adicionales para obtener una temperatura adecuada

Para evitar problemas con tales cálculos, hay que realizar algunos pasos:

1. Definir el límite del cálculo/sistema

Si el residuo entrante debe ser sometido a pretratamiento (ej. machacado, trituración, secado, etc.), esto puede derivarse en consumos energéticos adicionales muy significativos.

2. Tener en cuenta todos los aportes de energía

Algunas instalaciones utilizan combustibles adicionales para mantener las temperaturas de combustión. La energía recuperada en la instalación derivará en parte de los residuos incinerados, y en parte del combustible adicional.

3. Tener en cuenta la recirculación de flujos de energía

En algunos casos, la electricidad y/o calor que se recupera de los residuos se utiliza luego dentro de la instalación. En tal caso, el resultado neto es una reducción de la energía exportada y una reducción equivalente de la energía importada.

4. Decidir si simplemente añadir salidas de energía o utilizar factores de equivalencia para contabilizar su valor relativo

La simple adición de las salidas de electricidad y calor puede crear dificultades a la hora de considerar las eficiencias relativas de instalaciones que producen distintas cantidades de estos flujos de energía. El uso de factores de equivalencia puede permitir una consideración del valor relativo de estos suministros, es decir, puede permitir considerar el valor de producción de la energía que la energía recuperada desplaza. Los factores de equivalencia asignados dependerán de la mezcla de energías sustituidas por la energía recuperada en la instalación de incineración.

Cuando se utilizan factores de equivalencia en este documento, se incluye una nota acerca del factor utilizado (ver también Sección 3.5.3. relativa a factores de equivalencia).

En el Apéndice 10.4 se da un ejemplo de cálculo de eficiencia energética. Este método fue desarrollado por miembros de un subgrupo del GTT, y ha sido utilizado en algunos de los datos del estudio reportado en este capítulo.

3.5.2. Cálculo del valor calorífico neto de los residuos

En la Sección 2.4.2 se incluye información relativa a los rangos típicos de poder calorífico de distintos tipos de residuos, datos de un estudio sobre PCN y sus variaciones, y un método de ejemplo para el cálculo del poder calorífico neto.

3.5.3. Factores de equivalencia

[Energysubgroup, 2002 #29]

Al comparar distintas plantas de incineración se necesita una unidad común de medida de energía. La energía puede cuantificarse en diversas formas, según el tipo de energía de la fuente. Los combustibles se suelen cuantificar por su contenido calorífico (joules) o por valores de equivalencia de combustibles (normalmente, equivalentes de petróleo o antracita).

El **julio (J)** es la unidad común utilizada en este documento para convertir las unidades de medida de distintas formas de energía en una unidad común. Para calcular y expresar las eficiencias energéticas en plantas incineradoras de residuos, es necesario tener en cuenta la forma de energía producida y consumida.

Tener en cuenta la forma de energía requiere la comparación de distintas unidades de medida, como MWh, MWh_e (electricidad), MWh_{th} (energía térmica). La siguiente tabla indica factores de conversión (para fuentes generadas externamente) suponiendo una media de un 38 % de eficiencia de conversión eléctrica (es decir, 1 MWh = 0,38 MWh_e), y de un 91 % para generación externa de calor (es decir, 1 MWh = 0,91 MWh_{th}):

Tabla 3.39. Factores de conversión de equivalencia energética. [29, Energysubgroup, 2002, 64, TWGComments, 2003]

De:	Multiplicar por:			
A:	GJ	MWh	MWh _e	MWh _{th}
GJ	1	0,2778	0,1056	0,2528
MWh	3,6	1	0,3800	0,9100
MWh _e	9,4737	2,6316	1	–
MWh _{th}	3,9560	1,0989	–	1
Gcal	4,1868	1,163	0,4421	1,0583

Es importante entender que los valores de equivalencia no son coeficientes o factores de conversión exactos, sino que proporcionan una estimación de la energía requerida para producir la energía externamente.

3.5.4. Datos sobre valorización energética de residuos

[1, UBA, 2001]

La generación de electricidad está limitada por:

- la corrosión a alta temperatura que puede ocurrir en la zona de conversión de calor (caldera, economizador, etc.) debido al contenido de algunas materias, como cloro, en los residuos a incinerar;

- ensuciamiento de la caldera: por encima de unos 600-800°C, las cenizas son pegajosas debido a la presencia de algunas sustancias fundibles.

Los parámetros de vapor (y con ello la eficiencia térmica) de las plantas de incineración es por lo tanto limitada. Una presión de vapor de 60 bares y una temperatura de 520°C pueden considerarse el máximo en la actualidad, y sólo si se toman medidas especiales para limitar la corrosión.

Para producción de electricidad a partir de RSU, las condiciones típicas de vapor sobrecalentado son 40-45 bares y 380-400°C. [74, TWGComments, 2004] Se aplican cifras más bajas, generalmente de menos de 30 bares y 300°C, cuando se genera electricidad a partir de residuos peligrosos, debido a los mayores riesgos de corrosión (que producen mayores dificultades y costes operativos), con posible fuga de gases de combustión ácidos a altos parámetros de vapor.

Cuando sólo se suministra calor o vapor, los operadores tienden a utilizar menores presiones y temperaturas de caldera para evitar la necesidad de inversión y mantenimiento adicional, así como las condiciones operativas más complejas asociadas con los parámetros más elevados. En caso de que se dé prioridad al suministro de calor, las presiones y temperaturas elevadas no están justificadas. Normalmente, para el suministro de calor, el vapor se generará a valores más bajos, p.ej. alrededor de 25-30 bares y 250-350°C.

La mayoría de grandes incineradoras de residuos en Europa recuperan energía de los residuos incinerados. Existen algunas plantas sin utilización de calor, aunque normalmente se trata de instalaciones con diseños muy específicos o plantas antiguas o pequeñas. Por ejemplo:

- plantas de incineración de residuos peligrosos que utilizan enfriamiento de choque de los gases de combustión a fin de reducir los riesgos de reformación de PCDD/F (ej. Reino Unido y Francia). En tales casos, una parte de la recuperación de calor puede estar compuesta por el agua caliente producida por el lavador-enfriador de choque;
- incineradoras de residuos urbanos relativamente pequeñas (particularmente en Francia, aunque también algunas en Italia y Bélgica).

Se reportan las siguientes eficiencias de caldera:

- calderas de lecho fluidizado con temperaturas de gases de escape de unos 160°C pueden alcanzar eficiencias de caldera de alrededor del 90 %;
 - los hornos de parrilla tienen una eficiencia de caldera de alrededor del 80 %.
- [74, TWGComments, 2004]

Con estas eficiencias de caldera (80-90 %) y parámetros de vapor superiores a los normales (nota: su aplicación real depende en gran medida del tipo de residuos debido a la mayor corrosividad de los gases de combustión con algunos tipos de residuos), pueden derivarse las siguientes eficiencias eléctricas aproximadas:

- parámetros de vapor de 60 bares y 420°C: alrededor del 25 % de la energía convertida en el generador de vapor puede ser recuperada como energía eléc-

trica (es decir, una eficiencia eléctrica global del 20 % en el caso de combustión en parrilla y del 22,5 % en el caso de lecho fluidizado);

- si los parámetros del vapor se aumentan más hasta 80 bares y 500°C, puede conseguirse una eficiencia eléctrica del 30 % (es decir, una eficiencia eléctrica global del 27 % en el caso de lecho fluidizado). [74, TWGComments, 2004]

Si hay posibilidad de conectar el ciclo de vapor de una planta de incineración de residuos a una planta de energía eléctrica adyacente, la eficiencia eléctrica global puede llegar hasta un 35 %. [74, TWGComments, 2004]

3.5.4.1. DATOS DE GENERACIÓN DE ELECTRICIDAD

[1, UBA, 2001]

Aunque existen variaciones locales significativas, por lo general pueden generarse unos 400-700 kWh de electricidad, con una tonelada de residuos urbanos, en una planta de incineración de residuos urbanos. Esto depende del tamaño de la planta, los parámetros del vapor y grados de utilización del vapor, y principalmente del valor calorífico de los residuos.

La cantidad de energía disponible para exportación depende habitualmente de la cantidad producida y del consumo propio de la instalación –que en sí puede variar considerablemente. El consumo del sistema de TGC es a menudo insignificante y varía con el tipo de sistema aplicado (y los niveles de emisión requeridos). En algunos casos, la energía requerida para operar la instalación se importa de un suministro externo, exportándose todo el calor producido por la instalación: el balance local refleja normalmente el mayor precio local de la electricidad en comparación con los precios generales de la red eléctrica.

Un estudio de ocho plantas de IRS investigadas (datos de 2001), realizado por el subgrupo de energía del GTT, dio los siguientes resultados:

Tabla 3.40. Producción de electricidad e índices de exportación para RSU.

[Energysubgroup, 2002 #29]

Electricidad	Unidades	Mínimo	Media	Máximo
Producción	MWh/t residuos	0,415 (12,9 %)	0,546 (18 %)	0,644 (22 %)
	GJ/t residuos	1,494	1,966	2,319
Exportación	MWh/t residuos	0,279 (8,7 %)	0,396 (13 %)	0,458 (18 %)
	GJ/t residuos	1,004	1,426	1,649

1. Cifras medidas (es decir, no equivalencias con factores de conversión).
2. Los porcentajes de eficiencia se indican entre paréntesis (también sin factores) y tienen en cuenta la energía derivada de combustibles importados además de los residuos.
3. Las cifras de producción incluyen toda la electricidad generada.
4. Las cifras de exportación excluyen la electricidad producida por el proceso pero consumida en el proceso.
5. El valor medio del VCN fue de 2,9MWh/t.

Otros datos facilitados para instalaciones francesas muestran los resultados siguientes:

Tabla 3.41. Producción de electricidad y datos de exportación por tonelada de RSU para IRSU en Francia. [64, TWGComments, 2003]

Electricidad	Unidades	Instalaciones>3t/h			Instalaciones nuevas
		Mínimo	Media	Máximo	Media
Producción	MWh _e /t residuos	0,148 (4,6 %)	0,368 (11,4 %)	0,572 (17,8 %)	0,528 (16,4 %)
	GJ _e /t residuos	0,5328	1,389	1,897	1,900
Exportación	MWh _e /t residuos		0,285 (8,8 %)		0,430
	GJ _e t residuos		1,026		1,548

3.5.4.2. DATOS DE GENERACIÓN DE CALOR

Un estudio de quince plantas de IRS investigadas (datos de 2001), realizado por el subgrupo de energía del GTT, dio los siguientes resultados:

Tabla 3.42. Producción de calor e índices de exportación para RSU.

[Energysubgroup, 2002 #29]

Calor	Unidades	Mínimo	Media	Máximo
Producción	MWh _{th} /t residuos	1,376 (45,9 %)	1,992 (65,8 %)	2,511 (74,3 %)
	GJ _{th} /t residuos	4,953	7,172	9,040
Exportación	MWh _{th} /t residuos	0,952 (29,9 %)	1,786 (58,8 %)	2,339 (72,7 %)
	GJ _{th} /t residuos	3,427	6,600	9,259

1. Cifras medidas (es decir, no equivalencias con factores de conversión).
2. Los porcentajes de eficiencia se indican entre paréntesis (también sin factores) y tienen en cuenta la energía derivada de combustibles importados además de los residuos.
3. Las cifras de producción incluyen todo el calor producido por la caldera.
4. Las cifras de exportación excluyen el calor producido por el proceso pero consumido en el proceso.

Otros datos facilitados por Francia muestran los resultados indicados en la Tabla 3.43 de la página siguiente.

Tabla 3.43. Producción de calor y datos de exportación por tonelada de RSU para IRSU en Francia. [64, TWGComments, 2003]

Calor	Unidades	Para unidades de >3t/h		
		Mínimo	Media	Máximo
Producción	MWh _{th} /t residuos	0,292 (9 %)	0,978 (30,4 %)	1,595 (49,6 %)
	GJ _{th} /t residuos	1,051	3,502	5,742
Exportación	MWh _{th} /t residuos		0,902 (28 %)	
	GJ _{th} /t residuos		3,247	

3.5.4.3. DATOS DE COGENERACIÓN DE CALOR Y ELECTRICIDAD

[1, UBA, 2001]

En el caso cogeneración de electricidad y calor, pueden aprovecharse aprox. 1250 kWh de calor adicional por tonelada de residuos a plena carga.

Si existe una situación de suministro de carga base, el grado bruto de utilización puede aumentarse al 75-76 % del aporte de energía (valor térmico).

Un estudio de 50 plantas de IRS investigadas (datos de 2001), realizado por el subgrupo de energía del GTT, dio los siguientes porcentajes de eficiencia para cogeneración:

Tabla 3.44. Eficiencia porcentual media de cogeneración (calculada como equivalentes de energía) para 50 plantas IRSU. [Energysubgroup, 2002 #29]

Cogeneración	Eficiencia media
Producción	59,4 %
	49,3 %

Nota: Para permitir que la adición de calor y electricidad proporcione una sola medida de eficiencia, se aplica un factor de 2,6316 a la eficiencia eléctrica. Este factor tienen cuenta las pérdidas inevitables de producción de energía eléctrica y permite comparar (y por tanto promediar) con mayor sentido procesos que producen distintos balances de calor y energía.

Nota: No es posible definir eficiencias mínimas y máximas para producción combinada de calor y electricidad, por lo que no se incluyen en la Tabla 3.44. Esto es debido a que la suma del mínimo de calor y de electricidad, así como de los valores máximos, conduce a resultados engañosos.

A continuación se muestran otros datos aportados por Francia. Las cifras muestran valores medios:

Tabla 3.45. Valores medios de cogeneración por tonelada de RSU en IRSU en Francia. [64, TWGComments, 2003]

	Unidades	Instalaciones >3t/h	Instalaciones nuevas
Producción de electricidad	MWh _e /t residuos	0,168	0,382
	GJ _e /t residuos	0,604	1,375
Producción de calor	MWh _e /t residuos	0,647	0,944
	GJ _e /t residuos	2,329	3,398
Electricidad exportada	MWh _e /t residuos	0,107	0,300
	GJ _e /t residuos	0,385	1,08
Calor exportado	MWh _e /t residuos	0,546	0,578
	GJ _e /t residuos	1,965	2,08

3.5.4.4. DATOS DE EFICIENCIA DE CONVERSIÓN DE CALDERAS

Un estudio de 50 plantas de IRS investigadas (datos de 2001), realizado por el subgrupo de energía del GTT, arrojó los siguientes datos:

Tabla 3.46. Datos del estudio de eficiencias de calderas de IRSU. [64, TWGComments, 2003]

	Mínimo	Media	Máximo
Eficiencia de caldera	75,2 %	81,2 %	84,2 %

1. Los porcentajes muestran la eficiencia de transferencia de energía desde los gases de combustión calientes al vapor de la caldera.
2. El PCN de los residuos se calcula con el método indicado en la Sección 2.3.2.1.
3. La eficiencia de caldera puede ser menor en unidades pequeñas [74, TWGComments, 2004].

3.5.5. Datos de consumo de energía por el proceso

[1, UBA, 2001]

El proceso de incineración en sí requiere energía para su funcionamiento, p.ej. bombas y ventiladores. La demanda varía mucho según la construcción de la planta [1, UBA, 2001]. En particular, la demanda energética del proceso puede verse aumentada por:

- sistemas de pretratamiento mecánico, como trituradoras, dispositivos de bombeo u otros sistemas de preparación de los residuos;
- precalentamiento del aire de incineración;
- recalentamiento del gas de combustión (ej. para dispositivos de tratamiento o supresión de penachos de humo);
- funcionamiento de una planta de evaporación de aguas residuales o similar;

- sistemas de tratamiento de gases de combustión con altas caídas de presión (ej. sistemas de filtración) que requieren ventiladores de tiro forzado que consumen mayor energía;
- reducciones en el valor neto del residuo, ya que puede requerir el aporte de combustibles adicionales a fin de mantener las temperaturas mínimas de combustión requeridas;
- tratamiento de lodos, ej. secado. [64, TWGComments, 2003]

En algunos casos, estas demandas pueden ser atendidas parcial o totalmente mediante el intercambio de calor con los gases de incineración calientes.

Las plantas más antiguas modernizadas con sistemas de limpieza de gases de combustión instalados a posteriori pueden consumir más electricidad en comparación con las plantas modernas con sistemas integrados. Para plantas industriales de incineración de residuos peligrosos, se observa un rango de 132 a 476 kWh/t de residuos [1, UBA, 2001].

La Tabla 3.47 siguiente muestra la demanda energética específica de 50 plantas de RSU (datos de 2001), investigadas por el subgrupo de energía del GTT. La tabla muestra la demanda de electricidad, la demanda de calor y la demanda total (como equivalentes) para todas las plantas de incineración, por tonelada de residuos tratados:

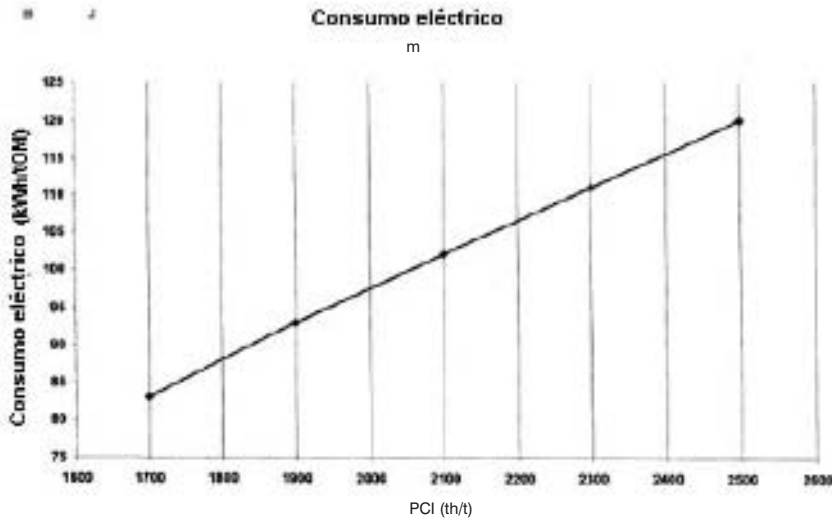
Tabla 3.47. Datos de demanda de electricidad, calor y energía total de 50 IRSU europeas estudiadas, por tonelada de residuos tratados.
[Energysubgroup, 2002 #29]

Tipo de demanda energética	Unidades	Mínimo	Media	Máximo
Electricidad (absoluta)	MWh _{el} /t residuos	0,062	0,142	0,257
	GJ _{el} /t residuos	0,223	0,511	0,925
Calor (absoluta)	MWh _{th} /t residuos	0,021	0,433	0,935
	GJ _{th} /t residuos	0,076	1,559	3,366
Demanda total (equivalentes)	MWh _{eq} /t residuos	0,155	0,575	1,116
	GJ _{eq} /t residuos	0,558	2,070	4,018

1. Cifras medidas (es decir, no equivalencias con factores de conversión).
2. Los porcentajes de eficiencia se indican entre paréntesis (también sin factores) y tienen en cuenta la energía derivada de combustibles importados además de los residuos.
3. Las cifras de producción incluyen todo el calor producido por la caldera.
4. Las cifras de exportación excluyen el calor producido por el proceso pero consumido en el proceso.

El consumo de energía de la instalación también varía según el poder calorífico de los residuos. Esto es debido en gran parte al aumento de los volúmenes de gases de combustión con residuos de mayor PCN, lo que requiere mayor capacidad de TGC. La relación se muestra en el gráfico siguiente:

Figura 3.20. Gráfico que muestra el aumento en el consumo eléctrico de la instalación con el aumento del PCN de los residuos



3.5.6. Datos comparativos de la energía requerida y la producción de energía de la instalación

Hay distintas metodologías que pueden usarse para comparar el consumo de una instalación con los índices globales de recuperación de energía. En este ejemplo, desarrollado por el subgrupo de energía del GTT del BREF, la energía requerida para incinerar los residuos se compara con la recuperada de los residuos. Se utilizan otros indicadores que comparan la relación entre energía producida y aportada.

El potencial de eficiencia de la planta (Pl_{ef}) proporciona una cifra que compara la energía exportada del proceso y la energía que el proceso en sí necesita para funcionar:

$$Pl_{ef} = (O_{exp} - (E_f + E_{imp})) / (E_f + E_{imp} + E_{circ})$$

Donde:

- E_f = aporte de energía anual al sistema por otros combustibles que se suman a la producción de vapor (GJ/año)
- E_{imp} = energía importada anual (Nota: *no* se incluye la energía de los residuos incinerados (E_w))
- E_{circ} = energía circulada anual, es decir, generada y usada en la instalación)
- O_{exp} = energía exportada anual (total combinado de calor y electricidad como equivalentes)

Nota: Dado que se suman distintos tipos de energía (calor y electricidad), todas las cifras se calculan como equivalentes en el consumo.

La energía exportada (es decir, vendida) menos la energía importada se divide por la demanda total de energía para el proceso de incineración de residuos, incluida limpieza de gases de combustión y generación de calor y electricidad. Dado que el cálculo no tiene en cuenta el contenido energético de los residuos, sólo permite una comparación de la eficiencia de incineradores que procesan residuos similares.

La Tabla 3.48 muestra los resultados de un estudio realizado por el subgrupo de energía del GTT:

Tabla 3.48. Relación entre energía exportada y consumida para diversas incineradoras de residuos. [Energysubgroup, 2002 #29]

Tipo de proceso	N.º de plantas estudiadas	Mínimo	Media	Máximo
Cogeneración $Pl_{ef (CHP)}$	50	0,6	2,0	7,1
Electricidad sólo $Pl_{ef (electr.)}$	8	0,6	1,2	1,6
Calor sólo $Pl_{ef (calor)}$	15	1,0	2,8	7,1

Nota:
Dado que el cálculo no tiene en cuenta el contenido energético de los residuos, sólo permite la comparación de la eficiencia de incineradoras que producen residuos similares (en valor calórico).

Cuando el resultado es superior a 1, esto muestra que la planta está exportando más energía, obtenida de los residuos, que la requerida para operar el proceso de incineración de residuos.

Cuando el resultado es inferior a uno, esto muestra que la planta emplea más energía para operar la instalación de incineración de residuos de la que recupera de los residuos. Esta situación puede darse en una instalación que trate residuos de bajo poder calorífico.

Este cálculo no requiere conocer el contenido energético de los residuos, No obstante, el resultado estará influenciado por el contenido de energía de los residuos, y es de esperar que los residuos con un contenido energético más alto produzcan mayores exportaciones de energía, y por tanto valores más elevados de Pl_{ef} .

3.6. Ruido

La Tabla 3.49 siguiente describe las fuentes y niveles de ruido generados en instalaciones de incineración de residuos, junto con algunas de las medidas de reducción empleadas:

Tabla 3.49. Fuentes de ruido en plantas incineradoras de residuos. [1, UBA, 2001]

Zona/emisores de ruido	Medidas de reducción	Nivel de ruido L_{WA} en dB(A)
Suministro de basuras y residuos, ej. ruido de camiones, etc.	Nave de vertido cerrada por todos los lados	104-109
Trituración	Tijeras en la nave de vertido	95-99
Búnker de residuos	Aislamiento acústico de la nave con hormigón con cámara, compuertas herméticas	79-81
Nave de la caldera	Recinto con armazones múltiples o de hormigón poroso, canales de ventilación con silenciadores, compuertas herméticas	78-91
Nave de máquinas	Uso de válvulas de bajo ruido, tubos con aislamiento acústico, aislamiento acústico de la nave según lo arriba descrito	82-85
Limpieza de gases de combustión: – PE – Lavador – Aspiración – Chimenea – Sistema de limpieza total de gases de combustión	Aislamiento acústico, aislamiento de la instalación p.ej. con chapas corrugadas trapezoidales, uso de balones para el tiro de aspiración y silenciador para la chimenea	82-85 82-85 82-84 84-85 89-95
Eliminación de residuos finales – Vertido de cenizas de fondo – Carga – Transporte desde la planta – Residuos de gestión total de residuos	Aislamiento, carga en el búnker	71-72 73-78 (día) 92-96 (día) 92-96 (día) 71-72 (noche)
Refrigeración por aire	Silenciadores en los lados de aspiración y presión (ver también el BREF sobre sistemas de refrigeración para más información)	90-97
Instalación de conversión de energía	Diseño de bajo ruido, con una nave insonorizada especialmente diseñada	71-80
Nivel total L_{WA} de la planta		
Día		105-110
Noche		93-99

Nota: Día/noche indica que la operación se realiza habitualmente de día o de noche.

Con las medidas de reducción de ruido arriba descritas es posible cumplir holgadamente los límites de emisión de ruido para un proyecto específico conforme a las condiciones locales, de día y de noche.

También se genera ruido durante la fase de construcción. Esto puede producir una considerable exposición al ruido en zonas residenciales vecinas, según el lugar de instalación. Las etapas principales de construcción son igualmente relevantes como fuentes de ruido:

- trabajos de excavación;

- obras de cimentación (incluidos pilares) y;
- construcción del almacén exterior de la nave.

Pueden tomarse medidas apropiadas, como restricciones en las horas de funcionamiento, particularmente durante la noche, uso de maquinaria de construcción de bajo ruido y medidas estructurales temporales de insonorización. En algunos Estados Miembros, existe legislación específica al respecto.

[1, UBA, 2001], [2, infomil, 2002], [64, TWGComments, 2003]

3.7. Otros recursos operativos

Esta sección describe algunas de las sustancias consumidas por el proceso de incineración y facilita datos disponibles. La Tabla 3.51, al final de esta sección, facilita datos relativos a las cantidades de diversas sustancias consumidas por incineradoras de residuos peligrosos.

3.7.1. Agua

El principal consumo de agua en las plantas incineradoras de residuos es para la limpieza de los gases de combustión. Los sistemas secos consumen el mínimo de agua, y los sistemas húmedos generalmente el máximo. Los sistemas semi-húmedos tienen un consumo intermedio.

Los flujos de efluentes típicos en IRSU son de unos 250 kg/t de residuo tratado (lavado húmedo, otras tecnologías de TGC producen cifras distintas).

Es posible reducir el consumo de los sistemas húmedos en gran medida recirculando el efluente tratado como alimentación de agua de lavado. Esto sólo puede hacerse hasta un cierto grado, ya que puede acumularse sal en el agua recirculada.

El uso de lavadores de condensación refrigerados ofrece un medio adicional por el cual puede eliminarse agua de la corriente de gases de combustión, que luego, después de su tratamiento, puede recircularse a los lavadores. La acumulación de sal sigue planteando un problema.

Los procesos sin calderas de recuperación de energía pueden tener un consumo de agua mucho mayor. Esto es debido a que la refrigeración requerida de los gases de combustión se realiza mediante inyección de agua. En tales casos se observan consumos de hasta 3,5 toneladas de agua/tonelada de residuos (Bélgica 2002). Las instalaciones con un sistema de enfriamiento de choque (como las utilizadas en el Reino Unido para IRP) pueden usar hasta 20 toneladas de agua por tonelada de residuos incinerados.

El consumo de agua para TGC en IRP es de 1-6 m³ por tonelada de residuos; y para lodo de depuradora es de unos 15,5 m³ por tonelada de residuos. [74, TWGComments, 2004]

3.7.2. Otros recursos operativos

[1, UBA, 2001]

Pueden calcularse los siguientes índices de consumo (y productos residuales) para su **reacción estequiométrica** durante la limpieza de gases de combustión:

Tabla 3.50. Cálculo estequiométrico de las cantidades de cal utilizadas para absorción durante la limpieza de gases de combustión (reactivos expresados al 100 % de concentración y pureza). [1, UBA, 2001] [74, TWGComments, 2004]

Contaminante		Ca(OH) ₂	Productos residuales	
	kg	kg		kg
HCl	1	1,014	CaCl ₂	1,521
HF	1	1,850	CaF ₂	1,950
SO ₂	1	1,156	CaSO ₄	2,125
Contaminante		NaOH	Productos residuales	
HCl	1	1,097	NaCl	1,600
HF	1	2,000	NaF	2,100
SO ₂	1	1,249	Na ₂ SO ₄	2,217
Contaminante		Bicarbonato sódico	Productos residuales	
HCl	1	2,301	NaCl	1,603
HF	1	4,200	NaF	2,100
SO ₂	1	2,625	Na ₂ SO ₄	2,219
Contaminante		Amoniaco	Productos residuales	
NO	1	0,370	No aplicable	
NO ₂	1	0,739		
Contaminante		Urea	Productos residuales	
NO	1	0,652	No aplicable	
NO ₂	1	1,304		

Notas:

1. Para establecer índices de reactivos precisos, es necesario tener en cuenta el nivel de emisión inicial y el nivel de emisión objetivo.
2. Los reactivos pueden ser suministrados en diversas concentraciones, y esto puede por tanto modificar los índices de consumo global de la mezcla de reactivos.

3.7.2.1. NEUTRALIZANTES

[1, UBA, 2001]

Para neutralizar los ácidos contenidos en los gases de combustión se utiliza NaOH, cal hidratada, lechada de cal o bicarbonato sódico. Su consumo depende de la estructura específica del residuo (y por tanto del contenido del gas crudo), así como del equipo técnico empleado (contacto, mezcla, etc.).

Para cal hidratada se consumen de 6 a 22 kg/t de residuos, según el tipo de limpieza de gases de combustión y otros factores. Para NaOH, 7,5-33 kg/t de residuos. [74, TWGComments, 2004]

3.7.2.2. AGENTES DE ELIMINACIÓN DE NO_x

Los reactivos típicos para la eliminación de NO_x de los gases de combustión son amoníaco, agua amoniacal (25 % de NH₃) y solución de urea. Esta última, en particular, con frecuencia se suplementa con ingredientes adicionales, según el productor.

Si se conocen las concentraciones de NO_x corriente arriba, esto ayuda a diseñar un proceso bien controlado. [74, TWGComments, 2004]

El uso de estas sustancias debe realizarse de forma objetiva y bien controlada, para evitar la formación excesiva de amoníaco y la fuga directa del exceso de amoníaco.

Para agua amoniacal, se indica un índice de consumo de 2,5 kg/t de residuos. La investigación muestra un rango entre 0,5 y 5 kg/t de residuos.

3.7.2.3. GASÓLEO Y GAS NATURAL

El gasóleo ligero (diesel), el gasóleo pesado (unos 0,03-0,06 m³ por tonelada de residuos) y el gas natural (en plantas austriacas entre 4,5 y 20 m³ por tonelada de residuos) son combustibles utilizados para calentamiento del proceso y quemadores auxiliares. [74, TWGComments, 2004]

En algunas plantas también se utilizan combustibles derivados de residuos (típicamente con un valor térmico de >25 MJ/kg) como combustibles auxiliares.

Los residuos altamente caloríficos (ej. aceites y disolventes, típicamente los que tienen un valor térmico de >15 MJ/kg) se utilizan rutinariamente como combustible auxiliar en plantas incineradoras de residuos peligrosos con hornos rotativos.

Si el gas de combustión se recalienta para utilizarlo en pasos de proceso individuales (ej. RCS), esto se realiza principalmente con gas natural.

3.7.2.4. DATOS DE UN ESTUDIO DE INCINERADORAS COMERCIALES DE RESIDUOS PELIGROSOS

[EURITS, 2002 #41]

A continuación se ofrece un resumen de las cantidades mínimas y máximas de aditivos en kilogramos por tonelada de residuos incinerados para incineradoras comerciales de residuos peligrosos estudiadas.

Tabla 3.51. Cantidad de aditivos utilizados por procesos en la incineración comercial de residuos peligrosos. [EURITS, 2002 #41]

Aditivos	kg/t residuos		
	Mínimo	Máximo	Media
CaO + Ca(OH) ₂ (100 %), como CaO	1,33	97	28,6
NaOH (50 %)	0,40	41,67	15,5
CaCO ₃	11,9	23,76	17,4
HCl (33 %)	0,14	10	1,5
TMT-15 u otro tratamiento con sulfuros	0,0085	0,98	0,23
Na ₂ S	0,008	0,83	0,44
Na ₂ S ₂ O ₃	0,08	4,2	1,7
FeCl ₃	0,049	0,50	0,27
FeClSO ₄	0,15	0,96	0,55
Cloruro de Fe Al	1,75	1,75	1,75
PE	0,01	1,30	0,3
Carbón activado	0,3	19,31	3,7
Urea (45 %)	3,1	3,1	3,1
NH ₄ OH	0,50	3,33	2,1
CaCl ₂	2,36	2,36	2,36

Nota: Esta tabla ofrece sólo algunos valores de referencia y puede no ser representativa de una instalación o técnica específica.

4. Técnicas a considerar en la determinación de las MTD

Este capítulo detalla técnicas que generalmente se considera que tienen potencial para alcanzar un alto nivel de protección ambiental en las industrias dentro del ámbito del documento. Se incluyen sistemas de gestión, técnicas integradas en el proceso y medidas de línea de línea (end of pipe). También se consideran los procedimientos de prevención, control, diseño, gestión y reciclaje, así como la reutilización de materias y energía.

Las técnicas pueden presentarse, solas o en combinación con otras, para alcanzar los objetivos de IPPC. El Anexo IV de la Directiva detalla una serie de consideraciones generales a tener en cuenta a la hora de determinar las MTD, y las técnicas incluidas en este capítulo abordan una o varias de dichas consideraciones. En la medida de lo posible, se utiliza una estructura estándar para describir cada técnica, a fin de permitir la comparación de técnicas y una evaluación objetiva en relación con la definición de MTD dada en la Directiva.

Dado que no es posible ser exhaustivo y debido a la naturaleza dinámica del sector, y el carácter momentáneo de este documento, es posible que pueda haber técnicas adicionales no descritas pero que puedan considerarse MTD. Es probable que se trate de técnicas que cumplen o rebasan los criterios de MTD establecidos aquí y en el Capítulo 5, aplicadas localmente para proporcionar ventajas particulares en la situación en que se utilizan. [64, TWGComments, 2003]

Organización del Capítulo 4

Este capítulo agrupa las técnicas en aproximadamente el orden en que aparecen en la mayoría de instalaciones de incineración de residuos. Así, se destacan las técnicas específicas que pueden aplicarse **en cada etapa** del proceso de incineración, y que pueden conducir a un mejor comportamiento medioambiental u otras ventajas relevantes en la determinación de las MTD.

La Tabla 4.1 muestra el título de las secciones e indica la forma en que se han agrupado las técnicas a efectos de este BREF.

Descripción

Cada técnica descrita incluye información relevante, facilitada por el TWG, sobre los niveles de consumos y emisiones considerados alcanzables utilizando la técnica, una idea de los costes y efectos sobre otros medios asociados con la técnica, e información sobre el grado de aplicación de la técnica a la gama de instalaciones

Tabla 4.1. Organización de la información del Capítulo 4

N.º de sección del Capítulo 4 (e hipervínculo a la sección)	Título de la sección
4.1	Prácticas generales aplicadas antes del tratamiento térmico
4.2	Proceso térmico
4.3	Recuperación de energía
4.4	Tratamiento de gases de combustión
4.5	Tratamiento y control del agua de proceso
4.6	Técnicas de tratamiento para residuos sólidos
4.7	Ruido
4.8	Instrumentos de gestión ambiental
4.9	Buena práctica para concienciación pública y comunicación

que requieren permisos de IPPC, por ejemplo instalaciones nuevas o existentes, grandes o pequeñas, y a distintos tipos de residuos.

En la medida de lo posible, se utiliza una estructura estándar para describir cada técnica, como se muestra en la tabla 4.2, a fin de permitir comparaciones de técnicas y una evaluación objetiva a la luz de la definición de MTD que se da en la Directiva. La determinación de MTD en sí no se cubre aquí, sino en el Capítulo 5. La Tabla 4.2 muestra la estructura de la información que se incluye, a ser posible, para cada técnica de este capítulo.

Cuando es posible, este capítulo ofrece información sobre actividades reales que están siendo o pueden ser aplicadas por este sector, incluyendo los costes reales que llevan asociados. Cuando es posible, la información facilitada también da el contexto en el que puede usarse eficazmente la técnica.

4.1. Prácticas generales aplicadas antes de la etapa de tratamiento térmico

4.1.1. IDONEIDAD DEL DISEÑO DEL PROCESO PARA LOS RESIDUOS

Una de las más importantes decisiones, que debe tomar el operador de una incineradora de residuos, hace referencia a la selección de una etapa de combustión (o tratamiento térmico) técnicamente adecuada al material que se alimentará al proceso. Una vez seleccionado ese diseño, el objetivo operativo pasa a ser la gestión de los residuos entrantes de modo que sus propiedades se mantengan dentro del rango para el que ha sido diseñado el proceso (ver técnicas descritas en 4.1.3).

Tabla 4.2. Desglose de la información para cada técnica descrita en este Capítulo 4

Tipo de información considerada	Tipo de información incluida
Descripción	Descripción técnica de la técnica
Beneficios medioambientales que se consiguen	Principales impactos medioambientales que aborda la técnica (proceso o eliminación), incluidos los valores de emisiones y eficacias alcanzados (ver también la Directiva IPPC, Anexo IV). Beneficios medioambientales de la técnica en relación a otras
Efectos sobre otros medios	Los efectos secundarios y desventajas causados por la aplicación de la técnica. Detalles sobre los problemas ambientales de la técnica en comparación con otras.
Datos operativos	Datos de comportamiento en los aspectos de emisiones/ residuos y consumos (materias primas, aditivos, agua y energía). Otra información útil sobre como operar, mantener y controlar la técnica, incluidos aspectos de seguridad, restricciones operativas de la técnica, calidad de producción, etc.
Aplicabilidad	Consideración de los factores involucrados en la aplicación y reconversión de la técnica (ej., disponibilidad de espacio, especificidad para procesos)
Economía	Información sobre costes (inversión y operativos) y posibles ahorros (ej. reducción del consumo de materias primas, cargas de residuos) también en relación con la capacidad de la técnica
Motivo principal de aplicación	Motivos para la aplicación de la técnica (ej. otra legislación, mejora en la calidad de producción)
Plantas de ejemplo	Referencia a plantas en las que se reporta el uso de la técnica
Referencias	Bibliografía para una información más detallada sobre la técnica

En general, las tecnologías existentes han sido desarrolladas con el fin de cumplir los requisitos específicos de tratamiento de residuos de corrientes residuales particulares. La aplicación de una tecnología desarrollada para residuos distintos, de características posiblemente inadecuadas, puede producir un funcionamiento pobre o de mala calidad. Algunas instalaciones están diseñadas como «combustión en masa» (es decir, para tratar residuos de composición variable), otras sólo para recibir corrientes residuales seleccionadas con especificaciones estrechas. El diseño requerido depende de los residuos recibidos para tratamiento en la incineradora. Pueden derivarse considerables consecuencias operativas, de seguridad y

medioambientales si se intentan tratar residuos inadecuados en una instalación no diseñada para los mismos.

Además de los objetivos de comportamiento (ej: destrucción de residuos, producción de energía, niveles de emisión), la elección de la técnica de tratamiento térmico debe generalmente tener en cuenta los siguientes criterios técnicos:

- composición química y variación de los residuos;
- composición física de los residuos, ej: tamaño de partícula y variación;
- características térmicas de los residuos, ej: poder calorífico, niveles de humedad;
- productividad y operatividad requeridas;
- requisitos de calidad y composición de cenizas de fondo y otros residuos finales;
- posibilidades de uso de productos de oxidación parcial, como gas de síntesis o coque;
- objetivos de niveles de emisiones y sistema de eliminación seleccionado;
- tipo de recuperación de energía (ej: calor, electricidad, cogeneración).

Además de estos criterios técnicos, lo siguiente puede también influenciar la elección del diseño final:

- grado de riesgo técnico;
- experiencia operativa y capacidad técnica disponible;
- presupuesto.

Las instalaciones diseñadas para tratar una gama reducida de residuos específicos (o residuos muy tratados y por tanto más homogéneos) operan con un margen más estrecho de límites operativos que las que reciben residuos con mayor variabilidad. Residuos más homogéneos pueden permitir una mayor estabilidad del proceso, con una composición de gases de combustión más uniforme y previsible. Cuando la calidad de los residuos puede ser debidamente controlada, la capacidad del sistema de TGC puede estrecharse en un cierto grado sin incrementar el riesgo de que las concentraciones en el gas crudo rebasen la capacidad del sistema de TGC.

En la práctica, las incineradoras de residuos pueden tener sólo un control limitado sobre los residuos que reciben. Así pues, los operadores que reciben tales residuos deben diseñar sus procesos de forma que sean suficientemente flexibles para adaptarse a la gama de residuos que pueden alimentarse al proceso. [64, TWGComments, 2003]

4.1.2. BUENA PRÁCTICA OPERATIVA GENERAL

El orden y la limpieza general contribuyen a la mejora del entorno de trabajo y pueden permitir la detección anticipada de posibles problemas operativos.

Los principales elementos de una buena práctica operativa general son:

- el uso de sistemas para identificar y disponer/almacenar los residuos según sus riesgos;
 - la prevención de emisiones de polvo del equipo operativo;
 - la gestión efectiva de aguas residuales, y;
 - un mantenimiento preventivo eficaz.
- [64, TWGComments, 2003]

4.1.3. Control de calidad de los residuos entrantes

4.1.3.1. ESTABLECIMIENTO DE LIMITACIONES DE ENTRADA A LA INSTALACIÓN E IDENTIFICACIÓN DE LOS RIESGOS CLAVES

Descripción

Cada instalación tiene limitaciones en cuanto a las características de los residuos que pueden alimentarse al incinerador en sí. Conociendo las limitaciones de entrada del proceso de incineración, es posible derivar una especificación de entrada de residuos que detalle los volúmenes de alimentación máximos y deseables del sistema. Luego será posible determinar los riesgos claves y los controles de procedimiento requeridos para evitar o reducir la operación fuera de estas limitaciones.

Entre los factores que fijan estos límites se incluyen:

- diseño del mecanismo de alimentación de residuos y de la idoneidad física de los residuos recibidos;
- caudal de residuos y capacidad calórica nominal del horno;
- valores límite de emisiones que se requiere alcanzar (es decir, % de reducción de contaminante requerido);
- capacidad de la tecnología de limpieza de gases de combustión para la eliminación de los distintos contaminantes (ej: límite de caudal de gases de combustión, carga de contaminantes, etc.).

Pueden ser ejemplos de riesgos claves identificados:

- una alta entrada de mercurio, que produce altas concentraciones en el gas de combustión;
- una alta entrada de yodo o bromo, que produce altas concentraciones en el gas de combustión;
- una alta variabilidad del contenido de humedad o VC, que produce irregularidades de combustión;
- una alta carga de cloro que rebase la capacidad del TGC;
- una alta carga de azufre que rebase la capacidad del TGC;

- un cambio rápido en la química del gas de combustión que afecte a la función del TGC;
- elementos de gran tamaño que bloquen los sistemas de alimentación, interrumpiendo la operación normal;
- un exceso de formación de escoria/ensuciamiento de los elementos de la caldera al alimentar ciertos tipos de residuos, ej: se ha reportado que las fuentes con elevada concentración de Zn (residuos de madera contaminados) pueden causar una formación anormal de escoria en el primer paso de caldera.

Una vez establecidos los riesgos teóricos y reales (es decir, los que ocurren en plantas en funcionamiento), el operador puede desarrollar una estrategia de control objetiva para reducir estos riesgos; p.ej: si la experiencia del operador muestra que la instalación puede experimentar excesos en los valores de emisión de HCl, el operador puede decidir intentar controlar las fuentes y las concentraciones máximas de Cl en los residuos alimentados a la etapa de combustión y/o aplicar medidas de diseño y funcionamiento en el tratamiento de gases de combustión ácidos aplicados.

Beneficios medioambientales que se consiguen

El uso de esta técnica ayuda a asegurar una función uniforme y estable del incinerador y reduce los requisitos de intervención reactiva y de emergencia en el proceso.

Efectos sobre otros medios

La aplicación de procedimientos de limitación de la entrada al proceso produce la eliminación de residuos que caen fuera de la especificación establecida. Estos residuos son luego desviados del proceso de incineración a otras opciones de tratamiento de residuos. El tipo y magnitud de los efectos sobre otros medios dependen por lo tanto del tipo y eficacia de la opción de tratamiento alternativo.

Datos operativos

Ver descripción anterior.

Aplicabilidad

Aplicable a todas las plantas de incineración de residuos, particularmente las que reciben residuos de diversas fuentes y de una especificación amplia o difícil de controlar (ej: incineradoras comerciales de residuos peligrosos).

Las instalaciones existentes tendrán la ventaja de la experiencia y conocimiento de situaciones anteriores encontradas durante la vida operativa de la instalación. Las plantas nuevas podrán aprender de la experiencia operativa de plantas similares existentes y luego adaptar y desarrollar sus propios procedimientos según sus experiencias operativas específicas.

Las instalaciones con amplias instalaciones de almacenaje y pretratamiento pueden ser capaces de aceptar residuos que están normalmente fuera de la especificación normal de la cámara de combustión, y luego tratar los residuos para adaptarlos a los requisitos del incinerador.

Aunque las IRP comerciales están construidas con frecuencia para recibir cualquier tipo de residuo peligroso, no es así para muchas otras instalaciones, incluidas las IRSU. No obstante, algunos tipos de residuos de naturaleza similar a los RSU son tratados en algunas IRSU, p.ej: residuos comerciales, algunos residuos clínicos y lodos de depuradora. La instalación puede precisar una cierta adaptación para estar debidamente equipada para tratar residuos de naturaleza distinta al tipo principal recibido. Esto incluye generalmente la previsión de sistemas adecuados de recepción, almacenamiento y manipulación. Si el residuo es considerablemente distinto pueden ser necesarias adaptaciones más amplias, por ejemplo del tipo de horno, TGC, sistema de tratamiento de aguas residuales, medidas de seguridad específicas y equipo de laboratorio/análisis. [64, TWGComments, 2003]

Economía

Los costes no son cuantificables de forma precisa.

La exclusión de algunas fuentes/tipos de residuos puede reducir los ingresos. Además, puede requerirse una inversión específica para introducir las técnicas de identificación y gestión de tales residuos, ej: análisis, pretratamiento.

Motivo principal de aplicación

Se requiere un buen conocimiento de las limitaciones del proceso a fin de evaluar y seleccionar procedimientos para controlar la entrada y con ello el comportamiento global del proceso.

Plantas de ejemplo

Práctica de amplia aplicación, en particular en plantas de incineración de residuos peligrosos.

La técnica se aplica asimismo en muchas IRSU europeas a fin de identificar y posiblemente excluir los tipos de residuos no deseados.

Referencias

[55, EIPPCBsitevisits, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.1.3.2. COMUNICACIÓN CON PROVEEDORES DE RESIDUOS PARA MEJORAR EL CONTROL DE CALIDAD DE LOS RESIDUOS ENTRANTES

Descripción

Normalmente se reciben residuos de una amplia variedad de fuentes, sobre las cuales el operador puede tener sólo un control limitado. Cuando el operador ha

identificado residuos específicos, sustancias o propiedades de residuos, o fuentes individuales que pueden causar o causan problemas operativos, la comunicación de las objeciones del operador a las personas que producen y suministran los residuos puede ayudar en la cadena global de gestión de residuos. Un ejemplo es la recogida selectiva de residuos que contienen Hg, como pilas o amalgama dental, a fin de que el contenido de Hg de la corriente de RSU se vea reducido.

El tipo de técnicas empleadas y el grado en el que se emplean depende del grado de riesgo y la frecuencia y naturaleza de las dificultades operativas experimentadas. En general, cuanto mayor es la variabilidad de los tipos, composiciones y fuentes de residuos, mayor es el esfuerzo requerido en el control de la entrada de residuos.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Evitando la recepción de residuos inadecuados o controlando el suministro de residuos que son difíciles de tratar o que requieren cuidado especial puede reducir las dificultades operativas y con ello evitar emisiones adicionales.

Efectos sobre otros medios

Algunos residuos pueden tener que ser desviados de la incineradora a otras opciones de tratamiento de residuos.

Aplicabilidad

Esta técnica puede aplicarse a todas las plantas incineradoras de residuos, pero es más útil en plantas que reciben residuos de diversas fuentes y con una especificación amplia o difícil de controlar (ej: plantas comerciales de incineración de residuos peligrosos).

Los procesos diseñados para recibir una estrecha gama de residuos bien definidos pueden requerir un cuidado particular para asegurar que las sustancias claves sean controladas.

Las plantas existentes tendrán la ventaja de aprender de las situaciones reales ya encontradas.

Economía

Pueden generarse ahorros evitando dificultades operativas.

Motivo principal de aplicación

Los procedimientos para controlar la entrada pueden reducir el riesgo de problemas operativos y emisiones asociadas.

Plantas de ejemplo

Práctica ampliamente utilizada en plantas de incineración de residuos peligrosos, en particular.

La IRSU SELCHP (Sureste de Londres, Reino Unido) identificó fuentes de yeso (sulfato cálcico) que producían trastornos en la operación de la planta.

En Caen (Francia) se realizó una eficaz campaña de información para reducir el contenido de Hg en los RSU.

Referencias

[64, TWGComments, 2003]

4.1.3.3. CONTROL DE LA CALIDAD DE LA ALIMENTACIÓN DE RESIDUOS AL INCINERADOR

Descripción

Para ayudar a controlar la calidad de la alimentación de residuos, y con ello estabilizar el proceso de combustión dentro de los parámetros del diseño, pueden derivarse una serie de requisitos de calidad para los residuos alimentados al incinerador. Los requisitos de calidad pueden derivarse de una comprensión de las limitaciones operativas del proceso, como:

- capacidad térmica del incinerador;
- requisitos físicos de la alimentación (tamaño de partículas);
- controles utilizados para el proceso de incineración (ej: aprovechamiento del PCN, producción de vapor, contenido de O₂ etc.);
- capacidad del sistema de tratamiento de gases de combustión y las concentraciones/niveles máximos de entrada en el gas crudo que se derivan;
- los límites de emisión que deben cumplirse;
- requisitos de calidad de las cenizas de fondo.

Los residuos pueden ser almacenados, mezclados o combinados (esto está restringido por algunas legislaciones nacionales) para asegurar que el residuo combinado que alimenta al incinerador caiga dentro del conjunto de requisitos de calidad derivado.

Las sustancias/propiedades claves que normalmente requieren la aplicación de procedimientos particulares para su gestión hacen referencia a variaciones en la concentración y distribución en los residuos de lo siguiente:

- mercurio, metales alcalinos y metales pesados;
- yodo y bromo;
- cloro y azufre;
- variaciones en valores calóricos/contenido de humedad;
- contaminantes orgánicos críticos, como PCB;
- consistencia física de los residuos, como el lodo de alcantarillado;
- miscibilidad de distintos tipos de residuos.

Los resultados de CEN/TC 292 y CEN/TC 343 pueden ser relevantes para realizar el muestreo de estas sustancias en los residuos.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Reducción de las emisiones en los gases de combustión mediante:

- funcionamiento uniforme del proceso;
- combustión eficaz;
- mejora de la recuperación de energía;
- concentraciones más uniformes en el gas crudo y por tanto mejor operación de la planta de limpieza de gases de combustión;
- menor ensuciamiento de la caldera, al reducir la emisión de polvo.

Efectos sobre otros medios

La preparación y almacenaje de residuos puede dar lugar a emisiones fugitivas que a su vez requieren gestión.

Datos operativos

No hay información.

Aplicabilidad

Todas las instalaciones deben derivar su propio conjunto de limitaciones clave de entrada al proceso y luego adoptar restricciones de admisión adecuadas y posible pretratamiento para asegurar que estas limitaciones no se rebasen.

Un requisito para ello será necesario especialmente cuando se encuentren composiciones de residuos altamente variables (ej: IRP comerciales), así como en plantas de pequeña capacidad, ya que éstas tienen una menor capacidad operativa de *almacenamiento intermedio* que las plantas grandes.

[64, TWGComments, 2003] Esta técnica encuentra su principal aplicación y ventajas en incineradoras de residuos peligrosos, aunque en algunos países (ej: Austria) se aplica en todas las plantas incineradoras de residuos.

Economía

Información no facilitada.

Motivo principal de aplicación

Ayudar a asegurar que el material de alimentación sea adecuado a los procesos empleados, y por tanto permitir el control de las emisiones y consumos dentro de los parámetros requeridos.

Plantas de ejemplo

Se aplica en particular en plantas incineradoras de residuos peligrosos en Europa.

Referencias

[25, Kommunikemi, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.1.3.4. INSPECCIÓN, MUESTREO Y PRUEBA DE LOS RESIDUOS ENTRANTES

Descripción

Esta técnica comporta el uso de un régimen adecuado para la evaluación de los residuos entrantes. Las evaluaciones realizadas están seleccionadas para asegurar que:

- los residuos recibidos esten dentro de la especificación adecuada para la instalación;
- los residuos que requieran manipulación/almacenamiento/tratamiento/eliminación especial sean trasladados al lugar apropiado;
- que los residuos correspondan a lo descrito por el proveedor (por motivos contractuales, operativos o legales).

Las técnicas adoptadas van desde una simple inspección visual a una análisis químico completo. El alcance de los procedimientos adoptados dependerá de:

- la naturaleza y composición de los residuos;
- la heterogeneidad de los residuos;
- las dificultades conocidas con residuos (de un cierto tipo o procedencia);
- las sensibilidades específicas de la instalación afectada (ej: determinadas sustancias que se sabe que causan dificultades operativas);
- si el residuo es de origen conocido o desconocido;
- existencia o ausencia de una especificación de control de calidad para los residuos;
- si este tipo de residuo ha sido tratado anteriormente y la experiencia con el mismo.;

Se facilitan procedimientos de ejemplo en el apartado de Datos operativos.

Beneficios medioambientales que se consiguen

La identificación avanzada de sustancias o propiedades o residuos inadecuados puede reducir las dificultades operativas y evitar con ello emisiones adicionales.

Efectos sobre otros medios

No hay efectos negativos significativos sobre otros medios.

*Datos operativos***Tabla 4.3. Algunas técnicas de inspección y muestreo aplicadas a diversos residuos.** [1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 41, EURITS, 2002], [64, TWGComments, 2003]

Tipo de residuo	Ejemplos de técnicas aplicadas	Comentarios
Residuos urbanos mixtos	<ul style="list-style-type: none"> • inspección visual en búnker • inspección puntual de suministros mediante descarga separada • pesaje de los residuos a la entrega • detección radiactiva 	Las cargas industriales y comerciales que presentan riesgos elevados requieren mayor atención
Residuos urbanos pretratados y RDF	<ul style="list-style-type: none"> • inspección visual • muestreo y análisis periódico de propiedades/sustancias claves 	
Residuos peligrosos	<ul style="list-style-type: none"> • inspección visual • control y comparación de datos en la lista de declaración en comparación con los residuos suministrados • muestreo/análisis de todos los suministros a granel • inspección aleatoria de las cargas en bidones • desembalaje e inspección de las cargas embaladas • evaluación de los parámetros de combustión • ensayos de mezcla de los residuos líquidos antes de su almacenaje • control del punto de inflamación para los residuos en el búnker • análisis de la composición elemental de los residuos de entrada, ej. por EDXRF 	El uso de procedimientos amplios y eficaces es particularmente importante para este sector. Las plantas que reciben corrientes simples pueden adoptar procedimientos más simplificados
Lodos de depuradora	<ul style="list-style-type: none"> • muestreo y análisis periódico de propiedades y sustancias claves • inspección de materiales duros, como piedras/metal/madera/plásticos antes de las etapas de transferencia, deshidratación y secado • control de proceso para adaptarlo a las variaciones del lodo 	La idoneidad de las técnicas depende del tipo de lodo dedepuradora, como lodo crudo, lodo digerido, lodo oxidado, etc.
Residuos clínicos	<ul style="list-style-type: none"> • control y comparación de los datos de la lista de declaración con los residuos suministrados • análisis de radiactividad 	El riesgo de infección hace desaconsejable el muestreo. Se requiere un control por parte del productor de residuos
Subproductos animales	<ul style="list-style-type: none"> • control y comparación de los datos de la lista de declaración con los residuos suministrados • muestreo/análisis del material de bajo riesgo en cuando a su contenido en grasas y humedad 	El muestreo no es aconsejable para material de alto riesgo por motivos de seguridad

Aplicabilidad

Los regímenes más amplios de muestreo y análisis son apropiados cuando las composiciones y fuentes son más variables (ej., incineradoras de residuos peligrosos comerciales) o cuando hay dificultades conocidas, ej: historial de problemas con un tipo o fuente particular de residuos.

Economía

El coste de aplicación de estas técnicas aumenta rápidamente con el grado y complejidad de los procedimientos adoptados.

Los costes de muestreo, análisis, almacenamiento y tiempo de proceso adicional requerido, pueden representar una parte considerable de los costes operativos, en particular en plantas de residuos peligrosos, donde se aplican los regímenes más amplios de muestreo y análisis.

Motivo principal de aplicación

Obtener un mejor nivel de control del proceso y protección de la planta.

Plantas de ejemplo

Ampliamente utilizado en Europa.

Referencias

[40, EURITS, 2003], y comentarios durante visitas a instalaciones. [64, TWGComments, 2003]

4.1.3.5. DETECTORES DE MATERIALES RADIATIVOS

Descripción

Aunque los materiales radiactivos no están regulados específicamente por la IPPC, la inclusión de fuentes o sustancias radiactivas en los residuos puede producir problemas operativos y de seguridad. En el entorno natural hay presentes niveles muy bajos de radiactividad «de fondo», que también se encuentran en los residuos: estos niveles no requieren medidas específicas para su detección y control. No obstante, algunos residuos tienen riesgo de contener elevados niveles, particularmente los derivados de actividades que utilizan materiales radiactivos. Por lo tanto, algunos residuos clínicos e industriales pueden contener de forma rutinaria u ocasional fuentes específicas de contaminación radiactiva, aunque la inclusión de tales residuos con residuos urbanos, así como las dificultades en el control de la recogida de residuos mixtos, pueden producir la presencia de radiactividad en otros residuos.

Los materiales radiactivos pueden detectarse frecuentemente utilizando detectores específicos situados, por ejemplo, en la entrada a la planta. También pueden realizarse análisis en cargas de residuos que puedan tener un riesgo más elevado de contaminación. Estos análisis se realizan específicamente en la admisión de las cargas, en base a un nivel máximo de contaminación. Estos niveles máximos se derivan del conocimiento del destino de los isótopos tratados, y del proceso particular que los trata, y considerando los límites establecidos en los niveles de contaminación permitidos en la emisiones al suelo, a la atmósfera y al agua.

Los detectores de centelleo de plástico son un tipo de detector usado; utilizan fotones de radionucleidos emisores radiación gamma y en menor medida de emisores beta. Los radionucleidos suelen estar presentes en residuos clínicos, residuos de laboratorios y materias radiactivas naturales refinadas técnicamente. También son importantes los controles aplicados para evitar la mezcla de residuos ra-

diactivos con residuos normales (a veces se hace para evitar el elevado coste de tratamiento asociado con los residuos radiactivos).

Beneficios medioambientales que se consiguen

Prevención de la contaminación de la planta y de la emisión de sustancias radiactivas. La contaminación de la instalación puede producir paradas largas y costosas para descontaminación.

Efectos sobre otros medios

La principal preocupación es cómo gestionar el residuo identificado como radiactivo – ya que es posible que ni su transporte ni su tratamiento esté permitido. El desarrollo de planes y procedimientos, en anticipación de estas situaciones, para la gestión de los residuos radiactivos detectados, es un factor ventajoso.

Datos operativos

Algunas plantas reportan buenas experiencias en el uso de controles de entrada de materiales radiactivos, después de constatar que los RSU que reciben pueden contener ocasionalmente materiales radiactivos. [64, TWGComments, 2003]

Aplicabilidad

Aplicable a plantas de incineración en las que se reciben residuos heterogéneos de una amplia variedad de proveedores. Se aplica menos cuando las fuentes y la variabilidad de los residuos son conocidos y controlados, o cuando el riesgo de recibir materiales radiactivos se considera bajo.

Economía

El coste de inversión para la instalación de detectores es de unos 25000-50000 €.

Motivo principal de aplicación

Las reducciones en el umbral tolerable de contaminación radiactiva de bajo nivel alientan el uso de esta técnica. Estos umbrales pueden variar de un Estado Miembro a otro según los requisitos legales. [64, TWGComments, 2003]

En algunos Estados Miembros, ej: Francia, la reglamentación sobre IRSU obliga a la aplicación de un detector de materiales radiactivos (con unas pocas excepciones).

Plantas de ejemplo

Se aplica en instalaciones de residuos peligrosas y algunas incineradoras de residuos urbanos.

Referencias

[40, EURITS, 2003], y comentarios durante visitas a instalaciones. [64, TWGComments, 2003]

4.1.4. Almacenamiento de residuos

Los principios básicos de almacenamiento se detallan en el borrador de BREF horizontal aplicable al almacenamiento de residuos, al que hay que hacer referencia para una guía general de las técnicas. No obstante dado que los residuos suelen tener una composición poco definida o incluso desconocida, con frecuencia se aplican técnicas adicionales que mejoran la seguridad del almacenamiento, abordando estos riesgos *desconocidos*. Así pues, esta sección del BREF se concentra en las técnicas específicas relevantes a los residuos, antes que en aspectos más generales del almacenamiento.

4.1.4.1. SUPERFICIES ESTANCAS, CON DESAGÜE CONTROLADO E IMPERMEABLES

Descripción

El almacenamiento de residuos en áreas que tienen superficies estancas y resistentes con desagüe controlado evita la emisión de sustancias directamente desde los residuos o por lixiviación.

Las técnicas empleadas varían según el tipo de residuos, su composición y la vulnerabilidad o riesgo asociado con la emisión de sustancias de los residuos. En general, las siguientes técnicas de almacenamiento son apropiadas:

Tabla 4.4. Algunos ejemplos de técnicas de almacenamiento aplicadas para distintos tipos de residuos. [64, TWGComments, 2003]

Tipo de residuos	Técnicas de almacenamiento
Aspectos generales aplicables a todos los residuos	<ul style="list-style-type: none"> • materiales olorosos almacenados en interior con sistemas de aire controlado, utilizando el aire descargado como aire de combustión (ver 4.1.4.4) • zonas designadas para carga/descarga con desagüe controlado • zonas claramente marcadas (ej. mediante colores) para el desagüe de zonas de contaminación potencial (almacenaje/carga/transporte) • limitación de los tiempos de almacenaje según tipo de residuo y riesgos • capacidad de almacenaje • el embalado o contención de algunos residuos para su almacenamiento temporal es posible según los residuos y factores específicos de riesgo de cada lugar • medidas de protección contra incendios, ej. tabique para fuegos entre el búnker y la sala del horno.
Residuos sólidos urbanos e industriales no peligrosos	<ul style="list-style-type: none"> • búnkeres con suelos estancos o zonas de almacenamiento a nivel estancas • naves cubiertas y con paredes • algunos elementos a granel con bajo potencial de polución pueden almacenarse sin medidas especiales

Tabla 4.4. Algunos ejemplos de técnicas de almacenamiento aplicadas para distintos tipos de residuos [64, TWGComments, 2003] (continuación)

Tipo de residuos	Técnicas de almacenamiento
RSU pretratados y RDF	<ul style="list-style-type: none"> • tolvas aisladas • búnkeres con suelos estancos o zonas de almacenamiento niveladas • naves cubiertas y con paredes • las cargas envueltas o en contenedores pueden ser adecuadas para almacenamiento externo sin medidas especiales, según la naturaleza de los residuos
Residuos líquidos y lodos en gran volumen	<ul style="list-style-type: none"> • tanques de gran volumen con recinto de contención resistentes a los ataques • bridas y válvulas dentro de zonas con recinto de contención • conducción de los espacios libres de los tanques al incinerador para eliminar las sustancias volátiles • dispositivos de control de explosiones en conductos, etc.
Residuos líquidos y lodos en bidones	<ul style="list-style-type: none"> • almacenamiento en zonas cubiertas • superficies con contención y resistentes
Residuos peligrosos	<ul style="list-style-type: none"> • almacenamiento segregado según evaluación de riesgos • especial atención a la duración de los tiempos de almacenamiento • dispositivos automáticos de manejo y carga • instalaciones de limpieza para superficies y contenedores
Residuos clínicos/ con riesgo biológico	<ul style="list-style-type: none"> • almacenamiento segregado • refrigeración o congelador para residuos con riesgo biológico • especial atención a la reducción de los tiempos de almacenamiento • dispositivos automáticos de manejo y carga • instalaciones de desinfección de contenedores • almacenamiento congelado, si el tiempo de almacenaje supera un cierto periodo, p.ej. 48 horas

Beneficios medioambientales que se consiguen

El almacenamiento adecuado de residuos tiene muchas ventajas:

- reducción del riesgo de emisiones mediante una contención segura;
- prevención da entrada de agua de lluvia en los residuos almacenados (lo que reduce el VCI y dificulta la combustión);
- evita la dispersión a causa del viento;
- reduce los lixiviados (y los requisitos de gestión que comporta);
- reduce la movilización de contaminantes;
- reduce el deterioro de los contenedores;
- reduce la contracción y dilatación por temperatura de los contenedores cerrados;
- reduce las emisiones de olores y permite su gestión;
- permite la gestión de emisiones fugitivas.

Efectos sobre otros medios

Se requieren naves e infraestructuras adicionales.

Datos operativos

No se ha facilitado información específica.

Aplicabilidad

El principio general de evaluar los residuos recibidos y proporcionar un almacenamiento seguro para los mismos (es decir, reduciendo la extensión de la contaminación y los riesgos de emisiones de almacenamiento y manipulación), es aplicable a todas las instalaciones.

El grado y los métodos precisos adoptados depende de los residuos recibidos y se han detallado anteriormente. En general, los residuos líquidos y peligrosos son los que requieren mayor atención.

Economía

No se han facilitado datos específicos.

Motivo principal de aplicación

La aplicación de un almacenamiento seguro es una técnica fundamental para una gestión eficaz de residuos y para la prevención de emisiones.

Plantas de ejemplo

Se aplica ampliamente en Europa. Ejemplos en B, D, DK, F, FIN.

Referencias

Comentarios durante visitas a instalaciones. [64, TWGComments, 2003]

4.1.4.2. GESTIÓN DE LOS TIEMPOS DE ALMACENAMIENTO

La reducción de los tiempos de almacenamiento puede ser útil para:

- prevención del deterioro de contenedores (desgaste por intemperie, envejecimiento, corrosión);
- prevención de la putrefacción de los residuos orgánicos (que puede producir emisiones de olores, dificultades de proceso y manejo, riesgos de incendio y explosión);
- reducción del riesgo de desprendimiento de las etiquetas.

Los tiempos de almacenamiento pueden reducirse:

- evitando que los volúmenes de residuos almacenados se hagan demasiado grandes;

- controlando y gestionando los suministros (cuando sea posible) mediante comunicación con los proveedores, etc.

En general, los RSU se almacenan en naves cerradas durante un periodo de 4 a 10 días, y los periodos de almacenamiento están mucho en función de los patrones de recogida/suministro. Debido al deseo de operar las instalaciones de forma continua, la capacidad de almacenamiento y, por tanto, los periodos máximos de almacenamiento vendrán muchas veces determinados por la máxima cantidad de tiempo que la planta esté sin recibir suministros. En particular, en los periodos de vacaciones puede haber lapsos de varios días sin suministro de residuos. [64, TWGComments, 2003]

Un tiempo limitado para la maduración de los residuos urbanos en el búnker puede tener un efecto positivo sobre la homogeneidad de los residuos. La alimentación de residuos frescos inmediatamente después de su recepción puede inducir fluctuaciones en el proceso. [74, TWGComments, 2004]

Cuando se reciben diversos tipos de residuos de diversas fuentes y se introducen en el horno de acuerdo con un menú particular (ej: instalaciones de residuos peligrosos), los tiempos de almacenamiento largos pueden ser beneficiosos para determinadas sustancias, incluso de hasta varios meses en algunos casos. Esto proporciona tiempo para alimentar lentamente al sistema los residuos de difícil tratamiento, cuando se dispone de suficientes materias compatibles. Tales prácticas resultan aceptables cuando estas sustancias particulares se almacenan de modo que el riesgo de deterioro de la sustancia y de su recipiente esté bien controlado.

4.1.4.3. EMBALADO U OTRO TIPO DE EMPAQUETADO DE RESIDUOS SÓLIDOS

Descripción

Durante las horas punta de suministro de residuos, si el ritmo de recepción de residuos es superior a la capacidad de tratamiento de la planta, los residuos se embalan en una cubierta de plástico y se almacenan. Los residuos recibidos durante el mantenimiento u otros periodos de parada también pueden almacenarse. La técnica puede facilitar el almacenamiento a largo plazo de algunos residuos y ampliar de forma efectiva la capacidad de almacenaje de la instalación.

Los residuos almacenados pueden reintroducirse en el flujo principal de residuos a la instalación cuando el ritmo de suministro decrece, o cuando la demanda de producción de calor es mayor, o cuando los precios de venta de la energía (electricidad y calor) son más elevados.

La maquinaria y materiales utilizados para el embalado son similares a los utilizados en algunas zonas para el embalado de piensos. Los residuos se compactan y se envuelven con película de plástico en grandes cilindros, normalmente de 1 m de altura por 1 m de diámetro. El oxígeno en el interior se consume rápidamente

y ya no hay más disponible, ya que el aire atmosférico no puede entrar en la bala bien empaquetada, incluso aunque la película esté rasgada.

La principal ventaja del embalado, y por tanto del almacenamiento prolongado de residuos, es que es posible dar acomodo a las variaciones en el ritmo de suministro de los residuos y el proceso puede continuar operando de forma uniforme.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Hay 3 beneficios básicos:

- Minimización de la cantidad de residuos enviados a otras partes: durante las paradas de la planta o de una de sus líneas, los residuos pueden ser embalados e incinerarse más tarde cuando la planta/línea vuelva a funcionar.
- Optimización del diseño de la planta. La planta puede operar en condiciones de carga más constantes a lo largo de todo el año.
- Mejora de la valorización de la energía recuperada: los residuos almacenados pueden quemarse cuando haya una mayor demanda o un precio más alto para la energía suministrada.

Efectos sobre otros medios

Es necesario adoptar medidas adecuadas para gestionar los siguientes riesgos relacionados con el almacenamiento:

- olor;
- sabandijas;
- suciedad;
- riesgo de incendio;
- lixiviación derivada de la entrada de agua de lluvia en los residuos embalados.

Datos operativos

En instalaciones en áreas urbanas u otros lugares donde haya receptores adyacentes sensibles, los aspectos de almacenamiento de residuos (ej: olores) pueden ser más difíciles o caros de gestionar en un modo adecuado.

Es menos probable que esta técnica sea necesaria cuando hay múltiples líneas de incineración, ya que un esquema de este tipo puede ofrecer un cierto nivel de flexibilidad de operación durante las operaciones de mantenimiento, de modo que continuamente haya capacidad de incineración.

Aplicabilidad

Aplicable en circunstancias en las que el almacenamiento de residuos se realiza y puede llevarse a cabo de modo que no origine preocupaciones particulares relativas a efectos sobre otros medios (ver arriba). Puede aplicarse a residuos sólidos

industriales peligrosos y a RSU pretratados o mixtos, aunque en la práctica no se utiliza ampliamente.

No es adecuado para residuos de alto riesgo, ya que los riesgos (directos o indirectos) del almacenaje a largo plazo pueden contrarrestar las posibles ventajas.

Economía

Es posible obtener mayores ingresos con mayores ventas de energía durante periodos de mayor demanda o alto precio.

El objetivo de la técnica es asegurar que durante el curso de, por ejemplo, un año, los costes se reduzcan gracias a los ingresos adicionales proporcionados por la incineración de residuos durante periodos en los que normalmente no se podría (por no haber suministros), o asegurando que los residuos se quemen cuando hay una mayor demanda (y por tanto un precio más alto) para la energía suministrada. Por consiguiente, la técnica suele ofrecer los mayores beneficios económicos cuando (a) se vende calor, y (b) hay un mercado variable para la venta de energía.

Motivo principal de aplicación

Las variaciones en los precios de la energía pueden crear una situación en la que pueda ser deseable utilizar capacidad adicional de incineración para atender esta demanda: los residuos almacenados pueden utilizarse en estos periodos.

Los lugares con poblaciones estacionales (ej: zonas de vacaciones) pueden producir cantidades muy distintas de residuos combustibles según la estación. El almacenaje de residuos permite flexibilidad, de modo que los residuos puedan usarse cuando haya capacidad de incineración sobrante o una demanda adicional de energía.

Plantas de ejemplo

La técnica se aplica en diversos Estados Miembros, como Suecia, Francia.

Referencias

[28, FEAD, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.1.4.4. EXTRACCIÓN DE AIRE DE INCINERACIÓN DE ZONAS DE ALMACENAMIENTO PARA CONTROL DE OLORES, POLVO Y EMISIONES FUGITIVAS

Descripción

El suministro de aire al incinerador (primario o secundario) puede tomarse de las zonas de almacenamiento de residuos (o productos químicos). Cerrando las zonas de almacenamiento de residuos y limitando el tamaño de las entradas a las zonas de almacenamiento de residuos, toda la zona de almacenaje de residuos puede mantenerse bajo una presión ligeramente negativa.

Esto reduce el riesgo de emisiones de olor y asegura que las emisiones fugitivas se destruyan en el incinerador en lugar de emitirse.

También es posible ventilar el almacenamiento de materias primas a la cámara de combustión o al equipo de limpieza de gases de combustión, según la naturaleza de los humos extraídos.

Las principales técnicas empleadas son:

Tabla 4.5. Principales técnicas para reducir las emisiones fugitivas de olor, y las emisiones de GHG. [2, infomil, 2002] p. 150, [1, UBA, 2001] p. 36, [40, EURITS, 2003]

Técnica	Aplicación
Residuos sólidos en naves cerradas, de las que se extrae el aire de incineración	<ul style="list-style-type: none"> • residuos urbanos • residuos peligrosos voluminosos sólidos y pastosos • RDF • lodos de alcantarillado • residuos clínicos • otros residuos olorosos
Conducción de la ventilación de los tanques a la alimentación de aire de incineración	<ul style="list-style-type: none"> • residuos peligrosos olorosos y volátiles, ej. residuos de disolventes • lodos olorosos, como lodos de alcantarillado • otros residuos olorosos o volátiles

Beneficios medioambientales que se consiguen

Reducción general de emisiones fugitivas, olores, emisiones de GHG y riesgos sanitarios.

Efectos sobre otros medios

Las medidas de gestión y tratamiento alternativo del aire (ej: para olores, COV u otras sustancias según el tipo de residuo) pueden ser necesarias cuando la incineradora no funciona. Incluso para procesos de múltiples líneas, en las que es habitual que al menos una línea funcione en un momento dado, puede aplicarse gestión y tratamiento alternativo del aire, dado que es posible que todas las líneas de una planta de incineración de residuos tengan que parar (ej: en caso de accidentes, mantenimiento de una línea y avería simultánea de la otra línea, fin del mantenimiento cuando los residuos ya hayan sido suministrados). [74, TWGComments, 2004]

Datos operativos

Los requisitos típicos de aire para procesos de incineración de residuos son 3000-10000 m³/tonelada de residuos tratados, dependiendo principalmente del VCI.

Si las entradas de aire (ej: puertas de acceso, etc.) a las zonas de almacenamiento de residuos son pequeñas (en cuanto su sección total combinada), la velocidad de entrada del aire en estas entradas será mayor, y el riesgo de emisiones fugitivas a través de estas rutas será consecuentemente menor.

Es necesario tener cuidado con la extracción de residuos peligrosos (particularmente material inflamable/volátil), de las zonas de almacenamiento, a fin de evitar riesgos de explosión.

En caso de incendio en el búnker, los canales de aire deben cerrarse automáticamente para evitar que el fuego se propague desde el búnker a la nave de incineración.

Aplicabilidad

Todos los incineradores en los que hay riesgo de emisión de olores u otras sustancias de zonas de almacenamiento.

Las plantas que almacenan disolventes volátiles pueden reducir de forma muy significativa sus emisiones de COV con esta técnica.

Cuando se aplica sólo por motivos de control de olores, los lugares más próximos a receptores sensibles a los olores tienen una mayor necesidad de aplicar esta técnica.

Economía

Costes adicionales de conducciones para reconversión de instalaciones existentes.

La previsión de un sistema de refuerzo para periodos en los que el incinerador no esté disponible supone el coste adicional de dicho sistema.

Motivo principal de aplicación

Control de emisiones fugitivas, incluidos olores.

La proximidad a receptores sensibles a los olores aumentará la necesidad de esta técnica, incluida la necesidad de medidas alternativas cuando el proceso de incineración no esté disponible.

Plantas de ejemplo

Ampliamente usada en plantas incineradoras de residuos en Europa.

En Alemania, hasta 60 IRSU cuentan con larga experiencia con esta medida.

Referencias

[2, infomil, 2002] p. 150, [1, UBA, 2001] p. 36, [40, EURITS, 2003] [64, TWGComments, 2003]

4.1.4.5. SEGREGACIÓN DE TIPOS DE RESIDUOS PARA UN PROCESO SEGURO

Descripción

Los procedimientos de aceptación y almacenamiento de residuos dependen de las características químicas y físicas de los residuos. Una evaluación apropiada de los residuos es un elemento esencial en la selección de las operaciones de almacenamiento y alimentación.

Esta técnica está fuertemente relacionada con la inspección, muestreo y evaluación de los residuos entrantes, descritos en la Sección 4.1.3.4.

Las técnicas de segregación aplicadas varían según el tipo de residuos recibidos en la planta, la capacidad de la planta para tratar tales residuos, y la disponibilidad de tratamientos alternativos o pretratamiento para la incine-

Tabla 4.6. Algunas técnicas de segregación aplicadas para diversos tipos de residuos. [2, infomil, 2002] p. 150, [1, UBA, 2001] p. 36, [40, EURITS, 2003] [64, TWGComments, 2003]

Tipo de residuo	Técnicas de segregación
Residuos urbanos mixtos	<ul style="list-style-type: none"> • la segregación no se aplica rutinariamente, a menos que se reciban varias corrientes diferenciadas de residuos que puedan mezclarse en el búnker; • los elementos voluminosos que requieran pretratamiento pueden segregarse; • zonas de segregación de emergencia para residuos rechazados • para lechos fluidizados, puede requerirse la eliminación de metales para facilitar la trituración y evitar bloqueos.
Residuos urbanos pretratados y RDF	<ul style="list-style-type: none"> • la segregación no se aplica rutinariamente • zonas de segregación de emergencia para residuos rechazados
Residuos peligrosos	<ul style="list-style-type: none"> • se requieren procedimientos extensivos para separar las materias químicamente incompatibles (se dan ejemplos a continuación): <ul style="list-style-type: none"> • agua de fosfuros • agua de isocianatos • agua de metales alcalinos • cianuros de ácidos • materiales inflamables de agentes oxidantes • mantener la separación de los residuos que se suministran envasados y presegregados
Lodos de alcantarillado	<ul style="list-style-type: none"> • los residuos suelen mezclarse bien antes de su suministro a la planta • algunas corrientes industriales pueden suministrarse separadamente y requieren segregación para su mezcla
Residuos clínicos	<ul style="list-style-type: none"> • el contenido de humedad y el VC pueden variar mucho según la procedencia • segregar los distintos contenedores para permitir un almacenaje adecuado y una alimentación controlada

ración. En algunos casos, particularmente para ciertas mezclas reactivas de residuos peligrosos, se requiere segregación cuando los materiales se envasan en el lugar de producción, a fin de poder embalarlos, transportarlos, descargarlos, almacenarlos y manejarlos de forma segura. En estos casos, la segregación en la instalación de incineración trata de mantener la separación de estos materiales a fin de evitar mezclas peligrosas. [64, TWGComments, 2003]

Beneficios medioambientales que se consiguen

La segregación de residuos incompatibles reduce los riesgos de emisiones:

- reduciendo los riesgos de accidentes (que podrían producir emisiones perjudiciales para el medio ambiente y/o la salud y la seguridad);
- alimentando las sustancias de forma equilibrada, evitando con ello sobrecargas y fallos del sistema y reduciendo así las paradas de la planta.

Efectos sobre otros medios

No se ha identificado ninguno.

Datos operativos

En Francia, la legislación requiere el almacenamiento de los contenedores limpios en una sala separada de los sucios.

Aplicabilidad

No aplicable cuando los residuos ya hayan sido recogidos y suministrados de modo que no sea necesaria su segregación ulterior.

Economía

Información no facilitada.

Motivo principal de aplicación

Control de los riesgos que pueden derivarse de la mezcla de materias incompatibles y protección de la instalación asegurando que los residuos alimentados al incinerador estén dentro de la gama para la que está diseñada la instalación.

Plantas de ejemplo

Información no facilitada.

Referencias

[64, TWGComments, 2003]

4.1.4.6. ETIQUETAJE INDIVIDUAL DE LAS CARGAS DE RESIDUOS EN CONTENEDORES

El etiquetaje adecuado de los residuos (ej: según el Catálogo de Residuos Europeo) que se suministran en contenedores facilita su identificación continua y su trazabilidad. La identificación de los residuos y de su procedencia tiene las siguientes ventajas:

- es necesario conocer el contenido de los residuos para la elección de las operaciones de manejo/proceso;
- aumenta la capacidad del operador de rastrear las fuentes de problemas y luego realizar pasos para eliminarlos o controlarlos;
- capacidad de demostrar la conformidad con las restricciones de tipos de residuos y cantidades recibidas/procesadas. [64, TWGComments, 2003]

Para los residuos envasados y líquidos se utilizan sistemas de códigos de barras y lectores. El coste de estos sistemas es bajo en relación con las ventajas.

En general, el suministro de residuos viene acompañado de una descripción adecuada del residuo; una evaluación apropiada de esta descripción y del residuo en sí forma una parte básica del control de calidad de residuos. La existencia de esta declaración está prescrita por la legislación europea y otras.

Una lista indicativa de los parámetros más importantes para el etiquetaje incluye:

- nombre y dirección del proveedor;
- origen de los residuos;
- volumen;
- contenido de agua y ceniza;
- valor calorífico;
- concentración de cloruros, fluoruros, azufre y metales pesados.

Un ejemplo de descripción adecuada del residuo fue desarrollado por el CEN/TC 343 sobre «Combustibles sólidos recuperados».

Aplicabilidad

Principalmente aplicable a residuos peligrosos, plantas de residuos peligrosos y otras situaciones en las que los residuos se mantienen en contenedores y tienen composiciones variables o distintas.

Plantas de ejemplo

El etiquetaje se aplica ampliamente, particularmente en IRP.

Referencias

Comentarios durante visitas a instalaciones y [64, TWGComments, 2003]

4.1.4.7. USO DE SISTEMAS DE DETECCIÓN Y CONTROL DE INCENDIOS

Descripción

Los sistemas automáticos de detección de incendios se utilizan en zonas de almacenamiento de residuos, así como para filtros de manga y de lecho estático con coque, salas eléctricas y de control, y otras zonas consideradas de riesgo.

Los sistemas automáticos de control de incendios se aplican en algunos casos, con mayor frecuencia en el almacenamiento de residuos líquidos inflamables, aunque también en otras zonas de riesgo.

Los sistemas de control de espuma y dióxido de carbono ofrecen ventajas en algunas circunstancias, ej: para el almacenamiento de líquidos inflamables. Los aspersores de espuma se utilizan comúnmente en plantas de incineración de RSU, en el búnker de almacenamiento de residuos. También se utilizan sistemas de agua con monitores, cañones de agua con posibilidad de usar agua o espuma, y sistemas de polvo seco. En los filtros de coque fijos, filtros de tejido, parques de tanques, o para las instalaciones de pretratamiento y carga de hornos rotativos para residuos peligrosos, se utiliza protección inertizada con nitrógeno. [74, TWGComments, 2004]

Puede realizarse medición continua automática de la temperatura en la superficie de los residuos almacenados en el búnker. Las variaciones de temperatura pueden usarse para disparar una alarma sonora.

Existen otros dispositivos de seguridad, como:

- aspersores las tolvas de alimentación de residuos,
- paredes resistentes a los incendios para separar los transformadores y dispositivos de retención bajo los mismos,
- detección de gas sobre el módulo de distribución de gas.

Cuando se utiliza amoniaco, su almacenamiento requiere medidas de seguridad específicas: detección de NH_3 y dispositivos rociadores de agua para absorber las emisiones. [74, TWGComments, 2004]

Beneficios medioambientales que se consiguen

Reducción del riesgo de emisiones fugitivas de incendios y explosiones.

Efectos sobre otros medios

Consumo de nitrógeno para inertización.

Se requiere contención para evitar el vertido incontrolada de agua/compuestos químicos antiincendios contaminados.

Datos operativos

El uso de inertización con nitrógeno requiere sistemas de contención y procedimientos operativos eficaces para evitar la exposición de los operarios. Puede haber riesgo de asfixia tanto fuera como dentro de las áreas cerradas.

Los controles visuales adicionales por parte de los operarios pueden ser una medida eficaz de detección de incendios. [74, TWGComments, 2004]

Aplicabilidad

La selección de sistemas adecuados de prevención, detección y control de incendios es aplicable a todas las instalaciones.

Economía

Costes de instalación y mantenimiento. Costes del nitrógeno, cuando se utilice.

La prevención de los daños por incendios puede suponer un ahorro de costes considerable. La instalación de medidas de seguridad antiincendios puede reducir las primas de los seguros.

Motivo principal de aplicación

La seguridad es un motivo considerable.

Según un reciente reglamento europeo, los equipos situados en atmósfera explosiva deben ser a prueba de explosiones (eléctrica y mecánicamente). [74, TWGComments, 2004]

Plantas de ejemplo

Muchas plantas en Europa. [74, TWGComments, 2004]

Referencias

[40, EURITS, 2003], [64, TWGComments, 2003]

4.1.5. Pretratamiento de los residuos entrantes

4.1.5.1. PRETRATAMIENTO Y MEZCLA DE RESIDUOS

Descripción

Las técnicas utilizadas para el pretratamiento y mezcla de residuos son muy diversas, y pueden incluir:

- mezcla de residuos líquidos peligrosos para cumplir los requisitos de entrada para la instalación;
- trituración, machacado y corte de los residuos envasados y residuos combustibles voluminosos;
- mezcla de residuos en un búnker con una cuchara mecánica u otra máquina (ej: máquinas removedoras para lodo de alcantarillado);
- distintos grados de trituración para RSU;

- producción de RDF: normalmente se produce a partir de residuos separados en origen y/o otros residuos no peligrosos. [74, TWGComments, 2004]

La mezcla de los residuos puede servir para mejorar la alimentación y el comportamiento en combustión. La mezcla de residuos peligrosos puede entrañar riesgos. La mezcla de distintos tipos de residuos puede realizarse según una receta. [74, TWGComments, 2004]

Los residuos sólidos heterogéneos (ej: residuos urbanos y peligrosos envasados) pueden beneficiarse de un grado de mezcla en el búnker antes de su carga en mecanismos de alimentación.

En los búnkeres, los residuos se mezclan usando las grúas en el mismo búnker de almacenamiento. Los operarios de las grúas pueden identificar las cargas potencialmente problemáticas (ej: residuos en balas, elementos sueltos que no pueden mezclarse o que pueden causar problemas de carga/alimentación) y asegurar que se eliminen, trituren o se mezcles directamente (según proceda) con otros residuos. La técnica se aplica comúnmente en plantas municipales y en otras incineradoras en las que se suministran cargas discontinuas para almacenamiento antes de la incineración en un búnker común. La capacidad de la grúa debe estar diseñada de modo que sea suficiente para permitir la mezcla y la carga a una velocidad adecuada. Normalmente hay dos grúas, cada una de ellas suficiente para realizar la mezcla y la alimentación de todas las líneas de incineración.

Cuando se incineran residuos especiales junto con RSU, pueden requerir pretratamiento específico. Los residuos clínicos pueden suministrarse en envases especiales, mientras que el lodo dedepuradora, si no se encuentra en una proporción relativamente pequeña, puede requerir secado previo parcial o total, y normalmente un sistema de alimentación específico, ej: en la tolva de alimentación, en la rampa de alimentación, directamente en el horno a través de una pared lateral o por encima del alimentador. [74, TWGComments, 2004]

Beneficios medioambientales que se consiguen

La combustibilidad del residuo mejora haciéndolo más homogéneo, reduciendo y estabilizando con ello las emisiones del horno y produciendo una generación más uniforme de vapor/agua caliente en las calderas. Aunque una mayor homogeneidad normalmente mejora la «uniformidad» de la operación, el grado de tratamiento adecuado para un tipo dado de residuos depende de la naturaleza de los residuos y del diseño de la instalación receptora (es decir, ¿puede el grado de heterogeneidad de los residuos producir problemas o retos particulares en la instalación, y ofrece el uso de pretratamiento adicional ventajas suficientes para contrarrestar los efectos sobre otros medios y costes?).

La composición resultante, más uniforme, de los gases de combustión, puede permitir una optimización del proceso de limpieza de gases de combustión.

Efectos sobre otros medios

El consumo de energía y las emisiones del funcionamiento del equipo de pretratamiento pueden variar ampliamente según la naturaleza de los residuos, la técnica empleada y la calidad de alimentación deseada. Por ejemplo, la producción de RDF en pellets a partir de RSU sin seleccionar puede requerir altos aportes de energía (y por tanto, costes adicionales para el pretratamiento), mientras que la simple trituración y mezcla de las corrientes de residuos seleccionadas pueden imponer una carga relativamente pequeña.

Datos operativos

La seguridad de las operaciones de mezcla y machacado de residuos debe considerarse a la hora de diseñar estos sistemas y procedimientos. Esto es particularmente cierto para residuos inflamables, tóxicos, olorosos e infecciosos envasados en bidones. La inertización con nitrógeno y esclusas de aire para el equipo de pretratamiento son técnicas eficaces para reducir riesgos.

Los incendios y explosiones en las plantas de clasificación mecánica y mezcla son un riesgo significativo. No obstante, la mezcla de RSU en un búnker no causa normalmente ningún riesgo significativo. [74, TWGComments, 2004]

La maquinaria requerida para la clasificación y trituración de residuos heterogéneos es de gran potencia. Se necesita una gestión y mantenimiento eficaz de la misma para evitar averías y pérdida de operatividad. Para procesos térmicos con RSU que requieren más que una simple mezcla, el pretratamiento (trituración, corte, machacado, etc.) debe estudiarse cuidadosamente, ya que suele ser el punto débil. Hay que realizar inspecciones especiales a la salida de la trituradora, debido al riesgo de incendio en los residuos triturados. [74, TWGComments, 2004]

La mezcla de residuos con objeto de conseguir el cumplimiento de los niveles de emisiones en los permisos está prohibida en algunos casos (ej: en Austria).

Aplicabilidad

Todas las plantas que reciben residuos sólidos heterogéneos (ej: residuos urbanos sin tratar y residuos peligrosos envasados) pueden aplicar en principio la técnica.

El pretratamiento significativo y adecuado de los residuos sólidos urbanos es un prerrequisito para algunos procesos térmicos. La trituración no se aplica ampliamente en IRSU, excepto para diseños de combustión específicos como lecho fluidizado; en ocasiones puede ser necesaria una doble trituración (en serie) (ej: planta de pirólisis en Arras, Francia).

Para incineradoras de RSU de parrilla, la mezcla de los residuos en el búnker con la grúa y la cuchara mecánica se considera esencial y se utiliza ampliamente.

No obstante, los objetos voluminosos pueden requerir reducción de tamaño a fin de homogeneizar los residuos. [74, TWGComments, 2004]

Las ventajas de un pretratamiento significativo es más probable que se aprovechen en plantas nuevas, ya que pueden diseñar toda la instalación de incineración para los residuos post-tratados.

En plantas existentes, que han sido específicamente construidas para permitir una gran flexibilidad de alimentación, y que ya pueden alcanzar bajos niveles de emisiones y generalmente buen comportamiento, las ventajas de un simple pretratamiento pueden estar por ver. No obstante, la adopción de técnicas de pretratamiento que requieren efectivamente cambios importantes en la cadena de recogida y pretratamiento antes de la instalación de incineración es probable que comporte una inversión considerable en infraestructura y logística. Estas decisiones suelen estar fuera del ámbito de una sola instalación, y requieren una consideración global de toda la cadena de gestión de residuos en la región de la que proceden los residuos.

Economía

Los costes pueden variar mucho según la naturaleza de los residuos, la técnica utilizada y la calidad de alimentación deseada.

Ver también los comentarios sobre aplicabilidad.

Motivo principal de aplicación

La mejora en la homogeneidad de los residuos a incinerar permite una mayor estabilidad del proceso, mejores condiciones de combustión y una mejor optimización del proceso. Por lo tanto, las emisiones de la instalación de incineración pueden verse reducidas o ser controladas de forma más precisa.

El vínculo con la estrategia local sobre residuos es importante a la hora de determinar el grado de pretratamiento que debe aplicarse.

Plantas de ejemplo

Todas las IRSU en Europa mezclan los RSU en el búnker. Numerosas plantas están equipadas con cizallas, trituradoras o machacadoras para objetos voluminosos, como la de Toulon.

El secado del lodo de depuradora, que se agrega a residuos urbanos, se realiza en una serie de plantas en Europa, ej: en Niza-Ariane y Bourg St Maurice. También se procesa sin secado, alimentándolo a la rampa de alimentación junto con RSU, ej: en Thiverval, Thumaide, y alimentándolo separadamente al horno, como en Mónaco, Burdeos Bègles, Burdeos Cenon. [74, TWGComments, 2004]

Referencias

[40, EURITS, 2003] y comunicaciones personales. [64, TWGComments, 2003]

4.1.5.2. TRITURACIÓN DE RESIDUOS URBANOS MIXTOS

Descripción

Los residuos urbanos sin tratar pueden triturarse de forma gruesa (es decir, no fina) pasando los residuos suministrados por:

- cortadores de palanca,
- trituradoras,
- molinos,
- cizallas giratorias,
- machacadoras.

Beneficios medioambientales que se consiguen

La homogeneidad de los residuos mejora, lo que produce una combustión más uniforme y reducida, y emisiones más estables del horno. Una composición más uniforme del gas crudo puede permitir una mejor optimización del proceso de limpieza de los gases de combustión. Los bloqueos del sistema de alimentación a la cámara de combustión y de la extracción de cenizas de fondo también pueden verse reducidos, produciendo una reducción del tiempo muerto y de las paradas.

Se reporta que la adición de trituración de residuos voluminosos a una planta incineradora de residuos urbanos mejora la operación y los niveles de combustión desde un 3 % TOC hasta cerca de 1 % TOC.

Efectos sobre otros medios

El equipo de trituración tiene un volumen mecánico considerable, y produce:

- aumento del consumo de energía por el funcionamiento de la trituradora;
- ruido potencial: se requiere aislamiento del equipo;
- producción de polvo y olores: puede aplicarse la conducción controlada del aire correspondiente al suministro de aire al incinerador;
- riesgos adicionales de explosión, incendio y accidente;
- un atasco de la trituradora puede causar arranques y paradas adicionales y periodos significativos de inoperatividad.

El ruido, los olores y otras emisiones de la trituración de residuos voluminosos en plantas incineradoras de RSU pueden reducirse colocando la trituradora en la sala de recepción de residuos. En algunos casos, la maquinaria de trituración está instalada en el mismo búnker, de modo que los residuos caigan directamente en él.

Datos operativos

Los sistemas de trituradora tienen tendencia a atascos y daños físicos si no se tiene cuidado en excluir determinados materiales.

Los operarios que cargan las trituradoras deben tener una formación específica para identificar materiales y cargas que puedan ser problemáticos.

Cuando se utilizan sistemas de parrilla, el tamaño del material triturado deberá ser bastante grande para asegurar una criba excesiva de la parrilla. Generalmente, no hay un requisito de tamaño mínimo en los hornos rotativos o de lecho fluidizado. Para los lechos fluidizado, las dificultades suelen venir de materiales con tamaño excesivo, normalmente debido al bloqueo de la extracción de ceniza de fondo o de los alimentadores de residuos, por lo que algunos fabricantes recomiendan un tamaño máximo de 50 mm. Para hornos rotativos, el tamaño depende de la abertura de la alimentación al tambor.

Aplicabilidad

Aplicable a todas las plantas que reciben residuos sólidos heterogéneos, es decir, residuos urbanos sin tratar y residuos peligrosos en envases.

Los posibles beneficios medioambientales de producir un combustible más homogéneo se obtienen principalmente en la combustión y etapas subsiguientes (ej: TGC) y deben ponderarse frente a las posibles desventajas del tratamiento adicional de residuos (ver efectos sobre otros medios). Cuando se observa un beneficio global, depende mucho de la naturaleza del residuo recibido, y de la tecnología de combustión empleada. En instalaciones existentes, un pretratamiento adicional puede no proporcionar beneficios operativos o medioambientales significativos. Los incineradores de parrilla son los que menos probabilidad tienen de obtener importantes ventajas de la trituración intensiva de RSU mixtos, aparte de la trituración gruesa de los residuos, especialmente de los componentes de mayor tamaño de los residuos.

Economía

Los costes adicionales reportados para la operación de trituración son del orden de 10 € por tonelada de residuos para trituración gruesa [16, Energoss, 2002]. También se indica un coste más elevado de 30 €/t. [64, TWGComments, 2003]

Es posible obtener ahorros mediante la optimización de la operación de las plantas de tratamiento de gases de combustión. Estos ahorros son más posibles en plantas nuevas, al permitir la instalación de plantas de tratamiento de gases de combustión de menor tamaño.

Motivo principal de aplicación

Mejora de la estabilidad del proceso de combustión.

Plantas de ejemplo

Varias plantas municipales de pequeño tamaño (35000 toneladas/año) en Noruega (ej: Energoss).

Referencias

[8, Energoss, 2002], [1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003]

4.1.5.3. TRITURACIÓN DE RESIDUOS PELIGROSOS EN BIDONES Y ENVASES

Descripción

Es posible realizar el pretratamiento de residuos líquidos envasados y de residuos sólidos embalados o a granel para producir una mezcla para la alimentación del horno. Los residuos apropiados pueden tratarse, para conseguir un estado que permita su inyección por bombeo en el horno rotativo, o triturarse para su adición al búnker de almacenamiento, donde los sólidos y líquidos se separan, siendo alimentados por separado al horno mediante cucharas mecánicas y bombeo respectivamente.

Los palets que contienen residuos líquidos envasados de viscosidad baja o media se trituran a 5-10 cm. Los residuos triturados pueden luego cribarse antes de su transferencia a tanques. Los plásticos cribados pasan para incineración, los metales férreos se eliminan mediante imanes para su lavado y reciclaje. En otros casos, los residuos no son cribados, y se bombean al horno como una mezcla de líquidos y sólidos triturados con líquidos de dilución, como aceites residuales.

Los residuos líquidos se bombean a un tanque de acondicionamiento, donde pueden mezclarse con residuos de suministros a granel para conseguir los requisitos de viscosidad, antes de su bombeo definitivo al horno.

Los residuos sólidos embalados y a granel se trituran utilizando una línea separada y una trituradora-cortadora de gran potencia. Si el consumo de energía de la trituradora es alto, esto indica que la consistencia de la mezcla se está haciendo demasiado sólida para su bombeo, y se agrega aceite residual a través de una tubería. Si la mezcla se hace demasiado diluida (viscosidad baja), pueden agregarse residuos sólidos a granel. Para transferir la mezcla al horno se utilizan bombas de pistón.

Todo el equipo está inertizado con una capa de nitrógeno para reducir el riesgo de incendio y explosión. Para cargar los residuos se utilizan puertas con esclusas de aire.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Uso de alimentación continua:

- mejora la combustión y reduce los picos de CO y COV;
- mejora la recuperación media de calor debido al flujo estable de gas las calderas;
- estabiliza las condiciones de operación del equipo de limpieza de gases de combustión;
- evita explosiones en el horno;
- reduce los tiempos muertos por daños en el revestimiento refractario, etc.

Los metales extraídos antes de la combustión (ver también Sección 4.1.5.5) pueden ser de calidad superior a los extraídos de las cenizas de fondo después de

la combustión. Esto es particularmente cero para los metales extraídos de operaciones a alta temperatura, debido al mayor deterioro en la calidad que sufren los metales tratados en las etapas de postcombustión.

En un ejemplo se ha conseguido una reducción del combustible de apoyo del 85 % [25, Kommunikemi, 2002].

Efectos sobre otros medios

Consumo de energía del equipo de trituración y bombeo.

Datos operativos

Presenta las desventajas de precisar una mejor inspección y más altos requisitos de calidad de los residuos para evitar daños y tiempos muertos de las trituradoras. Este tiempo muerto se compensa con las reducciones en el mantenimiento del horno debido al menor riesgo de explosión.

Aplicabilidad

Aplicable a incineradoras que reciben residuos peligrosos envasados. El principio general de aumentar la homogeneidad mediante una preparación adecuada de los residuos puede aplicarse a todas las incineradoras en las que se observan variaciones significativas en los parámetros de los gases crudos después de la combustión.

Economía

En un ejemplo, el reciclaje de acero envasado de una planta de 35 t/día produjo unos ingresos adicionales de 35000 €/año. El número de operarios requeridos para manipular los envases se redujo desde 6 a 3.

Se reportaron los costes de construcción de dos líneas:

- línea de 35 t/d para líquidos envasados: 2,9 millones de € (precios de 1990);
- línea de 75 t/d para sólidos envasados y a granel: 5,4 millones de € (precios de 1996).

Motivo principal de aplicación

Una mejor combustión produce una reducción de las emisiones. La técnica también reduce la manipulación de los residuos envasados, así como los daños y el mantenimiento del horno.

Plantas de ejemplo

Kommunikemi, DK; Ekokem, FIN.

Referencias

[25, Kommunikemi, 2002], [20, EKOKEM, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.1.5.4. SISTEMA DE CONTROL DE ECUALIZACIÓN DE ALIMENTACIÓN PARA RESIDUOS PELIGROSOS SÓLIDOS

Descripción

El ecualizador de alimentación consiste en dos robustos alimentadores de husillo capaces de triturar y alimentar residuos sólidos, y de una tolva de alimentación para recibir distintos tipos de residuos. Las medidas de seguridad están diseñadas según los requisitos de la planta.

Los residuos sólidos a granel se alimentan a la tolva de alimentación con una grúa de cuchara a través de las compuertas de alimentación horizontales. Las compuertas de alimentación están cerradas normalmente para evitar las fugas de gas al aire ambiente.

En la parte inferior de la tolva de alimentación hay dos husillos de alimentación hidráulicos que alimentan los residuos de forma continua a la rampa de alimentación a través de puertas cortafuegos. Estas puertas evitan contratiros de incendios que se inician en la tolva de alimentación.

La tolva de alimentación está equipada con un medidor de nivel con fuente radiactiva para los límites de llenado superior e inferior de la tolva. En el límite superior, envía una señal que detiene la alimentación a la tolva.

La señal del límite inferior ralentiza el funcionamiento de los husillos de modo que haya siempre algo de residuos en la zona de almacenamiento intermedio de la tolva para actuar como barrera entre el husillo y la tolva de alimentación. La tolva de alimentación funciona como zona intermedia que impide:

- que entre nitrógeno en el horno, y
- que los contratiros causen un incendio en las tolvas de alimentación.

Si no hay necesidad de alimentación de barriles, el sistema de ecualización de alimentación puede asimismo alimentar los residuos directamente a través de la pared frontal de horno rotativo, sin tolva de alimentación.

Beneficios medioambientales que se consiguen

El sistema de ecualización de alimentación ofrece una solución fiable y segura para la alimentación continua controlada de residuos peligrosos sólidos, y reduce los picos de CO asegurando condiciones de combustión uniformes y estables dentro del horno rotativo y dentro de la cámara de combustión secundaria.

En general, los principales beneficios medioambientales son:

- la alimentación continua de residuos peligrosos sólidos mejora la controlabilidad de la alimentación de residuos y reduce los picos de CO en comparación con la alimentación discontinua;
- uso óptimo de la capacidad de incineración del horno rotatorio para residuos peligrosos sólidos de bajo valor calorífico;

- en el horno rotatorio y a alta temperatura, se forma una corriente homogénea de ceniza de fondo fundida;
- mejora de la seguridad antiincendios en la zona del búnker, mediante el uso de equipo automático de extinción de incendios;
- la instalación de equipo de video monitorización permite la observación continua de la alimentación de los residuos al horno rotatorio.

Efectos sobre otros medios

Consumo de energía de los alimentadores de husillo.

Aplicabilidad

Aplicable a incineradoras de residuos peligrosos que reciban residuos sólidos heterogéneos.

Economía

No se han facilitado datos.

La alimentación continua controlada de residuos sólidos al horno rotativo contribuye a un uso eficiente de la capacidad de incineración máxima.

Motivo principal de aplicación

Ver beneficios medioambientales más arriba.

Plantas de ejemplo

Ha habido sistemas de ecualización de alimentación funcionando satisfactoriamente en Ekokem en Rihimäki, Finlandia desde 1989, Sakab en Kumla, Suecia desde 1993, así como en A.V.R.-Chemie en Rotterdam, Holanda, desde 1996.

Referencias

[20, EKOKEM, 2002]

4.1.5.5. ELIMINACIÓN DE METALES RECICLABLES ANTES DE LA COMBUSTIÓN

Descripción

Muchos residuos contienen cantidades apreciables de metales férreos y no férreos. Estos pueden ser una parte inherente de los residuos en sí (ej: envases de comida y bebida en RSU) o derivar el envasado de residuos en bidones (ej: residuos peligrosos) u otros recipientes metálicos.

Cuando los residuos entrantes son metales triturados, pueden ser eliminados antes de la incineración para permitir su reciclaje.

La separación de metales puede realizarse mediante:

- imanes sobre cinta transportadora para grandes materiales férreos, como bidones triturados
- imanes en tambor para elementos férreos pequeños y pesados, como pilas, clavos, monedas, etc.
- separadores por corrientes de Foucault para metales no férreos –principalmente cobre y aluminio– utilizados en envases y componentes eléctricos.

Puede ser necesario lavar los metales separados con el fin de eliminar la contaminación de los residuos con los que han estado en contacto. Si esto es necesario depende del tipo de contaminación, del almacenamiento posterior y de los requisitos de transporte y reciclaje.

También puede realizarse la separación de metales con oxidación ligera de los metales en plantas de gasificación de lecho fluidizado que tratan RSU mixtos triturados. Aquí, la temperatura de gasificación de 500-600 °C y la acción del lecho fluidizado pueden, juntos, permitir la separación de metales fundamentalmente sin oxidar del material de fluidización (ej: arena) utilizando las mismas tecnologías de separación antes descritas. El material del lecho, una vez limpio, es recirculado a la cámara de fluidización.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Los principales beneficios medioambientales que se consiguen son:

- recuperación de corrientes de metales reciclables;
- mejora del valor de los metales, al no haber sido parcialmente oxidados a altas temperaturas en el incinerador;
- reducción del contenido de metales volátiles en el gas de combustión, lo que reduce la contaminación de los residuos de la limpieza de los gases de combustión;
- mejora de la calidad de la ceniza de fondo gracias a la reducción del contenido de metales (fracción no volátil).

Efectos sobre otros medios

Se requiere energía para las trituradoras y el funcionamiento de los dispositivos de separación.

Pueden derivarse posibles consumos y efluentes de las etapas de lavado (si las hay). Puede que sea posible alimentar el efluente de lavado contaminado al proceso de incineración.

Datos operativos

Los datos operativos relativos a trituradoras se facilitan cuando están disponibles en las Secciones 4.1.5.3 y 4.1.5.2.

La eliminación de metales puede ser un requisito esencial para ciertos procesos térmicos. Este proceso puede ayudar a evitar el riesgo de ensuciamiento del lecho y bloqueo de la descarga de sólidos debido a la fusión de los metales.

En algunos casos, para recuperación puede ser mejor separar los metales después del tratamiento térmico, ya que así se eliminan los metales con bajo punto de fusión. [74, TWGComments, 2004]

Aplicabilidad

Con los RSU en particular, la recogida selectiva eficaz de estos elementos puede representar que en los residuos queden cantidades muy reducidas de los metales recuperables, lo que puede originar que dar pasos para separar estos metales en la planta de incineración resulte poco atractivo o que no valga la pena.

Economía

Hay costes de inversión y costes operativos asociados con el uso de la trituradora y del equipo de separación.

En los hornos de lecho fluidizado, la trituración puede ser una parte esencial de la instalación para muchos tipos de residuos a incinerar (ej: RSU).

Los precios de mercado locales determinan los ingresos obtenidos de los metales recuperados.

Motivo principal de aplicación

La demanda y los altos precios del metal de alta calidad producido mejoran las condiciones de estos sistemas. Cuando ya existan opciones para la recuperación de metales después de la combustión, el incentivo para aplicar la separación antes de la combustión puede ser escaso.

Plantas de ejemplo

Residuos peligrosos: trituración y separación de bidones férreos –Kommunikemi, Dinamarca.

Residuos sólidos urbanos: trituración y separación de chatarra férrea y no férrea –plantas en Austria.

Residuos sólidos urbanos: ejemplo de lecho fluidizado con pre-trituración, extracción y separación de metales –Asahi Clean Centre, Kawaguchi City, Tokio, Japón.

Referencias

[64, TWGComments, 2003]

4.1.5.6. PRETRATAMIENTO Y PREPARACIÓN ESPECÍFICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS PARA COMBUSTIÓN

Descripción

Los residuos son aceptados en distintas fracciones y preparados específicamente para su incineración. Las técnicas apropiadas de machacado y extracción de materiales valiosos (principalmente metales), así como la mezcla de las distintas fracciones con transportadores permite la creación de un combustible estandarizado y homogéneo.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Mejora de la combustión mediante la homogeneización de los residuos. Reducción de las cargas contaminantes, reducción de las fluctuaciones del poder calorífico y reducción de las emisiones y consumos por el funcionamiento más uniforme.

La mezcla intensiva de los residuos antes de que entren en el búnker puede mejorar las características del combustible.

Efectos sobre otros medios

Emisiones de olor, ruido y polvo de las etapas de pretratamiento y almacenaje. Consumo adicional de energía asociado con el equipo usado.

Datos operativos

Mejora en la operación del proceso con potencial de mayor duración de los componentes, particularmente para la etapa de incineración. Generación de energía más uniforme.

Aplicabilidad

Aplicable principalmente a residuos que puedan suministrarse en diversas fracciones o tratarse eficazmente para separar las fracciones requeridas.

La técnica puede ser particularmente aplicable a diseños de instalaciones con estrechas especificaciones de entrada, ej: lechos fluidizados. Los beneficios de aplicar la técnica pueden ser más limitados cuando una instalación ya está diseñada para «combustión en masa», como en los hornos de rejilla y hornos rotativos.

Economía

El coste de separación de los residuos mixtos puede ser significativo. Los costes se reducirán si ya hay aplicados esquemas eficientes de segregación previos al suministro, quizá combinados con algún pretratamiento simple, que permita que en las instalaciones de la incineradora se realice sólo el almacenaje y mezcla de los residuos.

Motivo principal de aplicación

Disponibilidad de corrientes de residuos preseleccionados, ej: de la segregación previa de los residuos antes de su suministro a la instalación, de modo que no haya que separarlos y puedan almacenarse por separado.

Plantas de ejemplo

RMVA Colonia, Alemania.

Referencias

[64, TWGComments, 2003]

4.1.6. Transferencia y carga de residuos

4.1.6.1. POSICIÓN Y CAMPO DE VISIÓN DEL OPERARIO

Los operarios de sistemas de alimentación de residuos necesitan tener una buena visión de las zonas de almacenaje y carga de residuos y de sus mecanismos de monitorización. Esto puede conseguirse situando la sala de control de modo que se tenga visión de las zonas de carga del incinerador, y mediante el uso de video monitores u otros sistemas de detección. La primera opción es preferible, a menos que haya motivos particulares de seguridad u otros motivos técnicos por lo que no pueda realizarse. [64, TWGComments, 2003]

4.1.6.2. ESPACIO DE ALMACENAMIENTO PARA ELEMENTOS EXTRAÍDOS DE LOS RESIDUOS

Algunas corrientes de residuos suelen requerir la extracción de determinados componentes de los residuos, por ser inadecuados para su proceso en la instalación. Estos elementos deben tener un almacenamiento adecuado. Ver también Sección 4.1.3.

4.1.6.3. INYECCIÓN DIRECTA DE RESIDUOS PELIGROSOS LÍQUIDOS Y GASEOSOS EN HORNOS ROTATIVOS

Descripción

Los residuos líquidos, pastosos y gaseosos pueden ser alimentados directamente a hornos rotativos a través de varias líneas de alimentación directa. En 2002, casi un 8,5 % de la incineración total de residuos en hornos rotativos consistía en residuos líquidos procesados a través de líneas de inyección directa. Cada horno rotativo tiene varias líneas de alimentación directa.

En general, la operación de inyección directa se realiza conectando el recipiente de los residuos y la línea de alimentación y presurizando el contenedor con

nitrógeno o, en caso de viscosidad suficientemente baja, vaciando el recipiente con bombas adecuadas. De este modo, el residuo líquido es alimentado a la línea de proceso. Según el poder calorífico del residuo líquido, se inyecta en la parte frontal del horno rotativo o en la cámara de postcombustión.

Según la línea de inyección directa utilizada, después del proceso la línea puede purgarse con nitrógeno, fuel-oil, aceite residual o vapor.

Se utilizan líneas de inyección de aplicación múltiple y específicas, dependiendo de las sustancias a incinerar.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Prevención de emisiones difusas a la atmósfera debido al hecho de que el residuo es alimentado por un sistema totalmente cerrado.

Efectos sobre otros medios

Uso de nitrógeno y vapor.

Datos operativos

Las líneas de inyección directa permiten la incineración de residuos líquidos cuyas propiedades excluyen otras posibilidades de proceso.

Se requieren materiales/revestimientos apropiados para las líneas de alimentación, y en algunos casos calentamiento.

Los rangos de capacidad de alimentación dependen de factores del proceso de incineración (ej: capacidad térmica y capacidad de TGC), pero pueden ser de 50-1500 kg/h.

La inyección puede ser a través de una lanza específica o un quemador multi-combustible.

Aplicabilidad

Aplicable a residuos peligrosos líquidos, particularmente los que presentan riesgos de salud y seguridad en su manipulación y por tanto requieren una mínima exposición de los operarios.

Economía

El coste medio de inversión para una línea específica asciende a 100000-200000 de €.

Motivo principal de aplicación

La necesidad de alimentar de forma segura líquidos y gases tóxicos, olorosos o reactivos.

Plantas de ejemplo

Planta Indaver, en Amberes (Bélgica).

Planta HIM, en Biebesheim (Alemania) y GSB, en Ebenhausen (Alemania).

Referencias

[64, TWGComments, 2003]

4.1.6.4. REDUCCIÓN DE LA ENTRADA DE AIRE EN LA CÁMARA DE COMBUSTIÓN DURANTE LA CARGA

El uso de sistemas que impiden la entrada de aire en la cámara de combustión ayuda a mantener la estabilidad del proceso y reducir las emisiones.

Entre estos sistemas se incluyen:

- mantenimiento de la tolva llena para residuos sólidos;
- uso de alimentadores de husillo cerrados;
- uso de puertas dobles con cierre alternante para cargas discontinuas;
- uso de inyección directa por bombeo para residuos líquidos y pastosos.

4.2. Proceso térmico

4.2.1. Selección de tecnología de combustión

Descripción

Se requiere una etapa de combustión (o tratamiento térmico) técnicamente adecuada para el material que se alimentará al proceso. La aplicación de una tecnología desarrollada para un residuo distinto de características inadecuadas puede producir un comportamiento inadecuado o poco fiable. Ver comentarios en Sección 4.1.1 relativos a la necesidad de la selección de un proceso adecuado a los residuos a recibir.

Las Tablas 4.7, 4.8 y 4.9 siguientes ofrecen una comparación de las principales tecnologías de combustión y tratamiento térmico aplicadas y factores que afectan a su aplicabilidad e idoneidad operativa. Es importante destacar que, aunque se aplica en el sector, el grado de demostración de las tecnologías detalladas es variable, al igual que la naturaleza de los residuos a los que se han aplicado con éxito.

4.2.2. Uso de modelos de flujo

Descripción

Pueden usarse modelos físicos y/o informáticos para investigar el efecto de las características de diseño. Esto permite investigar diversos parámetros, incluidas las velocidades y temperaturas de los gases dentro del horno y la caldera. También puede estudiarse el flujo de gas a través de los sistemas de TGC a fin de mejorar su eficiencia, ej: en unidades de RCS.

Tabla 4.7. Comparación de las tecnologías de combustión y tratamiento térmico y factores que afectan su aplicabilidad e idoneidad operativa (tabla 1/3). [24, CEFIC, 2002] [2, infomil, 2002] [10, Juniper, 1997] [8, Energos, 2002] [1, UBA, 2001] [64, TWGComments, 2003]

Técnica	Características claves e idoneidad de los residuos	Capacidad por línea	Información operativa/medioambiental		Calidad de la ceniza de fondo	Volumen de gases de combustión	Información sobre costes
			Ventajas	Desventajas/limitaciones de uso			
Parrilla móvil refrigerada por aire	<ul style="list-style-type: none">• poderes caloríficos bajos a medios (VCI 5-16,5 GJ/t)• residuos urbanos y otros residuos sólidos heterogéneos• puede aceptar una parte de lodo de depuradora y/o residuos clínicos con residuos urbanos• se aplica en la mayoría de IRSU modernas	1-50 t/h, para la mayoría de proyectos 5-30 t/h. La mayoría de aplicaciones industriales no bajan de 2,5-3 t/h	<ul style="list-style-type: none">• muy ampliamente probada a gran escala• robusta, bajo coste de mantenimiento• largo historial operativo• puede aceptar residuos heterogéneos sin pre-paración especial	Generalmente no adecuada para polvo, líquidos o materiales que se fundan y atraen a la parrilla	<ul style="list-style-type: none">• TOC 0,5 %-3 %	4000-7000 Nm ³ /t de residuos. Dependiente del VCI. Típicamente 5200 Nm ³ /t	Su alta capacidad reduce el coste específico por tonelada de residuos
Parrilla móvil refrigerada por líquido	<ul style="list-style-type: none">• Igual que las parrillas refrigeradas por aire, excepto que:• VCI 10-20 GJ/t	1-50 t/h, para la mayoría de proyectos 5-30 t/h. La mayoría de aplicaciones industriales no bajan de 2,5-3 t/h.	<ul style="list-style-type: none">• Igual que las parrillas refrigeradas por aire, pero:• puede tratar residuos de mayor poder calorífico• es posible un mejor control de combustión	<ul style="list-style-type: none">• Igual que las parrillas refrigeradas por aire, pero:• riesgo de fugas que dañen la parrilla• mayor complejidad	<ul style="list-style-type: none">• TOC 0,5 %-3 %	4000-7000 Nm ³ /t de residuos. Dependiente del VCI. Típicamente 5200 Nm ³ /t	Coste de inversión ligeramente mayor que las refrigeradas por aire
Parrilla más horno rotativo	<ul style="list-style-type: none">• Igual que otras parrillas, excepto que:• puede aceptar residuos muy heterogéneos y todavía conseguir una combustión eficaz• no se utiliza ampliamente	1-10 t/h	<ul style="list-style-type: none">• mejor combustión de ceniza de fondo posible	<ul style="list-style-type: none">• menor capacidad de parrilla sólo• mantenimiento del horno rotativo	<ul style="list-style-type: none">• TOC 0,5 %-3 %	4000-7000 Nm ³ /t de residuos. Dependiente del VCI. Típicamente 5200 Nm ³ /t.	Mayores costes de inversión y operativos
Parrilla estática con mecanismo de transporte de residuos/cenizas	<ul style="list-style-type: none">• los residuos urbanos precisan selección o trituración• menos problemas con polvo, etc. que las parrillas móviles	Generalmente baja <1 t/h	<ul style="list-style-type: none">• menor mantenimiento, sin partes móviles	<ul style="list-style-type: none">• sólo para residuos seleccionados• menor capacidad• algunas parrillas estáticas requieren combustible auxiliar	<ul style="list-style-type: none">• <3 % con residuos preparados	Ligeramente menor que otros sistemas de parrilla si se usa combustión por etapas (mayor si se usa combustible de apoyo)	Competitiva con las parrillas móviles a pequeña escala (<100 Kt/año)

Tabla 4.8. Comparación de las tecnologías de combustión y tratamiento térmico y factores que afectan su aplicabilidad e idoneidad operativa (tabla 2/3). [24, CEFIC, 2002] [2, infomil, 2002] [10, Juniper, 1997] [8, Energoss, 2002] [1, UBA, 2001] [64, TWGComments, 2003]

Técnica	Características claves e idoneidad de los residuos	Capacidad por línea	Información operativa/medioambiental		Calidad de la ceniza de fondo	Volumen de gases de combustión	Información sobre costes
			Ventajas	Desventajas			
Horno rotativo	<ul style="list-style-type: none">• puede aceptar líquidos y pastas• alimentaciones sólidas más limitadas que en parrillas (debido a daños en el revestimiento refractario)• se suele aplicar a residuos peligrosos	<10 t/h	<ul style="list-style-type: none">• muy bien probada• amplia gama de residuos• buena combustión, incluso de RP	Menor capacidad que las parrillas	<ul style="list-style-type: none">• TOC <3 %	6-10000 m ³ /t de residuos	Mayor coste específico por su menor capacidad
Horno rotativo (camisa refrigerada)	<ul style="list-style-type: none">• Igual que el rotativo, pero: mayor PC debido a la mayor temperatura	<10 t/h	<ul style="list-style-type: none">• muy bien probada• puede utilizar temperaturas de combustión más altas (si se requiere)• mayor vida del refractario que sin refrigeración	Menor capacidad que las parrillas	<ul style="list-style-type: none">• escoria vitrificada de baja lixiviación	6-10000 m ³ /t de residuos	Mayor coste específico por su menor capacidad
Lecho fluidizado-borboteo	<ul style="list-style-type: none">• sólo residuos consistentes finamente divididos. Uso limitado para RSU crudos• se suele aplicar a lodos	1-10 t/h	<ul style="list-style-type: none">• buena mezcla• cenizas volantes con buena calidad de lixiviación	<ul style="list-style-type: none">• se requiere una operación cuidadosa para evitar el atasco del lecho• Mayor cantidad de ceniza volante	<ul style="list-style-type: none">• TOC <3 %	Relativamente menor que en parrillas	El coste del TGC puede ser menor. Costes de preparación de residuos
Lecho fluidizado-rotativo	<ul style="list-style-type: none">• amplio rango de valores caloríficos (7-18 MJ/kg)• puede tratar RSU triturados gruesos• incineración combinada de lodo	3-22 t/h	<ul style="list-style-type: none">• buena mezcla/alta turbulencia• amplia gama de VCI• alta combustión, ceniza de fondo seca	<ul style="list-style-type: none">• se requiere trituración de los RSU• Mayor cantidad de ceniza volante que las parrillas	<ul style="list-style-type: none">• TOC <3 %• a menudo 0,5-1 %	4000-6000Nm ³ /t	
Lecho fluidizado-circulante	<ul style="list-style-type: none">• sólo residuos consistentes finamente divididos. Uso limitado para RSU crudos• se suele aplicar a lodos/RDF	1-20 t/h, generalmente más de 10 t/h	<ul style="list-style-type: none">• buena mezcla• mayor flexibilidad de combustible que la caldera de lecho fluidizado• cenizas volantes con buena calidad de lixiviación	<ul style="list-style-type: none">• se requiere ciclón para conservar el material del lecho• mayor cantidad de ceniza volante	<ul style="list-style-type: none">• TOC <3 %	Relativamente menor que en parrillas	El coste del TGC puede ser menor. Costes de preparación de residuos.

Tabla 4.9. Comparación de las tecnologías de combustión y tratamiento térmico y factores que afectan su aplicabilidad e idoneidad operativa (tabla 3/3). [24, CEFIC, 2002] [2, infomil, 2002] [10, Juniper, 1997] [8, Energos, 2002] [1, UBA, 2001] [64, TWGComments, 2003]

Técnica	Características claves e idoneidad de los residuos	Capacidad por línea	Información operativa/ medioambiental		Calidad de la ceniza de fondo	Volumen de gases de combustión	Información sobre costes
			Ventajas	Desventajas			
Horno oscilante	<ul style="list-style-type: none"> • RSU • residuos heterogéneos 	1-10 t/h	<ul style="list-style-type: none"> • robusto-bajo mantenimiento • largo historial • bajo nivel de NO_x • baja pérdida por calcinación (LOI) de la ceniza de fondo 	<ul style="list-style-type: none"> • mayor pérdida térmica que en horno de parrilla • VCI por debajo de 15 G/t 	<ul style="list-style-type: none"> • TOC 0,5-3 % 	<i>Información no facilitada</i>	Similar a otras tecnologías
Solera pulsante	<ul style="list-style-type: none"> • sólo residuos de alto PC (PCI >20 GJ/t) • usado principalmente para residuos clínicos 	<7 t/h	<ul style="list-style-type: none"> • puede tratar líquidos y polvo 	<ul style="list-style-type: none"> • la agitación del lecho puede ser menor 	<ul style="list-style-type: none"> • depende del tipo de residuos 	<i>Información no facilitada</i>	Mayor coste específico debido a su menor capacidad
Soleras escalonadas y estáticas	<ul style="list-style-type: none"> • sólo residuos de alto PC (PCI >20 GJ/t) • usado principalmente para residuos clínicos 	Información no facilitada	<ul style="list-style-type: none"> • puede tratar líquidos y polvo 	<ul style="list-style-type: none"> • la agitación del lecho puede ser menor 	<ul style="list-style-type: none"> • depende del tipo de residuos 	<i>Información no facilitada</i>	Mayor coste específico debido a su menor capacidad
Incinerador Spreader-stoker	<ul style="list-style-type: none"> • RDF y otras materias con partículas • gallinaza • restos de madera 	Información no facilitada	<ul style="list-style-type: none"> • construcción de parrilla simple • menos sensible al tamaño de partícula que el lecho fluidizado 	<ul style="list-style-type: none"> • sólo para corrientes simples bien definidas 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Información no facilitada</i> 	<i>Información no facilitada</i>	<i>Información no facilitada</i>
Gasificación-lecho fijo	<ul style="list-style-type: none"> • residuos plásticos mixtos • otras corrientes consistentes similares • gasificación menos ampliamente usada/probada que la incineración 	hasta 20 t/h	<ul style="list-style-type: none"> • residuo final de baja lixiviación • buena combustión si se inyecta oxígeno • gas de síntesis disponible • oxidación reducida de metales reciclables 	<ul style="list-style-type: none"> • alimentación limitada • combustión no completa • alto nivel técnico • alquitrán en gas crudo • menos probada 	<ul style="list-style-type: none"> • ceniza de fondo de baja lixiviación • buena combustión con oxígeno 	Menor que la combustión directa	Altos costes de operación y mantenimiento

Tabla 4.9. Comparación de las tecnologías de combustión y tratamiento térmico y factores que afectan su aplicabilidad e idoneidad operativa (tabla 3/3) [24, CEFIC, 2002] [2, infomil, 2002] [10, Juniper, 1997] [8, Energoss, 2002] [1, UBA, 2001] [64, TWGComments, 2003 (*continuación*)]

Técnica	Características claves e idoneidad de los residuos	Capacidad por línea	Información operativa/ medioambiental		Calidad de la ceniza de fondo	Volumen de gases de combustión	Información sobre costes
			Ventajas	Desventajas			
Gasificación-flujo ascendente	<ul style="list-style-type: none">residuos plásticos mixtosotras corrientes consistentes similaresno adecuada para RSU sin tratargasificación menos ampliamente usada/probada que la incineración	hasta 10 t/h	<ul style="list-style-type: none">escoria de baja lixiviaciónoxidación reducida de metales reciclables	<ul style="list-style-type: none">alimentación limitadacombustión no completaalto nivel técnicomenos probada	<ul style="list-style-type: none">escoria de baja lixiviación	Menor que la combustión directa	Altos costes de operación y mantenimiento Costes de pretratamiento elevados
Gasificación-lecho fluidizado	<ul style="list-style-type: none">residuos plásticos mixtosRSU trituradosresiduos de trituradoralodosresiduos ricos en metalesotras corrientes consistentes similaresgasificación menos ampliamente usada/probada que la incineración	5-20 t/h	<ul style="list-style-type: none">puede usar bajas temperaturas de reactor, ej. para recuperar Alseparación de los principales no combustiblespuede combinarse eficazmente con fusión de cenizasoxidación reducida de metales reciclables	<ul style="list-style-type: none">tamaño de residuos limitado (<30cm)alquitrán en gas crudogas crudo de mayor PCSmenos probada	<ul style="list-style-type: none">si se combina con fusión de ceniza, la ceniza de la cámara se vitrificacalidad de ceniza sin cámara de ceniza-información no facilitada	Menor que la combustión directa	Menos que otros gasificadores
Pirólisis-tambor corto	<ul style="list-style-type: none">RSU pretratadoscorrientes inertes ricas en metalesresiduos de trituradora/plásticos	~ 5 t/h	<ul style="list-style-type: none">no hay oxidación de metalesno consume energía de combustión para metales inertesen el reactor es posible la neutralización de ácidosgas de síntesis disponible	<ul style="list-style-type: none">residuos limitadoscontrol de proceso e ingeniería críticosalto nivel técnicopoco probadase necesita mercado para el gas de síntesis	<ul style="list-style-type: none">depende de la temperatura del procesoel residuo producido requiere procesamiento ulterior, a veces combustión	Muy bajo debido al bajo exceso de aire requerido para la combustión del gas	Elevados costes de pretratamiento, operación e inversión
Pirólisis-tambor medio	<ul style="list-style-type: none">pirólisis menos ampliamente usada/probada que la incineración	5-10 t/h					

La Dinámica de Fluidos Computacional (CFD) es un ejemplo de instrumento de modelado que puede usarse para predecir los flujos de gas. El uso de estas técnicas puede ser de ayuda en la selección de un diseño que permita la optimización de los flujos de gas, promoviendo condiciones para una combustión eficaz y evitando largos tiempos de residencia en estas zonas de temperatura, que podrían aumentar el riesgo de formación de PCDD/F. Aplicando la técnica al diseño de sistemas de TGC, puede usarse para mejorar el comportamiento, p.ej: asegurando un flujo uniforme a través del catalizador en RCS.

El modelado ha ido empleado con éxito en plantas incineradoras tanto nuevas como existentes para:

- optimizar la geometría del horno y de la caldera;
- optimizar la posición del aire secundario y/o de recirculación de gases de combustión (si se usa);
- optimizar los puntos de inyección de reactivo para reducción de NO_x por RNCS;
- optimizar el flujo de gas a través de las unidades de RCS.

Beneficios medioambientales que se consiguen

La optimización del diseño del horno puede mejorar la combustión y por lo tanto limitar la formación de CO, TOC, PCDD/F y/o NO_x (es decir, sustancias relacionadas con la combustión). No tiene efecto sobre otros contaminantes contenidos en los residuos incinerados. [64, TWGComments, 2003]

La reducción del ensuciamiento debido a velocidades locales excesivas de los gases de combustión, gracias al modelado por CFD puede aumentar la operatividad de las plantas y mejorar la recuperación de energía con el tiempo.

Mejora de la eficacia del equipo de eliminación.

Efectos sobre otros medios

La mejora del comportamiento en la etapa de combustión puede permitir la selección de un equipo de limpieza de gas con emisiones y consumos reducidos.

Datos operativos

La mejora de la distribución del flujo de gases de combustión a lo largo de la caldera ayuda a reducir la erosión y el ensuciamiento, que produce corrosión.

Aplicabilidad

La técnica es aplicable a:

- nuevos proyectos de incineración de residuos, para optimizar su diseño;
- plantas existentes en las que haya problemas con el diseño de la combustión y la caldera; esto permitirá al operador investigar y priorizar las posibilidades de optimización;

- plantas existentes que realicen modificaciones en el horno/caldera;
- plantas nuevas y existentes que investiguen la posición de la inyección de aire secundario/recirculación de gases de combustión;
- plantas que instalen o utilicen RCS, para optimizar la unidad de RCS en sí.

Economía

Normalmente, un estudio de optimización asistida por ordenador tiene un coste del orden de 10000 a 30000 de €, según el alcance del estudio y el número de series de modelado requeridas.

Pueden derivarse ahorros en costes de inversión y operativos mediante:

- la selección de opciones tecnológicas alternativas de eliminación;
- sistemas de eliminación más pequeños y menos complejos;
- menores consumos del sistema de eliminación.

Es más improbable obtener los ahorros arriba indicados, cuando los aspectos claves de diseño, para la selección del sistema de eliminación, sean la presencia de metales pesados o halógeno, ej: en plantas de residuos peligrosos. Esto es debido a que el motivo principal para el diseño del TGC, en estos casos, es normalmente la carga de sustancias intratables, antes que sustancias derivadas de la combustión.

Puede haber costes significativos asociados con la modificación del diseño del horno o de la caldera en instalaciones existentes.

Motivo principal de aplicación

Optimización del diseño de la cámara de combustión para bajas concentraciones de contaminantes en el gas crudo y posible reducción de emisiones y consumos.

Plantas de ejemplo

Esta técnica se ha utilizado:

- a nivel de aplicación en el Reino Unido para demostrar la eficacia del diseño de combustión de una instalación propuesta;
- para optimizar la etapa de combustión en incineradoras municipales de pequeño tamaño en Noruega;
- para algunas plantas municipales nuevas y existentes en Bélgica;
- plantas en Francia: St Ouen (1989), Nancy (1995), Toulouse, St Germain.

Referencias

[15, Segers, 2002], [16, Energos, 2002], [17, ONYX, 2000], [64, TWGComments, 2003]

4.2.3. Características de diseño de la cámara de combustión

Descripción

Para algunos tipos de hornos, incluidos los de parrilla y estáticos, existen opciones relativas a la posición y forma de la salida de la cámara de combustión primaria a las zonas de combustión secundaria. Un diseño que no sea adecuado llevará a una mala retención de los gases combustibles en las zonas de combustión, mala combustión de la fase gas y mayores emisiones.

El diseño de la salida desde la primera etapa del horno a la zona de combustión de gas y quema final (garganta) debe estar adaptado a la composición de los residuos y otros elementos del horno, como el tipo de parrilla. Ver texto en Sección 2.3.1.4 y Figura 2.7.

Para incineración en parrilla, el diseño de la cámara de combustión está estrechamente vinculado al proveedor de la parrilla. Los proveedores pueden optimizar la combinación de parrilla y cámara de combustión, en base al comportamiento individual de su sistema y su experiencia. En general, no hay una ventaja/desventaja global de un diseño de cámara de combustión con respecto a otro, todos pueden aplicarse. Además, normalmente el diseño de la cámara de combustión no puede escogerse independientemente de la selección de la parrilla; juntos, ambos forman una unidad definida e inseparable. [64, TWGComments, 2003]

El modelado por CFD (ver 4.2.2) puede ser útil en el diseño de la cámara de combustión.

Beneficios medioambientales que se consiguen

La mejor combustión produce menores emisiones a todos los medios y menores consumos.

Efectos sobre otros medios

No se han identificado efectos negativos significativos.

Datos operativos

La cámara de combustión se suministra normalmente con la parrilla y optimizada para el tipo de parrilla particular seleccionado. El diseño de la cámara de combustión depende por lo tanto de la selección de la parrilla. Cada uno de los sistemas descritos en la Tabla 4.10 puede producir mejoras operativas si se aplica debidamente.

Aplicabilidad

Estas técnicas son generalmente aplicables a la mayoría de diseños de incinerador, excepto hornos rotativos, en los que la salida a la cámara de combustión está siempre a la salida del horno. Sin embargo, en los hornos rotativos, el tamaño y la forma de la conexión a la cámara secundaria y el posicionamiento de la inyec-

Tabla 4.10. Comparación de las características de diversas geometrías de hornos. [1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 4, IAWG, 1997, 15, Segers, 2002]

Tipo	Características de diseño	Comentarios
Flujo co-corriente o paralelo	<ul style="list-style-type: none"> • salida a la cámara de combustión al final del horno • flujo de gas en la misma dirección que el movimiento de los residuos 	<ul style="list-style-type: none"> • adecuado para residuos con alto PCN • todos los gases formados deben pasar por la zona de máxima temperatura y tener un tiempo de retención largo • se requiere calentamiento del aire primario en la zona de ignición
Flujo a contracorriente o contrario	<ul style="list-style-type: none"> • salida a la cámara de combustión al inicio del horno • flujo de gas en dirección opuesta a los residuos 	<ul style="list-style-type: none"> • adecuado para residuos con bajo VCN/alta humedad/alto contenido de ceniza (ya que los gases calientes de la zona de volatilización pasan sobre la zona de secado) • elevados requisitos de aire secundario, para asegurar la combustión de los gases
Corriente o flujo central	<ul style="list-style-type: none"> • salida a la cámara de combustión en mitad del horno 	<ul style="list-style-type: none"> • compromiso para un amplio espectro de residuos • la configuración del horno/aire secundario es importante para asegurar la combustión de los gases
Flujo dividido	<ul style="list-style-type: none"> • salida a la cámara de combustión en posición media pero dividido por la sección central 	<ul style="list-style-type: none"> • la sección central facilita la retención de los gases y permite la inyección de aire secundario desde posiciones adicionales • utilizado principalmente para hornos de grandes dimensiones

ción de aire secundario deben ser tales que proporcionen una retención y mezcla suficiente de los gases, para fomentar la combustión de los gases (indicada por concentraciones bajas y uniformes de PCI).

Los sistemas de flujo dividido son aplicables principalmente a hornos de grandes dimensiones debido a la mezcla adicional de aire secundario que permite en posiciones centrales del horno. En hornos pequeños, puede conseguirse una mezcla adecuada mediante inyección de aire secundario a través de la pared lateral.

Un diseño de cámara de combustión, globalmente equilibrado, asegura que los gases formados de los residuos se mezclen bien y se retengan a suficiente temperatura en la cámara de combustión para permitir que el proceso de combustión se complete. Este principio es aplicable a todos los procesos de incineración.

Economía

En plantas nuevas, las características de diseño de la cámara de combustión pueden optimizarse desde el principio. Los costes adicionales de estos refinamientos pueden ser pequeños en relación con los costes globales del proyecto.

En plantas existentes, el coste de rediseño (normalmente significa la sustitución) del horno es muy alto y con frecuencia puede contrarrestar los beneficios obtenidos, a menos que haya dificultades muy serias con la etapa de combustión, o el equipo en cuestión deba ser sustituido por otros motivos.

Motivo principal de aplicación

Reducción de las emisiones gracias a la mayor eficiencia de combustión.

Plantas de ejemplo

Todas las plantas seleccionan una de estas opciones.

El flujo dividido se ha aplicado en: Indaver, BE, AZN (Afvalverbranding Zuid-Nederland, Moerdijk, Holanda) así como en la planta de Bonn (Alemania) y la línea Mke de MVV (Mannheim, Alemania).

Referencias

[1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 4, IAWG, 1997, 15, Segers, 2002, 64, TWGComments, 2003]

4.2.4. Diseño para aumentar la turbulencia en la cámara de combustión secundaria

Descripción

Ver también las técnicas relacionadas en las secciones:

- 4.2.11. Inyección, optimización y distribución de aire secundario.
- 4.2.12. Sustitución de parte del aire secundario por gases de combustión recirculados.
- 4.2.19. Optimización del tiempo, temperatura, turbulencia de los gases en la zona de combustión, y concentraciones de oxígeno.

Esta técnica se basa en características de diseño que aumentan la turbulencia y por tanto, la mezcla de los gases de combustión en la zona después de la zona de combustión primaria, pero antes o al inicio de las zonas principales de recuperación de calor, cuando las temperaturas de los gases todavía están por encima de unos 850°C. Después de la zona considerada aquí, dado que los gases de combustión pueden avanzar a través de las principales zonas de recuperación de calor (intercambiadores), se requiere una velocidad y flujo de gas estable y uniforme para evitar el contraflujo y la circulación a contracorriente que podrían causar problemas en el intercambiador de calor y generación de contaminantes.

En algunos casos pueden usarse configuraciones especiales en la Zona de Combustión Secundaria (ZCS) para aumentar la turbulencia en la cámara de combustión secundaria. Son ejemplos de diseños:

- cámaras de turbulencia;
- inclusión de pantallas (se requiere refrigeración);
- varios pasos y giros en la cámara;
- entrada tangencial de aire secundario;
- localización y posición de los sistemas de inyección de aire secundario (inyectores...).

Beneficios medioambientales que se consiguen

Mejora de la combustión que produce menores concentraciones en el gas crudo de los parámetros relacionados con la combustión.

Esta técnica puede reducir el volumen de aire secundario requerido, y por tanto reducir los volúmenes globales de gases de combustión y la producción de NO_x. Una turbulencia efectiva produce asimismo una mejor quema de los gases de combustión, con reducción de los niveles de CO y COV.

Efectos sobre otros medios

No se ha identificado ninguno.

Datos operativos

Información no facilitada.

Aplicabilidad

La cámara de combustión secundaria es diseñada por el proveedor en la etapa de diseño. Algunos diseños de hornos para determinados tipos de residuos pueden hacer necesarias características adicionales. [74, TWGComments, 2004]

El uso de características físicas adicionales para aumentar la mezcla se aplica actualmente en la industria de IRP.

Economía

Información no facilitada.

Motivo principal de aplicación

Información no facilitada.

Plantas de ejemplo

Incineradora de residuos peligrosos (Cleanaway UK).

Referencias

[40, EURITS, 2003] [64, TWGComments, 2003]

4.2.5. Funcionamiento continuo en lugar de discontinuo

Descripción

Las emisiones en las plantas de incineración son más fáciles de controlar durante el funcionamiento rutinario que durante las operaciones de arranque y parada. La reducción de los arranques y paradas requeridos es, por consiguiente, una importante estrategia operativa que puede reducir las emisiones y consumos globales. El régimen de recogidas y entregas de residuos y las fluctuaciones estacionales de producción de residuos pueden causar paradas por falta de residuos, aunque normalmente se evitan haciendo funcionar la planta a carga parcial para poder adaptarse a estas fluctuaciones. El funcionamiento a carga parcial no suele causar problemas en un incinerador moderno. [74, TWGComments, 2004]

Los factores que contribuyen a conseguir una operación continua pueden ser que:

- el ritmo de operación diseñado del sistema sea similar al ritmo de recepción de residuos;
- el almacenamiento de residuos (a ser posible) cubra los periodos de inactividad;
- se organice la cadena de suministro para evitar periodos inactivos;
- se suplemente la alimentación de residuos con combustibles adicionales;
- se utilice limpieza en línea.

El dimensionado y mantenimiento de las plantas, para mantener un funcionamiento continuo, es por lo tanto importante.

Beneficios medioambientales que se consiguen

La operación constante de la planta mejora su eficiencia energética.

Efectos sobre otros medios

La eficiencia energética puede verse reducida por una operación continua a baja carga, ya que la eficiencia de las turbinas es menor.

Datos operativos

Es importante la previsión y control de los caudales de residuos a la planta.

Un buen mantenimiento es importante para evitar/limitar las paradas. La instalación puede contar con un programa de mantenimiento en línea para aumentar al máximo su operatividad.

Aplicabilidad

La planificación y consecución de un número reducido de paradas permite reducir los niveles de emisiones anuales de cualquier planta.

Economía

Evitar las paradas puede reducir los costes de las instalaciones de incineración:

- permitiendo su operación continua y por tanto un mayor uso de la instalación;
- reduciendo el mantenimiento de los hornos por el menor estrés térmico del proceso;
- evitando costes de inversión de procesos innecesariamente grandes.

Cuando la capacidad de la instalación es mayor que la cantidad de residuos recibidos y se toma la decisión de suplementar la producción con otros residuos o combustibles, puede haber costes asociados con la compra de tales residuos/combustibles.

Motivo principal de aplicación

Hay muchos motivos aplicables.

Plantas de ejemplo

En general, todas las plantas incineradoras grandes funcionan continuamente. Las plantas IRSU de tamaño industrial (más de 2 t/h) pueden operar continuamente con mínimo de paradas.

Referencias

[28, FEAD, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.2.6. Selección y uso de sistemas y parámetros adecuados de control de combustión

Descripción

[2, infomil, 2002]

La incineración de residuos de composición variable requiere un proceso que pueda adaptarse a grandes variaciones en las condiciones de proceso. Cuando se producen condiciones de proceso desfavorables, se requiere intervención en el control operativo.

Para poder controlar el proceso de incineración, se requiere información detallada del proceso, debe diseñarse un sistema de control («filosofía») y es necesario poder intervenir en el proceso. Los detalles de los sistemas utilizados varían de una planta a otra. A continuación se ofrece un resumen de la información de proceso, sistemas de filosofía de control e intervenciones en el proceso que pueden emplearse.

La información de proceso puede incluir:

- temperaturas de parrilla para distintas posiciones;
- espesor de la capa de residuos sobre la parrilla (control visual);
- caída de presión a través de la parrilla;
- temperaturas del horno y de los gases de combustión en diversas posiciones;

- determinación de la distribución de temperaturas en la superficie de la parrilla mediante sistemas de medición ópticos y por infrarrojos;
- mediciones de CO, O₂, CO₂ y/o H₂O (en diversas posiciones);
- datos de producción de vapor (ej: temperatura, presión);
- aberturas en la pared de combustión para observación visual del personal o una cámara;
- longitud y posición del fuego en el horno;
- datos de emisiones para sustancias relacionadas con la combustión (niveles antes de eliminación).

[74, TWGComments, 2004]

La filosofía de control puede ser un sistema de control clásico, que puede ya estar incluido en el ordenador de control del proceso. Además, pueden aplicarse sistemas de control de lógica difusa.

Entre las intervenciones de control se incluye el ajuste de:

- el sistema de dosificación de los residuos;
- las frecuencias y velocidad de movimientos de la parrilla en diversas partes de la parrilla;
- la cantidad y distribución del aire primario;
- la temperatura del aire primario (si hay disponibles instalaciones de precalentamiento);
- la cantidad y distribución de aire secundario en el horno (y, si está disponible, del gas de recirculación);
- la relación entre aire primario y secundario.

[74, TWGComments, 2004]

Beneficios medioambientales que se consiguen

El uso de sofisticados sistemas de control puede producir un proceso de incineración con menos variaciones en el tiempo (es decir, mejor estabilidad) y el espacio (es decir, más homogéneo), permitiendo una mejora global de la combustión y la reducción de las emisiones a todos los medios.

El mejor control de proceso tiene las siguientes ventajas específicas:

- mejor calidad de la ceniza de fondo (debido a una suficiente distribución del aire primario y una mejor posición del proceso de incineración sobre las parrillas);
- menor producción de ceniza volante (debido a la menor variación en la cantidad de aire de incineración primario);
- mejor calidad de la ceniza volante (menos materia sin combustionar, debido a condiciones de proceso más estables en el horno);
- menos formación de CO y COV (debido a condiciones de proceso más estables en el horno; es decir, no hay «puntos calientes»);
- menor formación de NO_x (debido a condiciones de proceso más estables en el horno; es decir, no hay «puntos fríos»);

- menor riesgo de formación de dioxinas (y precursores) gracias a la mayor estabilidad del proceso en el horno;
- mejor utilización de la capacidad (ya que la pérdida de capacidad térmica por variaciones se reduce);
- mejor eficiencia energética (ya que la cantidad media de aire de incineración se reduce);
- mejor funcionamiento de la caldera (ya que la temperatura es más estable, hay menos «picos» de temperatura y por tanto menos riesgo de formación de ceniza volante que causa obstrucciones);
- mejor operación del sistema de tratamiento de gases de combustión (ya que la cantidad y la composición de los gases de combustión es más estable);
- mayor potencial de destrucción, combinado con una combustión más eficaz de los residuos. [74, TWGComments, 2004]

Las ventajas indicadas también producen un menor mantenimiento y por tanto una mayor operatividad de la planta.

Efectos sobre otros medios

No se ha identificado ninguno.

Datos operativos

La temperatura en la barra de la parrilla puede medirse mediante termopares. Las temperaturas de los gases de combustión son más difíciles de medir debido a las condiciones severas –alto nivel de polvo, riesgo de fusión de metales, etc.–. Las mediciones a la salida del horno tampoco son fáciles de realizar debido a las condiciones operativas (polvo, ácido, etc.), en particular para mediciones de CO y CO₂. A efectos de control, se requieren mediciones rápidas. Es muy difícil medir el H₂O de forma precisa. [64, TWGComments, 2003]

Aplicabilidad

La selección y uso de sistemas y parámetros de combustión adecuados es aplicable a todas las instalaciones de incineración de residuos. Los componentes detallados de un sistema de este tipo varían de un diseño de proceso a otro. La mayoría de técnicas específicas en la anterior sección de descripción son aplicables a incineradores de parrilla más que a otros tipos de incineradores.

La técnica presenta especial ventaja cuando los residuos alimentados al horno son de naturaleza muy heterogénea, es decir, de composición variable, o su calidad es difícil de predecir o asegurar.

Economía

Las ventajas indicadas también tienen como consecuencia un menor mantenimiento y, por consiguiente, una mayor operatividad de la planta.

Motivo principal de aplicación

La mejor combustión produce mejoras globales en el comportamiento medioambiental.

Plantas de ejemplo

Amplio uso en Europa, particularmente en plantas modernas.

Referencias

[2, infomil, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.2.7. Uso de cámaras de infrarrojos para monitorización y control de la combustión

Descripción

La adaptación continua de la distribución y cantidad de aire de incineración, para que coincidan de forma precisa con los requisitos de la reacción de incineración, en cada una de las zonas del horno, puede mejorar el proceso de incineración. Una cámara de infrarrojos es un ejemplo de técnica que puede emplearse para crear una imagen térmica del lecho de residuos en combustión. También se utilizan cámaras ultrasónicas y visuales. La distribución de temperaturas en la parrilla aparece en una pantalla en forma de un campo de isotermas indicado mediante zonas coloreadas.

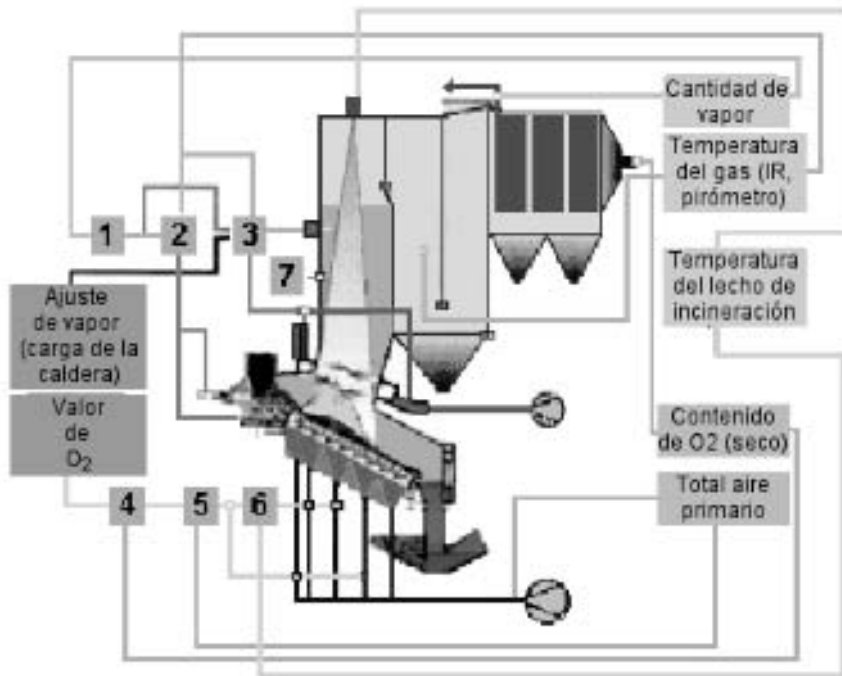
Para el control subsiguiente del funcionamiento del horno, las temperaturas características de las zonas individuales de la parrilla pueden determinarse y transmitirlas al control de funcionamiento del horno como parámetros que regulan las variables del horno. Mediante lógica difusa, es posible determinar algunas variables (ej: temperatura, CO, contenido de O₂) y una secuencia de reglas para mantener el proceso dentro de estos ajustes. Además, puede controlarse la recirculación de gases de combustión y la adición de aire terciario.

Mediante un sistema de proceso de imagen, controlado por ordenador, las imágenes suministradas por la cámara de IR pueden transformarse en señales que se acoplan, en el sistema de control del horno, con parámetros como el contenido de oxígeno en el gas de combustión y la calidad del vapor.

La carga de la cámara de incineración puede luego controlarse registrando la temperatura media del lecho de residuos en la parte anterior de la parrilla y evaluando el valor de O₂ al final de la caldera. Con la ayuda del registro, controlado por la cámara, de las temperaturas del lecho de incineración en las tres primeras zonas de la parrilla, puede añadirse aire primario según la demanda (cantidad y distribución de aire), lo que ayuda a uniformizar el proceso de incineración en la zona de incineración principal. En la zona 2 de la parrilla (zona de ignición), la demanda de aire es controlada en función de la temperatura en la superficie del lecho de incineración, pudiendo conseguirse un perfil de temperatura más cons-

Figura 4.1. Ejemplo de los componentes del sistema de control del horno.

[1, UBA, 2001]



tante. La adaptación de la cantidad de aire en las zonas de la parrilla 3 y 4, así como la temperatura de la superficie de incineración, produce una incineración estable y una quema eficiente de la ceniza de fondo.

En un proyecto, se realizaron ensayos de incineración con aire primario y secundario acondicionado con oxígeno y adición de nitrógeno en el aire secundario. Se observó una influencia favorable sobre polvo, CO y las concentraciones totales de COV en el gas de combustión después del generador de vapor, en particular con aire primario oxigenado (contenido de O₂ del aire enriquecido suministrado entre un 25 y un 28 % en volumen). Además, el contenido de NO_x en el gas de combustión pudo reducirse debido a la adición de nitrógeno al aire secundario.

Los resultados de esta investigación han llevado al desarrollo de un sistema que combina los siguientes pasos de proceso:

- control totalmente automatizado mediante cámaras de infrarrojos y lógica difusa;
- recirculación de gases de combustión al horno a través de un sistema de aire secundario, y;
- oxigenación del aire primario de incineración en las principales zonas de incineración.

Medidas introducidas en otra planta existente con parrilla de alimentación incluida:

- adición gradual de aire de incineración;
- dosificación constante de residuos mediante control de la altura de capa;
- monitorización de la incineración mediante sensores ópticos (denominados sensores de incineración) en distintas zonas de la parrilla;
- recirculación de los gases de combustión.

En comparación con el funcionamiento convencional de la planta, se observó una reducción de los contaminantes derivados de la combustión.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Mejora global de la combustión y reducción de emisiones a todos los medios.

Efectos sobre otros medios

No se han identificado efectos sobre otros medios con respecto al uso de cámaras de infrarrojos.

Consumo de oxígeno y energía para su producción, cuando se aplica.

Datos operativos

Los resultados de los ensayos con funcionamiento normal y con control de incineración con la cámara de IR y adición de oxígeno se muestran en la Tabla 4.11 siguiente:

Tabla 4.11. Mediciones en el gas de combustión crudo en una planta de ensayo en funcionamiento normal, con cámara de IR y acondicionamiento con O₂. [1, UBA, 2001]

Componente de los gases de combustión (gas de combustión crudo después del generador de vapor)	Operación normal	Cámara de IR más lógica difusa	Acondicionado con O ₂
Contenido de oxígeno (% vol.)	9,1-9,3	8,9-9,3	6,2-10,9
Monóxido de carbono (mg/m ³)	12-32	9-26	20-27
Polvo (g/m ³)	0,7-1,7	0,6-1,0	0,5-1,0
Carbono total (mg/m ³)	1,1,-2,4	0,9-1,0	1,0-1,2
Dioxinas/furanos (ng I-TE/m ³)	1,5-2,7	1,0-1,3	2,0-3,5

Comentario del TWG: El aumento en PCDD/F con la adición del oxígeno que se indica no es el resultado teóricamente esperado.

Aplicabilidad

Principalmente aplicable a incineradores de parrilla. La técnica sólo es aplicable si puede aplicarse cuando el diseño del horno (en particular la garganta) es tal

que la cámara puede ver las áreas relevantes de la parrilla. Además, la aplicación está limitada en general a hornos a gran escala con varias líneas de parrillas (ej: >10 t/h). [74, TWGComments, 2004]

Economía

El orden de coste de una cámara (no instalada y como unidad independiente, es decir, no integrada en el circuito de control de la planta) es de unos 50000 €. Sin embargo, también se reporta que un proveedor indica un precio de 300000 € por línea (en la información facilitada no queda claro si hace referencia a todo el sistema de IR más control de O₂ control, etc.) [74, TWGComments, 2004]

Motivo principal de aplicación

La mejor combustión produce una mejora general en el comportamiento medio-ambiental.

Plantas de ejemplo

Coburg, Alemania.

Ingolstadt, Fribourg, Brescia, Arnoldstein y otras.

Referencias

[1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003]

4.2.8. Optimización de la estequiometría del suministro de aire

Descripción

En sistemas de combustión, debe suministrarse suficiente oxígeno (normalmente del aire) para asegurar que las reacciones de combustión sean completas.

Además de esto, el suministro de aire tiene las siguientes funciones:

- refrigeración;
- evitar la formación de escoria en la cámara de combustión/caldera;
- mezcla de gases para mejorar la eficiencia;
- influye en la calidad de la combustión final.

El suministro de demasiado poco aire, o de demasiado aire, causa dificultades. La cantidad precisa de aire requerida depende de:

- el tipo y características de los residuos (PC, humedad, heterogeneidad);
- el tipo de cámara de combustión (los lechos fluidizados tienen menores requisitos globales de aire debido a la mayor agitación de los residuos, que aumenta la exposición de los residuos al aire);
- asegurar que el aire se suministre en los puntos adecuados y las cantidades requeridas.

En general, debe evitarse un aporte excesivo de aire, pero es importante que sea suficiente para asegurar una combustión eficaz (demostrada por concentraciones bajas y estables de CO corriente abajo del horno). Un aporte excesivo de aire produce un aumento de los volúmenes de gases de combustión y por tanto el aumento del tamaño y costes asociados de los sistemas de tratamiento de gases de combustión.

Beneficios medioambientales que se consiguen

El objetivo de la optimización es la reducción de los volúmenes de gases de combustión (y por tanto de los requisitos de tratamiento), al tiempo que se consigue una combustión eficaz de los gases.

Efectos sobre otros medios

No se ha facilitado información.

Datos operativos

No se ha facilitado información.

Aplicabilidad

No se ha facilitado información.

Economía

No se ha facilitado información.

Motivo principal de aplicación

Optimización del proceso de incineración.

Plantas de ejemplo

La mayoría de plantas de incineración de residuos en la UE.

Referencias

[64, TWGComments, 2003]

4.2.9. Optimización y distribución del suministro de aire primario

Descripción

El aire primario es el que se suministra al interior o directamente encima del lecho de residuos para proporcionar el oxígeno necesario para la combustión. El aire primario también ayuda en el secado, gasificación y refrigeración de algunos de los equipos de combustión.

La forma de suministro del aire primario está directamente relacionada con la tecnología de incineración.

En sistemas de parrilla, se suministra a través de la parrilla al lecho de residuos, a fin de:

- aportar el aire suficiente a las distintas zonas de la parrilla, en la que se producen las reacciones (secado, gasificación, volatilización), y asegurar una distribución homogénea y suficiente dentro del lecho de residuos, lo que mejora la combustión final de las cenizas de fondo;
- refrigeración de las barras de la parrilla para evitar formación de escorias y corrosión. La refrigeración de las parrillas refrigeradas por agua se realiza normalmente mediante un circuito de agua separado, y en este caso el efecto del aire primario en la refrigeración es pues irrelevante.

[74, TWGComments, 2004]

En IRSU de parrilla, el flujo de aire primario viene determinado principalmente por el requisito de oxígeno (función del dimensionado) y no por los requisitos de refrigeración de la parrilla. [74, TWGComments, 2004]

En hornos rotativos, hornos de solera escalonados y estáticos, el aire primario se introduce generalmente sobre el lecho de residuos. En algunos diseños de hornos de solera escalonados, el aire puede introducirse parcialmente por debajo del lecho de residuos.

En sistemas de lecho fluidizado, el aire primario se introduce directamente en el material de fluidización y también sirve para fluidizar el lecho en sí. El aire primario se inyecta a través de inyectoros desde el fondo de la cámara de combustión al lecho.

El balance entre aire primario y secundario dependerá de las características de los residuos y de la tecnología de combustión utilizada. La optimización de este balance es beneficiosa tanto para la operación del proceso como para las emisiones. En general, los residuos de mayor poder calorífico permiten relaciones más bajas de aire primario.

La separación del aporte de aire primario (utilizando cajas de viento individuales y, si es adecuado, ventiladores de suministro múltiples o distribuidos) a las distintas zonas del incinerador de parrilla, permite el control separado del suministro de aire a cada una de las zonas. Esto permite la optimización de cada uno de los procesos que ocurren en la parrilla (secado/pirólisis/gasificación/volatilización/formación de cenizas) proporcionándole su propio suministro de aire optimizado.

Un suministro insuficiente de aire primario a la etapa final (de formación de cenizas) puede producir una mala combustión de las cenizas si la cámara no es bastante alta.

Si el aire de combustión se extrae de las zonas de almacenamiento de residuos, esto ayuda a reducir los riesgos de olores del almacenamiento de residuos.

Beneficios medioambientales que se consiguen

La optimización del suministro y distribución del aire es beneficiosa para la optimización de la etapa de combustión del proceso de incineración y para reducir las emisiones globales.

Mejor combustión de la ceniza de fondo.

Demanda reducida de combustibles primarios de apoyo de la combustión. [74, TWGComments, 2004]

Efectos sobre otros medios

No hay efectos significativos.

Datos operativos

Se instala fácilmente. El suministro de aire primario es esencial para el proceso de combustión. Su optimización varía con la técnica de combustión.

Aplicabilidad

Se aplica en todas las plantas.

Economía

Siempre que el diseño inicial sea correcto y disponga de sistemas y equipo para control del aire primario, normalmente no suele haber equipos y costes adicionales. Cuando se requiere intervención en una planta existente, pueden ser necesarios ventiladores y conductos adicionales para controlar y distribuir el suministro de aire.

Motivo principal de aplicación

Los motivos son la mejora de la combustión y la reducción de emisiones a todos los medios, y en particular la mejora de la combustión de las cenizas de fondo.

Plantas de ejemplo

Todas las plantas incineradoras.

Referencias

[64, TWGComments, 2003]

4.2.10. Precalentamiento del aire primario y secundario

Descripción

El calentamiento del aporte de aire primario puede mejorar el proceso de combustión al secar los residuos a incinerar. Esto es especialmente importante cuando se queman residuos de bajo PCI o alto contenido de humedad, ya que pueden requerir secado adicional. [2, infomil, 2002, 64, TWGComments, 2003]

El calentamiento del suministro de aire secundario puede mejorar la eficiencia y facilitar el proceso de combustión en caso de residuos de bajo PCI, asegurando que las temperaturas en la zona de combustión de gases sean adecuadas y estén uniformemente distribuidas.

El precalentamiento del aire de incineración, en plantas incineradoras de residuos urbanos, se efectúa normalmente con vapor a baja presión y no por intercambio de calor de los gases de combustión (conducciones de aire complicadas, problemas de corrosión).

El precalentamiento de aire para incineración de lecho fluidizado de borbotado se realiza normalmente con el gas de combustión mediante intercambio de calor, aunque en ocasiones también con vapor o combustible adicional. [64, TWGComments, 2003]

En algunas instalaciones, este calor se toma del aire de refrigeración de detrás del material refractario.

Este calor suministrado con el suministro de aire no se pierde, ya que puede recuperarse más tarde en la caldera. [74, TWGComments, 2004]

Beneficios medioambientales que se consiguen

Una combustión más estable produce menores emisiones a la atmósfera.

Es posible una mejora del valor energético/de vapor del flujo, produciendo un vapor de mayor calidad.

Efectos sobre otros medios

Si el calor se toma del proceso de incineración, los efectos sobre otros medios serán mínimos. Si se utilizan fuentes de combustible externas, el consumo de esa energía externa y las emisiones adicionales (ej: de NO_x, partículas) son un factor a tener en cuenta.

Datos operativos

El aire primario se calienta a 150 °C mezclando el aire primario con aire de refrigeración del material refractario del horno. [74, TWGComments, 2004]

Aplicabilidad

El calentamiento del aire primario, y posiblemente del secundario, es particularmente beneficioso cuando se incineran residuos de bajo poder calorífico. En el caso del aire primario, esto es debido a que facilita el secado y la ignición de los residuos; en el aire secundario, ayuda a mantener las temperaturas en la zona de combustión de gases.

Las plantas que incineran residuos de alto poder calorífico necesitan el efecto refrigerante del suministro de aire y por lo tanto no se benefician de esta técnica.

Economía

El diseño del sistema para plantas nuevas supone el coste adicional de un intercambiador de calor más el circuito de vapor/condensado. El impacto del coste adicional depende del tamaño de la planta.

La adaptación a plantas existentes requerirá una inversión adicional específica.

Los costes de inversión del equipo de intercambio de calor pueden verse compensados por el ahorro de costes en combustibles externos.

Motivo principal de aplicación

Mejora de la combustión, especialmente cuando se incineran residuos de bajo PCI.

Plantas de ejemplo

Se aplica en plantas en toda Europa.

Referencias

[2, infomil, 2002], [64, TWGComments, 2003]

4.2.11. Inyección, optimización y distribución de aire secundario

Descripción

Durante el secado, gasificación, incineración y combustión, las materias de los residuos combustibles pasan a forma gaseosa. Estos gases son una mezcla de muchos componentes volátiles, que deben ser sometidos a una oxidación adicional. Para ello, en el horno se introduce aire adicional (denominado aire secundario).

La temperatura de incineración puede elevarse precalentando el aire de incineración, y reducirse permitiendo la entrada de más aire de incineración (nota: el tiempo de residencia suficiente del gas depende básicamente de las dimensiones del horno). Por consiguiente, en algunos casos el aire secundario puede proporcionar también refrigeración.

Otra función principal del aire secundario es la mezcla de los gases de combustión calientes, para lo cual se inyecta en el horno a través de gran número de inyectores, lo que asegura que toda la sección transversal del horno esté cubierta. Dado que la mezcla de gases calientes requiere una energía de mezcla suficiente, el aire secundario se inyecta a una velocidad relativamente alta. Además, las dimensiones del horno se eligen para asegurar patrones adecuados de flujo de

los gases de combustión y tiempo de residencia globales suficientes. Para IRSU, el caudal viene determinado por los requisitos de mezcla.

Las posiciones, direcciones y cantidades de las tomas de inyección pueden estudiarse y optimizarse para las diversas geometrías de horno, utilizando por ejemplo un modelo de flujo computacional.

Las temperaturas en los cabezales de las boquillas de inyección pueden contribuir significativamente a la producción de NO_x . Las temperaturas típicas son del orden de 1300 a 1400 °C. El uso de boquillas de diseño especial y de recirculación de los gases de combustión en sustitución de parte del nitrógeno puede reducir las temperaturas en los inyectores y el aporte de oxígeno, que produce una mayor producción de NO_x .

Beneficios medioambientales que se consiguen

- emisión baja y estable de sustancias derivadas de la combustión;
- mejora de la oxidación de los gases de combustión producidos durante etapas de combustión anteriores;
- menor arrastre de productos de combustión incompleta y cenizas volantes a las etapas de limpieza.

Las ventajas son la reducción de sustancias derivadas de la combustión (ej: NO_x , CO y/o COV). Los niveles de CO y COV no se tratan en el TGC.

Efectos sobre otros medios

Si se inyecta aire secundario con un contenido normal de oxígeno en la zona de postcombustión, en los inyectores, al entrar en la zona de postcombustión, pueden medirse temperaturas de más de 1400 °C, con lo que se produce NO_x . [74, TWGComments, 2004]

Datos operativos

La cantidad de aire secundario depende del PCI. [74, TWGComments, 2004]

Para tecnología de parrilla, la cantidad de aire secundario es normalmente del 20-40 % de la cantidad total de aire de incineración, y el resto es aire primario.

Existe el riesgo de una rápida corrosión de las paredes de agua de la cámara de postcombustión y la caldera, si el nivel de aire de postcombustión es demasiado bajo, ya que el nivel de CO/CO_2 puede alternar entre condiciones oxidantes y reductoras.

Aplicabilidad

Todas las plantas incineradoras de residuos.

Economía

Los costes de realizar cambios para optimizar el aire secundario en plantas existentes varía mucho en función de las características específicas de diseño. Este coste está incluido en el diseño del proceso para plantas nuevas. [74, TWGComments, 2004]

Si se reduce el nivel de NO_x , puede también reducirse el coste del tratamiento correspondiente y mejorar el nivel alcanzable de eliminación de la técnica de RNCS. La optimización del aire secundario puede reducir el volumen de los gases de combustión y por lo tanto producir la correspondiente reducción en el tamaño de la planta de TGC. No obstante, el caudal en masa de los contaminantes sigue siendo similar. [64, TWGComments, 2003]

Motivo principal de aplicación

Las mejoras en la etapa de combustión producen reducciones en las emisiones a todos los medios.

Plantas de ejemplo

Se emplea en la etapa de diseño de la mayoría de plantas nuevas.

Ejemplos de plantas modernizadas para mejorar este aspecto son: Toulon (F), líneas 1 y 2 (2×12 t/h), donde se cambiaron los soplantes y los inyectores.

Referencias

[2, infomil, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.2.12. Sustitución de parte del aire secundario por gases de combustión recirculados

Descripción

Una de las finalidades de la adición de aire secundario (aparte de oxidar las materias combustibles en el gas de combustión), es mejorar la mezcla y homogeneidad del gas de combustión. No obstante, el uso de más aire secundario del necesario produce mayores cantidades de gases de combustión. Esto reduce la eficiencia energética de la planta, haciendo necesarias unidades de tratamiento de gases de combustión de mayor tamaño y, por consiguiente, elevando los costes.

Sustituyendo parte del aire secundario por gases de combustión recirculados, el volumen de gas de combustión se reduce corriente abajo del punto de extracción y en el punto de emisión. Las reducciones en el aporte de nitrógeno fresco (del aire) al horno pueden ayudar a reducir las emisiones de NO_x .

En general, el punto de extracción de recirculación es después del TGC, a fin de reducir la corrosión y otros problemas operativos causados por el gas de com-

bustión crudo, esto comporta algunas pérdidas de energía, y el sistema de TGC debe estar diseñado para un caudal mayor.

Sin embargo, si se recirculan los gases de combustión desde un punto situado corriente arriba del sistema de TGC, el tamaño del TGC puede reducirse, [64, TWGComments, 2003] aunque debe estar ajustado para tratar gases de combustión más contaminados y hay mayor riesgo de erosión, contaminación y ensuciamiento. [74, TWGComments, 2004]

Ver también Sección 4.2.11 sobre optimización del aire secundario.

Beneficios medioambientales que se consiguen

- reducción de los volúmenes de tratamiento de gases de combustión y por tanto del tamaño del sistema de TGC corriente abajo del punto de extracción del gas de combustión (es decir, donde se recircula el gas sucio);
- mejora de la eficiencia energética (se reporta un aumento de aprox. 0,75 % en una planta de cogeneración);
- reducción en la producción de NO_x en un 10 %-30 % (si existen elevados niveles de NO_x en el gas crudo);
- reducción en el consumo de reactivos para el control de NO_x control.

A altos índices de exceso de aire, aproximadamente el 50 % de la cantidad requerida de aire secundario puede sustituirse por gases de combustión recirculados. Cuando el gas recirculado es gas de combustión crudo, esto produce una reducción del 10-15 % de la cantidad total de aire de incineración y gases de combustión. La carga del sistema de tratamiento de gases de combustión puede reducirse proporcionalmente si los contaminantes concentrados en la cantidad de gas de combustión reducida pueden limpiarse del mismo modo (produciendo asimismo una reducción de las cargas de emisiones), y la eficiencia térmica de la planta puede aumentar en aproximadamente 1-3 %.

Efectos sobre otros medios

Según el diseño preciso del horno, a altos índices de sustitución la reducción efectiva de oxígeno puede producir niveles elevados de CO (y otros PCI). Por lo tanto, hay que tener cuidado para asegurar que los índices de sustitución estén optimizados.

Puede haber un efecto negativo de refrigeración en el horno rotativo; en algunos casos, especialmente con residuos de bajo PC, es necesario combustible adicional par mantener la temperatura de horno rotativo.

Datos operativos

Se ha reportado corrosión de los conductos de recirculación. También se reporta que esto puede superarse mediante la eliminación de juntas, y utilizando un aislamiento eficaz de los conductos para evitar puntos fríos, en los que puede

producirse rápidamente condensación del gas de combustión y corrosión. También puede haber corrosión en la caldera debido a niveles de oxígeno más bajos en el gas de combustión.

[21, FNADE, 2002] Si el operador no está atento al problema, la corrosión puede ser muy rápida. En tales casos, los ahorros operativos esperados se convierten rápidamente en mayores costes de reparación y pérdida de disponibilidad de la fábrica. El riesgo de corrosión se reduce si las partes más calientes de la caldera se recubren con un revestimiento especial. No obstante, una vez instalado este revestimiento, la concentración del exceso de O_2 a la salida de la caldera puede reducirse incluso sin TGC. Esto, entonces, reduce el beneficio del TGC.

Algunas plantas de incineración de RSU alemanas con sistemas instalados de recirculación de gases de combustión han reportado estar cerradas o fuera de servicio por motivos operativos. En la mayoría de los casos, la reducción en el caudal de gases de combustión no se utiliza en el dimensionado de la planta de TGC; muchos operadores deciden dimensionar la planta de TGC sin recirculación de gases de combustión, a fin de cubrir todas las posibles condiciones operativas. [74, TWGComments, 2004]

Aplicabilidad

Esta técnica ha sido aplicada a plantas incineradoras de residuos nuevas. Algunas plantas existentes se han modernizado con esta técnica, para la que se requiere espacio para los conductos.

La técnica tiene aplicabilidad limitada para incineración de residuos peligrosos. En el caso de hornos rotativos para IRP, hay necesidad de un alto contenido de O_2 , y por consiguiente la recirculación de gas tiene una aplicabilidad limitada. [74, TWGComments, 2004]

Economía

Esta técnica comporta inversiones adicionales para plantas nuevas y un coste significativo para reconversión de plantas existentes. [74, TWGComments, 2004]

Motivo principal de aplicación

Reducción de NO_x mediante técnicas primarias.

Incluso con RGC, se requiere un dispositivo de eliminación de NO_x para alcanzar, en cualquier condición operativa, un nivel de 200 mg/Nm³. [21, FNADE, 2002]

Plantas de ejemplo

Se aplica en algunas plantas nuevas y existentes en toda Europa.

Referencias

[2, infomil, 2002], [21, FNADE, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.2.13. Aplicación de aire enriquecido con oxígeno

Descripción

Sustitución del aporte de aire con oxígeno (técnicamente) puro o aire enriquecido con oxígeno.

Esta técnica se aplica en algunas plantas de gasificación y pirólisis para la combustión de los gases que producen, con frecuencia como parte de sistemas diseñados para elevar las temperaturas de combustión con el fin de fundir las cenizas del incinerador. En tales casos, el reactor de pirólisis o gasificación inicial suele ser una unidad separada físicamente de la cámara de combustión subsiguiente. Los gases de síntesis ricos en combustibles pasan a la zona de combustión, donde se agrega aire enriquecido con oxígeno a una tasa controlada con el fin de alcanzar las condiciones de combustión deseadas. Según la tasa de adición de oxígeno y la calidad del gas, las temperaturas en la cámara de combustión están generalmente entre 850 y 1500 °C, aunque en algunos casos específicos se utilizan temperaturas de hasta 2000 °C (o superiores). A temperaturas por encima de unos 1250 °C, las cenizas volantes arrastradas se funden.

Esta técnica ha sido aplicada a nivel de ensayo en grandes plantas incineradoras existentes, con el fin de mejorar el comportamiento del proceso, y como una tecnología de diseño específico en plantas más pequeñas dedicadas generalmente a la destrucción de corrientes residuales particulares (a menudo peligrosas). En estas plantas pequeñas (ej: plantas montables en un trailer), el proceso puede aplicarse de forma discontinua en un reactor cerrado, con elevados valores de presión (8 bares) y temperatura (ej: del orden de 2000 a 8000 °C).

Beneficios medioambientales que se consiguen

La combustión rápida y eficiente puede producir un nivel muy bajo y controlable de CO y otras emisiones derivadas de la combustión.

La sustitución del nitrógeno del aire por oxígeno puede reducir el potencial de formación térmica de NO_x. Sin embargo, la producción de NO_x depende asimismo de la temperatura de la llama, por lo que se requiere cuidado para asegurar que la sustitución del nitrógeno sea suficiente para evitar que la combinación con las altas temperaturas produzca un aumento global de NO_x.

Se emite un menor volumen de gas residual en comparación con las tecnologías de combustión alimentadas con aire. No obstante, a temperaturas por encima de 1500 °C, esta ventaja puede verse reducida debido a la expansión de los gases de combustión. Los contaminantes más concentrados, que se derivan del menor volumen de gases de combustión, pueden capturarse con una línea compacta de tratamiento de gases de combustión. No obstante, una adaptación de este tipo requeriría adaptaciones específicas en el tratamiento de gases de combustión en plantas existentes. El tamaño reducido de la unidad de TGC puede reducir los consumos en un cierto grado (ej: para NO_x), pero esto está relacionado en gran medida con la carga de contaminantes (más que con la concentración), y por

consiguiente las reducciones pueden ser insignificantes para los contaminantes contenidos en los residuos. Se reporta que el tamaño de la caldera también puede reducirse usando esta técnica.

[74, TWGComments, 2004]

Se informa que el uso de temperaturas de más de 1500-2000°C tiene sólo un beneficio adicional limitado en términos de reducción de las emisiones. [64, TWGComments, 2003]

Efectos sobre otros medios

La producción de oxígeno puro o de aire enriquecido con oxígeno es un proceso que consume energía.

Presencia de CO durante fases transitorias: arranques, paradas y paradas de emergencia.

Problemas de resistencia reducida de los materiales refractarios y un aumento de la corrosión.

Datos operativos

Los ensayos en una planta incineradora municipal existente en Holanda experimentaron dificultades debido a temperaturas localmente elevadas y corrosión. Se informa que estas dificultades se superan con una mejor mezcla de los residuos y una optimización de la inyección.

A temperaturas elevadas (más de 1000°C), el mantenimiento del horno y del revestimiento refractario aumenta mucho en general. Las temperaturas más altas utilizadas pueden producir considerables dificultades de selección y uso de materiales.

Además se requiere refrigeración intensiva de los gases para reducir las temperaturas de los gases de combustión a un nivel adecuado para su tratamiento.

La ceniza volante fundida requiere sistemas para asegurar su eliminación (ej: flujo de gas en vórtice), de modo que no entre en contacto con intercambiadores de calor corriente abajo, lo que causaría obstrucción o erosión.

Hay riesgos de seguridad adicionales de la producción, almacenamiento y uso de oxígeno.

Aplicabilidad

En general, las instalaciones requieren adaptaciones específicas en su diseño para incorporar el uso de esta técnica. Se requiere atención a la mayoría de detalles de diseño de la planta, incluidas adaptaciones especiales a la cámara de combustión, zonas de intercambio de calor, y dimensionado de los sistemas de TGC. A bajos niveles de oxígeno, los cambios en el diseño pueden ser más limitados, pero también lo son las posibles ventajas del uso de la técnica.

La técnica puede aplicarse como opción de reconversión en plantas existentes en las que:

- las emisiones derivadas de la combustión sean elevadas o difíciles de controlar y
- los volúmenes de suministro de aire sean ya altos.

La elevada eficiencia de combustión puede hacer que esta técnica sea útil para la incineración de materias muy resistentes a la combustión, como PCB.

En la práctica, el enriquecimiento con oxígeno no se aplica ampliamente debido a los costes adicionales e impactos sobre otros medios asociados con la producción de oxígeno, los problemas operativos adicionales (ej: las mayores temperaturas pueden producir problemas de control de cenizas fundidas) y la capacidad de las técnicas a base de aire normal para alcanzar buenos niveles de comportamiento.

Economía

El oxígeno puro es caro; el aire enriquecido con oxígeno es menos caro pero todavía genera costes adicionales con respecto al aire normal. Los costes de ambos pueden reducirse si el incinerador está en un lugar donde ya hay oxígeno disponible, p. ej: algunos complejos industriales. Las cargas eléctricas parásitas producidas por la generación de oxígeno in situ son significativas. La demanda varía según el tamaño de la planta, la temperatura y los requisitos de pureza del oxígeno, pero generalmente es del orden de 0,5-2 MW de electricidad.

El uso de esta técnica puede aumentar considerablemente los costes de inversión y operación.

Las reducciones en el volumen de los gases de combustión pueden reducir el tamaño de los dispositivos de tratamiento de gases de combustión requeridos.

Motivo principal de aplicación

Se ha reportado el uso de la técnica para el tratamiento de algunos tipos de residuos peligrosos que de otro modo son caros de desechar.

Se informa que la técnica ha sido utilizada para la modernización de plantas existentes con dificultades de comportamiento de combustión.

Plantas de ejemplo

En Austria se ha puesto en marcha una incineradora de residuos urbanos a principios de 2004 en la que se aplica oxígeno enriquecido con aire. La capacidad anual es de unas 80000 t/año, el contenido medio de oxígeno es de alrededor del 26 %, y la temperatura en la parrilla es de unos 1100-1200 °C, mientras que la temperatura en la cámara de combustión se reduce mediante recirculación de los gases de combustión. El operador no ha reportado problemas hasta la fecha. [74, TWGComments, 2004]

El enriquecimiento con oxígeno se aplica en procesos de gasificación y pirólisis para residuos municipales e industriales en Japón como parte de sistemas diseñados para fundir las cenizas del incinerador (ej: Asahi Clean Centre, Kawaguchi City, Tokio).

La primera unidad a escala industrial para residuos peligrosos está ya en funcionamiento en SEABO (municipio de Bolonia). Hasta ahora se ha utilizado para tratar materiales como: pinturas endurecidas, disolventes halogenados, tintas, lodos de refinería, envases plásticos, trapos contaminados, PCB que contienen aceite, pesticidas y medicamentos caducados, entre otros.

Referencias

[18, Italia, 2002], [2, infomil, 2002], [64, TWGComments, 2003]

4.2.14. Refrigeración de parrillas

Descripción

[19, Babcock, 2002] [64, TWGComments, 2003]

La refrigeración de parrillas se aplica para controlar las temperaturas del metal y con ello alargar la vida de la parrilla. El medio de refrigeración puede ser aire o agua (pueden usarse otros líquidos, como aceites o líquidos con buena conducción de calor).

El aire se suministra por debajo de la parrilla y pasa por las aberturas de la parrilla; la principal función de este aire es proporcionar oxígeno suficiente para la oxidación, y su caudal está diseñado de acuerdo con este requisito. Simultáneamente, este aire enfría las parrillas, y actúa como fuente de refrigeración para las parrillas refrigeradas por aire. Cuando se introduce más exceso de aire, se suministra refrigeración adicional, pero se produce una mayor cantidad de gas de combustión.

Las parrillas refrigeradas por aire incluyen un circuito dentro de la parrilla por el que fluye líquido para refrigerar la parrilla. La mayor capacidad de transferencia de líquidos hace que las parrillas refrigeradas por líquido sean más adecuadas para situaciones en las que la refrigeración por aire tiene limitaciones, en particular en la combustión de residuos con alto PCN (ej: >10 MJ/kg).

El líquido fluye desde las partes más frías de la parrilla a las más calientes a fin de mantener un diferencial de temperatura. La temperatura del líquido puede usarse para monitorizar las reacciones (algunas son endotérmicas, otras exotérmicas, y en distintos grados) que ocurren en el lecho de residuos sobre la rejilla. Estas reacciones pueden entonces controlarse variando la cantidad de aire suministrado a través de esa sección de la rejilla a los residuos de encima. Esta

separación de las funciones de refrigeración y suministro de aire puede mejorar el control del proceso.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Tanto las parrillas refrigeradas por aire, como por agua, pueden permitir una combustión eficaz de los residuos.

Para residuos de alto PCL, el uso de parrillas refrigeradas por líquido puede permitir un control ligeramente superior del proceso de combustión, ya que la capacidad de refrigeración adicional que requieren estos residuos puede obtenerse del líquido de refrigeración en lugar de suministrar más aire, por lo que es posible reducir el suministro de aire primario y por lo tanto los volúmenes globales de gases de combustión.

Efectos sobre otros medios

No se han identificado efectos negativos significativos.

Datos operativos

Las parrillas refrigeradas por aire se utilizan muy ampliamente y son una tecnología probada para residuos urbanos, así como para una gama de otros residuos, principalmente sólidos. Se informa que son altamente fiables y ofrecen un funcionamiento eficaz y una larga vida útil. La complejidad de los sistemas refrigerados por aire es algo menor que la de los sistemas refrigerados por líquido, y esto puede tener ventajas operativas. El uso de parrillas refrigeradas por aire es muy común en Europa, ya que aproximadamente el 90 % de los RSU incinerados se tratan en plantas que utilizan parrillas refrigeradas por aire.

El sistema de parrilla refrigerada por líquido aumenta la eficiencia de refrigeración de la parrilla, ya que el líquido circula directamente por el interior de la parrilla. Los daños térmicos pueden reducirse, e incluso con residuos de alto poder calorífico es posible alcanzar una vida de servicio de más de cuatro años. Se requiere una fabricación adecuada de las barras de parrilla refrigeradas por líquido, a fin de evitar problemas de agrietamiento y pérdida de líquido, y sus efectos subsiguientes sobre la operatividad de la instalación. A fin de mejorar el control de temperatura de la parrilla, se requiere un sofisticado circuito de líquido si todas las barras de la parrilla deben recibir un suministro individual de líquido. Una alternativa es controlar zonas del conjunto del sistema de parrilla.

En las condiciones de temperaturas más elevadas que pueden generarse en la incineración de residuos de alto poder calorífico, las parrillas refrigeradas por líquido pueden tener una vida más larga debido a la corrosión reducida que experimentan, pero pueden tener un mayor riesgo de daños en la parrilla por fugas del líquido refrigerante que los sistemas refrigerados por aire.

La experiencia operativa ha demostrado que, en las parrillas refrigeradas por aire, virtualmente todas las fugas se producen en las conexiones entre las losetas o la conexión entre las losetas y los colectores del circuito de refrigeración. Así pues, el riesgo de fallos del sistema de refrigeración puede minimizarse reduciendo el número de conexiones. Se prefieren los diseños de parrilla refrigerada con un bajo número de conexiones. La vida útil de una loseta de parrilla refrigerada por agua puede ser de más de 35000-40000 horas operativas.

Aplicabilidad

Una característica específica de las parrillas es que son de naturaleza muy robusta y pueden aplicarse a casi cualquier tipo de residuos principalmente sólidos, incluidos residuos muy heterogéneos. Para residuos urbanos se utilizan tanto parrillas refrigeradas por líquido como por aire, aunque aproximadamente un 90% de las IRSU utilizan el tipo refrigerado por aire.

En general, las parrillas refrigeradas por líquido se aplican cuando hay una necesidad específica de refrigeración adicional de la parrilla, es decir, cuando el PCI de los residuos es mayor (ej: más de ~10-13 MJ/kg, según el tipo de rejilla). En tales circunstancias, pueden usarse sistemas refrigerados por aire, a veces con otras funciones de refrigeración, como hornos con paredes de agua.

Economía

Las parrillas refrigeradas por aire son más económicas que las refrigeradas por líquido.

El riesgo de daños en la parrilla, y por tanto de altos costes de reparación y tiempos muertos, puede ser mayor con los sistemas no refrigerados por aire, ya que los escapes de líquido pueden causar daños (sin embargo, ver también el apartado sobre Datos Operativos).

Motivo principal de aplicación

La selección de sistemas de refrigeración por parrilla se hace generalmente haciendo un balance de las ventajas y desventajas operativas según el valor calorífico y la composición de los residuos a tratar. Según las circunstancias particulares (principalmente el tipo de parrilla y de residuos), puede ser mas factible tratar residuos con mayor poder calorífico con una parrilla refrigerada por líquido que con una refrigerada por aire.

Plantas de ejemplo

La refrigeración de parrillas se utiliza ampliamente en Europa y en el mundo. Los sistemas refrigerados por agua son menos ampliamente utilizados, aunque se reporta su aplicación al menos en Dinamarca y Alemania.

Referencias

[19, Babcock, 2002], [64, TWGComments, 2003]

4.2.15. Refrigeración por agua de hornos rotativos

Descripción

[20, EKOKEM, 2002]

Esta técnica se utiliza normalmente junto con elevadas temperaturas en el horno (ver Sección 4.2.16). El sistema de refrigeración del horno rotativo consta de dos circuitos de refrigeración. El circuito de agua de refrigeración primaria suministra agua de refrigeración primaria sobre el horno rotativo y la distribuye uniformemente para garantizar un efecto refrigerante igual en toda la camisa del horno. El agua es recogida entonces en cuatro estanques de recogida situados bajo el horno, y continúa fluyendo libremente al tanque de recogida de agua. El agua es recirculada a través de un filtro y un intercambiador de calor mediante una bomba de circulación. La evaporación es compensada con agua adicional de reposición, que es tamponada automáticamente con NaOH para evitar la corrosión.

El circuito secundario elimina calor del circuito primario a través de intercambiadores de calor y lo transfiere para su uso. Si no hay necesidad de recuperación de energía, puede usarse un sistema de refrigeración de aire multiseccional para eliminar calor del sistema. Con el fin de evitar la congelación, se hace circular una mezcla de agua y glicol a través de los intercambiadores de calor líquido-aire.

El sistema suministra agua de refrigeración a través de cientos de boquillas de rociado situadas por toda la camisa del horno, lo que mantiene la temperatura de la camisa a 80-100°C, mientras que, para refrigeración por aire la temperatura de la camisa de acero es típicamente unos cientos de grados superior. La refrigeración del horno rotativo aumenta la transferencia de calor a través del revestimiento refractario lo suficiente para reducir el nivel de erosión química al mínimo. Esto permite el uso de temperaturas más altas en el horno.

Beneficios medioambientales que se consiguen

El principal beneficio de la refrigeración por agua del horno rotativo es que permite usar temperaturas de combustión más altas cuando es necesario (ver ventajas en la Sección 4.2.16).

El índice de transferencia de calor a través del horno hasta el líquido de refrigeración primario aumenta. Según cálculos teóricos y mediciones prácticas en instalaciones de ejemplo, la transferencia de calor a través del horno al agua de refrigeración varía entre 0,5 MW y 3,0 MW, según el tamaño del horno rotativo y el espesor del revestimiento refractario. El espesor del revestimiento refractario incluye el revestimiento de ladrillo que quede y la capa de ceniza de fondo solidificada. Por ejemplo, en 1995 Kommunikemi (DK) reportó una recuperación media de calor del horno de 2,2 MW.

Efectos sobre otros medios

No se han identificado aspectos negativos.

Datos operativos

Los beneficios operativos son:

- extensión de la vida útil del revestimiento refractario cuando se opera a altas temperaturas-menor mantenimiento;
- posibilidad de aumento de la capacidad de incineración, especialmente para residuos con alto poder calorífico;
- mejor entorno de trabajo, con temperaturas más bajas junto al horno.

Aplicabilidad

Esta técnica es aplicable a incineradores de horno rotativo para residuos con PCI más elevados. Se aplica principalmente en plantas de residuos peligrosos, pero también podría tener aplicación más amplia a otros residuos combustionados en hornos rotativos. La técnica es especialmente adecuada para plantas que requieren altas temperaturas para la destrucción de determinados tipos de residuos.

Se reporta que los hornos refrigerados por agua ofrecen una extensión de la vida del material refractario para residuos con materias minerales de bajo punto de fusión.

Cuando el sistema se combina con un horno a alta temperatura, los caudales de agua deben ser lo bastante altos para conseguir una velocidad suficiente de eliminación de calor. Esto producirá una mayor cantidad de agua cálida, en lugar de una menor cantidad de agua más caliente. Por consiguiente, esta técnica suele ser más aplicable a procesos con demanda/uso del agua cálida generada.

Economía

Tanto Ekokem en Finlandia como Kommunekemi en Dinamarca han reportado una capacidad de más de 100000 toneladas de residuos peligrosos incinerados (agua residual no incluida) a altas temperaturas con el mismo revestimiento refractario. Esto equivale a una vida útil total de dos a tres años. Ambas plantas suelen parar la incineración de residuos una vez al año para un periodo de mantenimiento previsto de dos semanas, y sólo dos veces al año para inspecciones más cortas.

Motivo principal de aplicación

Algunos operadores han tenido que operar hornos de escorificación a alta temperatura y, por consiguiente, han desarrollado el sistema de refrigeración de agua para permitir una operación económica en tales circunstancias. Cuando no haya salidas para la eliminación (ej: reciclaje como sustituto de agregados) de las cenizas de fondo semivitrificadas producidas, esto puede reducir los costes de eliminación y por lo tanto aumentar el interés o compensar los costes de la técnica.

La disponibilidad de un cliente para el agua de refrigeración cálida aumenta el interés en esta técnica.

La disponibilidad de residuos de alto VCI (ej: disolventes y aceites) permite elevadas temperaturas operativas que luego hacen necesaria la refrigeración adicional aquí descrita. Cuando tales residuos se desvíen a otras opciones de tratamiento de residuos, su disponibilidad puede verse restringida, y la operación a alta temperatura sólo ser posible con combustibles/costes adicionales.

Plantas de ejemplo

Ekokem, Finlandia. Kommunikemi, Dinamarca.

Referencias

[20, EKOKEM, 2002], [40, EURITS, 2003] [64, TWGComments, 2003]

4.2.16. Incineración a alta temperatura (escorificación)

Descripción

Esta técnica se aplica más comúnmente en Europa a hornos rotativos que tratan residuos peligrosos. No obstante, el principio de operación a temperaturas elevadas puede, en un cierto grado, aplicarse a otros tipos de hornos. Por ejemplo, a veces se utilizan temperaturas elevadas corriente abajo de lechos fluidizados que reciben residuos no peligrosos (ver Sección 4.2.26 y 4.2.27).

Los residuos peligrosos, tanto sólidos como líquidos, son alimentados al proceso a través de la pared frontal de un horno rotativo. En la cámara de combustión secundaria sólo se inyecta aire secundario y agua residual.

La temperatura de incineración asciende a 1100-1400°C durante un par de segundos, al introducirse todos los residuos de alto poder calorífico a través de la pared frontal del horno. Esto significa que la temperatura de los gases de combustión se mantiene por encima de 1050°C hasta que pasan la salida de la cámara de combustión secundaria. Luego, entran en la caldera de recuperación y por último fluyen a través del sistema de limpieza de gases de combustión.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Se reporta que la elevada temperatura de incineración, de 1100-1400°C, ofrece las siguientes ventajas en comparación con la combustión a menor temperatura (850-900°C):

- todas las materias orgánicas se incineran por completo. La materia orgánica en la ceniza de fondo después de la incineración es típicamente de menos del 1 %;
- menor contenido de hidrocarburos y CO en los gases de combustión;
- mayor destrucción de las moléculas de PCB;
- se forma una ceniza de fondo fundida en el horno rotativo.

La escoria, cuando se enfría rápidamente en agua, se hace finamente granulada, se vitrifica y tiene bajas características de lixiviación. Puede recuperarse o transportarse a un vertedero.

Hierro, vidrio, aluminio y otras materias inorgánicas sólidas forman una mezcla de ceniza fundida en el horno rotativo cuando se aplica una elevada temperatura de incineración. Esta ceniza licuada fluye luego lentamente hacia la salida del horno, donde cae a un estanque de enfriamiento rápido de ceniza de fondo, situado bajo la cámara de combustión secundaria. Aquí, la ceniza de fondo solidifica rápidamente en el agua y se hace finamente granulada y vitrificada. Debido al efecto de granulación, el volumen total de ceniza de fondo producida es menor que en la incineración convencional.

Según las pruebas de lixiviación, u otras normas locales aplicadas, la ceniza de fondo producida en la incineración a alta temperatura puede clasificarse como material no peligroso. Esto puede reducir el coste de eliminación, puesto que la ceniza de fondo puede transportarse a un vertedero normal (bajo ciertas condiciones), o incluso venderse para su uso en construcción de carreteras. Si se utiliza para construcción, es posible que el contenido total de metales pesados deba ser bajo, y el impacto debe estimarse en comparación con otros materiales utilizados normalmente para ese fin. [74, TWGComments, 2004]

Efectos sobre otros medios

Las temperaturas más elevadas pueden producir formación adicional de NO_x y un requisito de medidas de control adicionales.

Si el PCI de los residuos en sí es insuficiente, puede ser necesario aplicar combustible adicional.

Puede ser necesario adaptar la limpieza de gases para tratar los altos niveles de metales pesados vaporizados. [40, EURITS, 2003]

Datos operativos

Las altas temperaturas requieren un revestimiento refractario de buena calidad. Además, durante el funcionamiento hay que gestionar una capa constante de escoria.

Además:

- el aire de incineración puede precisar precalentamiento;
- debe reducirse la cantidad de aire de incineración;
- las paredes de membrana de la caldera deben ser eliminadas o protegerse con material refractario;
- la corrosión a alta temperatura puede ser un problema;
- la escoria fundida puede causar problemas operativos en el horno y zonas de intercambio de calor.

Los bajos niveles de hidrocarburos y CO dependen de la combinación de mezcla de gases de combustión (turbulencia), tiempo de residencia y temperatura. Se ha reportado que temperaturas de 900-1000°C consiguen niveles de destrucción muy altos, similares a los alcanzados a las temperaturas más elevadas aquí consideradas. Una alimentación homogénea de residuos se considera también una importante influencia. Así pues, las temperaturas muy elevadas por sí mismas no son una garantía de una alta combustión de los gases (es decir, de bajo nivel de CO y COV). Asimismo, a altas temperaturas la velocidad del gas es mayor y el tiempo de residencia menor, por lo que la combinación global de parámetros es importante.

Aplicabilidad

Aplicable principalmente a hornos rotativos que incineran residuos peligrosos de alto poder calorífico, como los que incluyen diversos disolventes y aceites residuales.

Economía

Se derivan costes adicionales de:

- la necesidad de usar un horno refrigerado por agua a fin de evitar elevados costes de mantenimiento;
- es posible que se necesiten combustibles de apoyo para mantener las altas temperaturas;
- pueden requerirse modificaciones del horno para retener el calor;
- adición de materias inorgánicas (vidrio, arena), lo que produce más ceniza de fondo;
- lavador para metales pesados, que se evaporan más a temperaturas más elevadas.

[74, TWGComments, 2004]

En algunos casos, el uso de temperaturas más altas ha sido abandonado debido a los costes asociados con el mantenimiento del revestimiento refractario.

Motivo principal de aplicación

La técnica se ha aplicado cuando:

- se requiere asegurar eficiencias muy altas de destrucción;
- se precisa un residuo de ceniza de fondo vitrificada.

Se emplea principalmente en plantas en las que el contenido calorífico de los residuos es suficientemente alto (media global típica de más de 15 MJ/kg), a fin de evitar la necesidad de combustibles de apoyo.

Plantas de ejemplo

Ekokem, Finlandia. Kommunikemi, Dinamarca.

Referencias

[20, EKOKEM, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.2.17. Aumento de la agitación y del tiempo de residencia de los residuos en el horno

Descripción

Los residuos alimentados al horno deben estar bien mezclados y tener tiempo suficiente para reaccionar y asegurar que se consiga una combustión eficaz, dejando un residuo final con bajo contenido en carbono orgánico. Además, el suministro adecuado y bien distribuido de aire primario, que no produzca un excesivo enfriamiento, facilita el proceso.

Una más larga exposición de los residuos a temperaturas elevadas en la cámara de combustión, temperaturas más elevadas en el lecho y agitación física de los residuos son factores que se combinan para asegurar que las cenizas producidas tengan un bajo contenido de carbono orgánico.

Por consiguiente, los índices de combustión puede mejorarse mediante:

- hornos que volteen y agiten los residuos de forma eficaz;
- el uso de hornos rotativos;
- el pretratamiento de los residuos y el uso de lechos fluidizados (si los residuos son adecuados para esta tecnología);
- tiempos de residencia más largos en las zonas de combustión del horno;
- diseño del horno que refleje el calor radiante y aumente la quema;
- optimización de la distribución y suministro de aire primario;
- adición de otros residuos/combustibles para apoyar una combustión eficaz;
- desintegración de los trozos grandes de residuos;
- retorno de cribados (tamizados) para su reincineración.

El uso de estas técnicas puede producir niveles de carbono orgánico en la ceniza inferiores al 1 %.

El nivel de combustión alcanzable utilizando cualquier técnica dependerá de las características de los residuos incinerados. Las características físicas de los residuos también tendrán una influencia crítica sobre la practicidad de alimentar el tipo de residuo a los distintos diseños del incinerador; p.ej: los residuos urbanos mixtos no pueden tratarse en un lecho fluidizado sin pretratamiento.

Normalmente, se consigue una mejor combustión si los residuos están finalmente divididos y han sido homogeneizados (ej: mediante mezcla). El pretratamiento de residuos altamente heterogéneos puede mejorar su combustión.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Una quema eficaz de los residuos tiene como consecuencia:

- una eficaz destrucción de los residuos;
- la mejora de las características del residuo sólido final para su posible uso;
- un mayor aprovechamiento del valor energético de los residuos.

Efectos sobre otros medios

Una excesiva agitación física de los residuos puede producir el paso de mayores cantidades de material sin combustionar a las cámaras de combustión secundarias. Esto puede producir una carga adicional de polvo y otros contaminantes en los procesos de eliminación corriente abajo. Además, una excesiva agitación puede producir más cribados, es decir, material sin combustionar que pasa a través de la parrilla. [74, TWGComments, 2004]

Datos operativos

Hay que destacar que, aunque algunas tecnologías pueden incorporar una mayor agitación que puede producir una mejor quema y por tanto menos materia sin quemar en el residuo final producido, generalmente no se escogen por estos motivos, sino por su idoneidad mecánica para las características físicas de los residuos a incinerar, p.ej: su homogeneidad, etc. [64, TWGComments, 2003]

El nivel alcanzado reportado en plantas incineradoras de Austria para un proceso estable es de un 1% TOC (materia seca) y de alrededor del 3 % TOC (materia seca) para arranques y paradas.

Aplicabilidad

La naturaleza de los residuos recibidos puede restringir la selección de la tecnología de combustión a emplear (ej: lecho fluidizado o parrilla, etc.) y por tanto limitar la capacidad del operador para elegir entre opciones técnicas. No obstante, los principios de mayor agitación y de mantener los residuos en el horno durante suficiente tiempo a una temperatura suficiente se aplican en todos los casos. Por lo tanto, para cualquier tecnología escogida pueden estudiarse las opciones aquí descritas, que hay disponibles para la misma, a fin de mejorar la incineración.

Economía

Los proyectos nuevos pueden tener en consideración la necesidad de conseguir una combustión eficaz sin costes adicionales significativos.

Una reconstrucción fundamental de las cámaras de combustión en plantas existentes es cara. Por ello, la reconversión sólo será posible cuando esté previsto rehacer por completo la instalación (a menos que la norma legal de un 3 % de TOC no se alcance, en cuyo caso la acción es obligatoria).

Motivo principal de aplicación

Los principales motivos de aplicación son:

- la mejora de la destrucción de los residuos;
- la mejora de las posibilidades de uso del residuo final;
- la extracción del pleno valor energético de los residuos.

El artículo 6 de la Directiva 2000/76/CE requiere que la escoria y la ceniza de fondo tengan un Contenido Orgánico Total (TOC) sea inferior al 3 %, o que su pérdida por calcinación sea inferior al 5 % del peso seco del material.

Plantas de ejemplo

En toda Europa.

Referencias

[4, IAWG, 1997] [64, TWGComments, 2003]

4.2.18. Ajuste del rendimiento para mantener buenas condiciones de quema y combustión

Descripción

El nivel de combustión alcanzado en los residuos de ceniza de fondo es un parámetro a considerar a la hora de determinar las limitaciones de rendimiento del proceso con una determinada alimentación de residuos.

Los niveles de TOC superiores al 3 % (5 % LOI) están prohibidos por la legislación europea. En algunas circunstancias se alcanzan niveles inferiores al 1 % (ver Sección 4.2.17 anterior).

Para una determinada gama de características de los residuos, la capacidad térmica del incinerador es el factor limitante, más que el rendimiento en masa. Exceder la capacidad térmica de la planta produce un deterioro de la combustión y de la calidad de los residuos producidos.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Mantener el proceso dentro de la capacidad de rendimiento térmico del proceso asegura que los residuos se destruyan debidamente y que los residuos finales producidos sean de mejor calidad, con mejores posibilidades de uso.

Efectos sobre otros medios

El empleo de la técnica evita efectos sobre otros medios.

Datos operativos

Los niveles de combustión pueden reducirse aumentando el tiempo de residencia de los residuos en el horno. Esto produce a su vez una reducción del rendimiento de la instalación.

Aplicabilidad

Aplicable a todas las plantas incineradoras de residuos.

Economía

La restricción de la capacidad de incineración de residuos puede producir una pérdida de ingresos por tratamiento de residuos.

Motivo principal de aplicación

- asegura la plena destrucción de los residuos;
- mejora la calidad de la ceniza.

Plantas de ejemplo

Es una práctica comúnmente aplicada en el sector.

Referencias

Comentarios durante visitas a instalaciones. [64, TWGComments, 2003]

4.2.19. Optimización del tiempo, temperatura, turbulencia de los gases en la zona de combustión, y concentraciones de oxígeno

Descripción

Para conseguir una combustión eficaz de los gases producidos durante el proceso de incineración, el gas debe mezclarse bien con suficiente oxígeno, a una temperatura lo bastante alta y durante un tiempo suficientemente largo. En base a estos principios y la experiencia práctica en plantas incineradoras a escala industrial, se han establecido criterios mínimos en diversas legislaciones europeas y nacionales. La finalidad de estos criterios es asegurar que los procesos sean diseñados y operados de modo que se asegure que los gases producidos se oxiden y los contaminantes orgánicos sean destruidos, a fin de reducir las emisiones contaminantes de estas sustancias.

La Tabla 4.12 siguiente ofrece un breve resumen de algunas especificaciones que se han aplicado a la combustión de los gases producidos durante el proceso de incineración:

Tabla 4.12. Algunas especificaciones de combustión aplicadas a la incineración

Parámetro	Especificación	Finalidad
Mínima temperatura de combustión durante el tiempo de residencia del gas	<ul style="list-style-type: none"> • al menos 850 °C, o • al menos 1100 °C para residuos peligrosos con más de un 1 % de sustancias orgánicas halogenadas (como Cl) 	<ul style="list-style-type: none"> • temperaturas adecuadas para permitir la oxidación
Mínimo tiempo de residencia del gas	<ul style="list-style-type: none"> • 2 segundos después de la última inyección de aire de combustión 	<ul style="list-style-type: none"> • tiempo de residencia suficiente a una temperatura bastante elevada en presencia de suficiente oxígeno para la reacción de oxidación
Turbulencia	<ul style="list-style-type: none"> • suficiente para asegurar una mezcla eficaz de los gases y una buena combustión 	<ul style="list-style-type: none"> • mezcla de los gases para permitir que se produzcan reacciones en toda la corriente de gas
Concentración de oxígeno (exceso)	<ul style="list-style-type: none"> • superior al 6 % (nótese que el requisito preciso de oxígeno ha sido eliminado en la legislación más reciente de la UE) 	<ul style="list-style-type: none"> • debe suministrarse suficiente oxígeno para permitir la oxidación

Las experiencias operativas muestran que estos criterios son generalmente apropiados y consiguen buenos niveles de destrucción. No obstante, muchas plantas existentes operan con valores reducidos de temperaturas, tiempos de residencia y concentraciones de oxígeno, y todavía consiguen una combustión eficaz y bajas emisiones a todos los medios. De hecho, en algunas plantas se han conseguido reducciones en las emisiones de NO_x (en particular) sin un deterioro significativo de otros parámetros funcionales, o problemas de corrosión.

Por consiguiente es posible, en algunas circunstancias y para algunos tipos de residuos, que valores apartados de estos criterios básicos representen el comportamiento medioambiental óptimo. Para estas desviaciones, hay que examinar los siguientes aspectos a fin de asegurar un comportamiento global eficaz:

- concentraciones de CO bajas y estables en las emisiones a la atmósfera (media diaria $<50 \text{ mg/m}^3$);
- combustión de cenizas de fondo de buena calidad ($\text{TOC} < 3 \%$);
- las ventajas superan a los riesgos (ej: la reducción de NO_x alcanzada es significativa);
- ¿son los residuos (en la alimentación) debidamente homogéneos, consistentes y de bastante calidad para dar confianza de que la destrucción de contaminantes será suficiente en todo el espectro operativo?;
- ¿es el nivel de turbulencia en la zona de combustión adecuado para permitir temperaturas/tiempos de residencia reducidos?

El tiempo de residencia depende mucho del tamaño del horno, y por consiguiente hay pocas opciones para aumentar el tiempo de residencia una vez construida una planta, a menos que se realice una reestructuración importante, que puede producir gastos muy considerables. Generalmente, las plantas nuevas están diseñadas para asegurar tiempos de residencia de dos segundos o más, excepto cuando se combustionan corrientes residuales especiales muy específicas y controlables, que ofrecen una mayor seguridad de poder alcanzar los niveles de emisiones. [64, TWGComments, 2003]

Beneficios medioambientales que se consiguen

Los posibles beneficios de reducir los niveles mínimos de concentración de oxígeno y temperatura son:

- reducción de la producción de NO_x y por tanto de los tratamientos requeridos y/o emisiones;
- reducción de los volúmenes de gases de combustión, que puede reducir los requisitos de TGC;
- mejora de la eficiencia energética.

En general, reducir el tiempo de residencia de los gases por sí solo no produce beneficios medioambientales específicos, pero reduce el tamaño de la cámara de combustión.

El aumento de la turbulencia de los gases mejora en general la mezcla y, por tanto, la velocidad de la reacción de oxidación, lo que conduce a una combustión eficaz. Sin embargo, cuando la turbulencia se consigue principalmente mediante inyección de aire secundario se requiere un equilibrio para evitar un suministro excesivo de aire que podría producir un enfriamiento excesivo o un exceso de aporte de nitrógeno con el aire, que podría aumentar la producción de NO_x .

Efectos sobre otros medios

Las reducciones en tiempo, temperatura, oxígeno y turbulencia pueden producir un aumento de las emisiones de PCI si las condiciones se reducen en un grado tal que la combustión no se completa. Estos riesgos son mayores cuando los residuos (en la alimentación) son muy heterogéneos y de composición variable, o cuando es difícil asegurar la calidad de los residuos.

Las concentraciones de las emisiones (y por tanto el impacto sobre el calentamiento global) de N_2O (óxido nitroso) aumentan a temperaturas de combustión más bajas. Los niveles de CO también pueden aumentar a temperaturas más bajas.

El uso de temperaturas más altas de las necesarias para la destrucción del tipo de residuo incinerado, generalmente sólo produce una pequeña reducción de las cantidades de PCI en el gas de combustión sin tratar después de la limpieza de los gases, la ventaja relativa puede ser menor todavía. Por otra parte, temperaturas más altas pueden producir un aumento significativo en la producción de NO_x . Por consiguiente, a menos que se busque algún otro beneficio ambiental (ej: mejora en la calidad del residuo final mediante escorificación o garantía de altas eficiencias de destrucción de PCB), la reducción de algunas emisiones a la atmósfera es alcanzable mediante el uso de temperaturas más altas, y puede verse compensada por los efectos sobre otros medios del consumo adicional de combustible, producción de NO_x , etc. [64, TWGComments, 2003]

Ejemplo: Lecho fluidizado de borboteo para incineración de lodo de depuradora:

La Tabla 4.13 siguiente muestra la relación entre las emisiones de óxido nitroso y las temperaturas de proceso en una planta incineradora de lecho fluidizado con borboteo que quema lodo de depuradora. A destacar que la combustión en lecho fluidizado es muy distinta de la combustión en parrilla, y que las emisiones de óxido nitroso de las IRSU de parrilla con una temperatura de combustión secundaria de más de 900°C son generalmente insignificantes [64, TWGComments, 2003].

Datos operativos

Existen diversos métodos para la determinación de los parámetros de tiempo y temperatura para una determinada planta que utilice distintos dispositivos de

Tabla 4.13. Relación entre las emisiones de óxido nitroso y las temperaturas de proceso para una planta de lecho fluidizado de borboteo para incineración de lodo de depuradora. [22, Mineur, 2002]

Rango de temperaturas del lecho (°C)	Temperatura del borde libre		
	930°C	910°C	890°C
	Emisión de Óxido Nitroso		
820-845	70	120	200
795-820	100	170	270
730-795	180	250	350

Los datos son concentraciones de óxido nitroso en mg/m³

medición de temperatura, situados en varias posiciones en calderas, con distintas propiedades de transferencia de calor: las mediciones se realizan con la planta bajo distintos porcentajes de carga, y a distintas temperaturas con respecto a la limpieza de la planta. Estos métodos tienen niveles de precisión asociados. A pesar de estas incertidumbres, las plantas modernas generalmente cumplen desde el punto de vista medioambiental con la Directiva de la 2000/76/CE. [64, TWGComments, 2003]

Ejemplo: Incineradora de lodo de depuradora VERA, Hamburgo, Alemania:

En esta planta de lecho fluidizado se realizaron estudios para demostrar el impacto sobre las emisiones del uso de niveles reducidos de temperatura y oxígeno en la fase de combustión. Para lechos fluidizados, tanto la temperatura del lecho como del borde libre son importantes para una combustión eficaz.

Tipo de residuos:	Lodo de depuradora y tamizados
Tamaño de la planta:	79000 t/año
Tipo de incinerador:	Lecho fluidizado con borboteo
Temp. combustión (T mín.)	810 °C (en el borde libre del incinerador)
Concentración oxígeno (mín.)	4 %
Sistemas de eliminación:	PE/lavadores de HCl y SO ₂ /filtro de manga.

De los resultados en esta instalación se extrajeron los siguientes datos y conclusiones:

- la reducción de la temperatura del lecho fluidizado, de 924°C a 810 °C, no cambió significativamente las emisiones de PCDD/F (las cifras reportadas supusieron un cambio de 0,0005 ng/m³ a 0,0008 ng/m³);
- la reducción de la concentración de oxígeno del 6,8 % al 4 % produjo una reducción de PCDD/F (de 0,0015 a 0,0005 ng/m³);
- a temperaturas de borde libre por debajo de 890°C, la emisiones de NO_x estuvieron entre 30 y 40 mg/Nm³ y fueron independientes de cambios en la temperatura del lecho entre 730°C y 845°C;

- el aumento de las temperaturas en el borde libre por encima de 890°C aumentó las emisiones de NO_x; el efecto fue más marcado a temperaturas más altas;
- a temperaturas de borde libre por debajo de 900°C, la RNCS tiene escaso impacto sobre las emisiones de NO_x;
- las emisiones de N₂O son mayores a temperaturas más bajas de borde libre y de lecho (ver datos indicados en el apartado de efectos sobre otros medios);
- las emisiones de N₂O casi no se ven afectadas por el uso de RNCS.

Se reporta que la reducción de los niveles de oxígeno puede producir mayores índices de corrosión que hagan necesarias medidas específicas para contrarrestarla. [64, TWGComments, 2003]

Aplicabilidad

Aplicable principalmente en la etapa de diseño para plantas nuevas, así como para plantas existentes que realicen o tengan prevista una modernización significativa de la cámara de combustión.

Aplicable en lugares donde el espacio disponible limita el tamaño de la cámara de combustión.

Menos aplicable cuando los residuos (en la alimentación) sean muy heterogéneos, de composición variable, o cuando la calidad de los residuos sea difícil de asegurar.

Las plantas existentes pueden ya tener tiempos de residencia de menos de dos segundos. Esto puede justificar no realizar una reconversión complicada (y cara), recogiendo y comparando datos reales de comportamiento relativos a los niveles de PCI en el gas crudo.

Economía

El impacto estimado en los costes de cambiar estos parámetros de combustión, en comparación con los valores de un diseño normal, se indican en la Tabla 4.14 de la página siguiente.

En general, el aspecto de coste más significativo es que los costes de remodelación/modernización para mejorar una planta existente (que ya consigue un comportamiento eficaz en emisiones) y cumplir los requisitos tradicionales de temperatura y tiempo de residencia, serán muy elevados.

Motivo principal de aplicación

Es posible conseguir reducciones en la producción de NO_x y, por lo tanto, una reducción de las medidas aplicadas para tratar los gases de combustión. Con residuos muy consistentes, puede ser posible alcanzar niveles de NO_x que cumplan los requisitos de la Directiva de la CE sin necesidad (o con una mínima necesidad) de controles específicos de NO_x (ej: RNCS o RCS).

Tabla 4.14. Impacto estimado sobre los costes de algunas alteraciones en los parámetros de combustión

Parámetro	Aumento o Disminución del Parámetro	Impacto estimado en los costes
Temperatura de combustión	Aumento	Los costes adicionales de combustible auxiliar y mantenimiento del horno pueden reducir los costes de desecho de la ceniza escorificada si no puede venderse
	Disminución	La menor necesidad de combustibles auxiliares puede restringir los tipos de residuos que pueden incinerarse
Tiempo de residencia del gas	Aumento	Mayor horno = mayor coste; puede aumentar el rango de residuos aceptados; el cambio del diseño de la cámara de combustión es caro
	Disminución	Un proceso más pequeño significa que costes más bajos pueden restringir los residuos que pueden incinerarse
Turbulencia	Aumento	El cambio del diseño de la cámara de combustión es caro; el aumento de la inyección de aire aumenta el volumen de gases de combustión y los costes de TGC
	Disminución	No es técnicamente aconsejable/deseable
Concentración de oxígeno (exceso)	Aumento	El mayor exceso de oxígeno puede permitir la incineración de una gama más amplia de residuos sin problemas de emisiones
	Disminución	La reducción de los volúmenes de gases de combustión implica menores costes de TGC; puede restringir los residuos que pueden incinerarse

Los menores tiempos de residencia y volúmenes de gases de combustión (reducidos al disminuir el aporte de aire), significan que pueden usarse cámaras de combustión y plantas de tratamiento de gases de combustión de menor tamaño, lo que produce un ahorro de costes.

Plantas de ejemplo

VERA, Incineradora de lodos de alcantarillado, Hamburgo, Alemania.

Referencias

[22, Mineur, 2002]. Información facilitada por UBA durante una visita a las instalaciones de VERA. [64, TWGComments, 2003]

4.2.20. Uso de quemadores auxiliares operados automáticamente

Descripción

Durante el arranque, los quemadores auxiliares se utilizan para crear una zona por encima de la temperatura mínima requerida, a través de la cual se alimentan los gases de combustión desde la zona del horno a la incineración secundaria. Esta es la condición operativa predominante para el diseño de los quemadores.

A fin de asegurar una temperatura suficiente en condiciones extremas, se instalan quemadores auxiliares. Estos se utilizan cuando la temperatura cae por debajo de la temperatura mínima requerida.

Cuando la planta está parada, los quemadores auxiliares se utilizan cuando la temperatura está por debajo del límite de diseño del horno, por debajo del mínimo requerido. Los quemadores funcionan hasta que no quedan residuos en la cámara de incineración.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Asegurando que las temperaturas de incineración sean adecuadas, mediante el uso de quemadores automáticos, garantiza que los gases producidos se quemen debidamente, reduciendo las concentraciones de PCI en el gas crudo a la salida del horno y, por tanto, las emisiones a todos los medios.

Efectos sobre otros medios

Consumo de combustibles (normalmente fuel-oil ligero o gas natural) por parte de los quemadores.

Los quemadores auxiliares deben estar optimizados para tener bajas emisiones de CO, de lo contrario pueden producirse emisiones elevadas durante arranques y paradas.

Datos operativos

El arranque sin quemadores auxiliares es posible, pero se consigue un arranque más uniforme con menor producción de hollín y mejor control de la temperatura utilizando los quemadores. Un arranque sin quemadores auxiliares en plantas normales de IRSU puede incrementar los riesgos de corrosión debido al contenido de cloro de los residuos. [64, TWGComments, 2003]

Aplicabilidad

Aplicable a todas las incineradoras de residuos, en particular las que reciben residuos de bajo PCI y/o residuos de calidad inconsistente.

Economía

Los costes de reconversión pueden ser considerables debido a las dificultades para colocar los quemadores.

Los costes serán significativamente mayores en procesos que funcionen de forma discontinua, aunque esto puede considerarse proporcionado con el riesgo adicional de emisiones que acompaña a estos modos de operación.

Motivo principal de aplicación

Asegurar que se reduzcan las emisiones a todos los medios y que las operaciones de arranque y parada sean controladas y no den lugar a emisiones contaminantes adicionales, excepto las derivadas de la combustión de gasóleo y otros combustibles.

Es un requisito legal de la Directiva 2000/76/CE, aunque bajo ciertas circunstancias esta legislación permite exenciones al uso de un quemador de arranque (2000/76/CE, artículo 6, párrafo 4).

Plantas de ejemplo

Ampliamente usada en plantas modernas en toda Europa.

Referencias

[1, UBA, 2001] [64, TWGComments, 2003]

4.2.21. Reducción del índice de cribados en las parrillas y/o devolución de los cribados enfriados a la cámara de combustión

Descripción

En los incineradores de parrilla, parte de los residuos pueden caer a través de la parrilla y combustionarse parcialmente. Se denominan *cribados*. La atención al diseño de las parrillas, particularmente a la reducción de los espacios entre parrillas, puede reducir el efecto. La cantidad y calidad de estos cribados depende del diseño de la parrilla, de las interconexiones entre las piezas móviles junto con las paredes, y del mecanismo para mantenerlas herméticas. [74, TWGComments, 2004]

A fin de reducir el paso de cribados a través de la parrilla, se dispone de las siguientes opciones:

- diseño y mantenimiento de parrillas de modo que se reduzcan los espacios entre barras y otros factores que puedan aumentar el paso de cribados;
- cuando la cantidad y el tipo de cribados sea tal que produzca problemas de calidad de las cenizas, hay que proceder a su recombustión en la cámara de combustión.

Se utilizan sistemas transportadores automáticos para recoger estos *cribados*. El material recogido se almacena normalmente para su enfriamiento antes de ser reintroducido en el búnker (para evitar riesgos de incendio). Una parte de los cribados reintroducidos pasa por la parrilla y se descarga con la ceniza de fondo. Habrán pues sido sometidos a todo el proceso de incineración y, por consiguiente, deben ser de naturaleza más estéril.

Esto puede ser un problema particular cuando residuos clínicos o de otro tipo, particularmente los que tienen naturaleza finamente dividida, o que pueden

contener objetos discretos que puedan caer a través de la parrilla (ej., agujas hipodérmicas) son co-combustionados con otros residuos.

Los cribados que aparecen pronto en el paso de los residuos a través de la cámara de combustión tienen un mayor riesgo de retención de ineficacia, o de tener una mala combustión, y por lo tanto deben ser examinados más detenidamente. Los cribados que aparecen en etapas posteriores habrán sido bien tratados y, por consiguiente, tendrán menos probabilidad de requerir reincineración.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Los principales beneficios son:

- mejora de la combustión de los residuos incinerados;
- mejora de la calidad de la ceniza.

Los cribados de gotas fundidas y en combustión de algunos plásticos comunes (que se encuentran en los RSU) como PE y PET pueden contribuir significativamente al contenido total de carbono de la ceniza, a una DQO (Demanda Química de Oxígeno) más elevada de la ceniza de fondo, y a la lixiviación significativa de cobre. Todos estos parámetros mejoran mediante el uso de esta técnica. [64, TWGComments, 2003]

Efectos sobre otros medios

Riesgo de incendio si estos cribados entran en contacto con los residuos a incinerar.

Datos operativos

El almacenamiento de los cribados antes de su reintroducción en la alimentación principal de residuos es muy importante para evitar incendios. Puede agregarse agua para asegurar que el enfriamiento sea correcto.

Es necesaria la observación regular, para evitar obstrucciones de las zonas de recogida de cribados bajo las parrillas, así como riesgos para operarios y personal. [74, TWGComments, 2004]

En Francia, la reglamentación establece un requisito de combustión para ceniza de fondo, en IRSU que incineran residuos clínicos, de un 3 % de pérdida de ignición, que normalmente se consigue sin la incineración reiterada de cribados. [74, TWGComments, 2004]

Aplicabilidad

Aplicable, en principio, a todos los incineradores de parrilla, pero particularmente aplicable a los incineradores de parrilla donde:

- existen aspectos o requisitos particulares que requieren una buena combustión;
- se realiza la co-incineración de residuos clínicos o infecciosos que pueden pasar a través de la parrilla;
- hay parrillas con gran separación entre las barras y alto nivel de cribados, u otros sistemas donde los niveles de cribados puedan ser relativamente altos.

Economía

La mejora de la calidad de combustión de las cenizas puede reducir los costes de eliminación, cuando la combustión actual de las cenizas no cumple los requisitos de reutilización/eliminación sin esta técnica. [74, TWGComments, 2004]

Puede haber considerables costes de inversión para modernizar las plantas existentes, así como costes operativos adicionales (manipulación). [74, TWGComments, 2004]

Motivo principal de aplicación

- destrucción de los residuos mejorada y completa;
- mejora de la calidad de la ceniza de fondo.

La técnica se aplica en incineradores de parrilla en la Región de Flandes de Bélgica, con objeto de asegurar la combustión y una mejor calidad de la ceniza.

Plantas de ejemplo

Indaver GF, Beveren, Bélgica.

Referencias

[64, TWGComments, 2003]

4.2.22. Protección de las paredes de membrana del horno y del primer paso de la caldera con revestimiento refractario u otros materiales

Descripción

[2, infomil, 2002] El horno está formado por paredes de membrana (también denominadas «paredes de agua»), consistentes en filas de tubos verticales, conectadas por flejes, soldadas entre sí para formar una pared cerrada (membrana), que son parte de la sección de evaporación de la caldera. En la sección inferior del horno especialmente, las paredes de membrana deben protegerse contra el efecto abrasivo y corrosivo de los gases de combustión, que todavía no están totalmente incinerados en esa posición. Para ello, las paredes del horno de la sección inferior están cubiertas por una capa de material refractario cerámico u otros materiales protectores. Una ventaja adicional de esta protección de las paredes,

para residuos de bajo poder calorífico, es la reducción de la transferencia de calor a la caldera, que es ventajosa cuando deben mantenerse las temperaturas.

En la mayoría de plantas incineradoras modernas, toda la caldera, excepto el economizador, esta hecha de paredes con tubos de agua. En las calderas de vapor, estos tubos son parte del vaporizador.

Cuando no hay paredes de agua, la refrigeración se efectúa a veces mediante aire que circula por detrás de las placas refractarias; con frecuencia, el aire cálido se utiliza para el calentamiento del aire primario.

El papel del material refractario es reducir la transferencia de calor y proteger los tubos de un exceso de calor y corrosión. Se instala dentro del horno o caldera; en el exterior del horno o caldera hay un material aislante térmico. [74, TWGComments, 2004]

Con residuos de alto PCI, las temperaturas de combustión se suelen alcanzar normalmente sin problemas. Las finalidades principales de la capa refractaria cerámica son, por consiguiente, la protección de las paredes del horno contra corrosión por altas temperaturas, así como evitar que la temperatura disminuya demasiado rápidamente. Con condiciones más altas de vapor y un residuo de mayor PCI, una gran parte de las paredes del horno deben cubrirse con material refractario cerámico. Una solución alternativa es el uso de revestimientos metálicos de una aleación anticorrosión, como Níquel/Cromo, en los tubos de la caldera para proteger los tubos contra la corrosión; tiene un mayor coeficiente de intercambio de calor (ver Sección 4.3.8) que las alternativas de cerámica refractaria.

Se han desarrollado técnicas para evitar la formación de depósitos de ceniza solidificada en el horno. Entre ellas se incluyen:

- refrigeración de las paredes laterales del horno, lo que reduce la temperatura de la ceniza, haciendo que solidifique antes de que llegue a la pared del horno;
- diseño del horno con una menor carga de calor específico (mayores dimensiones para la misma capacidad térmica).

Beneficios medioambientales que se consiguen

La mayor operatividad de la planta significa que se reducen los riesgos de emisiones asociados con arranques y paradas.

La retención del calor generado durante la combustión en el horno reduce la necesidad de añadir combustibles de apoyo a residuos de bajo PCI.

La alta capacidad calorífica de la superficie con revestimiento refractario ayuda a reducir las fluctuaciones de temperatura, que pueden producirse con residuos de PCI variable, promoviendo una incineración más estable y reduciendo las emisiones de la etapa de combustión.

El uso de paredes refrigeradas por agua y aire permite:

- recuperar el calor;
- reducir la temperatura del gas, lo que reduce la pegajosidad de las cenizas volantes y por tanto mejora la operatividad de la caldera y la eficiencia de transferencia térmica;
- conseguir reducciones en el aporte de aire secundario (cuando se utiliza para enfriar el gas), produciendo volúmenes de gases de combustión más bajos, menores requisitos de capacidad del equipo de tratamiento de los gases de combustión, y posiblemente menor presencia de NO_x en el gas crudo.

Es posible obtener efectos similares con revestimiento refractario refrigerado por aire.

Efectos sobre otros medios

Cuando el PCI de los residuos es suficiente para mantener la temperatura de combustión, la aplicación de revestimiento refractario en una superficie demasiado grande puede reducir la transferencia de calor a la caldera y por tanto reducir la capacidad de recuperación de energía.

Si deben utilizarse combustibles de refuerzo debido a que las paredes de agua extraen demasiado calor, y esto hace que las temperaturas de combustión desciendan por debajo de las requeridas para una combustión eficaz, deberán usarse paredes refractarias.

Datos operativos

Mayor operatividad de la planta gracias a la menor corrosión y acumulación de ceniza de fondo.

Con residuos de bajo PC, el aumento del revestimiento refractario ayuda a mantener la temperatura de combustión.

Aplicabilidad

Esta técnica se aplica principalmente a incineradoras de parrilla para residuos urbanos. [64, TWGComments, 2003]

El aumento de la protección de los tubos de la caldera utilizando un revestimiento refractario cerca de la zona de combustión primaria es aplicable principalmente cuando:

- residuos de bajo poder calorífico requieren una retención adicional de calor en las zonas de combustión primaria;
- una elevada carga de cloro puede producir problemas adicionales de corrosión;
- una elevada temperatura de combustión puede producir problemas de corrosión.

Economía

La mayor operatividad de la planta reduce los coste operativos.

El cambio de la configuración del horno en plantas existentes puede no ser practicable debido a los elevados costes.

Motivo principal de aplicación

Ventajas operativas y medioambientales. En particular, un mejor proceso de incineración, menor corrosión del horno, menor mantenimiento y mayor vida útil de la caldera.

Plantas de ejemplo

Ampliamente usada en IRSU en toda Europa.

Referencias

[2, infomil, 2002, 64, TWGComments, 2003] [28, FEAD, 2002]

4.2.23. Uso de bajas velocidades de gas en el horno e inclusión de pasos vacíos antes de la sección convectiva de la caldera

Descripción

Los hornos de las incineradoras de residuos suelen estar diseñados con un tamaño bastante grande para dar bajas velocidades de gas y largos tiempos de residencia de los gases. Esto permite que los gases de combustión se quemen totalmente, y evita que se ensucien los tubos de la caldera, ya que:

- reduce el contenido de ceniza volante de los gases de combustión;
- permite reducir la temperatura de los gases de combustión antes de entrar en contacto con los haces de tubos de intercambio de calor.

El ensuciamiento del intercambiador de calor puede también reducirse incluyendo pases vacíos (ej: paredes de agua sin obstrucciones en el camino del gas), entre la zona principal del horno y los haces de intercambio de calor, a fin de permitir la reducción de la temperatura, y por tanto de la pegajosidad de la ceniza volante. Se utilizan temperaturas por debajo de 650°C antes del sobrecalentador convectivo para la reducción de la adhesión de la ceniza a los tubos de la caldera, evitando con ello su corrosión. [2, infomil, 2002, 64, TWGComments, 2003]

Beneficios medioambientales que se consiguen

Reducción de las emisiones de sustancias orgánicas de la etapa de combustión.

Mejor intercambio de calor en las calderas, debido a la reducción de depósitos en los tubos de las calderas. Esto puede mejorar la recuperación de energía.

Efectos sobre otros medios

No se han identificado efectos específicos, pero puede ser necesario asegurar que el aire secundario u otros mecanismos utilizados para facilitar la mezcla de los gases sean adecuados en hornos grandes.

Datos operativos

La reducción de los depósitos en los tubos de las calderas mejoran la operatividad del proceso y el intercambio de calor.

Aplicabilidad

Aplicable principalmente al diseño de plantas nuevas y cuando se realicen remodelaciones sustanciales de hornos y calderas existentes.

Aplicable a casi todos los tipos de incineradores.

Economía

Los hornos más grandes resultan más caros de construir.

Motivo principal de aplicación

Beneficios operativos derivados de un mejor proceso de incineración, menos erosión, cenizas volantes y mantenimiento, y una mayor vida útil de las calderas.

Plantas de ejemplo

De aplicación común en IRSU en Europa.

Referencias

[2, infomil, 2002], [64, TWGComments, 2003]

4.2.24. Determinación del valor calorífico de los residuos y su uso como parámetro de control de la combustión

Descripción

Las fluctuaciones en las características de los residuos son más pronunciadas con algunos tipos de residuos (ej: RSU sin tratar, algunos residuos peligrosos), lo que significa que masa y volumen son parámetros de control poco fiables. La determinación del PCN en línea (ej: como se describe en 3.5.2) puede ayudar a optimizar las condiciones de proceso y mejora la combustión con estas alimentaciones heterogéneas.

Se han desarrollado técnicas basadas en:

- análisis retrospectivo de los parámetros operativos del proceso (no un método predictivo);

- cálculos de balance de masa basados en las concentraciones de CO₂, O₂ y H₂O en el gas de combustión (es decir, no en un método predictivo basado en la medición corriente abajo) y en la alimentación de residuos (valores medios usando p. ej: una balanza de «grúa») o en la estimación de otros flujos menores de calor;
- uso de equipo de microondas para evaluar el contenido de humedad en la rampa de alimentación;
- color y dimensiones de los residuos relacionados con señales de producción de la planta mediante lógica difusa.

Beneficios medioambientales que se consiguen

El mejor control de la combustión se traduce en menores emisiones de la etapa de combustión.

Efectos sobre otros medios

No se ha identificado ninguno.

Datos operativos

El conocimiento del poder calorífico del aporte de combustible resulta útil, ya que permite la optimización del suministro de aire y otros parámetros críticos que controlan la eficacia de la combustión. Con combustibles heterogéneos, la masa y el volumen de entrada del combustible pueden utilizarse como parámetro de control adicional.

El control de la calidad de los residuos puede ser parte del contrato de suministro.

Aplicabilidad

Esta técnica puede usarse como instrumento de diagnóstico (con métodos en línea) para control del proceso, p.ej: en una IRSU que incinere residuos heterogéneos.

Economía

No se han facilitado datos.

Motivo principal de aplicación

Mejora de la eficiencia de combustión y recuperación de energía en IRSU.

Plantas de ejemplo

Las técnicas en línea se han utilizado en incineradoras municipales en Holanda.

Referencias

[23, VanKessel, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.2.25. Quemadores bajos en NO_x para residuos líquidos

Los quemadores bajos en NO_x ofrecen una forma de introducir y quemar residuos líquidos, en la cámara de combustión, de modo que las temperaturas en los cabezales de inyección se reduzcan, y con ello se reduzca también la producción de NO_x térmico. Las descripciones de los quemadores bajos en NO_x utilizados para combustibles convencionales se dan en el BREF sobre Grandes Plantas de Combustión (Nota: estos quemadores pueden precisar modificaciones para su uso con residuos).

Hay relativamente pocos ejemplos en los que se utilicen quemadores bajos en NO_x de forma eficaz con residuos. Se requiere especial atención para asegurar una eficiencia de combustión adecuada (con residuos). La técnica es sólo aplicable a corrientes específicas de residuos líquidos. Puede ser adecuada para algunos residuos líquidos peligrosos.

La instalación de quemadores bajos en NO_x durante la construcción de la planta ayuda a reducir la producción de NO_x aumentando poco los costes de inversión. Sin embargo, el coste de la adaptación de estos quemadores a plantas existentes puede ser elevado. [64, TWGComments, 2003]

4.2.26. Gasificación en lecho fluidizado

Descripción

Esta técnica comporta el uso de un lecho fluidizado (ver 2.3.3) en condiciones de gasificación (ver 2.3.4).

En el lecho fluidizado, un material inerte, como arena, se calienta a la temperatura de reacción y es mantenido en un estado fluidizado por un gas en corriente ascendente, en general aire o vapor. En un lecho fluidizado circulante, el material del lecho es llevado fuera del reactor debido a la alta velocidad del gas, siendo recogido en un ciclón y devuelto. En un lecho fluidizado, la velocidad del gas es menor, por lo que el material se mueve sólo en el interior del reactor. El principio operativo básico de un lecho fluidizado con circulación interna/borboteo se muestra en la Figura 2.25, y una descripción más detallada en esa sección.

El proceso de gasificación puede realizarse a temperaturas altas o bajas. En gasificación a baja temperatura, los residuos se calientan en el LF a una temperatura de reacción que suele estar entre 500 y 600 °C, y en sistemas a alta temperatura entre 800 y 1000 °C. Los residuos reciben oxígeno en proporción subestequiométrica para su gasificación. El gas de síntesis, producido en la etapa de gasificación, suele pasarse a una etapa de combustión, aunque en algunos casos puede purificarse para ser usado como materia prima química.

En algunos casos, el gas de síntesis se limpia antes de su combustión, en otros no. Esto depende del contenido de los residuos y de las opciones de combustión/generación escogidas. No obstante, la mayoría de materiales contienen cloro y

otros contaminantes, que deben eliminarse del gas antes de su combustión. Para ello se han diseñado sistemas de limpieza de gas de síntesis a base de lavadores húmedos y filtros de manga.

Beneficios medioambientales que se consiguen

En comparación con la incineración, la gasificación tiene las siguientes características:

- a la temperatura de reacción más baja, los metales (ej: acero, cobre, aluminio o latón) contenidos en los residuos no se sinterizan, oxidan o funden, por lo que una vez separados de la ceniza pueden tener un mayor valor para reciclaje;
- se genera un gas con poder calorífico y potencial químico, que puede usarse para distintas opciones de reciclaje o recuperación;
- el gas combustible puede combustionarse y utilizar la energía generada para recuperación de energía;
- el gas, en condiciones de combustión especiales, puede usarse para fundir cenizas (vitrificación), generando un producto de baja lixiviación (ver 4.2.27);
- la separación de las etapas de gasificación y combustión puede permitir un mejor control del proceso y producir un proceso de combustión globalmente más estable;
- utilizando relaciones más bajas de aire pueden derivarse menores volúmenes de gases de combustión y por tanto mejora del TGC.

Efectos sobre otros medios

En comparación con los sistemas de parrilla, las partículas de residuos se limitan a 300 mm, lo que normalmente requiere algo de energía para trituración y puede afectar la operatividad de la planta. Aunque los lechos fluidizados generan menos ceniza de fondo con menor contenido de partículas, se genera más ceniza volante, que requiere especial atención si no se vitrifica.

Los alquitranes y otros contaminantes eliminados en cualquier etapa de limpieza de gas de síntesis deben ser gestionados. Los sistemas de lavado húmedo producen un efluente que una vez tratado produce un residuo alquitranoso que debe ser eliminado. El tratamiento seco del gas de síntesis también produce la acumulación de las impurezas acumuladas. En algunos casos, el residuo alquitranoso, que tiene poder calorífico, se suministra a otras industrias como combustible derivado de residuos (no se ha facilitado información relativa a los criterios de aceptación/controles de emisiones aplicados en estas industrias).

Datos operativos

Cuando se utilizan trituradoras para preparar los residuos, éstas pueden tener algunas dificultades, produciéndose bloqueos, etc. Ver comentarios en la Sección 4.1.5.2.

Generalmente, los lechos fluidizados consiguen una buena mezcla de los residuos y una temperatura de distribución muy homogénea en el reactor. Debido a la zona de reacción muy turbulenta y al elevado contenido calórico del material del lecho, los lechos fluidizados tienen baja sensibilidad a cambios en las propiedades físicas y térmicas de los residuos.

Los lechos fluidizados de borboteo ofrecen la ventaja de un gran volumen de reacción sin partes móviles, lo que permite gasificar trozos de residuos comparativamente grandes.

El TWG del BREF realizó los siguientes comentarios operativos adicionales:

- si hay trozos o piezas de metal en los residuos, pueden desequilibrar el proceso y acumularse, produciendo dificultades operativas;
- puede haber dificultades para encontrar un mercado para el gas de síntesis producido, limitando las opciones de recuperación química;
- puede que no exista mercado o no sea muy bueno para la ceniza mejorada producida (pueden derivarse mejoras en la calidad de la ceniza de la homogeneización de los residuos en la fase de trituración y/o la combinación de las técnicas con una etapa de combustión a alta temperatura post-gasificación).

Aplicabilidad

La principal restricción para el uso de Gasificación en LF se deriva de la necesidad de que los residuos sean adecuados para su alimentación a un lecho fluidizado, o fácilmente tratables para poder ser alimentados al LF. Entre los residuos alimentados a estos sistemas se incluyen: RSU pretratados (triturados), residuos de trituradora, residuos plásticos y otros residuos industriales de tamaño adecuado o que hayan sido triturados a un tamaño adecuado. Los aceites y otros líquidos, harinas de huesos, lodos y escorias son residuos adecuados si se mezclan con otros.

En Europa, aunque se aplica a algunas corrientes residuales selectas, aunque en la práctica la técnica todavía debe ser demostrada (en el momento de la redacción de este documento) a plena escala operativa en muchas corrientes residuales.

Economía

Los costes de inversión reportados son mayores que para la incineración en parrilla convencional, ej: 20.0000 millones JPY (unos 160 millones €) en 2002 para una planta que trata 120000 t/año de RSU. Esto incluye los costes de construcción y de la planta para una planta completa que incluye: seis líneas de trituración de residuos, fusión de cenizas volantes (ver 4.2.27), tratamiento de gases de combustión, y oficinas integradas adyacentes, así como un complejo con piscina y spa. El coste excluye la compra del terreno.

Operando con aire, a presión atmosférica y temperaturas moderadas, los gasificadores de lecho fluidizado tienen una construcción y operación más económica que otras tecnologías de gasificación aplicadas para residuos.

Cabe esperar ingresos derivados de materiales desviados a reciclaje. Los metales recuperados del gasificador estarán desinfectados y no necesitarán limpieza (contrariamente a la separación en la trituradora) y podrán venderse a un valor superior que los recuperados de las cenizas de incineración en parrilla, debido a su bajo nivel de fusión y oxidación (ya que se separan a menor temperatura). Los mercados para el uso de cenizas vitrificadas pueden ser mejores que para las cenizas de fondo de parrillas, debido a las mejores propiedades del material producido –así suele suceder en Japón, aunque no tan frecuentemente en Europa.

Los ingresos por electricidad pueden ser reducidos debido al elevado consumo en el proceso cuando haya generación de oxígeno, es decir, cuando la técnica vaya asociada con enriquecimiento con oxígeno.

Se han experimentado dificultades con las etapas de trituración requeridas para preparar residuos municipales para lechos fluidizados. La existencia de múltiples líneas de trituración puede ayudar a reducir el riesgo de una costosa pérdida de operatividad pero, a su vez, disponer de este equipo adicional incrementa considerablemente los costes.

Motivos principales de aplicación

Los siguientes factores promueven la aplicación de esta técnica:

- residuos dentro del rango de tamaños requerido para el LF, o residuos que puedan ser fácilmente tratados para cumplir las especificaciones requeridas;
- residuos con alto poder calorífico;
- requisitos de residuos finales con muy baja lixiviación (tales residuos se producen cuando esta técnica se combina con una etapa de fusión de ceniza secundaria –ver Sección 4.2.27–), bien por la disponibilidad de mercados de reciclaje, bien por restricciones en los lugares de eliminación;
- puede obtenerse un mayor valor de reciclaje de los metales extraídos del gasificador;
- existe un mercado favorable para el uso del gas de síntesis como materia prima química.

Plantas de ejemplo

En Japón existen varios ejemplos para RSU, lodo dedepuradora, residuos de trituradora, residuos plásticos y residuos industriales seleccionados.

Hay un ejemplo en operación en Europa (España) que trata residuos plásticos industriales y comerciales. Esta instalación utiliza gasificación en lecho fluidizado en combinación con limpieza de gas de síntesis antes de su combustión para generación de electricidad en motores de gas. Los alquitranes y otros contaminantes son transferidos a una etapa de limpieza una vez eliminados del gas de síntesis.

Se reporta que algunas experiencias en Alemania (KWU- Schwelbrennverfahren, Thermoselect, Noell - Konversionsverfahren), relativas al uso de pirólisis/gasificación, han tenido dificultades para alcanzar su capacidad de tratamiento diseñada y que, en consecuencia, los costes de tratamiento han aumentado. También se informa que en algunos casos esto ha llevado al cierre de instalaciones.

[74, TWGComments, 2004]

Un gasificador de lecho fluidizado circulante de 50-60 MW ha sido utilizado con éxito desde 1998 con combustibles derivados de residuos en Lahti, Finlandia. El gas de la gasificación se co-combustiona en una planta de cogeneración de antracita de 350 MW que sustituye un 15 % de la energía fósil primaria. Un gasificador de lecho fluidizado con borboteo para material plástico de desecho con un 10-15 % de papel de aluminio ha estado en funcionamiento en la planta de cartón de Varkaus en Finlandia desde 2001. Parte de los residuos plásticos son residuos de un proceso de preparación de pasta de papel que recicla fibras de envases de líquidos usados. Del gas producido se recupera aluminio metálico para su reciclaje. El gas se quema en caldera a gas que produce calor de proceso y vapor para producción de energía.

Referencias

[64, TWGComments, 2003]

4.2.27. Combustión a alta temperatura de gas de síntesis de gasificación con fusión de cenizas

Descripción

Esta técnica es una extensión de la gasificación en lecho fluidizado. El gas de síntesis de un proceso de gasificación y las partículas de ceniza volante, ricas en carbono, se combustionan en una cámara de fusión de flujo descendente. Se introduce aire o aire enriquecido con oxígeno a fin de inducir un flujo ciclónico que lleva las partículas de ceniza a la pared (véase Figura 4.2 en página siguiente).

La temperatura se ajusta a la temperatura de vitrificación de la ceniza (unos 1400 °C) y procede hacia la salida de escoria. Debido al alto nivel de temperatura, los halógenos y metales pesados, como plomo y zinc, se evaporan.

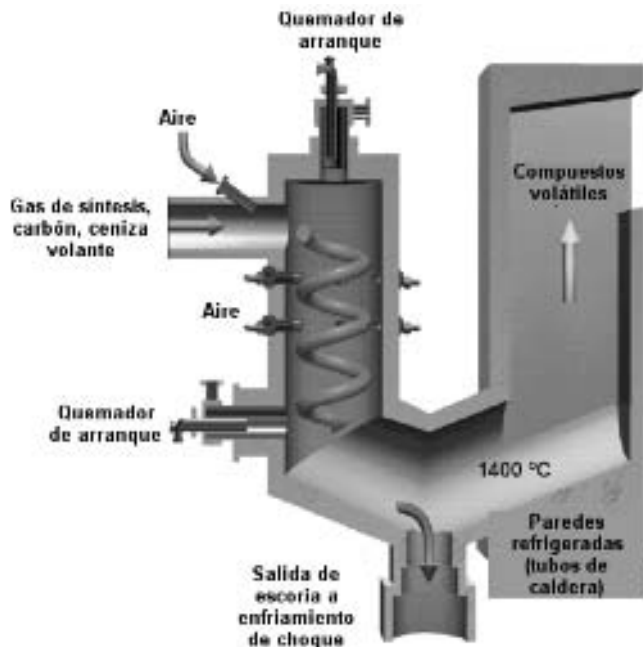
Las paredes de la cámara de fusión de cenizas tienen revestimiento refractario y están refrigeradas por los tubos del evaporador de la caldera. De este modo, el material refractario se cubre con una capa protectora de escoria, y se consigue la recuperación de calor.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Se reportan los siguientes beneficios:

- destrucción muy eficaz de compuestos orgánicos a las elevadas temperaturas usadas;

Figura 4.2. Componentes básicos de un horno de fusión ciclónica de cenizas de gas de síntesis a alta temperatura. [68, Ebara, 2003]



- la vitrificación de la ceniza volante genera un granulado estable de baja lixiviación con posibilidades adicionales de reciclaje (a diferencia de la ceniza de parrillas);
- las cantidades de ceniza volante pasadas a los residuos de TGC se reducen, y con ello los propios volúmenes de residuos de TGC;
- la menor contaminación de los residuos de TGC con ceniza volante puede potenciar las opciones de tratamiento de TGC.

En comparación con la fusión de cenizas en un dispositivo separado, fuera del proceso, es bastante más eficiente desde el punto de vista energético, ya que es parte integral del proceso térmico primario, en el que la elevada temperatura requerida para vitrificación se halla todavía disponible para producción de vapor.

Efectos sobre otros medios

La vitrificación requiere altas temperaturas y, por lo tanto, suficiente energía para generarlas. Con combustibles de bajo poder calorífico, la temperatura puede mantenerse agregando combustibles adicionales (ej: gas natural o fuel-oil) y aumentando el aporte de oxígeno a la cámara de combustión. El uso de un generador de oxígeno aumenta el consumo eléctrico en aproximadamente 0,5-1 MW según los requisitos de oxígeno.

Datos operativos

En Japón hay plantas que utilizan esta tecnología a pleno rendimiento comercial desde 2000.

La refrigeración de las paredes refractarias ha demostrado alargar la vida útil del revestimiento refractario. Con el nivel actual de experiencia, dos inspecciones anuales del material refractario son suficientes.

Algo de ceniza volante se reevapora, por lo que requiere especial atención.

El gas de combustión puede ser altamente corrosivo, por que se requiere su tratamiento para eliminar estos contaminantes. La recuperación de energía puede verse complicada por esta corrosividad. [74, TWGComments, 2004]

Aplicabilidad

La técnica es aplicable a plantas de gasificación combinadas con producción de gas de síntesis cuando se desea una ceniza volante vitrificada. Las restricciones a la aplicabilidad de esta técnica a los distintos tipos de residuos son, por consiguiente, las mismas con las que está relacionada esta técnica, esto es, que cuando se utilizan lechos fluidizados muchos residuos requieren preparación para poder ser tratados.

Aunque se aplica en Japón, en la práctica esta técnica todavía debe demostrarse a plena escala operativa en Europa.

Economía

La vitrificación de cenizas, incluso cuando está integrada en el proceso, aumenta los costes de tratamiento de residuos debido al mayor esfuerzo inversor y operativo. La economía global resultante depende en gran medida de los ahorros derivados del reciclaje de la ceniza vitrificada.

El producto se utiliza como material de construcción y con frecuencia genera mayores ingresos que la ceniza de fondo tratada mecánicamente [39, Vrancken, 2001]

Motivo principal de aplicación

Los siguientes factores promueven el uso de la vitrificación de ceniza mediante esta técnica:

- elevados costes de tratamiento/eliminación de cenizas volantes o residuo de TGC;
- elevados costes de tratamiento/eliminación de cenizas de fondo;
- requisitos de residuos con muy baja lixiviación para permitir su reutilización.

Plantas de ejemplo

Ejemplos operativos en Japón.

Se reporta que algunas experiencias en Alemania (KWU- Schwelbrennverfahren, Thermoselect, Noell -Konversionsverfahren) relativas al uso de pirólisis/gasificación han tenido dificultades para alcanzar su capacidad de tratamiento diseñada, y que en consecuencia los costes de tratamiento han aumentado. [74, TWGComments, 2004] También se informa que en algunos casos esto ha llevado al cierre de instalaciones.

Referencias

[64, TWGComments, 2003]

4.3. Recuperación de energía

4.3.1. Optimización de la eficiencia energética global y recuperación de energía

Descripción

Las plantas incineradoras pueden liberar el valor energético de los residuos incinerados y pueden suministrar electricidad, vapor y agua caliente. Cuando una planta está situada de modo que el suministro y uso de esta energía producida pueda aprovecharse al máximo, esto permitirá un mejor aprovechamiento del valor energético de los residuos incinerados.

Los aportes de energía a las plantas incineradoras provienen principalmente del contenido calorífico, pero puede venir también de combustibles adicionales añadidos para apoyar el proceso de combustión, y también de energía importada (electricidad).

La planta en sí puede usar algo de la energía generada. La diferencia entre las entradas y las salidas (utilizables) son las pérdidas. Una parte de esta energía recuperada (utilizable) puede valorizarse (aprovecharse). En general, la totalidad de la electricidad generada se valoriza, pero por lo que respecta al vapor o agua caliente, depende de las necesidades del usuario; las situaciones más favorables son aquéllas en las que las necesidades de los usuarios son mayores durante todo el año que la producción de la planta de incineración (ej: uso de vapor industrial en una gran red de calefacción centralizada). [74, TWGComments, 2004]

La optimización de la eficiencia de una planta consiste en optimizar todo el proceso. Esto incluye reducir las pérdidas y limitar el consumo del proceso. Por consiguiente, el aumento de la producción de energía no es en sí mismo equivalente de eficiencia energética, sino que hay que considerar la energía requerida por el proceso en sí y las posibilidades de valorización.

La técnica óptima de eficiencia energética depende, en cierta medida, de la ubicación particular y de factores operativos. Son ejemplos de factores que deben tener en cuenta a la hora de determinar la eficiencia energética:

- Ubicación. ¿Hay una red de uso/distribución para la energía, o puede conseguirse una?

- Demanda para la energía recuperada. No tiene mucho sentido recuperar energía que no se utilizará. Este es un aspecto de particular importancia con el calor, pero menos con la electricidad.
- Variabilidad de la demanda. Por ejemplo, los requisitos para verano/invierno pueden variar. Las plantas que exportan vapor en forma de carga básica pueden conseguir un suministro anual más alto y por tanto exportar más calor recuperado que las que tienen opciones de salida variable, que necesitan liberar algo de calor durante periodos de baja demanda.
- Clima. En general, el calor será de mayor valor en climas fríos (aunque el uso de calor para impulsar unidades de refrigeración puede ofrecer opciones cuando hay demanda de refrigeración/aire acondicionado).
- Fiabilidad del suministro de combustible/electricidad. Las plantas aisladas pueden tener suministros poco fiables de residuos (en relación con sus periodos y capacidades de almacenamiento) o incluso interrupciones en el suministro eléctrico que pueden derivar en paradas o una mayor dependencia del consumo de la electricidad propia generada.
- Precio de mercado local del calor y la electricidad producidos. Un bajo precio del calor producirá un desplazamiento a producción de electricidad, y viceversa.
- Composición de los residuos. Mayores concentraciones de sustancias corrosivas (ej: cloruros) pueden producir un aumento de los riesgos de corrosión, limitando con ello los parámetros del vapor (y por consiguiente las posibilidades de generación de electricidad) si se quiere mantener la operatividad del proceso. La composición puede también cambiar según la estación, incluyendo por ejemplo periodos de vacaciones que causan cambios de población en algunas zonas.
- Variabilidad de los residuos. Fluctuaciones rápidas y amplias en la composición pueden dar lugar a problemas de ensuciamiento y corrosión que limitan las presiones de vapor y por tanto la generación de electricidad. La variación en la composición de los residuos (influenciada a su vez por muchos factores), a lo largo de la vida útil de la planta, favorece el uso de un amplio espectro sobre un diseño específico finamente optimizado.
- Las plantas de conversión eléctrica de alta eficiencia pueden ser atractivas cuando los precios de la electricidad sean altos, aunque con frecuencia requieren el uso de tecnología más sofisticada, con un posible efecto negativo sobre la operatividad.

[74, TWGComments, 2004]

[28, FEAD, 2002] La optimización de las técnicas de recuperación energética requiere diseñar la instalación de incineración para atender la demanda del consumidor de la energía. Las plantas que sólo pueden suministrar electricidad están diseñadas de forma distinta a las plantas que tienen la posibilidad de suministrar calor, o a las plantas con suministro combinado de calor y electricidad.

Recuperación sólo de calor, como agua caliente o vapor

La energía recuperada puede suministrarse como agua caliente o vapor (a distintas presiones). Los posibles consumidores son:

- redes de calefacción centralizada (CC) y refrigeración (mucho menos común);
- industrias, ej.: plantas químicas, plantas de energía eléctrica, plantas desalinizadoras.¹

La mayoría de consumidores requieren vapor excepto la CC, que puede usar vapor o agua caliente. Si no hay ningún usuario de vapor conectado a la red de CC, puede usarse agua caliente como transporte de energía. Con agua, los conductos tienen mayores diámetros y el bombeo requiere más energía, pero el funcionamiento de la CC y las medidas de seguridad son más fáciles.

Las redes de CC más modernas utilizan agua caliente². En este caso, la caldera de la planta de incineración puede producir vapor o agua caliente. Si la planta también genera electricidad (cogeneración, ver abajo), será vapor. Si no, generalmente se prefiere agua caliente.

El agua caliente con frecuencia es sobrecalentada³, presurizada y a alta temperatura (ej: 200 °C), a fin de facilitar la transferencia de calor en los intercambiadores aumentando el diferencial de calor entre los medios de calentamiento y refrigeración.

Cuando la CC utiliza vapor, los parámetros del vapor (presión y temperatura) a la salida de la caldera deben estar por encima del nivel más alto requerido para la CC. En el caso de plantas que sólo suministran calor, la presión del vapor suele estar 2 o 3 bares por encima de la presión de la CC, y el vapor se sobrecalienta en 2 bares o 30°C.

Sólo electricidad

Hay dos factores que contribuyen a aumentar la cantidad de electricidad producida por el TG (Turbo-Generador):

1. la elevada entalpía del vapor, es decir, su alta presión y temperatura,
2. la baja entalpía a la salida de la turbina, derivada de una baja temperatura de condensación del vapor.

Esta última temperatura depende de la temperatura de la fuente fría (aire o agua) y de la diferencia entre ésta y la temperatura de salida de la turbina.

Además de electricidad, puede producirse agua caliente utilizando un intercambiador de calor después de la turbina. [74, TWGComments, 2004]

¹ Hay un ejemplo en Europa (AVR Rotterdam) se combinación entre IRSU y plantas desalinizadoras. Esto es interesante, ya que las plantas de desalinización térmica necesitan vapor a presión baja o media (3 bares en multflash, 20 bares en termocompresión) y normalmente operan todo el año.

² En algunos casos, como en Basilea (Suiza), hay dos redes, una red de CC con agua caliente, y otra red que suministra vapor.

³ Agua sobrecalentada es agua a una temperatura de más de 100°C.

Cogeneración (Producción combinada de Calor y Electricidad)

La opción de cogeneración reduce la pérdida de energía cuando hay una baja demanda de calor, p.ej: en verano para CC. La electricidad se genera en las mejores condiciones si la toma de calor está bien situada en el ciclo térmico, es decir, si se utiliza vapor a baja presión para el suministro de calor, dejando las presiones más altas para la generación de electricidad.

Con la cogeneración, cuando la demanda de calor es alta, la presión en la parte de baja presión de la turbina es constante. La presión depende sólo de la temperatura del agua fría de la CC (u otro retorno), y la variación en la demanda de calor puede ser equilibrada por un tanque acumulador o enfriador de aire. [64, TWGComments, 2003]

Cuando la demanda de calor no es alta, la sección de baja presión de la turbina debe ser muy flexible, ya que el caudal de vapor dentro de la misma variará según la demanda de calor. Por ejemplo:

- desde el valor máximo (100 % de producción de electricidad, sin demanda de calor), en que se pasa el 100 % del caudal de vapor a la sección de baja presión de la turbina;
 - hasta el valor mínimo: máxima demanda de calor, cuando sólo se requiere un caudal de vapor mínimo para la protección de la turbina.
- [74, TWGComments, 2004]

En el caso de cogeneración, la presión y temperatura del vapor enviado al consumidor de calor viene determinada por la localización de la purga de la turbina⁴. La purga está situada de tal modo que la diferencia entre la temperatura de saturación en el cabezal de CC estará en torno a 10°C. Esta purga que abastece a la CC está normalmente controlada. Esto significa que la presión se mantiene constante.

Normalmente se da prioridad al suministro de calor, pero puede ser también al suministro de electricidad. Esto depende con frecuencia de los contratos de venta.

Beneficios medioambientales que se consiguen

El aumento de la recuperación y del suministro/uso eficaz del valor energético de los residuos sustituye la necesidad de generación externa de esta energía, lo que produce un ahorro de los recursos y evita las emisiones y consumos de una planta de energía externa. La cantidad de energía disponible para ser recuperada de los residuos depende del poder calorífico de éstos. [74, TWGComments, 2004]

[30, UBA, 2002] En general, pueden generarse unos 0,3-0,7 MWh de electricidad en una planta de incineración de RSU, según la cantidad de vapor, que es función del PCI de los residuos, del tamaño de la planta, de los parámetros del vapor y de la eficiencia de utilización del vapor.

⁴ En el caso de turbinas de contrapresión (sin sección de baja presión), la presión de vapor y la temperatura son las existentes a la salida de la turbina.

Para la cogeneración de electricidad y calor, puede suministrarse una cantidad adicional de 1,25 a 1,5 MWh (horas a plena carga) de calor por tonelada de residuos, según el PCI de los residuos, pero la generación de electricidad puede verse reducida. Las oportunidades de suministro de calor de la instalación particular tienen gran importancia en estos casos, como:

- la ubicación geográfica,
- los periodos de utilización normal de calor (centralizado) (ej: en Alemania, sólo son de 1300-1500 h/año de un total posible de 8760 h/año, pero en Dinamarca está en 4000-8760 h/año de un total posible de 8760 h/año, ya que el gran tamaño de las redes de CC permite un suministro a lo largo de todo el año de la producción completa de calor).

Por lo que se refiere al calor, en condiciones favorables, la energía suministrada después de la caldera (en forma de agua caliente o vapor) puede aumentarse hasta alrededor del 90 % del aporte total de energía a la caldera (sin incluir los requisitos de consumo interno) para una planta de incineración operada en carga base. Cuando haya disponible una alta eficiencia de conversión y demanda de carga base (es decir, se crean arreglos especiales para crear estas circunstancias), con residuos de alto poder calorífico especialmente preparados (por encima de 20 MJ/kg) es posible recuperar un total de 4-5,5 MWh de calor por tonelada de residuos [45, FEAD, 2002]. Estas producciones no están disponibles con residuos de bajo poder calorífico, como RSU sin tratar, que generalmente tienen un PCI entre 8 y 12 MJ/kg.

La maximización de los beneficios obtenibles del poder calorífico de los residuos es más probable que se obtenga en situaciones en las que se utiliza cogeneración, ya que esto puede permitir maximizar la *exergía*. Esto es debido a que permite utilizar el vapor a alta presión para generación de electricidad, mientras que la energía restante del vapor (presiones más bajas) pueden todavía suministrarse y utilizarse como calor. En circunstancias individuales en las que no es posible la cogeneración, otras opciones pueden ofrecer la solución óptima. [64, TWGComments, 2003]

Efectos sobre otros medios

La recuperación de energía no debería impedir la destrucción segura y eficaz de los residuos. Por ejemplo, altas condiciones de vapor pueden comprometer la operatividad de la planta si no se adoptan todas las precauciones. Una mayor eficiencia energética produce mayores costes de inversión y mantenimiento y también puede reducir la operatividad. [74, TWGComments, 2004]

Debe prestarse atención particular al diseño de la caldera en el rango de temperatura de 450-200 °C para asegurar que se minimice la reformación de dioxinas. Por ejemplo, hay que prevenir la retención de polvo en tales zonas (ver Sección 4.3.19).

Ciertos equipos y técnicas de control de contaminación tienen una elevada demanda energética, y aunque la eliminación de algunos componentes del TGC puede mejorar las posibilidades de recuperación de energía (mediante reducciones en el consumo de energía del proceso), también puede producir emisiones

inaceptablemente altas, por lo que se requiere llegar a un equilibrio. Algunos ejemplos de técnicas con una demanda considerable de energía son:

- filtros de manga –reducen el polvo y (otras) emisiones, múltiples filtros en serie aumentan todavía más la demanda de energía
- SCR –reduce las emisiones de NO_x y PCDD/F gaseosos, pero, al igual que un sistema de FGT final, la RCS requiere energía para el calentamiento de los gases de combustión
- regeneración de HCl o NaCl –evaporación externa del effluente
- recalentamiento de penacho –reduce la visibilidad del penacho de humo
- fusión de cenizas –mejora la calidad de las cenizas.

En Austria, la demanda energética de la planta de incineración en sí (también conocida como «carga parásita») es del orden de un 2-3 % de la producción térmica (para la combustión en parrilla u hornos rotativos), y de un 3-4 % en el caso de un reactor de lecho fluidizado. [74, TWGComments, 2004]

Datos operativos

Los siguientes datos resumen los resultados de estudios realizados por el subgrupo de energía del TWG. Los datos indican el rango y valores medios para la producción y demanda de calor y electricidad por tonelada de residuos tratados. Se trata de medias anuales para instalaciones en Europa Central durante 2001:

Tabla 4.15. Datos de un estudio del subgrupo de energía del TWG sobre flujos de energía específica en algunas IRSU europeas por tonelada de residuos tratados. [64, TWGComments, 2003], [29, Energysubgroup, 2002]

Parámetro		Valores en MWh/t de RSU tratados		N.º de plantas estudiadas
		Rango	Rango	
Electricidad	Producción	0,415-0,644	0,546	8
	Exportada	0,279-0,458	0,396	
Calor	Producción	1,376-2,511	1,922	15
	Exportada	0,952-2,339	1,786	
Demanda energética de la instalación	Total	0,155-1,116	0,575	50
	Eléctrica	0,062-0,257	0,142	

Notas:

1. Todas la cifras son absolutas, es decir, no se han usado factores de conversión/equivalencia.
2. Cálculos realizados consistentemente según las metodologías usadas por el subgrupo del TWG.

Aplicabilidad

El rango de eficiencias que puede alcanzarse depende en gran medida de la naturaleza química y física de los residuos incinerados (ej: RSU, RP, lodo dedepu-

radora, etc.), así como de su contenido calorífico. En general, es posible conseguir eficiencias eléctricas más altas cuando los residuos contienen concentraciones menores y/o menos variables de sustancias que pueden potenciar la corrosión en las calderas. Dado que la corrosión a alta temperatura se convierte en un problema mayor a parámetros de vapor más altos, la necesidad de una alta operatividad de la planta puede convertirse en un factor limitante.

[29, Energysubgroup, 2002] Con bastante frecuencia, cuando la energía recuperada se utiliza como calor, una parte de ese calor suministrado no se utiliza de hecho. En algunos casos, las pérdidas del sistema que recibe el calor suministrado pueden ser muy significativas, ya que la demanda no es constante a plena carga. Normalmente, el calor recuperado puede aumentarse al máximo en situaciones en las que:

- el consumidor sea una industria con demanda para toda la energía recuperada;
- los residuos puedan almacenarse y luego combustionarse cuando se necesite calor (esto evita desperdiciar energía de combustible);
- las necesidades de la red de calefacción central sean mayores que la energía suministrada por la planta incineradora.

El último caso es el que se da más comúnmente en ciudades u otros lugares con redes extensas de calefacción central.

Cuando no haya disponible una red adecuada de distribución y uso de calor, esto limita las oportunidades y la lógica para conseguir altos niveles de recuperación de calor, y por tanto limita la capacidad del proceso para exportar toda la energía disponible, haciendo que sea difícil alcanzar los niveles más altos de eficiencia.

La elección del emplazamiento donde se construirá la planta y a zona (climática) europea donde se ubica (ej: los climas fríos con más ventajosos para exportación de calor) son pues críticos en la determinación de las salidas de energía disponibles, y con ello la eficiencia alcanzable.

Por consiguiente, al comparar las eficiencias alcanzadas (y alcanzables) de plantas existentes, es importante que tener en cuenta la ubicación de la planta.

Las oportunidades para aumentar la recuperación global de energía para plantas incineradoras nuevas pueden por lo tanto considerarse máximas en el momento en que se elige la ubicación de nuevas plantas. La decisión de ubicar una planta de modo que pueda estar económicamente conectada a una red adecuada de distribución de energía tendrá normalmente una influencia mucho mayor sobre la recuperación global de energía que las elecciones realizadas a nivel operativo en la planta.

La disminución de la demanda de energía de la instalación puede comportar decisiones relativas al tipo y alcance del sistema de TGC empleado. En la adopción de estas decisiones es necesario un enfoque equilibrado, es decir, que tenga en

cuenta el deseo general de reducir los requisitos energéticos de la instalación y el grado en que deben eliminarse los contaminantes.

Economía

En plantas pequeñas, los mayores costes relativos de tratamiento y la ausencia de economía de escala suelen provocar que haya una menor disponibilidad de capital para inversión en las técnicas más sofisticadas de recuperación de energía. Esto, a su vez, significa que cabe esperar menores eficiencias en plantas pequeñas, como incineradoras de residuos urbanos de capacidad inferior a 100 Ktoneladas/año.

Los precios pagados por la electricidad y el calor suministrados tienen una importancia fundamental en la economía de las inversiones realizadas para aumentar estas producciones. En algunos casos, se ofrecen subvenciones que permiten precios muy atractivos para la producción de energía. En otros casos, una elevada demanda de calor puede producir precios favorables para calor. En tales casos, los ingresos derivados de estas fuentes pueden hacer que las inversiones para aumentar la producción sean más favorables.

Para plantas que suministran sólo electricidad, aumentar las eficiencias eléctricas puede inducir mayores ingresos por la electricidad adicional generada/vendida, pero también comporta mayores costes de inversión y con frecuencia mayores costes de mantenimiento. Por consiguiente, el precio de los kWh (vendidos) desempeñará un papel principal en la elección de una solución. [74, TWGComments, 2004]

Para plantas de cogeneración, cuanto mayor sea la cantidad de energía exportada como calor, menos beneficio se derivará de la mejora de eficiencia en la generación de electricidad. [74, TWGComments, 2004]

Motivo principal de aplicación

Los motivos principales para un aumento de la eficiencia energética son condiciones económicas favorables. Esto a su vez se ve afectado por factores como:

- clima,
- ubicación,
- precios de calor y electricidad.

En particular, mayores ingresos de la venta de energía pueden permitir:

- conseguir aumentos en la eficiencia de exportación eléctrica entre un 20 y un 30 % (ej: 0,6-0,9 MWh/tonelada para RSU mixtos sin tratar de 2,9 MWh/t). Los niveles más altos se alcanzan mediante el uso de sistemas de pretratamiento de residuos (nótese que las etapas de pretratamiento suelen requerir energía y pueden consumir más de lo que se vaya a ganar con una mayor eficiencia de la etapa de incineración), incluida la producción de RDF para combustión en lecho fluidizado y el aumento de los parámetros de vapor a más de 40 bares y 400°C;

- invertir en redes de suministro de calor o vapor para aumentar la capacidad de aprovechamiento de la energía disponible, para obtener eficiencias del orden del 80-90 % (ej: >2,3 MWh/tonelada para RSU mixtos sin tratar de 2,9 MWh/t) cuando hay una demanda de calor a lo largo de todo el año;
- inversión en técnicas para capturar el calor disponible de fuentes de baja temperatura que de otro modo podrían no ser económicas, p.ej: lavadores de condensación y bombas de calor (ver secciones siguientes).

En términos de optimizar la recuperación de energía, reducir el riesgo técnico y reducir costes, el suministro de calor es favorable cuando es posible. No obstante, esto depende todavía de las condiciones locales, y en buena medida de los precios de venta respectivos de electricidad y calor. Si una parte (sustancial) del calor no puede aprovecharse, entonces la cogeneración puede ser la solución adecuada. Si no puede venderse calor, la buena práctica es generalmente utilizar la energía disponible para crear electricidad.

Calor

La demanda por parte de clientes es el impulso principal. Por ello, la ubicación es de gran importancia.

Un factor importante es la duración del contrato de suministro de calor. Con frecuencia, los clientes industriales no pueden comprometerse durante más de dos años. Esto no encaja bien con plantas incineradoras, en las que un proyecto puede requerir varios años antes de que la planta se ponga siquiera en marcha; y la financiación y operación de las plantas incineradoras es normalmente a largo plazo (15-25 años).

La situación más favorable es cuando el calor recuperado puede venderse totalmente para su uso. Esto ocurre con clientes industriales o con CC, en climas cálidos o para redes de CCC muy grandes con una carga «base» mayor que la producción de la planta⁵.

Cuando o puede venderse todo el calor recuperable, la finalidad es intentar aprovechar la energía restante para generar electricidad. La decisión dependerá de la cantidad de energía restante, así como de la inversión y los ingresos que puedan derivarse de las ventas de electricidad.

⁵ Algunas plantas que reportan un 100 % de exportación del calor que recupera suministran de hecho vapor a otra empresa que luego la convierte en electricidad, como: Bruselas, Bélgica; Metz, Francia; Vancouver, Canadá. Entre 8 plantas alemanas que sólo venden calor, todas las plantas que venden una gran cantidad de calor por tonelada de residuos suministran el calor directamente a una planta de energía eléctrica y, normalmente, exclusivamente como vapor de proceso.

Cogeneración

Generalmente, la cogeneración ofrece una solución para aumentar la producción global de energía cuando sólo puede venderse parte del calor. La cogeneración es especialmente eficaz si el nivel de temperatura del calor requerido es bajo.

Electricidad

Si no hay cliente para el calor, la única opción es generar electricidad. Puede aumentarse la producción eléctrica utilizando parámetros de vapor más altos (ver Sección 4.3.8). La elección de los parámetros de vapor (altos o bajos) se realiza normalmente en base a consideraciones económicas. El riesgo tecnológico es también un factor a tener en cuenta, ya que aumenta al utilizar parámetros de vapor más altos (ej: por encima de 40 bares y 400°C para residuos urbanos mixtos) y, si no se gestiona y mantiene bien, la planta puede experimentar pérdidas de operatividad.

Plantas de ejemplo

Plantas incineradoras municipales:

- Renova, Gotemburgo, y Dyvamuren (Umea), Suecia - altos niveles de integración energética interna a fin de potenciar al máximo el suministro de calor a redes locales.
- Odense, DK - uso de revestimiento metálicos especiales en calderas para permitir elevados parámetros de vapor y producción eléctrica.
- Indaver, Beveren, B - suministro de vapor de proceso directamente a la industria vecina.

Ejemplos de plantas incineradoras de RSU que generan agua caliente para calefacción centralizada:

- Rungis (sur de Paris, Francia).
- Villejust (sur de Paris, Francia).
- Caen (Francia).
- Thiverval-Grignon (oeste de Paris, Francia).
- Nantes Este (Francia).

Ejemplos de plantas que suministran vapor para calefacción centralizada:

Tres plantas en Francia suministran vapor para CC a más de 200000 pisos en Paris:

- Issy-les-Moulineaux (suroeste de Paris, Francia).
- Ivry (sureste de Paris, Francia).
- St Ouen (noroeste de Paris, Francia).

Ejemplos de plantas que suministran vapor a industrias:

- Nantes (F).
- Rambervilliers (F).

Ejemplos de plantas que sólo generan electricidad:

- Mataró (España).
- Chineham (UK).

Ejemplos de IRSU que suministran vapor a instalaciones de generación de electricidad:

- Bruselas (Bélgica).
- AZN Moerdijk (NL).
- Algunos ejemplos en Alemania.
- Vancouver (Canadá).

[74, TWGComments, 2004]

Ejemplos de plantas de residuos peligrosos:

- Ekokem, (FIN) - generación de electricidad y suministro de calor.
- Indaver, Amberes, (B) - uso de vapor *in situ* para otros procesos.
- HIM, Biebesheim (D) - uso de vapor *in situ* para evaporación de residuos de aceite/agua
- Industria química alemana (19 plantas, capacidad >500.000 t/año) con uso *in situ* de vapor para otros procesos, electricidad (4 plantas) y calefacción centralizada adicional.

Referencias

[29, Energysubgroup, 2002], [28, FEAD, 2002], [30, UBA, 2002], [5, RVF, 2002], [64, TWGComments, 2003]

4.3.2. Reducción de pérdidas de energía: pérdidas en gases de combustión

Descripción

[28, FEAD, 2002]

Las pérdidas en gases de combustión corresponden al calor que sale de la planta (normalmente considerado a nivel de la caldera) con el gas de combustión. La pérdida real depende del caudal de gases de combustión y de su temperatura (entalpía).

Algunas posibilidades para reducir estas pérdidas son:

- reducir el caudal de gases de combustión; para conseguirlo, hay varias opciones posibles;
- reducir el exceso de aire, p. ej: mejorar la distribución del aire primario y/o secundario;
- reciclar los gases de combustión, es decir, sustituir una parte del aire secundario por gas de combustión;

- enriquecer el aire de combustión con O_2 , es decir, aumentar el contenido en O_2 y disminuir el de N_2 mediante inyección de O_2 (esto sólo se hace en casos especiales, ver Sección 4.2.13);
- reducir la temperatura de los gases de combustión, p.ej: condensando el gas de combustión o reduciendo la temperatura a la salida de la caldera –ver técnicas descritas más adelante en esta sección–;
- seleccionando instalaciones de TGC con temperaturas decrecientes desde la caldera a la chimenea en la medida de lo posible. [74, TWGComments, 2004]

Beneficios medioambientales que se consiguen

Utilizando técnicas para reducir las pérdidas por gases de combustión, la energía adicional recuperada puede suministrarse para su uso.

Efectos sobre otros medios

La reducción del caudal de gas reduciendo el exceso de aire y TGC puede aumentar los riesgos de corrosión y por consiguiente puede requerir remedios técnicos adicionales. Si los niveles se reducen demasiado, esto puede poner en peligro la combustión de los gases y dejar PCI en el gas de combustión.

La inyección de oxígeno puede aumentar las temperaturas de combustión. Si no se controla con cuidado, esto puede producir obstrucciones y riesgo de destrucción de materiales refractarios y férreos. [74, TWGComments, 2004]

El considerable consumo de energía para generar el O_2 requerido es mayor que la reducción alcanzada de las pérdidas de energía, lo que hace que la técnica no sea viable si el único beneficio considerado es el balance energético; sin embargo, otras ventajas como el enriquecimiento de oxígeno (mejor combustión) pueden proporcionar una justificación global de esta técnica. [64, TWGComments, 2003]

La reducción de las temperaturas de gas a la salida de la caldera por debajo de las temperaturas requeridas para operar los dispositivos subsiguientes de tratamiento de gases de combustión, produce un consumo adicional de energía para recalentar los gases de combustión a fin de operar estos dispositivos, así como un mayor riesgo de corrosión en los economizadores. Esto es un aspecto particularmente importante para filtros de manga y dispositivos de RCS.

Las temperaturas más bajas de los gases de combustión en salida de la chimenea pueden producir:

- penachos condensados muy visibles (es menos problema si se utilizan lavadores de condensación, ya que reducen el contenido de agua de los gases de combustión);
- menor flotabilidad y, por tanto, dispersión del penacho;
- corrosión en chimeneas (se requiere revestimiento con fibra de vidrio o similar).

Datos operativos

Para una planta de incineración de residuos urbanos, las pérdidas de energía a través de los gases de combustión son típicamente del orden del 13-16 % del aporte energético de los residuos.

Aplicabilidad

La optimización de la temperatura de salida de la caldera puede realizarse en todas las plantas. El grado de reducción deberá tener en consideración los requisitos energéticos del equipo de TGC corriente abajo, así como el punto de rocío ácido del gas de combustión.

Las instalaciones nuevas son las que tienen mayores oportunidades de diseño de técnicas para reducir las pérdidas de los gases de combustión. Las plantas con salida para el suministro de calor a temperatura relativamente baja (muy frecuente en climas fríos) son las que mejor pueden aprovechar el calor adicional eliminado de los gases de combustión. Cuando este calor no puede suministrarse, o usarse dentro de la planta, este calor de bajo nivel será mejor empleado dentro del gas de combustión para facilitar la dispersión, etc.

Los cambios en el diseño de la temperatura de salida de la caldera deben tener en cuenta los requisitos de las operaciones subsiguientes de limpieza de gases de combustión. La eliminación de calor, que luego deba volver a añadirse de otra fuente, puede ser contraproducente desde el punto de vista de la eficiencia energética, debido a pérdidas adicionales del proceso de intercambio de calor.

Economía

Información no facilitada.

Motivo principal de aplicación

Reducción del consumo global de energía del proceso y aumento de productos de valorización de energía. [74, TWGComments, 2004]

Plantas de ejemplo

Muchas plantas en Europa, ej: Brescia, Italia.

Referencias

[28, FEAD, 2002], [64, TWGComments, 2003]

4.3.3. Aumento de la quema de los residuos

Descripción

Una buena quema produce una elevada conversión de combustible en energía. Por lo tanto, las técnicas que aseguran una combustión eficaz y por tanto bajos niveles de TOC en las cenizas pueden contribuir, en cierta medida, a mejorar

la eficiencia energética. Para ello son útiles técnicas de combustión que agitan bien los residuos y los retienen dentro de la zona de combustión para permitir que el carbono sin quemar de la ceniza de fondo entre en la fase gas para su combustión.

Las técnicas para aumentar la quema se describen en la Sección 4.2.17.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Extracción del valor energético de los residuos para su posible uso/recuperación.

Mejora de la calidad del residuo final al disminuir la proporción de material sin quemar en el mismo.

Ver Sección 4.2.17 para más información.

La producción de energía se va reduciendo a medida que los residuos se combustionan progresivamente en mayor medida. Esto es debido a que la cantidad de energía remanente en residuos razonablemente bien quemados es baja. El principal beneficio a obtener del aumento de la quema no es tanto la recuperación de energía como la mejora de la calidad del residuo final.

4.3.4. Reducción de los volúmenes de exceso de aire

Ver comentarios en Sección 4.3.2 para más información.

4.3.5. Otras medidas de reducción de pérdidas de energía

Descripción

Además de otras técnicas descritas en este documento (ver Secciones 4.3.2, 4.3.3, 4.3.12), pueden usarse las siguientes técnicas de reducción de pérdidas de energía (véase Tabla 4.16).

Beneficios medioambientales que se consiguen

La energía adicional recuperada puede suministrarse para su uso.

Efectos sobre otros medios

Información no facilitada.

Datos operativos

Hornos, calderas y algunos conductos se suelen cubrir con calorifugado de lana de roca u otro material aislante a fin de limitar las pérdidas por calor y limitar las temperaturas externas por seguridad de los operarios. [74, TWGComments, 2004]

Tabla 4.16. Técnicas para la reducción de diversas pérdidas de energía en plantas incineradoras. [28, FEAD, 2002], [74, TWGComments, 2004]

Descripción de la pérdida de energía	Técnicas para reducir pérdidas	Comentarios
Radiación y convección de calor –principalmente del horno y la caldera	<ul style="list-style-type: none"> • calorifugado • planta dentro de una nave 	Para una planta municipal, las pérdidas pueden estar limitadas a aprox. 1 % de la entrada de energía.
Pérdidas con residuos sólidos (cenizas de fondo y volantes)	<ul style="list-style-type: none"> • buena quema de los residuos • usar el calor del baño de escoria 	Para una planta municipal, las pérdidas son del orden de 0,5 %-1,0 % – la mayoría con cenizas de fondo.
Purgas de caldera y efluentes	Reutilización de la energía del agua para calefacción de las naves en la planta	Circuito cerrado para refrigeración
Ensuciamiento de la caldera que reduce la eficiencia de transferencia térmica	<ul style="list-style-type: none"> • diseño para reducir el ensuciamiento de la caldera • limpieza eficaz de la caldera –ver Sección 4.3.12 	
Procedimientos de arranque y parada	Evitar arranques o paradas mediante un diseño y procedimientos para operación continua y buen mantenimiento	Ejemplo: un diseño para reducir el ensuciamiento de la caldera puede reducir la frecuencia de arranques y paradas y mejorar la operatividad.
Cambios rápidos en las características de los residuos o demanda de calor	<ul style="list-style-type: none"> • mezcla de residuos y control de calidad • suministro de calor a la red de almacenaje intermedio 	Las técnicas que aumentan la estabilidad de la entrada o salida facilitan la optimización de acuerdo con las circunstancias locales.
Fallos/averías en la planta	Procedimientos de mantenimiento para evitar fallos	Algunas averías pueden producir una parada parcial del equipo de recuperación de energía (ej. generador de turbina). Otras pueden hacer necesario desviar residuos de la planta y por tanto pérdida de productividad si no pueden almacenarse.
Reducciones/variaciones en la demanda externa de energía	<ul style="list-style-type: none"> • los contratos garantizados con usuarios mejoran la posibilidad de potenciar al máximo el suministro de energía recuperada • suministro de calor a la red de almacenaje intermedio 	<ul style="list-style-type: none"> • La demanda externa de energía recuperada tiene un importante impacto en la capacidad de la planta para suministrar la energía • Suele darse más en calor que en electricidad.
Pérdidas por los dispositivos e instrumentos de medición	<ul style="list-style-type: none"> • uso de sistemas de medición con baja caída de presión y resultados precisos 	<ul style="list-style-type: none"> • Los nuevos instrumentos permiten p. ej., la medición de vapor con pérdidas casi nulas y gran precisión.

Aplicabilidad

Las técnicas descritas pueden ayudar a reducir las pérdidas en todas las instalaciones. No obstante, factores específicos de cada instalación pueden significar que algunas técnicas no estén disponibles o no sean relevantes localmente (ej: la recuperación de calor de descargadores de escoria, purgas o almacenamiento intermedio de calor solo se consideran cuando es posible vender calor con bajas características durante todo el año). [74, TWGComments, 2004]

Economía

Información no facilitada.

Motivo principal de aplicación

Información no facilitada.

Plantas de ejemplo

Información no facilitada.

Referencias

[28, FEAD, 2002], [64, TWGComments, 2003]

4.3.6. Reducción del consumo global de energía del proceso

Descripción

El proceso de incineración en sí requiere energía para la operación de la planta. Esta energía puede recuperarse de la planta. La cantidad de energía requerida depende del tipo de residuos incinerados y del diseño de la planta.

La reducción de los requisitos energéticos de la instalación debe ser equilibrada frente a la necesidad de asegurar una incineración eficaz que consiga el tratamiento de los residuos y el control de las emisiones (particularmente a la atmósfera).

Las fuentes comunes de consumo significativo de energía del proceso son:

- ventilador de tiro inducido y forzado para superar las caídas de presión del aire de combustión;
- equipo de transferencia/carga de residuos (ej: bombas/grúas y cucharas mecánicas/alimentadores de husillo);
- condensadores refrigerados por aire;
- pretratamiento de residuos (tritadoras, etc.);
- calentamiento de gases de combustión para dispositivos específicos de control de contaminación atmosférica (ej: filtros de manga, sistemas de RCS);
- recalentamiento de gases de combustión para reducción de la visibilidad del penacho de humo;
- combustibles auxiliares para combustión y arranque/parada (muy comunes para residuos de bajo PC);
- tratamientos húmedos de gases de combustión, que enfrían los gases más que los sistemas semihúmedos y secos;
- demanda de electricidad de otros dispositivos.

En muchos casos, particularmente cuando se requiere un cambio importante en la tecnología de TGC, cuanto menores sean los VLE más energía consume el sistema

de TGC: por consiguiente, es importante considerar el impacto sobre otros medios del mayor consumo de energía al intentar reducir los niveles de emisiones.

Las siguientes técnicas y medidas pueden reducir la demanda del proceso:

- evitar el uso de equipo innecesario;
- usar un enfoque integrado para el objetivo de optimización energética global de la instalación, en lugar de optimizar cada unidad de proceso por separado [74, TWGComments, 2004];
- colocación de los equipos a alta temperatura corriente arriba de los equipos de baja temperatura o con fuerte caída de temperatura;
- usar intercambiadores de calos para reducir las entradas de energía, p.ej: para sistemas de RCS;
- el uso de energía generada por la planta incineradora que de otro modo no se utilizaría o suministraría, en sustitución de la importación de fuentes de energía externas;
- el uso de equipo rotatorio controlado por frecuencia para las partes del equipo que funcionen a velocidades variables, como ventiladores y bombas, cuando se utilicen frecuentemente con carga reducida. Esto reduce su consumo medio de energía de forma sustancial, ya que las variaciones de presión se aplicarán con velocidades variables y no mediante válvulas.

Beneficios medioambientales que se consiguen

La reducción de la demanda del proceso reduce la necesidad de generación de energía externa o permite la exportación de mayores cantidades de energía. La energía adicional recuperada puede suministrarse para su uso.

Efectos sobre otros medios

La reducción del consumo de energía mediante el diseño y funcionamiento del equipo de TGC puede producir mayores emisiones a la atmósfera.

Datos operativos

[28, FEAD, 2002]

Para una planta incineradora municipal, el consumo de electricidad está típicamente entre 60 y 190 kWh/t de residuos, según el VCI.

Se reporta un valor de consumo propio de electricidad de 75 kWh/t de residuos para: una IRSU que incinera residuos con un VCI de 9200 kJ/kg; genera sólo electricidad (no calor); cumple los VLE de la Directiva 2000/76/CE con un sistema de limpieza semihúmedo y eliminación de NO_x mediante RNCS; no tiene dispositivo de eliminación de penacho. En una IRSU como ésta, sin pretratamiento, recalentamiento de gases de combustión o recalentamiento para reducir la visibilidad del penacho de humo, los principales consumos eléctricos son, de forma aproximada:

- ventilador de tiro inducido: 30 %
- ventilador de tiro forzado: 20 %
- bombas de alimentación y otras bombas de agua: 20 %
- condensador refrigerado por aire: 10 %
- otros: 20 %.

[74, TWGComments, 2004]

Las plantas de gran capacidad tienen una economía de escala, que reduce el consumo de energía por unidad de residuos tratada. Esto se muestra en la Tabla 4.17 siguiente:

Tabla 4.17. Capacidad de la planta y demanda total de energía de proceso para IRSU en Alemania. [31, Energysub-group, 2003]

Rango de tamaño de la planta de IRSU (t/año)	Demanda de energía de proceso (kWh/t de residuos)
Hasta 150000	300-700
150000-250000	150-500
Más de 250000	60-200

La magnitud de estas economías de escala puede ser menos espectacular de lo que los datos del ejemplo sugieren. Los valores de cargas parásitas generalmente elevadas, que se indican en la tabla anterior, se explican probablemente por la aplicación de complejos sistemas de TGC en la reconversión de plantas existentes en Alemania a fin de garantizar niveles de emisiones a valores muchas veces bastante inferiores a los de la Directiva 2000/76/CE. [64, TWGComments, 2003]

Aplicabilidad

Gran parte de la energía adicional consumida se deriva de la aplicación de técnicas de tratamiento adicional de gases de combustión, que por sí mismas consumen energía. La reducción del consumo de energía de proceso eliminando estos componentes es menos apropiada cuando hay motivaciones medioambientales locales que justifican ulteriores reducciones en las emisiones.

Las opciones de optimización son máximas en instalaciones nuevas, donde es posible examinar y escoger entre una variedad de diseños globales a fin de conseguir una solución que mantenga un equilibrio entre la reducción de emisiones y el consumo de energía.

En instalaciones existentes, las opciones pueden ser más limitadas, debido a los gastos (y riesgos técnicos adicionales) asociados con un completo rediseño. Las plantas que han sido reconvertidas para alcanzar determinados límites de emisión generalmente tienen que incorporar equipo de limpieza de gases al final de la instalación, y por consiguiente tendrán un mayor consumo de energía.

Economía

Pueden conseguirse ahorros en los costes operativos reduciendo la demanda de energía externa del proceso. Si la energía ahorrada puede exportarse, esto puede producir ingresos adicionales.

En algunos casos, los costes de inversión de un rediseño significativo en plantas existentes pueden ser grandes en relación con los beneficios que pueden conseguirse.

Motivo principal de aplicación

Ingresos adicionales de ventas de energía o reducción de los costes operativos debido a un menor consumo de energía.

Plantas de ejemplo

Información no facilitada.

Referencias

[28, FEAD, 2002], [31, Energysub-group, 2003], [64, TWGComments, 2003]

4.3.7. Selección de turbina

Descripción

Los principales de turbina de uso común en plantas incineradoras son:

- turbinas de contrapresión;
- turbinas de condensación;
- turbinas de condensación con extracción;
- turbinas de condensación de dos etapas.

Las turbinas de contrapresión se utilizan cuando puede suministrarse a los clientes una cantidad significativa y posiblemente constante de calor. El nivel de contrapresión depende del nivel de temperatura requerido para el calor suministrado. La presión de escape de una turbina de contrapresión está por encima de la presión atmosférica (ej: 4 bares abs.) [74, TWGComments, 2004]

Las turbinas de condensación se utilizan cuando hay pocas o no hay posibilidades de suministrar calor a clientes y la energía recuperada debe convertirse en electricidad. La eficiencia de la producción de electricidad está influenciada por el sistema de refrigeración aplicado (ver también 4.3.9). La presión de escape de una turbina de condensación está bajo vacío (ej.: 0,2 bares abs.), y la parte de baja presión de una turbina de condensación es mucho mayor. [74, TWGComments, 2004]

Las turbinas de condensación con extracción son turbinas de condensación con una extracción significativa de vapor a presión intermedia para alguna finalidad. En una turbina de condensación casi siempre hay algunas extracciones para uso

en el proceso. Las turbinas de condensación con extracción se utilizan cuando puede suministrarse a los clientes una cantidad significativa y variable de calor o vapor. La cantidad requerida de vapor (de baja presión) se extrae de la turbina, y el vapor restante se condensa.

Las turbinas de condensación de dos etapas calientan el vapor entre las dos etapas usando algo del vapor de entrada para sobrecalentar el vapor en la segunda etapa para conseguir una mayor producción de energía a temperaturas de condensación bajas, sin dañar la turbina. [74, TWGComments, 2004]

Beneficios medioambientales que se consiguen

El tipo escogido tiene influencia en la producción de electricidad y de energía.

La toma de vapor produce un aprovechamiento optimizado de la energía. Los ahorros en contaminantes derivados de combustibles fósiles y emisiones de gases de efecto invernadero por el uso reducido de energía adicional de plantas de energía externas.

Efectos sobre otros medios

Una baja temperatura de condensación al final de la turbina puede causar corrosión por la elevada humedad del vapor. [74, TWGComments, 2004]

Datos operativos

Las turbinas de IRSU no suelen ser muy grandes, normalmente de 10 MW (rango desde 1 MW a 60 MW). El número de purgas se suele limitar a 3 o 4 (a diferencia de las plantas de energía eléctrica, donde una turbina puede tener muchas más purgas).

La sección de baja presión de la turbina necesita un caudal mínimo de vapor para enfriar las palas, para evitar vibraciones y evitar condensación.

Si el caudal de vapor restante es demasiado pequeño en algunas condiciones, en lugar de un turbogenerador con una sección de alta presión y una de baja presión, es también posible tener dos turbinas (una de alta presión, una de baja presión). La elección se realiza en función de las condiciones locales, y la elección óptima puede variar con el tiempo. [74, TWGComments, 2004]

Con el fin de mejorar la generación de electricidad con turbinas de condensación, el vapor requerido por el proceso de incineración (ej: para el desaireador, calentador de aire, soplantes de hollín) se toma normalmente de la turbina tras su expansión en la parte de alta presión de la turbina. Esto se hace mediante «purgas» (también denominadas «extracciones» o «tomas» de vapor). Estas purgas se dice que son «incontroladas», ya que la presión depende de la carga de la turbina (la presión puede dividirse en dos en una purga si se reduce el caudal de vapor en un 50 %). Las purgas están situadas de tal modo que sus presiones sean lo bastante elevadas para los requisitos del proceso, sea cual sea la carga de la turbina.

Aplicabilidad

La selección de la turbina debe hacerse al mismo tiempo que el resto de características del ciclo de vapor, y depende más de los aspectos externos del proceso de incineración. [64, TWGComments, 2003]

Economía

Información no facilitada.

Motivo principal de aplicación

Información no facilitada.

Plantas de ejemplo

1. RMVA Colonia, Alemania

Mediante la toma de vapor de una turbina de condensación, se encuentran diversas aplicaciones para la energía, y el aprovechamiento global de la energía puede optimizarse. El vapor es transportado a la turbina a una temperatura de 400 °C y a una presión de 40 bares. La extracción del vapor a unos 300 °C y 16 bares para uso local y remoto del vapor, y a unos 200 °C y 4,8 bares para uso puramente local significa que la energía puede explotarse del mejor modo posible.

El vapor se utiliza localmente para precalentamiento de aire y agua para sistemas y edificios locales, aquí en particular como calor de proceso para generación de vapor, y también para limpiar el aire de escape. El vapor remoto se utiliza principalmente para apoyar los procesos de producción, aunque también se utiliza como fuente remota para calentamiento. [64, TWGComments, 2003]

2. Planta en Rennes - Reconversión

2 líneas que incineran 5 t/h cada una de residuos y producen vapor a 26 bares abs. y 228 °C (saturado) para CC. En 1995, se agregó una tercera línea de 8 t/h de residuos, que produce vapor a la misma presión y 380 °C (150 °C de sobrecalentamiento).

Un GT de 9,5 MVA recibe el vapor mixto de las 3 líneas con un sobrecalentamiento intermedio. No obstante, el GT puede funcionar con cualquiera de las tres líneas parada. Esto significa que puede operar con el sobrecalentamiento de 150 °C cuando las dos líneas de 5 t/h están paradas, pero también con vapor saturado cuando la línea de 8 t/h está desactivada. La turbina utiliza sólo vapor saturado.

3. Tres plantas en París

Estas plantas incineran un total de 1800000 t/año y abastecen a la red de calefacción centralizada (CC) de París 4000000 t/año de vapor (2900000 MWhth/año), que

corresponde a un 45 % de las necesidades, y también generan 290000 MWh/año de electricidad, de las que 160000 MWh/año se suministran a la red nacional.

El vapor se suministra a una presión ajustada entre 12 y 21 bares según los requisitos de CC, y se suministra directamente a la red de CC sin intercambiadores de calor. Una parte variable del vapor vuelve en forma de condensado. Las plantas de desmineralización pueden producir 2/3 del caudal de vapor.

La gran magnitud de la demanda de CC, en comparación con el vapor generado, y el hecho de que las 3 plantas suministren a la misma red de CC, tengan el mismo propietario y estén operadas por la misma empresa permite estas opciones específicas para los equipos. [74, TWGComments, 2004]

Referencias

[64, TWGComments, 2003]

4.3.8. Aumento de los parámetros del vapor y aplicación de materiales especiales para reducir la corrosión en calderas

Descripción

Los parámetros de vapor más elevados aumentan la eficiencia de la turbina y producen una mayor producción de electricidad por tonelada de residuos incinerados. Sin embargo, debido a la naturaleza corrosiva de los gases que se forman de los residuos al quemarlos, los incineradores no pueden usar las mismas temperaturas y presiones que algunos generadores primarios de energía, p.ej: 100-300 bares y 620°C. Por ejemplo, en las centrales de energía a base de carbón es normal una temperatura máxima de 540°C.

Hay una distinción entre:

- la presión de vapor que da la temperatura (presión de saturación) en las paredes de agua (que pueden protegerse con revestimientos metálicos) y en los haces de intercambio de calor;
- la temperatura del vapor (vapor sobrecalentado) que da la temperatura en los sobrecalentadores. [64, TWGComments, 2003]

En general, a menos que se tomen medidas especiales para evitar los efectos de la corrosión (que producen una disminución de la operatividad de la instalación y un aumento de costes), las IRSU están normalmente limitadas a 40-45 bares y 380-400°C. Por encima de estos valores, hay que llegar a un compromiso entre:

- el coste de medidas especiales, como materiales especiales, para reducir la corrosión;
- los costes de la pérdida de operatividad si se requiere un mayor mantenimiento;
- el valor de la electricidad adicional producida.

Para reducir los efectos de la corrosión, pueden usarse revestimientos de aleación de níquel y cromo (componentes principales) u otros materiales especiales para proteger las superficies de intercambio de calor expuestas a los gases de combustión. El revestimiento normalmente comienza después del material refractario y puede cubrir el primer paso y el comienzo del segundo paso de la caldera. La pared de material refractario también puede refrigerarse por aire (ligera sobrepresión) para reducir la corrosión de los tubos situados detrás del material refractario. También se utilizan tejas cerámicas para proteger los tubos de la caldera.

La corrosión a alta temperatura de las paredes de membrana y sobrecalentadores puede reducirse disminuyendo la temperatura de los gases de combustión a menos de 650°C antes de los sobrecalentadores y/o protegiendo las superficies de intercambio de calor con tejas cerámicas o aleaciones especiales.

La principal ventaja de las aleaciones especiales sobre una cubierta de cerámica en las paredes del horno es la mejor transferencia de calor a la caldera, que reduce la temperatura de los gases antes de los primeros haces convectivos.

Una alternativa a los revestimiento metálicos es instalar tubos de caldera compuestos. Los tubos compuestos constan de dos tubos, uno interno y otro externo, unidos metalúrgicamente. Pueden tener distintas combinaciones de aleaciones. Se han venido instalando en calderas de incineración de residuos desde los años setenta. [64, TWGComments, 2003]

Beneficios medioambientales que se consiguen

Puede conseguirse una mayor producción eléctrica, por tonelada de residuos incinerados, mediante el aumento de la presión y/o temperatura del vapor. La mayor eficiencia reduce el consumo externo (ej: en centrales de energía) de combustibles fósiles (ahorro de recursos) y las correspondientes emisiones de CO₂ (GHG). [74, TWGComments, 2004]

Efectos sobre otros medios

El aumento de los parámetros del vapor sin aplicación de medidas especiales anticorrosión aumenta el riesgo de corrosión, con la correspondiente pérdida de operatividad y costes de mantenimiento asociados.

Datos operativos

Esta técnica comporta un elevado riesgo tecnológico y requiere capacitación técnica para su evaluación y mantenimiento.

Aplicabilidad

El uso de parámetros de vapor más elevados es aplicable a todas las incineradoras que recuperan sólo electricidad, o de cogeneración con baja proporción de calor, para aumentar la producción de electricidad.

La técnica tiene aplicabilidad limitada a procesos que tienen opciones fiables para el suministro de vapor o calor, dado que no hay necesidad de aumentar el aporte eléctrico, con el riesgo técnico y costes adicionales que ello conlleva, y la energía en forma de vapor/calor puede ser suministrada.

El uso de revestimientos metálicos, y otros materiales especiales, se aplica para reducir la corrosión cuando se aplican parámetros de vapor más elevados y/o un contenido de residuos altamente corrosivos.

Las plantas existentes, que han experimentado aumentar el PCI de los residuos suministrados, pueden beneficiarse del uso de materiales especiales y revestimientos metálicos, ya que pueden reducir los costes de mantenimiento y permitir una mayor producción eléctrica.

Economía

El coste del revestimiento metálico puede compensarse por la reducción de los costes de mantenimiento y los mayores ingresos de ventas de electricidad y mayor operatividad de la planta.

Se reporta un coste del revestimiento metálico de unos 3000/m² €.

El aumento de los ingresos depende del precio obtenido por el suministro de energía.

[32, Dinamarca, 2003] La Tabla siguiente está basada en precios reales de calor y electricidad en Dinamarca, y en datos operativos reales para una moderna IRSU de 34 t/h con cogeneración. La tabla muestra las producciones e ingresos a distintos parámetros de vapor:

Tabla 4.18. Ejemplo de producciones de energía e ingresos a diversas presiones de vapor para una IRSU con cogeneración que utiliza presiones de vapor elevadas. [32, Dinamarca, 2003]

Parámetros del vapor	Bares	50	40	30
Producción generador	MW	19,6	18,6	17,3
Producción de calor	MJ/s	71,2	72,2	73,5
Cambio en producción electricidad	MW	0	-1	-2,3
Variación en producción de calor	MJ/s	0	1	2,3
Economía				
Operatividad	h/año	8000	8000	8000
Precio de la electricidad	EUR/MWh	47	47	47
Precio del calor	EUR/MWh	18	18	18
Variación en ingresos anuales	millones EUR/año	0,0	-0,25	-0,54

Según este ejemplo, teniendo en cuenta los precios de la energía en Dinamarca, el aumento de la presión de 40 a 50 bares produce unos ingresos anuales adicionales de unos 250000 €. Calculado a lo largo de un periodo operativo de 15 años (con los índices de inflación de 2002) se obtienen unos ingresos adicionales de unos 2,5 millones de €.

Estas cifras no incluyen el coste de inversión adicional requerido para aumentar las presiones de 40 a 50 bares. En este caso, estos costes adicionales no se consideran significativos (a lo largo de 15 años) en comparación con los ingresos adicionales obtenidos durante el mismo periodo.

Un cambio de la presión puede significar un cambio completo de las conducciones y las válvulas del recipiente, así como un cambio del tambor de vapor, que luego producirá la necesidad de solicitar un nuevo permiso bajo la Directiva de Equipos a Presión 97/23/CE. [74, TWGComments, 2004]

Motivo principal de aplicación

El aumento de los precios de la electricidad fomenta la adopción de esta técnica, ya que permite una amortización más rápida de las inversiones requeridas.

Plantas de ejemplo

Parámetros de vapor elevados:

Odense (Dinamarca) 50 bares 520°C con revestimiento metálico.

AVI Amsterdam, AVR Botlek, AVR AVIRA y AVI Wijster, todas en Holanda.

AVE-RVL Lenzing, Austria: lecho fluidizado circulante que recibe diversas fracciones de residuos, con aprox. un 60 % de plásticos, produce vapor a 78 bares y 500°C.

Ivry, Francia (75 bares, 475°C),

Mataró, España (60 bares, 380°C),

Lasse Sivert Est Anjou, Francia (60 bares, 400°C),

Mejora mediante reconversión:

Rennes, Francia, 26 bares, 228°C (estado de saturación); la 3.ª línea incorporó su caldera a 26 bares, 380°C; los 2 vapores mezclados son enviados al GT.

Aplicación de materiales especiales:

Mejora mediante reconversión: Toulon, Thiverval (F), Mataró (Sp), Stoke on Trent (UK);

Planta nueva: Lasse Est Anjou (F)

[74, TWGComments, 2004]

Referencias

[32, Dinamarca, 2003], [28, FEAD, 2002], [2, infomil, 2002], [3, Austria, 2002], [64, TWGComments, 2003]

4.3.9. Reducción de la presión del condensador (mejora del vacío)

Descripción

Tras salir de la sección de baja presión de la turbina de vapor, el vapor es condensado en condensadores y el calor se pasa a un líquido refrigerante. El agua condensada del vapor se recircula generalmente y se utiliza como agua de alimentación en la caldera. [74, TWGComments, 2004]

La temperatura de la fuente fría a la salida de la turbina es importante para la producción de la turbina. Cuanto más fría es la fuente fría, mayor será la caída de entalpía y, por lo tanto, mayor la producción de energía. Por motivos de condiciones climáticas, es obvio que es más fácil conseguir esta baja presión en climas fríos. Este es uno de los motivos por los que las instalaciones del norte pueden obtener mejores eficiencias que las de los países del sur. [64, TWGComments, 2003]

Las temperaturas más bajas se obtienen condensando el vapor, utilizando aire o agua como medio refrigerante. Estas temperaturas corresponden a presiones por debajo de la presión atmosférica (es decir, de vacío).

Cuando una red de CC utiliza durante todo el año la plena producción de la IRSU, como ocurre en Suecia o Dinamarca, la fuente fría es el agua fría devuelta por el sistema de CC, que a veces puede ser muy baja (ej: 40°C o 60°C, ver Tabla 4.19 en Sección 4.3.16).

El vacío no es «ilimitado». Tan pronto como el vapor cruza la línea de saturación del diagrama de «Mollier», comienza a estar húmedo, y el porcentaje de humedad aumenta con la expansión del vapor en la turbina. A fin de evitar daños en las etapas finales de la turbina (erosión por gotas de agua), la cantidad de humedad debe ser limitada (a menudo alrededor del 10 %).

[74, TWGComments, 2004]

Beneficios medioambientales que se consiguen

Es posible aumentar la producción de energía eléctrica amentando el vacío.

Efectos sobre otros medios

En un circuito abierto, es decir, un hidrocondensador con refrigeración «de paso único», suponiendo un aumento de temperatura del agua de 10°C, el caudal de agua necesario estará alrededor de 180 m³/MWh generado.

En un circuito cerrado con torre de refrigeración, el consumo de agua (agua evaporada) es de aproximadamente 2,5 o 3 m³/MWh generado.

Tanto los sistemas los sistemas de circuito abierto como los cerrados pueden requerir la adición de agentes químicos a fin de reducir el ensuciamiento en el sistema de intercambio de calor, así como para el tratamiento eventual de aguas residuales. Los impactos de la descarga son mucho mayores para los sistemas abiertos.

Las bajas presiones de condensador aumentan la humedad en el vapor, lo que puede aumentar el desgaste en la turbina [74, TWGComments, 2004]

Los condensadores de aire producen emisiones de ruido. Un diseño detallado (ej: apantallado, control del nivel de ruido por convertidor de frecuencia, etc.) es por lo tanto importante.

La limpieza de la superficie de los condensadores es muy importante para su eficiencia, y debe realizarse a temperaturas bajas. [74, TWGComments, 2004]

Datos operativos

Presión del condensador/tipos de condensador:

Con un Condensador Enfriado por Aire (CEA) y aire a 10°C, normalmente puede obtenerse una presión en el condensador de 100 a 85 mbares, absoluta, según la superficie del condensador. Cuando la temperatura del aire ambiente es de 20°C, la presión en el mismo CEA será respectivamente de 200 a 120 bares, absoluta, respectivamente. El diseño es un compromiso entre una superficie de intercambio de calor razonable y una presión de condensación baja. [74, TWGComments, 2004]

Con un **hidrocondensador** (condensador de un paso, circuito abierto) utilizando agua de río, la presión en el condensador estará alrededor de 40-80 mbares, absoluto, ya que el intercambio de calor es más fácil con agua.

Con la **torre de refrigeración atmosférica**⁶, la temperatura del agua está ligada a la temperatura del aire y a su higrometría (temperatura del bulbo húmedo). Si la temperatura del bulbo húmedo es de 10°C, la presión del condensador estará alrededor de 60 mbares. El penacho de vapor sobre la torre puede reducirse (pero no eliminarse) mediante el diseño de la torre, y habrá un ligero aumento en la presión del condensador. Este tipo de condensador puede suponer un riesgo con respecto a la legionela, debido a la evaporación del agua y el contacto directo. Se aplica principalmente para requisitos de refrigeración pequeños (como auxiliares de turbina). [74, TWGComments, 2004]

Según un cálculo general, se registra un aumento en la generación de energía eléctrica entre un 24,1 % y 25,8 % (+ 7 %) si el vacío mejora desde 100 mbares a 40 mbares. [64, TWGComments, 2003]

Aplicabilidad

Cuando la generación eléctrica es de menor prioridad (ej: cuando es posible suministrar calor), la presión de salida de la turbina puede estar por encima de

⁶ Torre de enfriamiento o refrigeración. El líquido de enfriamiento del condensador de vapor es agua. El agua está en un circuito cerrado, y a su vez es enfriada por contacto con aire ambiente en una torre de refrigeración. En esta torre se evapora una parte del agua. Esto produce un penacho de vapor de agua sobre la torre.

la atmosférica. En este caso, se dice que la turbina opera con contrapresión, y el vapor (restante) se condensa en el mismo condensador.

Los condensadores enfriados por aire son muchas veces el único tipo posible aplicable. [74, TWGComments, 2004]

Los hidrocondensadores de circuito abierto son sólo adecuados para lugares en los que haya un abundante suministro de agua que pueda tolerar el efecto de calentamiento de la descarga subsiguiente.

Las ganancias en producción eléctrica son mayores con la reducción de la presión del condensador, por lo que las técnicas son más beneficiosas para turbinas de condensación. [64, TWGComments, 2003]

Economía

El uso de técnicas de reducción de alta presión será más económico si los precios de la energía eléctrica son más elevados.

Para CEA, mayores caídas de presión requieren un equipo de mayor superficie y un mayor rendimiento de los motores de los ventiladores, lo que incrementa el coste.

Motivo principal de aplicación

Los precios de la electricidad son un factor clave.

Más fácil sincronización del GT cuando la temperatura ambiente es elevada. [74, TWGComments, 2004]

Plantas de ejemplo

La mayoría de plantas europeas tienen instalaciones con CEA, como las plantas de Issy-Ivry, cerca de París, y Bellegarde, Francia; Southampton, Reino Unido (en construcción). Todas ellas tienen hidrocondensadores de circuito abierto.

Estrasburgo y Rouen, Francia-ambas tienen hidrocondensadores de circuito abierto con torres de refrigeración.

Referencias

[28, FEAD, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.3.10. Selección de sistema de refrigeración

Descripción

La elección del sistema de refrigeración más adaptado a las condiciones ambientales locales ayuda a reducir los impactos medioambientales globales.

Hay tres sistemas de refrigeración principales:

1. Refrigeración con agua por convección

Este sistema utiliza agua superficial que es vertida de nuevo al medio superficial tras calentarse varios grados. Este sistema de refrigeración requiere mucha agua y produce una importante carga térmica en las aguas superficiales locales. Se utiliza principalmente si hay ríos de gran caudal disponibles o en zonas costeras. El nivel de ruido es bajo. Normalmente son necesarias instalaciones de limpieza del agua, ya que de lo contrario se podría dañar a los peces u otros organismos existentes en la fuente de agua si sólo se tamiza o filtra. Hay que tener cuidado en reducir este peligro en los arreglos para la toma de agua. [74, TWGComments, 2004]

2. Refrigeración con agua por evaporación

El agua se utiliza para enfriar el condensador. No se vierte, sino que se recicla tras pasar por una torre de refrigeración por evaporación, en la que se enfría mediante la evaporación de una pequeña parte del agua. Debe verse una pequeña corriente de agua para mantener el control de la calidad del agua dentro del sistema.

Hay tres variantes técnicas principales de la refrigeración por evaporación:

- torres de refrigeración de tiro forzado, en las que el aire requerido para la evaporación de agua es suministrado mediante un ventilador, con el consiguiente consumo de electricidad;
- torres de refrigeración por convección natural, en las que el tiro del aire es causado por el (pequeño) aumento de la temperatura del aire (grandes torres de refrigeración de cemento de 100 metros de altura) y;
- torres de refrigeración híbridas, en las que parte del calor del agua es transportado al aire por haces de refrigeración («enfriamiento por aire»), reduciendo así el tamaño del penacho de vapor de agua.

El nivel de ruido de los sistemas de tiro forzado es alto, y el de los de tiro por convección es medio.

Este tipo de refrigerador puede comportar riesgo con respecto a la legionela, debido a la evaporación de agua y el contacto directo. [74, TWGComments, 2004]

3. Enfriamiento por aire

Aquí, el vapor es condensado en un intercambiador de calor de diseño típico (ej: «modelo tienda de camping» con aire. Estos condensadores consumen grandes cantidades de electricidad, ya que el movimiento requerido es producido por grandes ventiladores.

Los niveles de ruido son más altos. La superficie del condensador requiere limpieza regular. [74, TWGComments, 2004]

La influencia sobre la eficiencia eléctrica depende de las temperaturas del agua, las temperaturas del aire y la humedad del aire (temperatura de bulbo húmedo), aunque generalmente la refrigeración con agua por convección obtiene los mejores resultados, seguida de la refrigeración por evaporación y luego el enfriamiento por aire. La diferencia en eficiencia entre el enfriamiento por convección y el enfriamiento por aire es normalmente del orden de un 2-3 %.

Ver también el BREF «Documento de Referencia sobre la Aplicación de las Mejores Técnicas Disponibles a Sistemas de Refrigeración Industrial». [74, TWGComments, 2004]

Beneficios medioambientales que se consiguen

Según el tipo escogido (ver descripción anterior), es posible:

- reducir la demanda de electricidad parásita de la instalación;
- disminuir el impacto térmico del agua caliente vertida;
- disminuir el impacto del ruido;
- disminuir el impacto visual.

Efectos sobre otros medios

Indicados en la descripción anterior.

Datos operativos

Información no facilitada.

Aplicabilidad

La selección del sistema de refrigeración depende de aspectos locales básicos de salud y medio ambiente, así como de la importancia relativa de los efectos sobre otros medios asociados con cada sistema.

La refrigeración con agua por convección (tipo 1 anterior) no es aplicable a instalaciones en zonas interiores secas.

Economía

Información no facilitada.

Motivo principal de aplicación

Precios elevados de la electricidad pueden fomentar el interés en la refrigeración por convección.

Plantas de ejemplo

Plantas de Issy-Ivry, cerca de París, Francia; Southampton, Reino Unido (en construcción). Ambas tienen hidrocondensadores de circuito abierto.

Estrasburgo y Rouen, Francia. Ambas tienen hidrocondensadores de circuito cerrado con torres de refrigeración.

Referencias

[64, TWGComments, 2003]

4.3.11. Optimización de la arquitectura de la caldera

Descripción

[28, FEAD, 2002]

El calor recuperado es la energía que se transfiere de los gases de combustión al vapor (o agua caliente). La energía restante del gas de combustión a la salida de la caldera se suele perder (a menos que se utilicen intercambiadores de calor corriente abajo). Así, para potenciar al máximo la recuperación de energía, normalmente es favorable reducir la temperatura de los gases de combustión a la salida de la caldera.

El ensuciamiento de la caldera tiene dos efectos sobre la recuperación de energía. El primero es que reduce los coeficientes de intercambio de calor y, por consiguiente, reduce la recuperación de calor. El segundo y más importante es que produce la obstrucción de los haces de intercambio de calor y, por lo tanto, hace que deba pararse la planta. Otro efecto indeseado del ensuciamiento de la caldera es que aumenta el riesgo de corrosión bajo la capa depositada. En general, la caldera está diseñada para una limpieza manual, una vez al año como máximo, para limitar el ensuciamiento de la caldera (ver Sección 4.3.19).

Una buena caldera debe tener una superficie de intercambio de calor suficiente, pero también una geometría bien diseñada a fin de limitar el ensuciamiento. Esto puede conseguirse mediante un concepto de caldera vertical, horizontal o vertical-horizontal combinado (ver Sección 2.4.4.2) [74, TWGComments, 2004] Se reportan los siguientes ejemplos de buenas prácticas:

- las velocidades del gas deben ser bajas (para evitar corrosión) y homogéneas (para evitar zonas de gran velocidad y estancamientos, que pueden inducir ensuciamiento) en todo el diámetro (espacio) de la caldera;
- para mantener bajas velocidades de gas, los pasos deben tener una sección transversal ancha, y su geometría debe ser «aerodinámica»;
- los primeros pasos de la caldera no deben contener intercambiadores de calor y tener suficiente dimensión (especialmente altura) para permitir una temperatura del gas de combustión por debajo de 650-700 °C. No obstante, pueden refrigerarse con paredes de agua (que funcionan por convección) (Estas paredes de tubos,

de hecho, envuelven toda la caldera excepto el economizador. En las calderas de vapor, son generalmente parte del vaporizador). También pueden colocarse intercambiadores de calor radiante en los pasos abiertos a altas temperaturas;

- los primeros haces de tubos no deben instalarse en lugares en los que las cenizas volantes todavía sean todavía pegajosas, es decir, donde las temperaturas sean demasiado altas;
- los huecos entre los tubos de los haces deben ser lo bastante anchos para permitir «acumulaciones» (por ensuciamiento) entre los mismos;
- la circulación de agua-vapor en la pared de membrana y en los intercambiadores convectivos debe ser óptima a fin de evitar puntos calientes, un enfriamiento ineficiente de los gases de combustión. etc.;
- la caldera horizontal debe estar diseñada para evitar el camino preferencial de los gases de combustión, que lleva a la estratificación de temperaturas y un intercambio de calor ineficiente;
- debe haber dispositivos adecuados para limpiar la suciedad de la caldera *in situ*;
- optimización de la configuración del intercambiador convectivo (contracorriente, co-corriente, etc.) con el fin de optimizar la superficie de acuerdo con la temperatura de la pared de tubos y evitar la corrosión.

[74, TWGComments, 2004]

Beneficios medioambientales que se consiguen

La mayor operatividad de la planta y un mejor intercambio de calor permite un aumento de las posibilidades globales de recuperación de energía.

El diseño para reducir el ensuciamiento de la caldera reduce asimismo la retención de polvo dentro de las zonas de temperatura que pueden aumentar el riesgo de formación de dioxinas.

Efectos sobre otros medios

No se ha reportado ninguno.

Datos operativos

No se ha facilitado información adicional.

Aplicabilidad

Aplicable en la etapa de diseño a todas las plantas de incineración con calderas de recuperación de energía, cuando se desea aumentar la vida útil y mejorar la eficiencia. [74, TWGComments, 2004]

Economía

El ahorro en los costes operativos, gracias al mantenimiento reducido y el aumento de las ventas de energía, puede producir periodos de amortización muy cortos, lo que justifica la adopción de estas técnicas en instalaciones nuevas.

Las plantas existentes que vayan a sustituir calderas, o en las que se observen bajas eficiencias de calderas (generalmente de menos del 75 % de eficiencia de transferencia de calor para plantas de residuos urbanos) pueden también tener en cuenta estos factores en el diseño de un sistema nuevo.

Motivo principal de aplicación

Reducción del mantenimiento, aumento de la recuperación de energía y posibles ingresos de las ventas de energía.

Plantas de ejemplo

Se aplica ampliamente en Europa.

Referencias

[28, FEAD, 2002], [2, infomil, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.3.12. Uso de un horno-caldera integral

Descripción

El transporte de gases muy calientes en conductos con revestimiento refractario puede ser complejo. Esto puede producir depósitos pegajosos y a veces fundido. Para evitarlo, a veces se reduce la temperatura del gas aumentando el volumen de exceso de aire, lo que puede producir una pérdida de eficiencia.

En un horno-caldera integral, la caldera cubre directamente el horno sin conductos intermedios. Por consiguiente, los tubos de la caldera pueden refrigerar los lados de la caldera. Los tubos están protegidos por material refractario y lo refrigeran (ventaja adicional). Un diseño adecuado de los tubos y del material refractario permite un control fino de la refrigeración del horno. Una refrigeración eficaz del horno es esencial para evitar que haya atascos en el horno, especialmente con PCI más elevados.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Mejora la recuperación de calor reduciendo las pérdidas de calor por radiación a la salida del horno (para complementar el efecto del revestimiento externo).

Permite la instalación de sistemas de eliminación de NO_x por RNCS.

Reducción en el requisito de exceso de aire y por tanto menores volúmenes de gases de combustión.

Efectos sobre otros medios

No se ha reportado ninguno.

Datos operativos

Evita atascos en el horno y, por consiguiente, la necesidad de paradas para limpieza manual (ej: con taladro neumático).

Aplicabilidad

Adecuado a todos los tipos de hornos de parrilla. No aplicable a hornos rotativos y oscilantes.

Indispensable para hornos con una capacidad de más de 10 t/h de residuos.

No hay límite de capacidad inferior conocido para calderas integrales en incineradores «industriales», es decir, de capacidad superior a 2,5 t/h.

Economía

Normalmente es menos caro que una caldera separada para plantas por encima de hornos de muy pequeña capacidad (es decir, 1 o 2 t/h).

Motivo principal de aplicación

Práctica normal para diseñadores actuales.

Plantas de ejemplo

La mayoría de plantas modernas tienen un horno-caldera integral (excepto hornos rotativos y oscilantes).

Referencias

[28, FEAD, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.3.13. Uso de paredes de agua en el primer paso (vacío)

Esta técnica ha sido descrita en la Sección 4.2.22 en el contexto de sus ventajas como técnica relacionada con la combustión.

4.3.14. Uso de un sobrecalentador de placas

Descripción

Los sobrecalentadores de placas son paneles planos de tubos doblados instalados en paralelo, con amplios huecos entre los mismos, y paralelos al flujo del gas. La entrada está protegida por camisas de acero inoxidable, fijadas en posición con cemento especial.

El intercambio de calor se realiza mediante radiación en lugar de convección; debido a ello, estos sobrecalentadores pueden instalarse en lugares más calientes

que los haces de tubos (en gases de combustión hasta 800°C en residuos urbanos), con ensuciamiento limitado y niveles reducidos de erosión y corrosión.

En estos sobrecalentadores de placa, el ensuciamiento puede estabilizarse cuando tiene un espesor de unos 2 cm. Por lo tanto, no hay obstrucción y la limpieza manual y paradas asociadas se reducen en gran medida.

Debido al intercambio de radiación, la temperatura del vapor puede mantenerse constante a lo largo de un periodo de un año de funcionamiento. La erosión y corrosión se retardan considerablemente.

Figura 4.3. Esquema de un sobrecalentador de «placas»



Beneficios medioambientales que se consiguen

Estos sobrecalentadores de placas permiten una elevada temperatura de vapor sobrecalentado con buena disponibilidad y estabilidad.

Efectos sobre otros medios

No se ha reportado ninguno.

Datos operativos

Información no facilitada.

Aplicabilidad

Puede instalarse en cualquier caldera con dos o tres pasos abiertos.

Economía

Menos caros que los haces de tubos como sobrecalentadores de última etapa (los más calientes) cuando se instalan en zonas con elevadas temperaturas de gases de combustión (2.º o 3.º paso).

Su uso puede aumentar el coste de construcción, lo que debe sopesarse frente a la vida útil adicional que puede obtenerse en los intercambiadores de calor.

Motivo principal de aplicación

Periodo de operación más largo con elevadas temperaturas de vapor sobrecalentado.

Plantas de ejemplo

- Francia: Toulon 3, Thiverval 3, Lons le saunier, Cergy St Ouen l'Aumône, Rennes 3, Monthyon, Chaumont, Nice 4, Belfort, Villefranche sur Saône, Toulouse-Mirail 1 y 2, Lasse (Saumur).
- Bélgica: Thumaide.
- Reino Unido: Londres SELCHP, Stoke-on-Trent, Dudley, Wolverhampton, Chineham, Marchwood.
- España: Mataró.
- Portugal: Maia, Loures y Santa Cruz (Madeira).
- Italia: Piacenza.
- Rusia: Moscú.

Referencias

[28, FEAD, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.3.15. Reducción de las temperaturas del gas de combustión después de la caldera

Descripción

[2, infomil, 2002]

La capacidad adicional de intercambio de calor en la caldera puede mejorar las posibilidades de uso de ese calor en otras partes y, por tanto, puede contribuir a una mayor eficiencia energética. El grado de reducción de la temperatura de los gases de combustión al final de la caldera depende de:

- a niveles de temperatura por debajo de 180°C existe un mayor riesgo de corrosión (ya que se está cerca del punto de rocío de los diversos ácidos);
- si el calor de los gases de combustión se necesita para la operación del equipo subsiguiente de limpieza de gases de combustión;
- si hay un uso beneficioso del calor adicional recuperado a baja temperatura.

Con gases de combustión de RSU (y otros gases de combustión que contienen estas sustancias), el riesgo de corrosión se deriva no sólo del HCl, sino de los SO_x, que son muchas veces los primeros en atacar el acero. El punto de rocío depende de las concentraciones de los gases ácidos en los gases de combustión. En el gas limpio, puede ser de 100°C, en el gas crudo de 130°C o más.

La temperatura clave a considerar por lo que respecta al riesgo de corrosión no es la temperatura del gas de combustión, sino la (menor) temperatura superficial de los tubos metálicos (refrigerados) del intercambiador (que está necesariamente más frío que el gas de combustión). [74, TWGComments, 2004]

Los intercambiadores de calor, fabricados con materiales especiales (esmalte, carbono), reducen los problemas de corrosión a baja temperatura. Un ejemplo de ello es AVI Amsterdam, donde hay un intercambiador de calor situado después del sistema de absorción por atomización y el PE correspondiente. Una ventaja de esto es la correspondiente reducción de la temperatura de lavado, que mejora la eficiencia del sistema de lavador.

Beneficios medioambientales que se consiguen

El calor recuperado (nivel de temperatura p.ej: 120°C) puede usarse para calefacción y/o internamente para precalentar el agua de alimentación de la caldera, etcétera.

Efectos sobre otros medios

Con sistemas de limpieza de gases de combustión que requieren que los gases de combustión estén por encima de una determinada temperatura operativa (ej: filtros de manga, RCS) el calor eliminado deberá ser nuevamente añadido por algún medio más tarde en el proceso. Este recalentamiento es probable que produzca un consumo adicional de combustibles primarios o energía externa.

La baja temperatura del gas a la salida del gas comporta riesgos de corrosión (interna y externa). Así pues, puede ser necesaria protección específica de los materiales, etc.

Los requisitos de espacio pueden limitar su aplicación en plantas existentes.

Datos operativos

[28, FEAD, 2002]

La reducción de la temperatura del gas de combustión a la salida de la caldera está limitada por el punto de rocío ácido, que es una importante limitación en muchos sistemas de TGC. Además, el sistema de limpieza de gases de combustión puede requerir una temperatura de funcionamiento o una diferencia de temperatura, por ejemplo:

- Con procesos de TGC semihúmedos, la temperatura mínima a la entrada viene determinada por el hecho de que la inyección de agua reduce la temperatura de los gases. Normalmente, será de 190 o 200 °C, e incluso superior.

- Generalmente, un proceso de TGC seco puede aceptar 130-300 °C. Con bicarbonato sódico seco, la temperatura mínima requerida es 170 °C para obtener una rápida transformación del bicarbonato sódico aumentando su superficie, con lo que aumenta su eficacia (el denominado efecto de «pop-corn» o «diatomita»). El consumo de reactivo varía con la temperatura.
- Los sistemas de TGC húmedos no tienen una temperatura mínima de entrada teórica: cuanto menor sea la temperatura a la entrada del lavador, menor será el consumo de agua del lavador.

[74, TWGComments, 2004]

Es posible diseñar el ciclo de modo que se eviten las condiciones de corrosión. En Suecia, por ejemplo, es bastante común instalar una «caldera de calor perdido» separada después de la caldera principal o PE. Normalmente es refrigerada por un circuito de agua caliente separado que se conecta mediante un intercambiador de calor a la red de calefacción centralizada. La temperatura del gas de combustión es normalmente de unos 130-140 °C, y la temperatura de entrada del agua no debería estar por debajo de 115-120 °C para evitar la corrosión. A estos niveles de temperatura pueden usarse los tubos normales de acero al carbono sin problemas de corrosión. [64, TWGComments, 2003]

Aplicabilidad

La reducción de la temperatura del gas de combustión después de la caldera sólo es aplicable si:

- el calor extraído puede ser suministrado y aprovechado para un fin útil;
- los sistemas posteriores de limpieza de gases no se ven afectados negativamente.

Debe considerarse detenidamente la compatibilidad de esta técnica con los sistemas posteriores de limpieza de gases. Particularmente cuando se utilicen filtros de manga, RCS u otros sistemas que requieren temperaturas o condiciones operativas particulares.

Economía

El sistema es más probable que sea económicamente viable cuando el valor/precio obtenido por el calor adicional recuperado sea alto.

Motivo principal de aplicación

Suministro de calor adicional recuperado.

Plantas de ejemplo

- AVI Amsterdam, Holanda.
- Brescia, Italia.
- Muchas plantas en Suecia y Dinamarca.
- Sheffield (Reino Unido).
- Rennes, Niza, St. Ouen (Francia).
- Mónaco.

Referencias

[2, infomil, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.3.16. Uso de lavadores de condensación de gases combustión

Descripción

Esta técnica ya ha sido descrita en la Sección 2.4.4.5.

En resumen, la técnica comporta el uso de un lavador refrigerado que condensa vapor de agua del gas de combustión de sistemas húmedos, semihúmedos y secos, normalmente como solución al final del proceso. La refrigeración puede ser mediante intercambio de calor (con un sistema de bombas de calor) con el agua de retorno de la calefacción centralizada.

Beneficios medioambientales que se consiguen

El uso de los lavadores de condensación permite la extracción de energía adicional de los gases para su posible uso o suministro.

La cantidad de energía adicional recuperada depende de la temperatura del agua de retorno del sistema de calefacción centralizada:

Tabla 4.19. Relación entre la eficiencia energética adicional y la temperatura de retorno del medio de refrigeración (calefacción centralizada).

[5, RVF, 2002]

Temperatura de retorno de la calefacción centralizada (°C)	Eficiencia energética adicional
40	14 %
50	7 %
60	0 %

El efecto de secado sobre los gases de combustión reduce la visibilidad del penacho. Si se utiliza energía para recalentar el penacho, la cantidad de energía necesaria para conseguir una reducción dada en la visibilidad del penacho será menor.

Las emisiones de amoníaco a la atmósfera (ej: de RNCS) pueden reducirse. El amoníaco es capturado en el agua del lavador. Utilizando un sistema de desorción de amoníaco en la planta de tratamiento de aguas, es posible regenerar amoníaco para su uso como reactivo de reducción de NO_x —eliminando la necesidad de comprar más amoníaco—, aunque se reporta que los sistemas de desorción son complejos y caros.

El agua condensada puede usarse para suministrar la mayor parte del agua de alimentación del lavador, reduciendo con ello el consumo de agua.

Efectos sobre otros medios

El agua condensada contiene contaminantes (eliminados del gas de combustión) que requieren tratamiento en una instalación de tratamiento de aguas antes de su vertido. Cuando se aplica un sistema de lavador húmedo corriente arriba, el efluente del lavador de condensación puede tratarse en la misma instalación.

La baja temperatura del vertido de la chimenea reducirá la flotabilidad térmica del penacho y, por tanto, reducirá su dispersión. Esto puede evitarse usando una chimenea más alta y/o de menor diámetro.

Datos operativos

La baja temperatura de los gases de combustión puede producir condensación y, por lo tanto, corrosión en la chimenea, a menos que se usen sistemas revestidos o de doble tubo.

Aplicabilidad

Aplicable sobre todo cuando:

- la calefacción centralizada dé un retorno fiable a baja temperatura (es esencial y generalmente sólo disponible en climas fríos);
- la visibilidad del penacho sea un problema;
- los precios pagados por la energía adicional recuperada justifiquen la inversión adicional.

La técnica es menos aplicable cuando:

- no hay usuarios para la energía adicional recuperada;
- la fuente de enfriamiento (retorno de agua fría de CC) sea menos fiable (climas más cálidos).

Tipos de residuos:

Dado que la técnica se aplica después de las etapas de limpieza de gases de combustión, en principio podría ser aplicable a todo tipo de residuos.

Tamaño de la planta:

Se sabe que la técnica ha sido aplicada en plantas municipales con una capacidad de 37000 (DK), 175000 (S) y 400000 (S) toneladas anuales.

Plantas nuevas/existentes:

La técnica se aplica al final del sistema de TGC, por lo que puede aplicarse a procesos tanto nuevos como existentes.

Economía

La inversión total adicional para la etapa de condensación se estima en unos 3 millones de € para las cuatro calderas de una planta IRSU con cogeneración de 400 kt/año de capacidad.

Motivo principal de aplicación

Ventas de calor adicionales. Conservación de agua en regiones secas. [74, TWGComments, 2004]

Plantas de ejemplo

Hay varios ejemplos en Suecia (ver ejemplos en Sección 2.4.4.5). Las posibilidades son más escasas en climas más calidos debido a la menor disponibilidad de retorno de agua fría de CC.

Referencias

[5, RVF, 2002], [64, TWGComments, 2003]

4.3.17. Uso de bombas de calor para aumentar la recuperación de calor

Descripción

La técnica se ha descrito ya con cierto detalle en la Sección 2.4.4.6. En ella se describen también los tres principales tipos de bombas de calor.

En resumen, las bombas de calor ofrecen un medio de unir varias fuentes de calor y refrigeración de temperatura relativamente baja para proporcionar vapor a un nivel de temperatura superior. Esto permite, por ejemplo, la operación de lavadores de condensación (ver 4.3.16) y el suministro de calor adicional a usuarios.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Permite la recuperación de energía adicional mediante el uso de lavadores de condensación.

Se reportó un aumento de la cantidad de energía recuperada del 23 % utilizando bombas de calor de absorción en combinación con lavadores de condensación. [35, Renova, 2002]

Basado en el ejemplo de la planta de Umea en el norte de Suecia (175 kt/año), se observa el siguiente balance de energía estimativo:

Balance de energía incluida condensación y bomba de calor con compresor:

Aporte de energía térmica, aprox.	65 MW
Producción de electricidad del generador	15,1 MW
Consumo interno de electricidad	5,4 MW
Producción de electricidad, neta	9,7 MW
Producción de agua caliente (incl. cond.+bomba calor)	54 MW
Consumo propio para recalentamiento	0,5 MW
Agua caliente a calefacción centralizada	<u>53,5 MW</u>
Total electricidad y calor para venta	63 MW

Sin TGC de condensación y bombas de calor, el balance de calor estimativo es:

Aporte de energía térmica, aprox.	65 MW
Producción de electricidad, neta	13 MW
Agua caliente a calefacción centralizada, neta	<u>39 MW</u>
Total electricidad y calor para venta	52 MW

Efectos sobre otros medios

Las bombas de calor en sí requieren energía para funcionar.

En condiciones de PE húmedo, para bombas de calor impulsadas por compresor, la relación entre el calor de salida y el consumo eléctrico del compresor (relación calor-consumo eléctrico) puede ser de alrededor de cinco [5, RVF, 2002].

Datos operativos

Ver la información detallada facilitada en la Sección 2.4.4.6.

Aplicabilidad

Aplicable principalmente cuando:

- la calefacción centralizada dé un retorno fiable a baja temperatura;
 - la calefacción centralizada utilice la mayor parte del calor disponible;
 - los precios pagados por la energía adicional recuperada justifiquen la inversión adicional;
 - se utilicen lavadores húmedos;
 - la visibilidad del penacho sea un problema a evitar.
- [74, TWGComments, 2004]

La técnica es menos aplicable cuando no hay ningún usuario para la energía adicional recuperada.

Tipos de residuos:

Dado que la técnica se aplica después de las técnicas de limpieza de gases de combustión, en principio la técnica podría aplicarse a todo tipo de residuos.

Tamaño de la planta:

Se sabe que la técnica ha sido aplicada en plantas municipales con una capacidad de 175000 y 400000 toneladas anuales.

Plantas nuevas/existentes:

La técnica se aplica al final del sistema de TGC, por lo que puede aplicarse a procesos tanto nuevos como existentes.

Economía

Ejemplo de bombas de calor para una IRSU en Suecia [35, Renova, 2002]:

- instalación de 4,5 millones € en 1988;

- instalación de 5,5 millones € en 2002 (capacidad 12 MW);
- ingresos desde 1998 = 24,5 millones €.

La inversión adicional en la planta de Umea para la etapa de condensación + bomba de calor con compresor eléctrico + ampliación del tratamiento de aguas se estima en 4 millones €. Utilizando los ingresos por calor y electricidad indicados en la Tabla 10.9, el periodo de amortización simple para esta inversión es por lo tanto de unos 2,4 años (sin tener en cuenta el mayor mantenimiento y los consumibles).

Motivo principal de aplicación

Ventas e ingresos adicionales por venta de calor.

Plantas de ejemplo

Varios ejemplos en Suecia – ver también Sección 2.4.4.6.

Referencias

[5, RVF, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.3.18. Configuraciones especiales de ciclo de agua/vapor con centrales de energía externas

Descripción

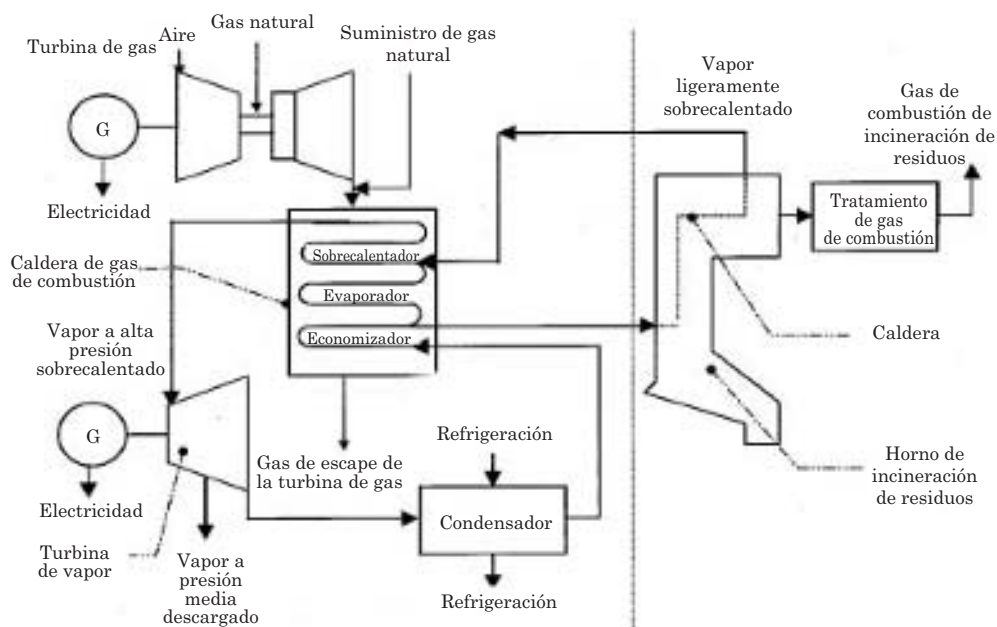
[2, infomil, 2002]

Debido a la naturaleza corrosiva de los gases de combustión, la eficiencia de la producción de electricidad de la incineración de residuos urbanos está limitada por la temperatura máxima aceptable de los materiales de los tubos de la caldera y por la correspondiente temperatura máxima del vapor.

Sin el uso de materiales especiales para proteger los tubos de la caldera de la corrosión, los parámetros del vapor en las plantas incineradoras de residuos no suelen superar los 40 bares y 400°C. En plantas de residuos peligrosos (donde la carga de cloruros, etc. en el gas crudo es mayor), se utilizan temperaturas y presiones más bajas (ej: 30 bares y 280°C) a fin de evitar velocidades de corrosión excesivas y los consiguientes costes elevados de mantenimiento. La adopción de parámetros de vapor más elevados permite transferir más calor al medio a una temperatura más alta. Por consiguiente, la eficiencia termodinámica aumenta, y con ella la producción eléctrica por tonelada de residuos incinerados. No obstante, los costes de los materiales requeridos para proteger los tubos de la caldera son generalmente significativos en relación a los ingresos a percibir de las ventas de electricidad adicionales (ver Sección 4.3.8).

Una opción que evita altas temperaturas de los materiales de los tubos de la caldera es el sobrecalentamiento del vapor usando gases de combustión limpios, que contienen mucho menos cloro: Esto es posible si la planta incineradora de residuos urbanos puede combinarse con una central de energía de suficiente capacidad.

Figura 4.4. Combinación de una incineradora de residuos con una central de energía con turbinas de gas. [2, infomil, 2002]



Ejemplo: Planta incineradora de residuos urbanos, AZN Moerdijk, NL

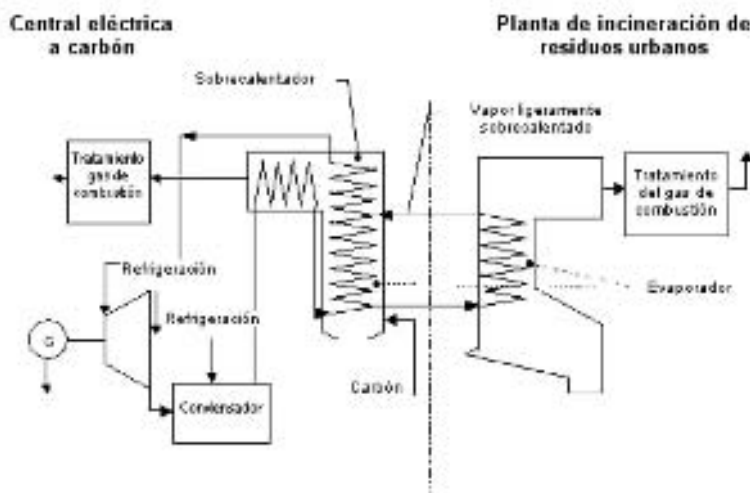
Esta planta de incineración de residuos se combina con una central de ciclo combinado a gas natural, como se muestra arriba. Se suministra vapor a 100 bares, ligeramente sobrecalentado a 400°C, a las calderas de recuperación de la planta de turbinas de gas, donde se sobrecalienta a unos 545°C.

Tanto la planta de incineración de residuos urbanos como la central de energía a gas tienen tres líneas separadas. El diseño del esquema combinado de ambas plantas permite la operación independiente de todas las líneas de incineración y de turbinas de gas aunque, en estas circunstancias, a una menor eficiencia energética.

Ejemplo:

Puede utilizarse una configuración similar en la combinación de una planta de incineración de residuos con una central de energía a carbón. La central de energía sobrecalienta el vapor de la incineradora municipal. Para ello, la presión del vapor producido por la planta incineradora debe ser más alta de lo normal (véase Figura 4.5).

Figura 4.5. Incineradora de residuos urbanos combinada con una central de energía a carbón. [2, infomil, 2002]



Esta configuración se aplicó en los años 70, mediante la combinación de una planta incineradora de residuos urbanos en Munich con una central de energía a carbón de gran tamaño. Dado que la planta sólo funcionaba eficazmente cuando tanto la caldera con combustión a carbón como la planta incineradora estaban operativas de forma simultánea, la combinación no se consideró rentable en ese momento.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Mejora de la eficiencia energética general mediante el suministro de calor a un usuario sinérgico.

Efectos sobre otros medios

No se ha reportado ninguno.

Datos operativos

Con estos tipos de configuraciones, el proceso de incineración no necesita adoptar elevadas temperaturas de vapor y por lo tanto evita la corrosión y la pérdida de operatividad. No obstante, a veces la presión puede aumentarse para aprovechar más la integración. En tales casos, la mayor temperatura del vapor en el evaporador puede producir costes de mantenimiento adicionales. Por ejemplo, a 40 bares la temperatura de saturación es de 250°C, y a 100 bares de 311°C, una diferencia de 61°C. Nótese que los mecanismos de corrosión aumentan exponencialmente con la temperatura externa en las paredes de tubos de la caldera al entrar en contacto con los gases de combustión.

Aplicabilidad

Sólo aplicable cuando haya una operación sinérgica convenientemente situada y se hayan suscrito los correspondientes contratos comerciales.

Aplicable principalmente cuando el objetivo de la recuperación de energía sea la producción de electricidad. Menos aplicable a plantas que puedan suministrar vapor o calor directamente a un usuario.

La eficiencia energética sólo se incrementará cuando el usuario tenga una demanda consistente y aproveche de forma consistente la energía suministrada.

Economía

Los altos precios de la electricidad promueven la adopción de técnicas que aumenten la eficiencia de generación de electricidad. En este caso, esto tiene el impacto de aumentar el valor relativo del vapor/calor suministrado por la incineradora a la central eléctrica adyacente.

Motivo principal de aplicación

La integración del suministro de energía con un usuario externo aumenta las opciones de uso de la energía derivada de los residuos.

Plantas de ejemplo

Ver texto anterior. También Bilbao Zabalgardi, ES.

En Austria existe otra planta incineradora de residuos en la que se introduce vapor en el ciclo de agua-vapor de una central de energía adyacente. [74, TWGComments, 2004]

Referencias

[28, FEAD, 2002], [2, infomil, 2002] [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

4.3.19. Limpieza eficaz de los haces de convección

Descripción

[2, infomil, 2002]

La limpieza de los tubos de caldera y otras superficies de intercambio de calor produce un mejor intercambio de calor. Esto puede reducir el riesgo de formación de dioxinas en la caldera.

La limpieza puede realizarse en línea (durante el funcionamiento de la caldera) y fuera de línea (durante paradas y periodos de mantenimiento de la caldera). Las dimensiones de la caldera y el diseño de los intercambiadores de calor (ej: espaciado de los tubos) influyen sobre el régimen de limpieza.

Las técnicas para limpieza en línea incluyen:

- sacudidas mecánicas;
- soplado de hollín mediante inyección de vapor;

- rociado con agua a alta o baja presión (principalmente la pared de los pasos vacíos de la caldera);
 - limpieza por ultra o infrasonidos;
 - limpieza por granallado o limpieza mecánica con pellets;
 - limpieza explosiva;
 - inyección de aire a alta presión (de 10 a 12 bares) con lanzas móviles.
- [74, TWGComments, 2004]

Las técnicas fuera de línea incluyen:

- limpieza manual periódica (en general una vez al año en IRSU);
 - limpieza química.
- [74, TWGComments, 2004]

Además de estas técnicas, puede ser beneficioso evitar que los gases a alta temperatura (más de 650 °C, es cuando las cenizas volantes son más pegajosas y por tanto se adhieren más a las superficies con las que entran en contacto) entren en contacto con los haces convectivos de intercambio de calor:

- incluyendo sólo pasos vacíos con paredes de agua;
- utilizando hornos de grandes dimensiones y por tanto menores velocidades de gas antes de los haces.

Beneficios medioambientales que se consiguen

El mejor intercambio de calor aumenta la recuperación de energía.

Aunque pueden usarse sistemas de TGC para absorber o destruir PCDD/F, el riego de reformación puede reducirse mediante una limpieza eficaz. Esto es debido a que se reduce la cantidad de tiempo que el polvo (y otras materias que pueden promover su formación) están presentes a temperaturas entre 450 y 250 °C, cuando las velocidades de reacción son máximas.

Mediante el soplado de hollín con inyección de vapor de producción propia, la mayor parte de la energía será recuperada por la propia caldera (80-90 %). [74, TWGComments, 2004]

Efectos sobre otros medios

Consumo del agente de soplado de hollín, esto es, agua a alta o baja presión, vapor (sólo parcialmente).

El ruido puede ser un problema con algunas de las técnicas, como limpieza explosiva o sacudidas mecánicas.

Datos operativos

Las técnicas que permiten la limpieza continua en línea de los tubos (normalmente se realiza una vez por turno de 8 horas) normalmente tienen un tiempo muerto reducido para operaciones de limpieza y mantenimiento de la caldera.

[74, TWGComments, 2004]

Normalmente se realiza limpieza manual cuando el ensuciamiento ha inducido un aumento en la temperatura de los gases de combustión de 20 a 50°C, es decir, una reducción del 1,5-3 % de la eficiencia energética.

Pueden producirse daños mecánicos en la estructura/tubos de la caldera, particularmente con limpieza explosiva y sacudidas mecánicas.

La erosión de los tubos puede producir una reducción de la eficiencia energética y eventualmente hacer necesaria la sustitución de los tubos.

Aplicabilidad

Todas las incineradoras de residuos con calderas.

Economía

No se han facilitado datos.

Motivo principal de aplicación

Mayor operatividad y recuperación de calor, menor corrosión, emisiones y consumo de energía. [74, TWGComments, 2004]

Plantas de ejemplo

Todas las plantas que convierten residuos en energía. [74, TWGComments, 2004]

Sistema de limpieza específico en varias plantas en NL y DK, como AVI ARN Beuningen (limpieza explosiva con gas), AVI Amsterdam y AVI Wijster (limpieza explosiva con dinamita). [74, TWGComments, 2004]

Referencias

[2, infomil, 2002] pp. 51-52, [1, UBA, 2001] p. 119, [64, TWGComments, 2003]

4.4. Tratamiento de gases de combustión

4.4.1. Factores a considerar a la hora de seleccionar sistemas de tratamiento de gases de combustión

4.4.1.1. FACTORES GENERALES

[54, dechefdebien, 2003]

La siguiente lista (no exhaustiva) de factores generales debe tenerse en consideración a la hora de seleccionar sistemas de tratamiento de gases de combustión (TGC):

- tipo de residuos, composición y variación;
- tipo de proceso de combustión y tamaño;

- caudal y temperatura de gases de combustión;
- contenido de los gases de combustión, magnitud y frecuencia de variaciones en composición;
- límites de emisión objetivos;
- restricciones para el vertido de efluentes acuosos;
- requisitos de visibilidad de penachos;
- disponibilidad de terreno y espacio;
- disponibilidad y coste de salidas para los residuos acumulados/recuperados;
- compatibilidad con los componentes del proceso existentes (plantas existentes);
- disponibilidad y coste del agua y otros reactivos;
- posibilidades de suministro de energía (ej: suministro de calor de lavadores de condensación);
- disponibilidad de subvenciones por energía exportada;
- carga de residuo tolerable de los residuos entrantes (hay factores comerciales y políticos);
- reducción de emisiones por métodos primarios;
- emisión de ruido;
- disposición de los distintos dispositivos de limpieza de gases de combustión, a ser posible, con temperaturas decrecientes desde la caldera a la chimenea.

[74, TWGComments, 2004]

4.4.1.2. OPTIMIZACIÓN ENERGÉTICA

Algunas técnicas de tratamiento de gases de combustión pueden suponer una considerable adición al consumo energético global del proceso de incineración. Es necesario considerar los requisitos adicionales de energía impuestos por la aplicación de VLE más bajos. Pueden hacerse las siguientes observaciones:

- la reducción de las emisiones de polvo, incluidas las cenizas de caldera (y los metales filtrados con el polvo) requiere generalmente filtración adicional y aumenta el consumo de energía;
- la reducción de las emisiones de NO_x a menos de 100 mg/m^3 de realiza casi siempre con RCS-que, como normalmente se utiliza sólo como sistema de bajo nivel de polvo en incineración de residuos, está situada en el extremo de gas limpio del sistema de TGC. Por consiguiente, normalmente requiere algo de energía adicional para el recalentamiento del gas de combustión. Niveles muy bajos de SO_x en el gas de combustión pueden permitir el uso de RCS sin recalentamiento (ver 2.5.5.2.2). La energía requerida para el funcionamiento de la limpieza adicional de gases de combustión (para cumplir VLE muy bajos) se toma de la generada por el incinerador, lo que reduce la disponible para exportación.;
- la temperatura de salida de la caldera tiene una influencia clave en los requisitos de energía del TGC –si está por debajo del punto de rocío ácido se requerirá un aporte adicional de energía para calentar el gas de combustión–;
- en general, la disposición de los componentes del TGC, de modo que los que requieren temperaturas operativas más altas precedan a los que operan a

bajas temperaturas, produce una menor demanda global de energía del TGC (aunque esto no puede hacerse en algunos casos, ya que p.ej: la RCS generalmente requiere gas limpio y por lo tanto debe situarse después de las etapas de limpieza de gas a menor temperatura).

[64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

4.4.1.3. OPTIMIZACIÓN GLOBAL Y ENFOQUE DE «SISTEMA COMPLETO»

Además de considerar los aspectos de energía (ver secciones sobre energía más arriba), existen ventajas de considerar el sistema de TGC como una unidad global. Esto es particularmente relevante para la eliminación de contaminantes, ya que las unidades suelen interactuar, realizando una eliminación primaria de algunos contaminantes, y un efecto adicional sobre otros. Según la disposición de la secuencia de limpieza se obtienen distintos valores de eficacia de limpieza. [74, TWGComments, 2004] Los dispositivos multifunción son comunes, como por ejemplo:

- Si se utiliza un Filtro de Manga (FM) corriente abajo de una inyección de reactivo, además de su efecto de eliminación de polvo, actúa como reactor complementario. La caída de presión a través del material de tejido distribuye el gas de combustión sobre la torta adherida, que contiene algo de reactivo depositado y, debido a la baja velocidad de los gases, el tiempo de residencia es largo. Por consiguiente, un FM puede contribuir al tratamiento de gases ácidos, metales gaseosos como Hg y Cd, y POP (Contaminantes Orgánicos Persistentes) como HAP, PCB, dioxinas y furanos.
- Además del tratamiento de gases ácidos, los lavadores húmedos pueden facilitar la captura de algunas partículas y, si el pH es lo bastante bajo o aplicando reactivos de lavado, de Hg.
- La eliminación de NO_x mediante RCS tiene un efecto de destrucción adicional sobre las dioxinas si está correctamente diseñada (dimensionada).
- La absorción mediante carbón activado y coque de lignito tiene efecto sobre las dioxinas, así como sobre el Hg y otras sustancias.

[64, TWGComments, 2003] [54, dechefdebien, 2003]

4.4.1.4. SELECCIÓN DE TÉCNICA PARA INSTALACIONES NUEVAS EXISTENTES

La optimización global y la interacción entre los componentes de los sistemas de TGC (así como sobre el resto del proceso de incineración) es importante para instalaciones tanto nuevas como existentes. En las instalaciones existentes, el número de opciones puede ser mucho más restringido que en instalaciones nuevas. Pueden encontrarse comentarios sobre la compatibilidad entre procesos en las secciones que se ocupan de las técnicas individuales de TGC.

4.4.2. Reducción de las emisiones de partículas

La aplicación de un sistema para eliminar partículas del gas de combustión se considera generalmente esencial para todas las instalaciones de incineración de

residuos. Esta sección considera la disposición de una etapa de eliminación de partículas antes de otras etapas de TGC subsiguientes (es decir, *eliminación previa* de partículas o después de otros sistemas de TGC como sistema final de limpieza del gas de combustión. En algunos casos se aplica doble filtración, lo que también se considera en esta sección.

4.4.2.1. APLICACIÓN DE UNA ETAPA DE ELIMINACIÓN PREVIA DE POLVO ANTES DE OTROS TRATAMIENTOS DE LOS GASES DE COMBUSTIÓN

Descripción

Esta sección considera la disposición de una etapa de eliminación de partículas, generalmente tras una eliminación previa de partículas en la etapa de la caldera, [74, TWGComments, 2004] aunque antes de otras etapas de TGC subsiguientes.

En la incineración de residuos se utilizan los siguientes sistemas de eliminación previa de partículas:

- ciclones y multicyclones;
- precipitadores electrostáticos (PE);
- filtros de manga (FM).

Las técnicas individuales ya han sido descritas en la Sección 2.5.3.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Reducción de emisiones a la corriente de gases de combustión, reduciendo la carga de partículas en procesos posteriores de TGC.

La separación de la ceniza volante de los residuos de TGC permite:

- reducciones en la cantidad de residuos de TGC producidos;
- tratamiento separado de cenizas volantes para posible reciclaje.

La recogida separada de los componentes del gas de combustión no producirá ningún beneficio medioambiental si los residuos separados se vuelven a mezclar más tarde. Por consiguiente, se deben considerar las posibles consecuencias corriente abajo para evaluar la posibilidad de beneficios reales. [64, TWGComments, 2003]

Los PE y ciclones pueden tener problemas para alcanzar por sí mismos los estándares más bajos de emisión de partículas generalmente aplicados. Sin embargo, son útiles para la eliminación previa de partículas y contribuyen a alcanzar los niveles de emisiones más bajos si se aplican en combinación con otra técnica.

[2, infomil, 2002] La eficiencia de recogida de los ciclones aumenta directamente en función de la carga de polvo, caudal de gases de combustión, tamaño y densidad de partículas. Dado que las partículas de ceniza volante son finas, la densidad es baja y la carga de partículas y el caudal de gases de combustión cambian, la eficacia de eliminación de partículas de los ciclones es limitada,. Normalmente, pueden alcanzarse valores de concentración de partículas no inferiores a 200-300 mg/m³. Los multicyclones, basados en el mismo principio de eliminación, pueden

conseguir valores algo más bajos, aunque es muy difícil conseguir valores por debajo de 100-150 mg/m³.

[2, infomil, 2002] Un PE puede alcanzar valores de concentración de partículas sustancialmente inferiores a los de los multiciclones. Según su diseño y posición en el sistema de tratamiento de gases de combustión (eliminación previa o final de partículas) y el número de campos, normalmente pueden alcanzarse concentraciones de emisión de partículas de 15 a 25 mg/m³. Conseguir valores de menos de 5 mg/m³ es posible con un mayor número de campos (2 o 3) y una mayor superficie del PE (lo que incrementa el coste y el espacio requeridos para su aplicación).

Una versión específica del PE es el **PE húmedo**. Generalmente no se aplica a eliminación previa de partículas debido a las elevadas temperaturas en esa zona. [64, TWGComments, 2003] En general se utiliza más para limpieza después del lavado. [74, TWGComments, 2004]

Los filtros de manga son generalmente muy eficientes para la eliminación de polvo. Cuando se utilizan filtros de manga, normalmente se inyectan también reactivos (aunque no siempre es así) para crear una capa preliminar sobre las mangas para proteger de la corrosión y facilitar la filtración (especialmente para filtración en profundidad). [74, TWGComments, 2004] Los reactivos utilizados son generalmente cal y carbón activado. La presencia del carbón activado reduce las cargas de dioxinas que pasan a las etapas siguientes de limpieza de gases de combustión. Para sistemas húmedos, esto ayuda a reducir la acumulación de dioxinas por efecto memoria en los materiales del lavador.

Efectos sobre otros medios

Los efectos sobre otros medios se detallan en la tabla siguiente con los datos disponibles:

Tabla 4.20. Efectos sobre otros medios asociados con el uso de varios sistemas de eliminación previa de polvo. [74, TWGComments, 2004]

Criterio	Unidades	Valor	Comentarios
Consumo energético:	kWh/t de entrada de residuos		
Ciclón		Bajo	menor eficacia para eliminación de partículas de tamaños <5 micras.
Multiciclón		Bajo	
PE seco		Alto (carga electrostática)	Tecnología común
PE húmedo		Alto (caída de presión)	
Filtro de manga		Alto por caída de presión y limpieza por pulsos de aire a alta presión	Tecnología común

Tabla 4.20. Efectos sobre otros medios asociados con el uso de varios sistemas de eliminación previa de polvo. [74, TWGComments, 2004] *(continuación)*

Criterio	Unidades	Valor	Comentarios
Residuo-tipo		Ceniza volante	Posible recogida separada de ceniza volante de los principales contaminantes químicos si no se utilizan reactivos
Residuo-cantidad	kg/t entrada residuos	12-20 (<50)	Sin reactivos (con reactivos)
Consumo de agua	l/t entrada residuos		<ul style="list-style-type: none"> • para PE húmedo • para enfriar el gas antes de los filtros de manga
Producción efluente	l/t entrada residuos		<ul style="list-style-type: none"> • efluente de PE húmedo
Visibilidad penacho	sí/no	Sí	<ul style="list-style-type: none"> • penacho muy visible de PE húmedo

Para esta técnica los efectos sobre otros medios más significativos son:

- el consumo de energía de los filtros de manga es mayor que el de otros sistemas debido a la mayor pérdida de presión;
- el PE requiere electricidad para su funcionamiento;
- generación de ceniza volante de la limpieza de gases;
- las concentraciones de PCDD/F en el gas de combustión pueden aumentar durante el tiempo de residencia en el PE, particularmente cuando se utilizan a temperaturas por encima de 200 a 450 °C;
- los residuos de TGC y ceniza volante pueden separarse durante esta eliminación previa de partículas.

Datos operativos

La eliminación previa de partículas reduce las cargas de partículas en los sistemas de TGC siguientes. Así, estos sistemas pueden ser de menor capacidad y tener menor riesgo de obstrucciones, y las unidades situadas corriente abajo pueden diseñarse con menor capacidad y menor coste.

Debe tenerse cuidado con el nivel de ceniza en la tolva, así como de carbonilla (especialmente si se aplican filtros de manga directamente después de la caldera) para evitar el riesgo de incendios.

[2, infomil, 2002] Los ciclones tienen un diseño relativamente simple sin partes móviles (excepto los transportadores utilizados para la eliminación de la ceniza volante del fondo) y, por consiguiente, pueden tener una alta operatividad a un coste relativamente bajo. Sin embargo, la caída de presión de la corriente de gases de combustión es relativamente grande, lo que deriva en un mayor consumo

de electricidad para el ventilador de los gases de combustión, y por lo tanto un consumo adicional de energía.

[2, infomil, 2002] Para el correcto funcionamiento de un PE, es importante que la corriente de gases de combustión esté uniformemente distribuida en toda su superficie. La caída de presión del gas de combustión en un PE es baja, lo que reduce el consumo de energía. Sin embargo, algunos equipos de eliminación previa de partículas (ej: PE, filtros) requieren electricidad para funcionar. [74, TWGComments, 2004] Para más información sobre los PE, ver Capítulo 2.5.3.

Los PE pueden estar divididos en múltiples compartimentos (normalmente 1-4 campos sucesivos), cada uno con su propio sistema eléctrico. Esto ofrece la ventaja de que, incluso durante una avería de uno de los sistemas eléctricos (ej.: cortocircuito por obstrucción por polvo o rotura de cables de alto voltaje), [74, TWGComments, 2004] una parte relativamente grande de la capacidad de eliminación de polvo está todavía disponible.

Los filtros de manga suelen estar divididos en compartimentos que pueden estar aislados a efectos de mantenimiento. Una distribución uniforme del gas de combustión es importante para un funcionamiento óptimo.

Tabla 4.21. Datos operativos asociados con el uso de sistemas de eliminación previa de partículas

Criterios	Descripción de los factores que afectan a los criterios	Evaluación (Alta/Media/Baja) o datos	Comentarios
Complejidad	<ul style="list-style-type: none"> se requieren unidades de proceso adicionales aspectos operativos críticos 	M	Las unidades de proceso adicionales añaden complejidad, pero pueden simplificar operaciones posteriores
Flexibilidad	<ul style="list-style-type: none"> capacidad de la técnica para operar en una gama de condiciones de entrada 	A	Cada uno de los sistemas puede aplicarse a flujos y composiciones variables de los gases de
Capacitación técnica requerida	<ul style="list-style-type: none"> notables requisitos de formación u organización del personal 	A/M	Los filtros de manga son los que requieren mayor atención, y los ciclones los que menos. Los PE se sitúan en medio.
Otros requisitos	<ul style="list-style-type: none"> Los filtros de manga pueden precisar adición de reactivos para protección contra corrosión e incendios 		

La tabla siguiente proporciona una comparativa de los siguientes sistemas de eliminación de partículas (utilizados en las etapas previa y posterior de eliminación de partículas):

Tabla 4.22. Comparación de sistemas de eliminación de partículas. [2, infomil, 2002]

Sistemas de eliminación de partículas	Concentraciones de emisiones típicas	Ventajas	Desventajas
Ciclón y multiciclón	–ciclones: 200-300 mg/m ³ ; –multiciclones: 100-150 mg/m ³ .	–robustos, relativamente simples y fiables. –aplicados en incineración de residuos.	–sólo para eliminación previa de partículas –consumo de energía relativamente alto (en comparación con PE)
PE-seco:	<5-25 mg/m ³	–consumo relativamente bajo. –temperaturas de gas en un rango de 150-350°C –ampliamente aplicado en la incineración de residuos.	–riesgo de formación de PCDD/F en el rango de 450-200°C –poca experiencia en incineración de residuos –se aplica principalmente a eliminación de partículas <i>a posteriori</i>
PE-húmedo:	<5-20 mg/m ³	–puede alcanzar bajas concentraciones de emisión –a veces se aplica en incineración de residuos	–generación de aguas residuales de proceso –aumento de la visibilidad del penacho
Filtro de manga	<5 mg/m ³	–ampliamente usado en la incineración de residuos –la capa de residuo filtrado actúa como filtro adicional y reactor de adsorción	–consumo de energía relativamente alto (en comparación con un PE) –sensible a la condensación de agua y la corrosión

Aplicabilidad

La aplicabilidad de la técnica de eliminación previa de partículas se evalúa en la siguiente tabla:

Tabla 4.23. Evaluación de la aplicabilidad de la eliminación previa de partículas

Criterios	Evaluación/Comentario
Tipo de residuos	• aplicable todos los tipos de residuos
	• puede no ser necesaria para bajas concentraciones de partículas en el gas crudo
Rango de tamaño de planta	• sin restricción
Nuevas/existentes	• el espacio puede ser un factor a tener en cuenta en plantas existentes
Compatibilidad entre procesos	• se requiere mayor control de temperatura para el filtro de manga
Factores de ubicación	• se requiere espacio para la unidad de proceso adicional

Economía

Los aspectos claves de esta técnica son:

- mayor coste de inversión para las unidades de proceso adicionales;
- mayor coste de energía, particularmente para los filtros de manga;
- posibles reducciones de costes de eliminación si hay salidas para la ceniza volante separada;
- posible mayor coste de gestión de corrientes residuales adicionales (recuperación o eliminación).

Los costes de inversión para una IRSU de dos líneas con una capacidad total de 200000 t/año se estiman como sigue:

[12, Achternbosch, 2002]:

- PE (3 campos) 2,2 millones de €
- ESP (2 campos) 1.6 millones de €
- filtro de manga 2,2 millones de € (no está claro si incluye un enfriador de gas de combustión corriente arriba).

Los costes operativos de la unidad de un filtro de manga para eliminación de partículas pueden ser mayores debido al mayor consumo de energía asociado con la caída de presión y la inyección de reactivo. No obstante, la mayor capacidad de eliminación de partículas y otros contaminantes de los filtros de manga (particularmente cuando se usan con inyección de reactivo) puede producir una reducción de coste para los componentes subsiguientes del sistema de TGC.

Motivo principal de aplicación

Esta técnica se ha aplicado cuando:

- la ceniza volante eliminada puede ser tratada y reciclada;
- se requiere un equipo de TGC de menor tamaño corriente abajo (las cargas de polvo se reducen);
- se desea mejorar el funcionamiento de los sistemas de TGC corriente abajo;
- hay preferencia para eliminar PCDD/F antes del lavado húmedo para reducir el efecto memoria.

Plantas de ejemplo

Técnica ampliamente aplicada en muchas plantas incineradoras.

Referencias

[2, infomil, 2002], [55, EIPPCBsitevisits, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.4.2.2. APLICACIÓN DE UN SISTEMA ADICIONAL DE LIMPIEZA DE GASES DE COMBUSTIÓN

Descripción

Esta técnica hace referencia a la aplicación de sistemas de limpieza de gases de combustión para la reducción final de emisiones de partículas después de haber aplicado otros TGC, pero antes de la emisión final de los gases de la chimenea a la atmósfera. Los principales sistemas son:

- filtros de manga;
- PE húmedo;
- lavadores venturi electrodinámicos;
- módulos de aglomeración-filtrado;
- lavador húmedo de ionización.

[74, TWGComments, 2004]

Asimismo, es posible considerar que la adición de un sistema de tratamiento húmedo final de gases de combustión es un tratamiento de limpieza después de otros sistemas que tratan los gases ácidos, etc. Esta adición se hace generalmente para controlar específicamente las emisiones de HCl cuando son muy variables. Este tratamiento adicional se considera en la Sección 4.4.3.6. [64, TWGComments, 2003]

Los principales componentes técnicos ya han sido descritos en la Sección 2.5.3

También se aplican dispositivos de lavado para eliminar gotas (especialmente finas). Generalmente se aplican para evitar ensuciamiento en dispositivos corriente abajo como RCS. [74, TWGComments, 2004]

Beneficios medioambientales que se consiguen

Reducción ulterior de las emisiones a la atmósfera más allá de lo ya alcanzado por otros componentes de TGC, como sigue:

Tabla 4.24. Niveles de emisión asociados con el uso de sistemas de limpieza final de gases de combustión con filtros de manga. [2, infomil, 2002], [1, UBA, 2001]

Sustancias	Rango de eficacia de reducción (%)	Rangos de emisión alcanzables				Comentarios
		Promedio de ½ hora (mg/Nm³)	Media diaria (mg/Nm³)	Media anual (mg/Nm³)	Emisión específica (g/t entrada residuos)	
Polvo		<30	0,04-5	<0,5		

Nota: El nivel preciso de emisión final obtenido dependerá del nivel de entrada a la etapa final de eliminación de polvo (que a su vez depende de la eficacia de las etapas anteriores aplicadas) y la eficiencia de la etapa final de eliminación de polvo usada. Las cifras aquí dadas sirven de guía para el tipo de niveles de emisión que se observan en general cuando se agrega una etapa de limpieza.

Además de la reducción de partículas, también pueden reducirse las emisiones a la atmósfera de las siguientes sustancias:

- metales pesados, ya que sus concentraciones de emisión están normalmente asociadas con la eficiencia de eliminación de polvo;
- mercurio y PCDD/F, cuando se agrega carbón (normalmente con reactivo alcalino) como absorbente en los filtros de manga;
- gases ácidos, cuando se agregan reactivos alcalinos para proteger los filtros de manga.

Los beneficios de estas reducciones adicionales pueden ser pequeños cuando ya se estén aplicando técnicas corriente arriba que reduzcan las concentraciones en el gas de combustión a un nivel bajo.

Efectos sobre otros medios

Los efectos sobre otros medios se detallan en la siguiente tabla:

Tabla 4.25. Efectos sobre otros medios asociados con el uso de limpieza adicional de gases de combustión. [74, TWGComments, 2004]

Criterio	Unidades	Rango de valores	Comentarios
Consumo de energía	kWh/t entrada residuos		Aumenta debido a la caída de presión a través de la unidad
Consumo de reactivos	kg/t entrada residuos		Se utilizan más reactivos
Consumo de agua			El PE húmedo produce vertido de agua, que puede reciclarse en el proceso
Residuo final-tipo			Las cenizas volantes y/o otras sustancias eliminadas en el filtro de limpieza generalmente se convierten en una corriente residual sólida adicional
Residuo final-cantidad	kg/t entrada residuos		Varía según las cargas de entrada y las técnicas de TGC aplicadas corriente arriba, pero generalmente será bajo
Visibilidad penacho	+/0/-	+/0	Los sistemas que no son secos pueden aumentar la visibilidad del penacho

Para esta técnica, los efectos sobre otros medios más significativos son:

- consumo de energía debido a caída de presión en los filtros de manga;
- producción de residuos sólidos (insignificante en caso de uso para limpieza).

Datos operativos

Un mantenimiento eficaz de los filtros de manga es muy importante para asegurar su funcionamiento eficaz y por tanto bajas emisiones. La caída de presión en las mangas se monitoriza a fin de mantener una torta en el filtro. Puede también usarse como medio para detectar daños en las mangas (como ensuciamiento irreversible). Las emisiones de partículas pueden controlarse normalmente hasta un nivel muy bajo, simplemente observando más detenidamente la caída de presión

y adoptando criterios más estrictos (es decir, dejando menos margen antes de realizar acciones de mantenimiento) para la sustitución de las mangas. También puede utilizarse el análisis de los medios de filtro para determinar la dosificación de reactivo requerida, así como evaluar su estado y vida útil restante.

Los sistemas de múltiples cámaras monitorizados independientemente en su caída de presión, y filtros de manga con suficiente capacidad para permitir cerrar las zonas dañadas o sustituir las mangas, mejoran la capacidad para poder alcanzar los límites de emisión más bajos.

Los filtros de manga están con frecuencia divididos en compartimentos que pueden aislarse a efectos de mantenimiento. La distribución uniforme del gas de combustión es importante para un rendimiento óptimo.

Tabla 4.26. Datos operativos asociados con el uso de limpieza de gases de combustión

Criterios	Descripción de los factores que afectan a los criterios	Evaluación (Alta/Media/Baja) o datos	Comentarios
Complejidad	<ul style="list-style-type: none"> • se requieren unidades de proceso adicionales • aspectos operativos críticos 	A	Las unidades de proceso adicionales añaden complejidad
Flexibilidad	<ul style="list-style-type: none"> • capacidad de la técnica para operar en una gama de condiciones de entrada 	M	Como técnica final, el proceso estará menos sujeto a tales variaciones.
Capacitación técnica	<ul style="list-style-type: none"> • notables requisitos de formación u organización del personal 	A	Los filtros de manga requieren un minucioso mantenimiento

Aplicabilidad

La aplicabilidad de esta técnica se evalúa en la Tabla 4.27 de la página siguiente

Economía

La información sobre costes para esta técnica se facilita en la Sección 10.2.4.

Los aspectos claves de costes de esta técnica son:

- aumento de los costes de inversión por la unidad de proceso adicional;
- aumento de los costes operativos –principalmente debido al consumo de energía por la caída de presión, suministro de aire comprimido para el pulso inverso de los filtros de manga (si se usan)–, y costes de mantenimiento adicionales.

Motivo principal de aplicación

Esta técnica se aplica cuando:

- la legislación establece bajos límites de emisiones para permisos parapartículas, metales pesados (relacionados con las partículas), o cuando se requiere un potencial adicional de reducción de dioxinas y gases ácidos;

Tabla 4.27. Evaluación de la aplicabilidad de la limpieza de gases de combustión

Criterios	Evaluación/Comentario
Tipo de residuos	<ul style="list-style-type: none"> la eliminación adicional de metales pesados (con gas de combustión) mediante estas técnicas aumenta su idoneidad cuando se requiere una mayor eliminación de los mismos
Rango de tamaño de planta	<ul style="list-style-type: none"> las plantas grandes con mayores caudales de gas pueden alcanzar mayores reducciones en las contribuciones locales a las emisiones mediante la aplicación de estas técnicas
Nuevas/existentes	<ul style="list-style-type: none"> aplicable a plantas nuevas y existentes como técnica de línea de línea (end of pipe): bien adecuada para reconversiones cuando se requiere eliminación de polvo las plantas existentes que ya alcancen bajos niveles de emisión ($<10 \text{ mg/Nm}^3$ de media diaria) por otros medios pueden no beneficiarse en exceso de la adición de esta técnica
Compatibilidad entre procesos	<ul style="list-style-type: none"> debe considerarse la temperatura y el punto de rocío ácido ofrece un paso de limpieza eficaz antes de la RCS
Factores de ubicación	<ul style="list-style-type: none"> el espacio disponible puede suponer una restricción (unidad de proceso adicional)

- existe preocupación de que la calidad del aire local pueda verse afectada por el proceso;
- actúa como eliminación de partículas para un proceso subsiguiente de RCS.

Plantas de ejemplo

Ejemplos en Alemania, Austria y Holanda.

Otros ejemplos en Francia:

Toulouse: módulos de aglomeración-filtración después de TGC húmedo.

- Tronville: filtro de manga final con inyección de cal + carbón activado (TGC húmedo corriente abajo).
- Ocreal: filtro de manga final con inyección de carbón activado para tratamiento de PCDD/F.

[74, TWGComments, 2004]

Referencias

[3, Austria, 2002], [2, infomil, 2002], [64, TWGComments, 2003]

4.4.2.3. APLICACIÓN DE DOBLE FILTRO DE MANGAS

Descripción

Esta técnica considera la aplicación de dos filtros de mangas en serie en el sistema de TGC. Los 2 filtros de mangas pueden no ser inmediatamente adyacentes

entre sí (es decir, pueden usarse otros componentes de TGC entre ellos). Esta técnica no se refiere a situaciones en las que un filtro de manga se combina con un filtro que no sea de manga, como PE, ciclón, lavador húmedo, etc.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Reducción adicional de las emisiones de partículas a la atmósfera. Pueden obtenerse niveles medios a lo largo de 24 horas de menos de 1 mg/m³ en casi todas las situaciones.

Es posible la separación de los residuos de TGC, es decir, la separación de la ceniza volante de los residuos de neutralización de los gases de combustión. Esto puede luego permitir la recuperación de una u otra fracción cuando existan salidas adecuadas para las mismas.

Efectos sobre otros medios

Los efectos sobre otros medios se detallan en la Tabla 28.

Tabla 4.28. Efectos sobre otros medios asociados con el uso de doble filtración.
[74, TWGComments, 2004]

Criterio	Unidades	Rango de valores	Comentarios
Consumo de energía	kWh/t entrada residuos	Alto	Mayor debido a la caída de presión en las unidades de proceso
Consumo de reactivos	kg/t entrada residuos	3-15	Según tipo de reactivo
Residuo final-tipo		seco	Cenizas volantes y residuo de sales
Residuo final-cantidad	kg/t entrada residuos	15-25	Varía según las cargas de entrada y las técnicas de TGC aplicadas corriente arriba
Visibilidad penacho	+0/-	+0	Los sistemas secos de atomización pueden aumentar la visibilidad del penacho

Para esta técnica, los efectos sobre otros medios más significativos son:

- el consumo de energía debido a la caída de presión a lo largo del sistema de TGC en su conjunto será significativamente mayor;
- la producción de residuos sólidos (normalmente de otros residuos de gases de combustión).

Se reporta que el consumo adicional de energía del uso de dos filtros de manga en serie (incluso si están separados), aunque ofrece algunos beneficios potenciales en términos de control adicional de contaminantes, requiere ventiladores de mayor potencia para superar la caída de presión, por lo que el consumo eléctrico es mayor.

Datos operativos

Los filtros de manga están con frecuencia divididos en compartimentos que pueden aislarse a efectos de mantenimiento. La distribución uniforme del gas de combustión es importante para un rendimiento óptimo.

Tabla 4.29. Datos operativos asociados con el uso de doble filtración

Criterios	Descripción de los factores que afectan a los criterios	Evaluación (Alta/Media/Baja) o datos	Comentarios
Complejidad	<ul style="list-style-type: none"> se requieren unidades de proceso adicionales aspectos operativos críticos 	A	Las unidades de proceso adicionales añaden complejidad
Flexibilidad	<ul style="list-style-type: none"> capacidad de la técnica para operar en una gama de condiciones de entrada 	A	La entrada a la primera etapa puede variar mucho sin grandes variaciones en las emisiones de salida de la segunda etapa
Capacitación técnica	<ul style="list-style-type: none"> notables requisitos de formación u organización del personal 	A	Los filtros de manga requieren un minucioso mantenimiento. Esto aumenta debido a la segunda unidad.

Aplicabilidad

Puede aplicarse a cualquier proceso de incineración, pero es más aplicable cuando hay VLE muy bajos para partículas, o se desea la separación de componentes del residuo de TGC.

La aplicabilidad de esta técnica se evalúa en la tabla siguiente:

Tabla 4.30. Evaluación de la aplicabilidad de la doble filtración. [74, TWGComments, 2004]

Criterios	Evaluación/Comentario
Tipo de residuos	<ul style="list-style-type: none"> cualquiera
Rango de tamaño de planta	<ul style="list-style-type: none"> las plantas grandes con mayores caudales de gas pueden alcanzar mayores reducciones en las contribuciones locales a las emisiones mediante la aplicación de estas técnicas
Nuevas/existentes	<ul style="list-style-type: none"> aplicable a plantas nuevas y existentes cuando la filtración adicional se agrega como técnica de línea de línea (end of pipe), es bien adecuada para reconversiones de plantas existentes las plantas existentes que ya alcancen bajos niveles de emisión (<10 mg/Nm³ de media diaria) por otros medios pueden no beneficiarse en exceso de la adición de esta técnica
Compatibilidad entre procesos	<ul style="list-style-type: none"> debe considerarse la temperatura y el punto de rocío ácido ofrece un paso de limpieza eficaz antes de la RCS
Factores de ubicación	<ul style="list-style-type: none"> requiere mayor espacio de aplicación lugar de la planta industrial que permita reciclar las sales

Economía

Coste adicional de una unidad de proceso extra. Costes adicionales de energía y mantenimiento.

Motivo principal de aplicación

Se aplica con frecuencia cuando se requieren bajas emisiones de partículas (ej: valores de menos de 2 mg/Nm³).

Posibilidad de reciclaje de sales.

Plantas de ejemplo

Varios ejemplos en Bélgica, Alemania, Francia y otros.

Referencias

[64, TWGComments, 2003]

4.4.2.4. SELECCIÓN DE MATERIALES DE FILTROS DE MANGA

Descripción

El material de filtro elegido debe ser adecuado a las condiciones físicas y químicas en las que vaya a operar.

Las características claves de los tejidos para su uso en filtración de gases son la máxima temperatura operativa y la resistencia a ácidos, álcalis y a la flexión (para la limpieza de las mangas). Asimismo, la humedad del gas puede afectar la estabilidad dimensional de los tejidos, debido a hidrólisis. A continuación se resumen varias propiedades básicas de las fibras; algunas pueden estar recubiertas o impregnadas con agentes químicos especiales (ej: azufre). [74, TWGComments, 2004]

Tabla 4.31. Información operativa sobre distintos materiales de filtros de manga. [2, infomil, 2002] [67, Inspec, 2004]

Tejido	Temperatura máxima (°C)	Resistencia		
		Ácidos	Álcalis	Flexibilidad física
Algodón	80	Mala	Buena	Muy buena
Polipropileno	95	Excelente	Excelente	Muy buena
Lana	100	Regular	Mala	Muy buena
Poliéster	135	Buena	Buena	Muy buena
Nylon	205	Mala-regular	Excelente	Excelente
PTFE	235	Excelente	Excelente	Regular
Poliimidas	260	Buena	Buena	Muy buena
Fibra de vidrio	260	Regular-buena	Regular-buena	Regular

Notas:

1. No todos estos materiales son de uso común en incineración –ver datos operativos abajo.
2. Algunas experiencias sugieren una temperatura operativa máxima común de 200 °C.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Un material de filtro fiable, adecuado a la aplicación, permite una eliminación de emisiones fiable.

Efectos sobre otros medios

Si el medio no es apropiado, la caída de presión puede aumentar y reducir la capacidad de tratamiento de residuos.

Si se utiliza aire a presión para limpiar la manga, puede reducirse su vida útil.

Datos operativos

Ver información facilitada en la descripción anterior.

El aumento de la temperatura puede producir la fusión de los componentes plásticos en el material del tejido, así como riesgo de incendio. Una elevada humedad en el gas de combustión puede hacer que los materiales del filtro se peguen entre sí y producir paradas. [74, TWGComments, 2004] Puede aplicarse un recubrimiento con PTFE de las láminas para mejorar la eliminación de sales y partículas sólidas pegajosas de las mangas. Se informa que se han obtenido mejoras funcionales en sistemas semihúmedos (ver también Sección 4.4.3.2) utilizando PTFE en una IRSU en Praga (CZ) y en Schwandorf (Alemania).

Un análisis regular de las mangas puede ayudar a determinar su vida útil restante. [74, TWGComments, 2004]

Se informa que hay varios medios de filtración que no se utilizan comúnmente en IRSU, como algodón, lana o polipropileno. En IRSU, los principales medios son: poliimidas (conocidas como P84), PPS (raramente), PTFE, fibra de vidrios (con o sin recubrimiento de PTFE). Algunas fibras pueden combinarse (ej.: P84+PTFE para mayor resistencia a alta temperatura).

Las reacciones químicas en el medio absorbente pueden afectar la temperatura operativa. La calidad del tejido es también importante, así como la calidad de la fibra.

Aplicabilidad

La correcta selección del material de las mangas es relevante a todas las instalaciones de incineración de residuos que utilicen filtros de manga.

Economía

El coste de los distintos filtros de manga varía.

Motivo principal de aplicación

Los principales motivos son la eficacia de eliminación y la idoneidad técnica.

Plantas de ejemplo

Dondequiera que se apliquen filtros de manga, o sea en muchas plantas.

Referencias

[2, infomil, 2002], [64, TWGComments, 2003]

4.4.3. Reducción de las emisiones de gases ácidos

Los apartados siguientes, dentro de esta sección, tratan de lo siguiente:

- descripción y evaluación de la eficacia normalmente alcanzada por las técnicas principales aplicadas para la reducción de gases ácidos –incluida la consideración de aplicabilidad a diversas situaciones;
- descripción y evaluación de otras opciones técnicas y de procedimiento relevantes a la eliminación de gases ácidos.

4.4.3.1. SISTEMAS DE LAVADO HÚMEDO*Descripción*

Esta técnica ya ha sido descrita en la Sección 2.5.4.

Generalmente, los lavadores húmedos tienen al menos dos etapas efectivas, la primera a pH bajo que elimina principalmente HCl y HF, la segunda con dosificación de cal o hidróxido sódico y pH de 6-8 principalmente para la eliminación de SO₂. Un lavador puede tener a veces tres o más etapas: las etapas adicionales son generalmente subdivisiones de la primera etapa a bajo pH para fines específicos.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Reducción de las emisiones a la atmósfera como sigue:

Tabla 4.32. Niveles de emisiones asociados con el uso de lavadores húmedos.

[1, UBA, 2001, 2, Infomil, 2002, 12, Achternbosch, 2002]

Sustancias	Rango de eficacia de reducción (%)	Emisiones alcanzadas				Comentarios
		Promedio de ½ hora (mg/Nm³)	Media diaria (mg/Nm³)	Media anual (mg/Nm³)	Emisión específica (g/t entrada residuos)	
HCl		0,1-10	<5	0,1-1	1-10	Concentraciones de salida muy estables
HF		<1	<0,5	<0,1- 0,5	<0,05-2	Concentraciones de salida muy estables
SO ₂		<50	<20	<10	<5-50	Requiere etapa de reacción y absorbente (cal o NaOH) Las medias semihorarias de SO ₂ pueden fluctuar más

Los sistemas húmedos de TGC ofrecen las eficacias de eliminación más altas (para gases ácidos solubles) de todos los sistemas de TGC, con los menores factores de exceso estequiométrico. [74, TWGComments, 2004]

Aunque los sistemas de FGT basados en filtración en una sola etapa (ej: semi-húmedos, secos) combinan y recogen los residuos juntos, generalmente no es así en los sistemas húmedos. Los sistemas húmedos pueden tratar HCl, HF y SO₂ separadamente de las partículas, etc., que se suelen eliminar antes. Hecho este comentario, los sistemas húmedos proporcionan reducciones adicionales de las siguientes sustancias:

- partículas: cuando la capacidad del lavador es bastante grande para evitar obstrucciones (casi siempre se utiliza una etapa de eliminación previa de partículas para reducir las cargas de partículas y evitar problemas operativos, eliminando hasta un 50 % de la entrada de partículas) [74, TWGComments, 2004]
- PCDD/F: si se utilizan materiales de relleno impregnados con carbón, es posible obtener reducciones del 70 % en el lavador, de lo contrario los índices de eliminación son insignificantes. Puede agregarse carbón activado o coque al lavador con fines similares, reportándose altas eficacias de eliminación [74, TWGComments, 2004];
- Hg²⁺: si se utiliza un lavador de pH bajo (~1) como primera etapa, y las concentraciones de HCl en los residuos permiten la acidificación de esta etapa, puede producirse la eliminación de HgCl₂, pero el Hg metálico no se ve generalmente afectado. [64, TWGComments, 2003];
- otros contaminantes: cuando en el gas crudo hay presentes contaminantes solubles en agua, como bromo y yodo, pueden condensar por las bajas temperaturas del lavador, pasando al agua residual del lavador.

Efectos sobre otros medios

Los efectos sobre otros medios se detallan en la Tabla 4.33.

Para esta técnica, los efectos sobre otros medios más significativos en comparación con otras opciones son:

- los menores índices de consumo de reactivos;
- los menores índices de producción de residuos sólidos;
- el mayor consumo de agua;
- producción de un efluente que debe ser gestionado;
- mayor visibilidad de penacho;
- acumulación de PCDD/F (efecto memoria) en los componentes de plástico del lavador, que debe controlarse;
- si la temperatura es demasiado alta, el material utilizado en el lavador húmedo puede resultar destruido. [74, TWGComments, 2004]

La producción de efluente se considera normalmente que es de 300 kg/t de entrada de RSU, suponiendo un consumo de agua de 1000 kg/t de entrada de RSU. Estas cifras son mayores que las indicadas en la tabla anterior. [64, TWGComments, 2003]

Tabla 4.33. Efectos sobre otros medios asociados con el uso de TGC en lavador húmedo. [1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 12, Achternbosch, 2002]

Criterios	Unidades	Rango de valores	Comentarios
Consumo de energía	kWh/t entrada residuos	19	Las bombas aumentan el consumo
Consumo de reactivos	kg/t entrada residuos	2-3 (NaOH) o ~10 (CaO) o 5-10 (cal/caliza)	El más bajo de todos los sistemas
Estequiometría de los reactivos	Relación	1,0-1,2	La más baja de todos los sistemas
Residuo-tipo			Lodo de tratamiento de efluentes; en algunos casos puede recuperarse HCl o yeso
Residuo-cantidad	kg (húmedo)/ t entrada residuos kg (seco)/ t entrada residuos	10-15 3-5	La más baja de todos los sistemas. Esta cifra no incluye ceniza volante eliminada por separado, unos 16 kg/t entrada residuos.
Consumo de agua	l/t entrada residuos	100-500	El más alto de todos los sistemas, pero puede reducirse mediante tratamiento y recirculación/condensación, y bajas temperaturas antes de la entrada al lavador
Producción de efluente	l/t entrada residuos	250-500	Tratamiento requerido antes de verterlo o reutilización
Visibilidad penacho	+/-	+	Alto contenido de humedad del gas, pero puede reducirse por recalentamiento/condensación

Nota: los datos de esta tabla intentan indicar el rango operativo típico. Las cantidades precisas de residuos y efluentes producidos dependerán de muchos factores, incluidas las concentraciones en los gases crudos (relacionadas con los residuos incinerados), caudales, concentraciones de reactivos, etc.

Datos operativos

Tabla 4.34. Datos operativos asociados con el uso de TGC húmedo

Criterios	Descripción de los factores que afectan a los criterios	Evaluación (Alta/Media/Baja) o datos	Comentarios
Complejidad	<ul style="list-style-type: none"> se requieren unidades de proceso adicionales aspectos operativos críticos 	A	El número de unidades de proceso es mayor que en otros sistemas
Flexibilidad	<ul style="list-style-type: none"> capacidad de la técnica para operar en una gama de condiciones de entrada 	A	Muy robusto: mayor capacidad de todos los sistemas para conseguir una reducción de emisiones de HCl/HF en concentraciones de entrada fluctuantes
Capacitación técnica	<ul style="list-style-type: none"> notables requisitos de formación u organización del personal 	A	La planta de tratamiento de efluentes asociada requiere alta capacitación técnica

Los principales aspectos son:

La acumulación de PCDD/F en lavadores húmedos puede ser un problema, especialmente en los periodos de mantenimiento y arranque, y puede requerir la adopción de medidas específicas.

El tratamiento de efluentes requiere una alta capacitación técnica para alcanzar niveles de emisión bajos.

Para un funcionamiento eficaz, los lavadores húmedos requieren que los gases de combustión hayan pasado por una eliminación previa de partículas utilizando, p.ej: un PE o filtro de manga. [64, TWGComments, 2003]

La flexibilidad del lavado húmedo con respecto a la variación en la concentración de entrada se aplica principalmente a HCl y HF. A veces se requiere tratamiento adicional para cumplir los VLE de mercurio, por ejemplo: la inyección de un agente complejante en el lavador básico, inyección de carbón activado en el lavador ácido; inyección de agente oxidante en la fase gas con adsorbente. [64, TWGComments, 2003]

Aplicabilidad

La aplicabilidad de esta técnica se evalúa en la tabla siguiente:

Tabla 4.35. Evaluación de la aplicabilidad del TGC húmedo

Criterios	Evaluación/comentario
Tipo de residuos	<ul style="list-style-type: none"> • puede aplicarse en principio a cualquier tipo de residuos a incinerar • particularmente adecuado para composiciones de gas de entrada muy variables (ej. residuos peligrosos)
Rango de tamaño de planta	<ul style="list-style-type: none"> • no restringido, aunque generalmente se aplica a plantas medias o grandes en las que existen economías de escala
Nuevas/existentes	<ul style="list-style-type: none"> • ampliamente aplicada en muchas plantas existentes
Compatibilidad entre procesos	<ul style="list-style-type: none"> • la baja temperatura de salida del gas de combustión (aprox. 70°C) requiere recalentamiento para los siguientes sistemas de TGC, como filtros de manga y RCS • posible recogida (previa) separada de ceniza volante
Factores de ubicación	<ul style="list-style-type: none"> • mayor visibilidad del penacho (a menos que se tomen medidas correctivas) • efluente de agua con sales (post-tratamiento) que requiere vertido (o evaporación, que consume energía) • puede permitir la recuperación de HCl, sal, yeso

Economía

La información sobre costes de inversión para esta técnica se muestra en la tabla siguiente:

Tabla 4.36. Costes de inversión estimados de algunos componentes de sistemas de TGC húmedo. [12, Achternbosch, 2002] [74, TWGComments, 2004]

Componente de TGC	Coste de inversión estimado (M EUR)	Comentarios
Lavador húmedo de dos etapas	5	Incluido tratamiento de aguas residuales
Lavador húmedo de tres etapas	7	Incluido tratamiento de aguas residuales
Planta de evaporación externa del efluente del lavador	1,5-2	
Absorbedor de atomización para evaporación interna del efluente	1,5	Se cree que esta estimación de coste es más bien baja

Estimación de costes para una IRSU de 2 líneas con una capacidad total de 200 kt/año

Los aspectos claves de costes de esta técnica, en comparación con las alternativas, son:

- mayores costes de inversión que otros sistemas, debido principalmente a la planta de tratamiento de efluentes y al mayor número de unidades de proceso requeridas;
- los costes operativos asociados con la eliminación de residuos pueden ser más bajo, debido a la menor producción específica de residuos, que normalmente son húmedos. [74, TWGComments, 2004]
- mayores costes de personal debido a la mayor complejidad del sistema.

Motivo principal de aplicación

Esta técnica se ha aplicado cuando:

- los límites de emisión se han establecido en los detallados en la Directiva 2000/76/CE o inferiores;
- los costes de eliminación de los residuos de TGC son elevados;
- la composición de los residuos a incinerar es particularmente difícil de predecir o controlar;
- los residuos de entrada pueden contener cargas altas y variables de gases ácidos o metales pesados (ej: mercurio iónico) [74, TWGComments, 2004]
- el efluente salino puede verterse (por ejemplo al mar).

Plantas de ejemplo

El lavado húmedo de gases de combustión se utiliza ampliamente en Europa para una amplia gama de residuos.

Referencias

[1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 3, Austria, 2002, 12, Achternbosch, 2002] [64, TWGComments, 2003]

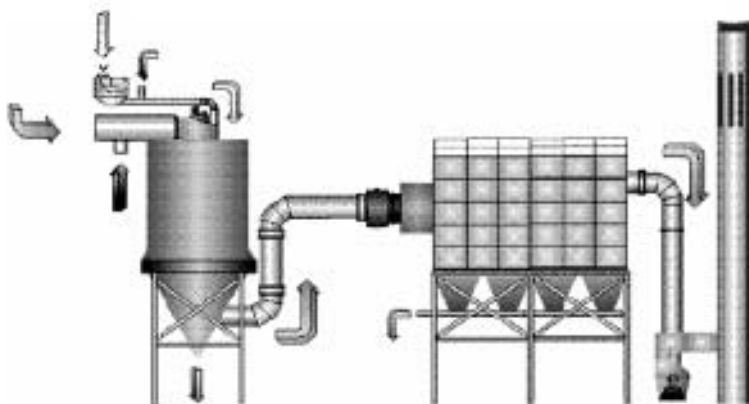
4.4.3.2. SISTEMAS DE LAVADO SEMIHÚMEDOS

Descripción

Esta técnica ya ha sido descrita en la Sección 2.5.4.

El esquema siguiente muestra un ejemplo de sistema semihúmedo de TGC, con una torre de contacto a la izquierda y eliminador de polvo corriente abajo:

Figura 4.6. Esquema de un diseño típico de sistema semihúmedo de TGC



Beneficios medioambientales que se consiguen

Reducción de las emisiones a la atmósfera como sigue:

Tabla 4.37. Niveles de emisiones asociados con el uso de lavadores húmedos.

[1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 12, Achternbosch, 2002], [64, TWGComments, 2003]
[74, TWGComments, 2004]

Sus- tancias	Rango de eficacia de reducción (%)	Emisiones alcanzadas				Comentarios
		Promedio de ½ hora (mg/Nm³)	Media diaria (mg/Nm³)	Media anual (mg/Nm³)	Emisión específica (g/t entrada residuos)	
HCl		<50	3-10	2	4-10	Los valores más bajos se alcanzan con mayor dosificación de reactivos y control de regulación. Los picos pueden ser gestionados por un analizador de HCl corriente arriba. El proceso semihúmedo puede capturar SO ₂ al mismo tiempo que HCl y HF en el mismo lavador.
HF		<2	<1	<0,5	<2	
SO ₂		<50	<20	<10	5-50	

No hay descarga de efluentes de lavadores semihúmedos, ya que la cantidad de agua utilizada es generalmente inferior que con los lavadores húmedos, y el agua usada se evapora con los gases de combustión. Si tiene una calidad adecuada, es posible enviar otras aguas residuales de la instalación (ej: agua de lluvia) al sistema de TGC. [74, TWGComments, 2004]

Los sistemas de TGC semihúmedos proporcionan altas eficiencias de eliminación (para gases ácidos solubles). Es posible alcanzar VLE bajos ajustando la velocidad de dosificación y el punto de diseño del sistema, pero generalmente a expensas de mayores índices de consumo de reactivos y producción de residuos.

Los sistemas semihúmedos se utilizan con filtros de manga para eliminar los reactivos agregados y sus productos de reacción. También pueden agregarse reactivos no alcalinos para absorber otros componentes de los gases de combustión (ej: carbón activado para Hg y PCDD/F).

Con frecuencia se utilizan como reactor/filtro en una sola etapa para la reducción combinada de las siguientes emisiones:

- partículas: filtrado por el filtro activo;
- PCDD/F: adsorbidos si se inyecta carbón activado así como reactivo alcalino;
- Hg: adsorbido si se inyecta carbón activado así como reactivo alcalino.

Efectos sobre otros medios

Los efectos sobre otros medios se detallan en la siguiente tabla:

Tabla 4.38. Efectos sobre otros medios asociados con el uso de tratamiento semihúmedo de gases de combustión. [3, Austria, 2002, 12, Achternbosch, 2002], [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

Criterios	Unidades	Rango de valores alcanzados	Comentarios
Consumo de energía	kWh/t entrada residuos	6-13	La caída de presión en el filtro de manga crea consumo de energía
Consumo de reactivos	kg/t entrada residuos	12-20 (cal)	Rango medio de los sistemas aplicados
Estequiometría de los reactivos	Relación	1,4-2,5	Los valores más bajos se consiguen con recirculación/ con residuos con baja carga de contaminación
Residuo-tipo	kg	No facilitado	Residuo combinado de TGC y ceniza volante
Residuo-cantidad	kg/t entrada residuos	25-50	Residuo combinado de TGC y ceniza volante
Consumo de agua	l/t entrada residuos	No facilitado	Mínimo cuando la temperatura de entrada al TGC es baja, de lo contrario se precisa agua de enfriamiento
Producción de efluente	l/t entrada residuos	No facilitado	
Visibilidad penacho	+/-	0	Rango medio de los sistemas aplicados

Nota: los datos de esta tabla intentan indicar el rango operativo típico. Las cantidades precisas de residuos y efluentes producidos dependerán de muchos factores, incluidas las concentraciones en los gases crudos (relacionadas con los residuos incinerados), caudales, concentraciones de reactivos, etc.

Para esta técnica, los efectos sobre otros medios más significativos son:

- mayores índices de producción de residuos que los sistemas húmedos.

Es posible la recogida separada de ceniza volante si el sistema va precedido de un PE. Esto incrementa la separación de la ceniza volante y los residuos de TGC, lo que puede ser útil si existen opciones separadas de tratamiento/reciclaje para estos residuos.

El sistema semihúmedo de TGC se aplica con frecuencia como un multi-reactor de una sola etapa. Estos sistemas suelen tener menor consumo de energía que los complejos sistemas de TGC de múltiples etapas.

Datos operativos

Tabla 4.39. Datos operativos asociados con el uso de TGC semihúmedo

Criterios	Descripción de los factores que afectan a los criterios	Evaluación (Alta/Media/Baja) o datos	Comentarios
Complejidad	<ul style="list-style-type: none"> se requieren unidades de proceso adicionales aspectos operativos críticos 	M	<ul style="list-style-type: none"> el número de unidades de proceso es menor que en los sistemas húmedos, pero mayor que en los sistemas secos y secos con vaporización instantánea la temperatura de entrada debe ser controlada la eliminación previa de partículas puede facilitar la operación semiseca
Flexibilidad	<ul style="list-style-type: none"> capacidad de la técnica para operar en una gama de condiciones de entrada 	M	<ul style="list-style-type: none"> puede alcanzar bajos niveles de emisiones en la mayoría de condiciones los cambios rápidos en la carga de entrada pueden ser problemáticos
Capacitación técnica	<ul style="list-style-type: none"> notables requisitos de formación u organización del personal 	M	<ul style="list-style-type: none"> no se requiere tratamiento del efluente se requiere cuidado para optimizar la dosis de reactivo

La mayoría de sistemas consisten sólo en una unidad de mezcla de reactivo (reactivo más agua) y una torre de rociado, y luego un filtro de manga – la complejidad es por lo tanto menor que con los sistemas húmedos de TGC.

El manejo y dosificación reactivos requieren una buena gestión para asegurar un funcionamiento eficaz y optimizado, particularmente cuando se tratan tipos de residuos heterogéneos, como en IRP comerciales. La monitorización de HCl corriente arriba (ver Sección 4.4.3.9) mejora la optimización de la dosificación de reactivos en estos sistemas y permite gestionar los picos de cargas de HCl, HF, SO₂ sin altas dosis de reactivos.

Algunas instalaciones producen Ca(OH)₂ para el sistema de TGC mediante el apagado de CaO. Una preparación efectiva de la cal puede ser crítica para un buen

funcionamiento, al igual que controlar el riesgo de ensuciamiento en el dispositivo de inyección. Los inyectores deben estar situados y diseñados de modo que pueda mantenerse y/o sustituirse para su limpieza de forma fácil. [74, TWGComments, 2004]

Los filtros de manga requieren una minuciosa monitorización y gestión para evitar daños en las mangas y las consiguientes emisiones. Los monitores de diferencial de presión se suelen utilizar para indicar daños en las mangas y controlar el funcionamiento en general.

Los requisitos de temperatura son críticos. Se requiere cuidado para asegurar que se evite la corrosión de punto de rocío en el filtro de manga: normalmente se utilizan temperaturas de más de 130-140 °C. A temperaturas de menos de 130 °C puede haber problemas debido a la naturaleza higroscópica del CaCl_2 formado. Los reactivos requieren normalmente una temperatura específica para condiciones de reacción óptimas.

Se reporta que puede haber problemas operativos cuando se utilizan sistemas semihúmedos de TGC con gases crudos con contaminación fuertemente ácida, ya que esto puede aumentar el riesgo de obstrucción del filtro.

La complejidad operativa del reactor y del filtro de manga utilizado en los sistemas semisecos puede reducirse más mediante el uso de un cierto grado de eliminación previa de partículas, ej: mediante un PE en una etapa, o utilizando materiales de manga no adherentes (ver Sección 4.4.2.4). Esto ayuda, ya que evita los problemas de:

- adhesión de algo de zinc (y sales similares con bajo punto de fusión) y;
 - sales higroscópicas que forman capas pegajosas en la superficie del reactor.
- [64, TWGComments, 2003]

Aplicabilidad

La aplicabilidad de esta técnica se evalúa en la tabla 4.40.

Economía

La tabla 4.41 muestra información sobre costes de inversión para la técnica:

Los factores operativos claves de esta técnica son:

- lo costes de inversión son menores que para sistemas húmedos de TGC, especialmente para capacidades relativamente bajas. [2, infomil, 2002] p. 119;
- posible mayor coste de eliminación de la mayor cantidad de residuos producidos (que los sistemas húmedos);
- menor coste de personal (frente a los sistemas húmedos) debido a su menor complejidad, particularmente debido a que se evita los costes de funcionamiento de una planta de tratamiento de efluentes;
- mayor coste de reactivos alcalinos debido a las mayores relaciones estequiométricas.

Tabla 4.40. Evaluación de la aplicabilidad de TGC semihúmedo

Criterios	Evaluación/comentarios
Tipo de residuos	• adecuada para la mayoría de tipos de residuos incinerados
	• generalmente menos capaz de tratar concentraciones de entrada muy variables que los lavadores húmedos
Rango de tamaño de planta	• aplicada a todos los tamaños
Nuevas/existentes	• aplicada en plantas nuevas y en reconversión de plantas existentes
Compatibilidad entre procesos	• la temperatura de salida del gas de combustión (120-170°C) hace necesario su recalentamiento para sistemas de TGC posteriores, como RCS
	• posible recogida previa separada de ceniza volante
	• el filtro de bolsa ofrece un paso de limpieza de gases eficaz para su tratamiento posterior con RCS o un sistema húmedo (si se utiliza como eliminación previa de partículas).
Factores de ubicación	• no se produce efluente y no se requiere evacuación disponibilidad/coste de salidas para el residuo sólido final.

Tabla 4.41. Costes de inversión estimados de los componentes seleccionados de sistemas típicos de TGC semihúmedo. [12, Achternbosch, 2002]

Componentes del TGC	Coste de inversión estimado (millones de EUR)	Comentarios
Filtro de manga	2	
Secador por atomización	1-1,5	

Costes estimados para una IRSU de 2 líneas con una capacidad total de 200 k t/año.

Motivo principal de aplicación

Esta técnica se ha aplicado cuando:

- los límites de emisión se han establecido en los detallados en la Directiva 2000/76/CE;
- los residuos tratados no producen cargas de entrada de gases de combustión muy altas y variables;
- existen salidas para los residuos sólidos producidos;
- la producción de efluente no es deseable;
- los suministros de agua son limitados debido a un bajo consumo de agua;

- no hay disponible infraestructura para la gestión de aguas residuales, o la misma es limitada, ej: en zonas rurales remotas en climas secos, debido a la falta de necesidad de tratamiento de efluentes;
- la baja visibilidad del penacho en sistemas no húmedos puede también ser una ventaja particular en áreas en las que hay gran sensibilidad a los impactos visuales. [64, TWGComments, 2003]

Plantas de ejemplo

Se utiliza ampliamente en Europa, ej: UK, D, F, DK.

Referencias

[1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 3, Austria, 2002, 12, Achternbosch, 2002, 26, RSP, 1999, 54, dechefdebien, 2003], [64, TWGComments, 2003]

4.4.3.3. SISTEMAS INTERMEDIOS CON ADICIÓN DE ALGO DE AGUA Y RECIRCULACIÓN DE RESIDUOS (SISTEMAS SECOS CON VAPORIZACIÓN INSTANTÁNEA)

Descripción

Esta técnica ya ha sido descrita en la Sección 2.5.4. La técnica tiene elementos de sistemas tanto semisecos como secos, y se caracteriza básicamente por la baja adición de agua y los altos índices de recirculación de residuos.

Se informa que esta técnica se aplica cuando el reactivo es cal. [74, TWGComments, 2004]

Beneficios medioambientales que se consiguen

Reducción de las emisiones a la atmósfera, como sigue:

Tabla 4.42. Niveles de emisiones asociados con el uso de TGC seco con vaporización instantánea. [57, Alstom, 2003] [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

Sustancias	Rango de eficacia de reducción (%)	Rangos de emisión alcanzados				Comentarios
		Promedio de ½ hora (mg/Nm³)	Media diaria (mg/Nm³)	Media anual (mg/Nm³)	Emisión específica (g/t entrada residuos)	
HCl	>99	<10	<6	2,9	10-30	Estable debido a alta recirculación
HF	>99,5	<2	<1	<0,5	1-5	Estable debido a alta recirculación
SO ₂	>99	<50	<5	<1	5-50	Estable debido a alta recirculación

El proceso, en combinación con filtros de manga y adición de reactivos, también permite la reducción de emisiones:

- partículas y metales pesados asociados (hasta 0,4-2 mg/Nm³);
- Hg (con inyección de carbón hasta 0,002-0,015 mg/Nm³);
- PCDD/F (con inyección de carbón hasta 0,005-0,1 ng/Nm³).

La recirculación de reactivo utilizada generalmente con este sistema tiene las siguientes ventajas en comparación con otros sistemas de TGC:

- reducción del consumo de reactivo (frente a sistemas secos y semihúmedos);
- reducción de la producción de residuo sólido (contiene menos reactivo sin reaccionar);
- reducción del consumo de agua y no hay producción de efluente (frente a sistemas húmedos).

Efectos sobre otros medios

Los efectos sobre otros medios se detallan en la tabla 4.43.

Tabla 4.43. Efectos sobre otros medios asociados con el uso de sistemas secos con vaporización instantánea. [3, Austria, 2002, 12, Achternbosch, 2002, 57, Alstom, 2003] [74, TWGComments, 2004]

Criterios	Unidades	Rango de valores alcanzados	Comentarios
Consumo de energía	kWh/t entrada residuos		<ul style="list-style-type: none"> • la caída de presión del filtro de manga es el principal consumo • el sistema de circulación consume energía
Consumo de reactivos	kg/t entrada residuos	7-15 (cal)	
Estequiometría de los reactivos	Relación	1.2-1.8	
Residuo-tipo	kg		<ul style="list-style-type: none"> • residuo combinado de TGC y cenizas volantes (si no hay recogida previa) • bajos niveles de reactivos sin reaccionar
Residuo-cantidad	kg/t entrada residuos	12-25	
Consumo de agua	l/t entrada residuos		Depende del enfriamiento de la temperatura del gas de combustión requerido para alcanzar la temperatura operativa
Producción de efluente	l/t entrada residuos	0	
Visibilidad penacho	+/-	0	<ul style="list-style-type: none"> • mínima adición de agua para acondicionamiento

Nota: los datos de esta tabla intentan indicar el rango operativo típico. Las cantidades precisas de residuos y efluentes producidos dependerán de muchos factores, incluidas las concentraciones en los gases crudos (relacionadas con los residuos incinerados), caudales, concentraciones de reactivos, etc.

Para esta técnica, los efectos sobre otros medios más significativos son:

- producción de residuos sólidos;
- consumo de energía de la caída de presión asociada con el uso de un filtro de manga.

Datos operativos

Tabla 4.44. Datos operativos asociados con el uso de TGC seco con vaporización instantánea. [57, Alstom, 2003] [74, TWGComments, 2004]

Criterios	Descripción de los factores que afectan a los criterios	Evaluación (Alta/Media/Baja) o datos	Comentarios
Complejidad	<ul style="list-style-type: none"> • se requieren unidades de proceso adicionales • aspectos operativos críticos 	M	<ul style="list-style-type: none"> • muy pocos componentes de proceso • se requiere cuidado para lograr una recirculación efectiva del reactivo y control de humedad
Flexibilidad	<ul style="list-style-type: none"> • capacidad de la técnica para operar en una gama de condiciones de entrada 	A/M	<ul style="list-style-type: none"> • el gran volumen intermedio de reactivo circulante aumenta la flexibilidad • no tan flexible como los sistemas húmedos
Capacitación técnica	<ul style="list-style-type: none"> • notables requisitos de formación u organización del personal 	M	sistema simple

Las velocidades de inyección de reactivo y de purga de residuos deben optimizarse para evitar la carga de absorbente y la penetración eventual de sustancias (ej: absorción de Hg y PCDD/F en carbón).

Los niveles de humedad deben ser controlados para mantener la eficacia de absorción de gases ácidos.

La monitorización de HCl corriente arriba se utiliza para optimizar las velocidades de dosificación de reactivos alcalinos/agua.

Aplicabilidad

La aplicabilidad de esta técnica se detalla en la tabla 4.45 de la página siguiente:

Economía

Los costes de inversión reportados son algo menores que en sistemas húmedos y semihúmedos debido al número reducido de componentes de proceso y el menor tamaño consiguiente. Coste de inversión ligeramente mayor que el de limpieza seca del gas. No obstante, se informa que el aumento del tamaño del filtro de manga, la mayor capacidad requerida y otros equipos específicos de recirculación aumentan los costes cuando se recirculan residuos. [74, TWGComments, 2004]

Tabla 4.45. Evaluación de la aplicabilidad del TGC seco con vaporización instantánea. [57, Alstom, 2003]

Criterios	Evaluación/comentarios
Tipo de residuos	<ul style="list-style-type: none"> • todos los tipos de residuos excepto cuando las concentraciones de entrada sean muy variables, ej. residuos peligrosos comerciales • actualmente aplicada a: RSU, RDF, residuos de madera
Rango de tamaño de planta	<ul style="list-style-type: none"> • se aplica principalmente a plantas de escala pequeña a media, debido al mayor tamaño de filtro requerido (para dar cabida a los residuos recirculantes)
Nuevas/existentes	<ul style="list-style-type: none"> • no hay restricciones específicas • los filtros deben ser mayores que en otros sistemas para acomodar la recirculación para dar cabida a la recirculación
Compatibilidad entre procesos	<ul style="list-style-type: none"> • puede servir de eliminación previa de partículas para sistema de RCS • puede utilizarse con RNCS
Factores de ubicación	<ul style="list-style-type: none"> • pequeño tamaño • menos adecuada cuando ya haya salidas para el tratamiento/recuperación de la ceniza volante separada

Los costes operativos asociados con el consumo de reactivos y la producción de residuos estarán entre los de sistemas semihúmedos y secos con grados similares de recirculación. Se reporta que los costes fijos se reducen utilizando recirculación (una característica común con este sistema), gracias al menor consumo de reactivos (mejor relación estequiométrica que los sistemas secos y semihúmedos y no hay requisito de tratamiento de aguas como en los sistemas húmedos).

Motivo principal de aplicación

Esta técnica se aplica cuando:

- se requiere una reducción específica del consumo de reactivos;
- se requiere una reducción de la producción de residuos;
- hay restricciones de espacio;
- la complejidad del proceso es un problema.

Plantas de ejemplo

Algunos procesos/plantas existentes en: Suecia, Noruega, Alemania y Dinamarca.

Referencias

[57, Alstom, 2003] [64, TWGComments, 2003]

4.4.3.4. SISTEMAS SECOS DE TGC

Descripción

Estas técnicas ya han sido descritas en la Sección 2.5.4.

Como reactivos alcalinos se suelen utilizar cal (ej: cal hidratada o cal con gran superficie específica). La adición de carbón activado permite la reducción por absorción de Hg y PCDD/F.

Si se inyecta bicarbonato sódico finamente molido en los gases calientes (por encima de 140°C), se convierte en carbonato sódico de gran porosidad y por lo tanto es eficaz para absorción de gases ácidos. [59, CEFIC, 2002]

Beneficios medioambientales que se consiguen

Reducción de las emisiones a la atmósfera, como se indica en las tablas 46 y 47 siguientes.

Tabla 4.46. Niveles de emisiones asociados con el uso de TGC seco con cal

Sustancias	Rango de eficacia de reducción (%)	Rangos de emisión alcanzados				Comentarios
		Promedio de ½ hora (mg/Nm³)	Media diaria (mg/Nm³)	Media anual (mg/Nm³)	Emisión específica (g/t entrada residuos)	
HCl		<60	<10			La información facilitada indica cumplimiento con los VLE a la atmósfera de 2000/76/CE.
HF		<4	<1			
SO ₂		<200	<50			

Tabla 4.47. Niveles de emisiones asociados con el uso de TGC seco con bicarbonato sódico. [59, CEFIC, 2002] [74, TWGComments, 2004]

Sustancias	Rango de eficacia de reducción (%)	Rangos de emisión alcanzados				Comentarios
		Promedio de ½ hora (mg/Nm³)	Media diaria (mg/Nm³)	Media anual (mg/Nm³)	Emisión específica (g/t entrada residuos)	
HCl		<20	<5			
HF		<1	<1			
SO ₂		<30	<20			

Aunque con esta técnica se consigue el cumplimiento con 2000/76/CE, generalmente, para una situación dada, no es posible alcanzar los mismos límites de emisión bajos que otros sistemas de TGC sin aumentar la dosificación de reactivo, con la consiguiente producción de residuos. El reciclaje de reactivo

puede reducir estos efectos sobre otros medios en cierta medida, pero puede producir dificultades operativas con respecto a los sistemas de dosificación de reactivos.

Efectos sobre otros medios

Los efectos sobre otros medios se detallan en la tabla siguiente.

Tabla 4.48. Efectos sobre otros medios asociados con el uso de TGC seco. [64, TWGComments, 2003]

Criterios	Unidades	Rango de valores alcanzados	Comentarios
Consumo de energía	kWh/t entrada residuos		Principalmente de la caída de presión en el filtro de manga. Una temperatura operativa más alta puede producir ahorro en el recalentamiento de los gases de combustión
Consumo de reactivos	kg/t entrada residuos	10-15	La cifra se refiere al consumo de bicarbonato sódico en IRSU
Estequiometría de los reactivos	Relación	1,25 (NaHCO ₃) 1,5-2,5 (CaOH)	Exceso típico del 25 % con bicarbonato sódico Los valores inferiores con cal se consiguen con recirculación
Residuo-tipo			Residuos de TGC con cenizas volantes, o separados si hay eliminación previa de partículas
Residuo-cantidad	kg/t entrada residuos	7-25	Por tonelada de RSU
Consumo de agua	l/t entrada residuos	0	No se requiere
Producción de efluente	l/t entrada residuos	0	Ninguna
Visibilidad penacho	+/-	—	La más baja de todos los sistemas

Nota: los valores operativos locales variarán según las variaciones locales en tipo de residuos tratados, etc.

Para esta técnica, el efecto sobre otros medios más significativo es la producción de residuos sólidos, que es generalmente mayor que con otros sistemas (en igualdad de condiciones), aunque el exceso puede reducirse algo mediante la recirculación del residuo (nota: información operativa).

Con bicarbonato sódico, los residuos sólidos son más solubles que con cal, aunque su cantidad es considerablemente menor que en el sistema seco con cal. En algunos casos, residuos de los sistemas con bicarbonato son tratados y reciclados en la industria química. [74, TWGComments, 2004]

Datos operativos

Tabla 4.49. Datos operativos asociados con el uso de TGC seco. [59, CEFIC, 2002]

Criterios	Descripción de los factores que afectan a los criterios	Evaluación (Alta/Media/Baja) o datos	Comentarios
Complejidad	<ul style="list-style-type: none"> • se requieren unidades de proceso adicionales • aspectos operativos críticos 	B	<ul style="list-style-type: none"> • proceso simple con pocos componentes
Flexibilidad	<ul style="list-style-type: none"> • capacidad de la técnica para operar en una gama de condiciones de entrada 	M/B	<ul style="list-style-type: none"> • puede tratar altas cargas de ácidos • amplio rango de temperatura operativa (con bicarbonato sódico (140-300 °C))
Capacitación técnica	<ul style="list-style-type: none"> • notables requisitos de formación u organización del personal 	M/B	<ul style="list-style-type: none"> • sistema simple • el filtro de manga requiere una gestión eficaz

Los reactivos secos deben manipularse de modo que se eviten emisiones de polvo, ej: emisiones de las ventilaciones de los silos de carga.

Se reporta que el uso de temperaturas operativas de más de 180°C puede producir un deterioro en la eficacia de adsorción de PCDD/F y Hg por parte de los reactivos de carbón inyectados.

Aplicabilidad

La aplicabilidad de la técnica se evalúa en la tabla siguiente:

Tabla 4.50. Evaluación de la aplicabilidad del TGC seco. [59, CEFIC, 2002], [64, TWGComments, 2003]

Criterios	Evaluación/comentarios
Tipo de residuos	<ul style="list-style-type: none"> • se aplica a una amplia gama.
Rango de tamaño de planta	<ul style="list-style-type: none"> • los modernos sistemas secos se aplican a una amplia gama de tamaños
Nuevas/existentes	<ul style="list-style-type: none"> • sin restricciones
Compatibilidad entre procesos	<ul style="list-style-type: none"> • las elevadas temperaturas hacen que el proceso sea adecuado para su combinación con RCS corriente abajo
Factores de ubicación	<ul style="list-style-type: none"> • baja visibilidad del penacho
	<ul style="list-style-type: none"> • no se produce efluente
	<ul style="list-style-type: none"> • hay que considerar el tratamiento/desecho del residuo final

Economía

Los costes de una unidad de proceso son similares a los de los sistemas semihúmedos, excepto en que:

- en los sistemas secos se utiliza un filtro de manga relativamente mayor;
- la posibilidad de una temperatura operativa más alta puede permitir ahorros en el recalentamiento del gas de combustión, por ejemplo para RCS;
- con los sistemas secos no se requiere unidad de manejo/mezcla de lechada de reactivo.

Costes operativos

- mayor consumo de reactivos, en comparación con el TGC húmedo;
- mayores costes de eliminación de residuos, en comparación con otros sistemas de TGC;
- ahorro por ausencia de efluente para tratamiento/eliminación.

Motivo principal de aplicación

La simplicidad de estos sistemas es el motivo principal de su uso.

Esta técnica se aplica cuando se desea alcanzar los VLE detallados en la Directiva 2000/76/CE.

Las restricciones de suministro y eliminación de aguas favorece el uso de estos sistemas secos. En algunos casos, las autoridades establecen condiciones específicas que prohíben el vertido de agua, lo que favorece el uso de sistemas secos (y semisecos).

Plantas de ejemplo

Amplio uso en toda Europa. Más de 110 plantas en funcionamiento en más de 10 países europeos, Japón y Estados Unidos.

Existen ejemplos de IRP comerciales que utilizan sistemas secos en Francia.

El ritmo de crecimiento es de unas 10 a 15 plantas anuales.

Referencias

[59, CEFIC, 2002] [2, infomil, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.4.3.5. SELECCIÓN DE REACTIVO ALCALINO

Descripción y beneficios medioambientales que se consiguen

En los sistemas de TGC de las plantas incineradoras de residuos se utilizan diversos reactivos alcalinos (y combinaciones de los mismos). Las diferentes opciones tienen distintas ventajas y normalmente están fuertemente influenciadas por la selección tecnológica global realizada.

La cal se utiliza en todos los tipos de sistemas de TGC, aunque con mayor frecuencia en sistemas húmedos y semihúmedos. Se utiliza como cal hidratada en sistemas secos, como cal apagada en sistemas semihúmedos, y también como cal con alta superficie específica (HSS). [74, TWGComments, 2004] El bicarbonato sódico se aplica a una serie de sistemas, principalmente sólidos. Hidróxido sódico y caliza se aplican generalmente sólo a sistemas de TGC húmedo. Las ventajas y desventajas del uso de cada reactivo se detallan en la tabla siguiente:

Tabla 4.51. Comparación de características de varios reactivos alcalinos. [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

Reactivo	Ventajas	Desventajas	Comentarios/otros datos
Hidróxido sódico	<ul style="list-style-type: none"> • muy reactivo con gases ácidos • bajos consumos • baja producción de residuos sólidos 	<ul style="list-style-type: none"> • mayor coste/kg de reactivo • coste variable (trimestralmente) • forma sales solubles • muy corrosivo • olor en contacto con la humedad 	<ul style="list-style-type: none"> • sólo se usa en sistemas húmedos
Cal	<ul style="list-style-type: none"> • reactividad media (mayor reactividad con cal HSS) • posibilidad de operar a una mayor temperatura con cal HSS • menor coste/kg de reactivo • residuos de baja solubilidad • puede permitir recuperar yeso del lavador 	<ul style="list-style-type: none"> • el manejo puede ser problemático y el reciclaje complicado 	<ul style="list-style-type: none"> • los residuos de sistemas secos, intermedios y semisecos que utilizan cal son muy alcalinos
Caliza	<ul style="list-style-type: none"> • reactividad media • menor coste/kg de reactivo • residuos de baja solubilidad • puede permitir recuperar yeso de lavadores húmedos 	<ul style="list-style-type: none"> • emite CO₂, que debe desorberse mediante purga de un lavador de HCl 	<ul style="list-style-type: none"> • no se aplica ampliamente en IRSU • se usa principalmente en sistemas húmedos • a veces se utiliza en sistemas de lecho fluido
Bicarbonato sódico	<ul style="list-style-type: none"> • muy reactivo con SO₂ y HCl • bajos consumos (relación estequiométrica ~1,25) • baja producción de residuos, dependiendo de la estequiometría • la purificación y reutilización del residuo es posible y se aplica • eficaz en un amplio rango de temperaturas operativas (140-300°C, ver comentarios en datos operativos) • su amplio rango de temperaturas operativas y su eficacia con SO₂ puede aumentar la compatibilidad con la RCS • no requiere inyección de agua/control de humedad 	<ul style="list-style-type: none"> • residuo con parte muy soluble • los residuos sólidos solubles formados pueden ser problemáticos de eliminar (posible uso en industria química) • mayor coste que la cal por kg de reactivo • se requiere un dispositivo de reducción de tamaño y puede causar problemas de operatividad por ensuciamiento 	<ul style="list-style-type: none"> • 10-15 kg/t RSU incinerados sin ceniza volante y de caldera

Efectos sobre otros medios

Los factores más significativos sobre otros medios a tener en cuenta en la selección de reactivos son:

- cantidad de producción de residuos;
- posibilidades de reciclaje del residuo producido (externamente);
- naturaleza/composición del residuo y su impacto sobre la eliminación/reciclaje subsiguiente;
- producción y gestión de efluentes que contengan sales solubles.

Los residuos de cloruros de la eliminación de ácido clorhídrico del gas de combustión son muy solubles.

Datos operativos

Ver comentarios en la Tabla 4.51 anterior. El rango de temperaturas adecuado para el proceso seco con bicarbonato sódico está vinculado con el fenómeno de la transformación de bicarbonato sódico en carbonato sódico; este fenómeno aumenta la superficie y porosidad del reactivo y por tanto su reactividad. El fenómeno es observable a partir de temperaturas de unos 100°C, pero se requieren temperaturas más altas para asegurar que la cinética de la reacción sea aceptable. A partir de 140°C, la cinética es bastante rápida, con experiencia de aumentos ulteriores en la reactividad a temperaturas de 160-180°C. En algunos casos se utilizan sistemas mixtos de TGC: pueden operar con cal HSS o bicarbonato sódico. Aunque es menos optimizado desde el punto de vista operativo, esto permite controlar mejor los costes de los reactivos. [74, TWGComments, 2004]

Aplicabilidad

La aplicabilidad de esta técnica se evalúa en la tabla siguiente:

Tabla 4.52. Evaluación de la aplicabilidad de diversos reactivos alcalinos. [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

Criterios	Evaluación/comentarios
Tipo de residuos	<ul style="list-style-type: none"> • El NaOH es adecuado para concentraciones de entrada variables, ej. incineración de residuos
Rango de tamaño de planta	<ul style="list-style-type: none"> • Por motivos de coste, el NaOH es menos atractivo en plantas grandes que el CaCO_3
Nuevas/existentes	<ul style="list-style-type: none"> • Puede ser aplicable a ambas
Compatibilidad entre procesos	<ul style="list-style-type: none"> • El NaOH se utiliza sólo en sistemas húmedos
Factores de ubicación	<ul style="list-style-type: none"> • Las opciones de eliminación/reciclaje para los residuos producidos pueden tener influencia • el coste o disponibilidad local de los reactivos puede ser un factor importante.

Economía

Los costes asociados con los reactivos son un componente en la selección global del TGC y pueden no ser un factor crítico por sí mismos.

El coste global de los reactivos es producto tanto del coste unitario por kilogramo de reactivo y de la cantidad requerida (relación estequiométrica) como de la disponibilidad y coste de las opciones de tratamiento/eliminación de los residuos producidos. Por ejemplo, para sistemas secos de TGC, la cal tiene el menor coste por kilogramo de reactivo, pero las menores dosis (kg de reactivo por tonelada de residuos incinerados) necesarias con bicarbonato sódico significan que el coste efectivo de reactivo por unidad de residuos tratados será similar. Los precios relativos y la disponibilidad de opciones de tratamiento/eliminación pueden luego convertirse en un factor determinante.

En el anexo a este documento se facilita información y estimaciones adicionales sobre costes (ver Sección 10.2.4).

Se informa que los precios NaOH varían.

Motivo principal de aplicación

Los motivos principales para la elección de reactivos son:

- la capacidad para tratar los gases de combustión de los residuos incinerados en cuestión;
- la compatibilidad con el resto de la instalación/sistema de TGC;
- el coste del reactivo por tonelada de residuos incinerados;
- la disponibilidad y coste de las salidas para desecho/tratamiento del residuo producido.

Plantas de ejemplo

Cal, hidróxido sódico y caliza se utilizan en una amplia variedad de plantas de incineración en toda Europa y otras partes. El número total de plantas incineradoras en Europa que utilizan estos reactivos se estima que es superior a 100.

El TGC seco con bicarbonato sódico se utiliza en más de 130 plantas en más de 10 países europeos, así como en Japón (también se considera un proceso de referencia en Estados Unidos). [64, TWGComments, 2003]

En estas 130 plantas, hay unas 75 plantas de incineración:

- 36 plantas de incineración de residuos urbanos (aprox. 2 Mt/año de residuos urbanos);
- plantas incineradoras de residuos especiales (más de 500 kt/año de residuos especiales).

Otras plantas incineradoras utilizan bicarbonato sódico seco para neumáticos usados, lodos de depuradora y residuos clínicos:

- aprox. 35 en Francia;

- 44 en Italia;
- otras en Alemania, Bélgica, Portugal y Reino Unido.

El crecimiento en el uso de bicarbonato sódico seco es de unas 10 a 15 plantas nuevas cada año.

Referencias

[59, CEFIC, 2002, 64, TWGComments, 2003]

4.4.3.6. ADICIÓN DE LAVADO HÚMEDO COMO SISTEMA DE LIMPIEZA DE GASES DE COMBUSTIÓN DESPUÉS DE OTROS PROCESOS DE TGC

Descripción

Se puede considerar que la adición de un sistema de tratamiento final húmedo del gas de combustión es un tratamiento de limpieza después de otros sistemas que tratan gases ácidos, etc. Esta adición suele hacerse para controlar las emisiones de HCl y SO₂ cuando son elevadas o variables. [74, TWGComments, 2004]

Beneficios medioambientales que se consiguen

Mayor fiabilidad en la reducción de las emisiones de gases ácidos (HCl, HF, SO₂) a la atmósfera hasta el extremo inferior de los rangos que se muestran en 4.4.3.1.

Efectos sobre otros medios

Ver Sección 4.4.3.1.

Datos operativos

Ver Sección 4.4.3.1.

Aplicabilidad

Ver Sección 4.4.3.1.

Se aplica principalmente en plantas existentes en las que las emisiones de gases ácidos son altas o variables y se desea controlarlas hasta un nivel inferior. Especialmente adecuada cuando los residuos incinerados tienen una concentración elevada y variable de cloro y otros componentes que formen ácidos (ej: residuos peligrosos o residuos urbanos que incluyan residuos industriales).

Economía

Ver Sección 4.4.3.1. Dado que en este caso se trata de la adición de una etapa de limpieza adicional, los costes adicionales serán considerables.

Motivo principal de aplicación

Ver Sección 4.4.3.1 para los motivos de la aplicación de TGC húmedos en general.

Plantas de ejemplo

Información no facilitada.

Referencias

[64, TWGComments, 2003]

4.4.3.7. RECIRCULACIÓN DE RESIDUOS DE TGC EN EL SISTEMA DE TGC

Descripción

Los residuos recogidos en los filtros de manga utilizados para sistemas de TGC secos, semihúmedos y similares (ver también Secciones 4.4.3.2, 4.4.3.3, 4.4.3.4) contienen normalmente un porcentaje importante de reactivos de tratamiento de gases de combustión sin reaccionar, así como la ceniza volante y otros contaminantes eliminados de la corriente de gas. Una parte de los residuos acumulados puede recircularse dentro del sistema de TGC.

Debido a la recirculación, el tamaño del TGC suele aumentar para dar cabida al volumen adicional de materia recirculante.

Beneficios medioambientales que se consiguen

La recirculación de reactivos dentro del sistema tiene las siguientes ventajas:

- reducción del consumo de reactivo (en relación a sistemas secos y semihúmedos);
- reducción de la producción de residuos sólidos (hay menos reactivo sin reaccionar).

La reducción de las emisiones a la atmósfera es similar a las que ya se han indicado en la Sección 4.4.3.3.

Efectos sobre otros medios

Para esta técnica, los efectos sobre otros medios más significativos son:

- producción de residuos sólidos (aunque menos que sin recirculación);
- consumo de energía por el uso del filtro de manga.

En algunos casos se han reportado aumentos en las emisiones de Hg. Por ello, es necesario considerar los niveles de entrada de Hg y disponer suficiente capacidad de eliminación de Hg para su control.

Datos operativos

Las velocidades de inyección de reactivo y de purga de residuos deben optimizarse para evitar la saturación del adsorbente y la eventual penetración de sustancias (ej: Hg y PCDD/F adsorbidos sobre carbón).

Los niveles de humedad deben ser monitorizados para mantener la eficacia de adsorción de gases ácidos.

Tabla 4.53. Datos operativos asociados con el uso de recirculación de reactivos.

[57, Alstom, 2003] [64, TWGComments, 2003]

Criterios	Descripción de los factores que afectan a los criterios	Evaluación (Alta/Media/Baja)	Comentarios
Complejidad	<ul style="list-style-type: none"> se requieren unidades de proceso adicionales aspectos operativos críticos 	H/M	<ul style="list-style-type: none"> se requiere cuidado para asegurar una circulación efectiva de reactivo y control de la humedad
Flexibilidad	<ul style="list-style-type: none"> capacidad de la técnica para operar en una gama de condiciones de entrada 	H/M	<ul style="list-style-type: none"> un gran volumen intermedio de reactivo circulante aumenta la flexibilidad no tan flexible con respecto a variaciones de entrada como los sistemas húmedos
Capacitación técnica	<ul style="list-style-type: none"> notables requisitos de formación u organización del personal 	M/B	

La monitorización de HCl corriente arriba puede usarse para optimizar la dosificación de reactivo alcalino y agua.

Algunas partes del volumen del sistema de TGC deben ser mayores para dar cabida a las materias adicionales recirculadas.

Aplicabilidad

La aplicabilidad de esta técnica se evalúa en la tabla siguiente:

Tabla 4.54. Evaluación de la aplicabilidad de la recirculación de residuos. [57,

Alstom, 2003], [64, TWGComments, 2003]

Criterios	Evaluación/comentarios
Tipo de residuos	<ul style="list-style-type: none"> todos los residuos, excepto aquellos cuyas concentraciones de entrada sean muy variables, ej. residuos peligrosos comerciales, a menos que sea en combinación con otro sistema para otros contaminantes se aplica actualmente a RSU, RDF, residuos de madera
Rango de tamaño de planta	<ul style="list-style-type: none"> sin restricción
Nuevas/existentes	<ul style="list-style-type: none"> sin restricciones específicas se necesita que el filtro sea mayor que otros sistemas para dar cabida al reactivo recirculado
Compatibilidad entre procesos	<ul style="list-style-type: none"> compatible con sistemas de TGC que no sean húmedos
Factores de ubicación	<ul style="list-style-type: none"> se necesita espacio para un reactor más grande

Una alternativa a esta técnica, que también reduce el consumo de reactivo y la producción de residuos, es el uso de sistemas eficientes *de paso único*. Esto es, sistemas en los que el diseño y funcionamiento de la instalación sea tal que los

reactivos usados ya hayan reaccionado en gran medida (es decir, quede poco reactivo sin reaccionar) sin recirculación. Pueden realizarse análisis de los residuos de TGC para determinar las proporciones de reactivo reaccionado y sin reaccionar.

Economía

El tamaño del filtro de manga y el coste se ven incrementados debido a la mayor capacidad requerida para la recirculación de residuos.

Los costes operativos se reducen por el menor consumo de reactivos (menor relación estequiométrica en comparación con los sistemas secos) y menores costes de eliminación de residuos.

Motivo principal de aplicación

Esta técnica se aplica cuando:

- el consumo de reactivos requiere reducción específica;
- la producción de residuos debe reducirse.

Plantas de ejemplo

Existen procesos en: Suecia, Noruega, Alemania, Dinamarca y España.

Referencias

[57, Alstom, 2003], [64, TWGComments, 2003]

4.4.3.8. ADICIÓN DIRECTA DE REATIVOS ALCALINOS AL RESIDUO (DESULFURIZACIÓN DIRECTA)

Descripción

Esta técnica se ha descrito en la Sección 2.5.4.2. generalmente se aplica sólo a hornos de lecho fluidizado.

El reactivo alcalino reacciona en el horno con gases ácidos para reducir las cargas de ácidos del gas crudo que pasan a las etapas subsiguientes de limpieza de gases.

La adsorción dentro del horno a altas temperaturas es mucho más eficaz para SO₂ que para HCl; las principales aplicaciones son por lo tanto procesos con un contenido relativamente alto de SO₂, ej: incineración de lodo.

[74, TWGComments, 2004]

Beneficios medioambientales que se consiguen

Una cierta reducción de las cargas del gas crudo y de las emisiones y consumos asociados con el TGC más adelante en el proceso.

Efectos sobre otros medios

Para esta técnica, los efectos sobre otros medios más significativos son:

- consumo de reactivos en el horno;

- efectos sobre la calidad de la ceniza de fondo, ya que las sales y el exceso de reactivo se mezclan con ella;
- el cambio en la composición del gas de combustión (relación SO_2/HCl) puede afectar la eficacia de los sistemas de TGC corriente abajo, puede alterar el perfil de PCDD/F y causar problemas de corrosión en el TGC.

La adición de cal no sólo afectará la calidad de la ceniza de fondo, sino también la composición y resistividad de la ceniza volante (es decir, habrá más Ca y más compuestos sulfurosos y mayor dilución de contaminantes con la cantidad creciente de residuos de TGC). [64, TWGComments, 2003]

Datos operativos

La principal ventaja de esta técnica es que puede reducir los problemas de corrosión en la caldera. Dado que la relación estequiométrica es bastante alta, no mejora la eficacia global del TGC. [64, TWGComments, 2003]

Aplicabilidad

Aplicable sólo a sistemas de lecho fluidizado.

Economía

La reducción en los costes de tratamiento de los gases de combustión debe compararse con los costes de agregar el reactivo en una etapa más temprana.

Costes de inversión adicionales para realizar la inyección de reactivo en el horno/residuos a incinerar.

Motivo principal de aplicación

Se aplica en reconversión en plantas existentes en las que sólo hay capacidad limitada para aumentar la capacidad de limpieza de gases ácidos del sistema de TGC.

Plantas de ejemplo

Información no facilitada.

Referencias

[1, UBA, 2001] [64, TWGComments, 2003]

4.4.3.9. USO DE MONITORIZACIÓN DE GASES ÁCIDOS PARA LA OPTIMIZACIÓN DEL PROCESO DE TGC

Descripción

Utilizando un sistema de monitorización de HCl de respuesta rápida corriente arriba y/o abajo de sistemas de TGC secos y semihúmedos, es posible ajustar la operación del sistema de TGC de modo que la cantidad de reactivo alcalino utilizada esté optimizada para el punto de ajuste de emisiones de la operación.

La técnica se aplica normalmente como método adicional para controlar los picos de concentración, mediante la acumulación de una capa de reactivo en los filtros de manga, proporcionando asimismo un importante efecto tampón para fluctuaciones del reactivo.

Esta técnica no es relevante para lavadores húmedos, ya que el medio de lavado es agua, y el suministro de agua a un lavador húmedo se controla mediante las velocidades de evaporación y purga, no por la concentración de HCl en el gas crudo. [64, TWGComments, 2003]

A veces también se lleva a cabo la medición de SO₂ [64, TWGComments, 2003]. No obstante, el mero hecho evitar la penetración de HCl puede ser de ayuda para asegurar que haya disponible suficiente reactivo para permitir asimismo el control de SO₂ y, por tanto, reducir las emisiones máximas.

Beneficios medioambientales que se consiguen

- los picos de carga en el gas crudo pueden anticiparse y por tanto no producen elevadas emisiones a la atmósfera;
- el consumo de agente neutralizante puede reducirse, ajustándolo a la demanda;
- reducción de la cantidad de reactivo sin usar en los residuos finales.

Efectos sobre otros medios

No hay efectos significativos.

Datos operativos

El tiempo de respuesta del monitor debe ser rápido, para transmitir la señal de control al equipo de dosificación de reactivo a fin de ofrecer un tiempo de respuesta eficaz.

La resistencia a la corrosión de los monitores es esencial, ya que están situados en un entorno extremadamente agresivo. El ensuciamiento puede también ser un problema.

La variación en la dosificación de la capacidad de absorción del TGC puede hacerse:

- cambiando el caudal mediante bombas o husillos de dosificación de velocidad variable;
- cambiando la concentración de reactivo en sistemas semihúmedos – menores volúmenes de los tanques de mezcla mejora el ritmo de cambio de concentración.

Aplicabilidad

La aplicabilidad de esta técnica se evalúa en la tabla siguiente:

Tabla 4.55. Evaluación de la aplicabilidad de la monitorización del gas crudo para la optimización del TGC

Criterios	Evaluación/comentarios
Tipo de residuos	Particularmente adecuada para procesos de TGC secos, semihúmedos e intermedios con concentraciones de entrada de gases ácidos
Rango de tamaño de planta	La plantas más pequeñas puede beneficiarse más, ya que las entradas de residuos irregulares pueden ejercer una mayor influencia en los sistemas de menor capacidad
Nuevas/existentes	Adecuada a procesos nuevos y existentes, pero particularmente adecuada para reconversiones en las que deba optimizarse el control de gases ácidos.
Compatibilidad entre procesos	Aplicable principalmente a sistemas secos y semihúmedos
Factores de ubicación	No hay aspectos significativos

Esta técnica no es necesaria en general para procesos con lavadores húmedos debido a su mayor flexibilidad con respecto a las concentraciones de entrada de HCl.

Menos aplicable cuando los residuos están homogeneizados y con un buen control de calidad mediante operaciones de selección, mezcla o pretratamiento. Aplicable sobre todo cuando el control de calidad de los residuos a la entrada del horno es limitado.

Economía

Información no facilitada.

Motivo principal de aplicación

La técnica se aplica en reconversión de plantas existentes en las que se hayan registrado excesos puntuales de los límites de emisión.

La técnica también se incluye en el diseño de procesos nuevos.

Plantas de ejemplo

Se aplica en algunas incineradoras en Reino Unido y Francia.

Referencias

[17, ONYX, 2000] [64, TWGComments, 2003]

4.4.4. Reducción de las emisiones de óxidos de nitrógeno

Las medidas primarias son generalmente de gran importancia para reducir la formación de NO_x en la etapa de combustión. Han sido descritas anteriormente

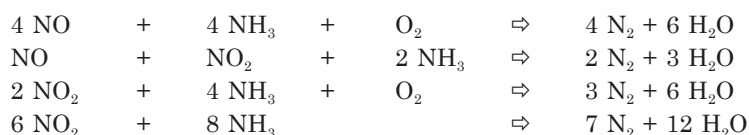
en este documento (ver 4.1 y 4.2). Hacen referencia principalmente a la gestión y preparación de los residuos a incinerar, y particularmente a las técnicas de tratamiento térmico aplicadas. Esta sección de BREF se ocupa de las técnicas que se aplican para la reducción de las emisiones de NO_x mediante la aplicación de técnicas (de eliminación) secundarias. En general, se aplican combinaciones de técnicas primarias y secundarias.

4.4.4.1. REDUCCIÓN CATALÍTICA SELECTIVA (RCS)

Descripción

Esta técnica ya ha sido descrita en la Sección 2.5.5.

Las reacciones más comunes de la RCS, que son catalizadas, son:



En incineración de residuos, la RCS se aplica generalmente después de la eliminación de partículas y limpieza de gases ácidos (los ejemplos de uso de esta técnica en gases con mucho polvo o suciedad son raros). Debido a ello, los gases de combustión normalmente deben ser recalentados después de las etapas anteriores de TGC (normalmente, la temperatura de salida de TGC es de 70 °C para sistemas húmedos, y de 120-180 °C para la mayoría de filtros de manga), para alcanzar la temperatura operativa para el sistema de TGC (ver abajo). La colocación de la RCS directamente después de un sistema de eliminación de partículas en caliente no es frecuente, aunque se utiliza en algunas plantas en Europa, y puede evitar las desventajas del recalentamiento de los gases de combustión a lo largo de toda la línea de TGC. [74, TWGComments, 2004]

Se reporta que el rango de temperaturas operativas para los sistemas de RCS [64, TWGComments, 2003] es de 180-450 °C. No obstante, los más común es que los sistemas operen en el rango de 230-320 °C. Las temperaturas operativas más bajas requieren generalmente gases de combustión más limpios a la entrada de la RCS. La concentración de SO₂ en los gases de combustión puede ser crítica, ya que puede producir envenenamiento del catalizador.

El catalizador se compone normalmente del portador (TiO₂) con sustancias activas añadidas (V₂O₅ y WO₃).

Beneficios medioambientales que se consiguen

Reducción de las emisiones a la atmósfera, generalmente como sigue:

Tabla 4.56. Niveles de emisión asociados con el uso de RCS. [1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 13, JRC(IoE), 2001, 60, Reimann, 2002]

Sustancias	Rango de eficacia de reducción (%)	Rangos de emisión alcanzados				Comentarios
		Promedio de ½ hora (mg/Nm³)	Media diaria (mg/Nm³)	Media anual (mg/Nm³)	Emisión específica (g/t entrada residuos)	
NO _x	>80 %	15-220	15-100	15-100	0,15-0,60	
NH ₃	n/a		<10			
N ₂ O	n/a					No facilitado

Además, si está específicamente diseñada (capa extra de catalizador, mayor temperatura operativa), la RCS puede destruir catalíticamente los PCDD/F (ver 4.4.5.3). Se consiguen eficacias de destrucción de un 98-99,9 %, lo que da emisiones de PCDD/F de orden de 0,05-0,002 ng/Nm³ TEQ.

La aplicación de RCS normalmente produce menores emisiones de NO_x que otras técnicas. Sus principales desventajas son su mayor coste de inversión y el consumo de energía (normalmente gas natural, fuel-oil ligero o vapor a alta presión), que se requiere para apoyar el recalentamiento de gases de combustión a la temperatura de reacción con el catalizador. La selección de sistemas que operen eficientemente en el extremo inferior de este rango de temperaturas y el uso de intercambio de calor reduce el requisito de energía adicional.

Efectos sobre otros medios

Para esta técnica, el efecto sobre otros medios más significativo es el requisito de energía para el recalentamiento de los gases de combustión. Sin embargo, la magnitud de este requisito puede reducirse si la temperatura operativa del catalizador es baja. No obstante, en tales casos, la regeneración del catalizador (normalmente se realiza externamente) requiere energía adicional para regenerar el catalizador mediante la sublimación de la sal generada. [74, TWGComments, 2004]

La demanda (y el coste) de energía de recalentamiento se reduce generalmente en gran medida mediante el uso de un intercambiador de calor que utiliza el calor del escape de la RCS para calentar la entrada de la RCS. Las pérdidas de energía, y por tanto la demanda adicional, quedan reducidas a las pérdidas del intercambio de calor y pérdidas radiantes. En casos en los que existe demanda de agua medianamente caliente, puede economizarse más instalando un intercambiador de calor adicional para la recuperación de la energía de salida de la RCS para su suministro. Este sistema se ha utilizado en SYSAV, Malmö, Suecia. [64, TWGComments, 2003]

Los dos esquemas siguientes muestran la aplicación de RCS corriente abajo de sistemas de TGC no húmedos (o sea, secos o semisecos) y de sistemas de TGC húmedos. Se dan los perfiles de temperatura. Se observa que el segundo sistema (con el TGC húmedo) incluye en este caso un paso adicional de intercambio de

Figura 4.7. Esquema de un sistema de RCS corriente abajo de un TGC no húmedo con intercambio de calor típico y perfiles de temperaturas

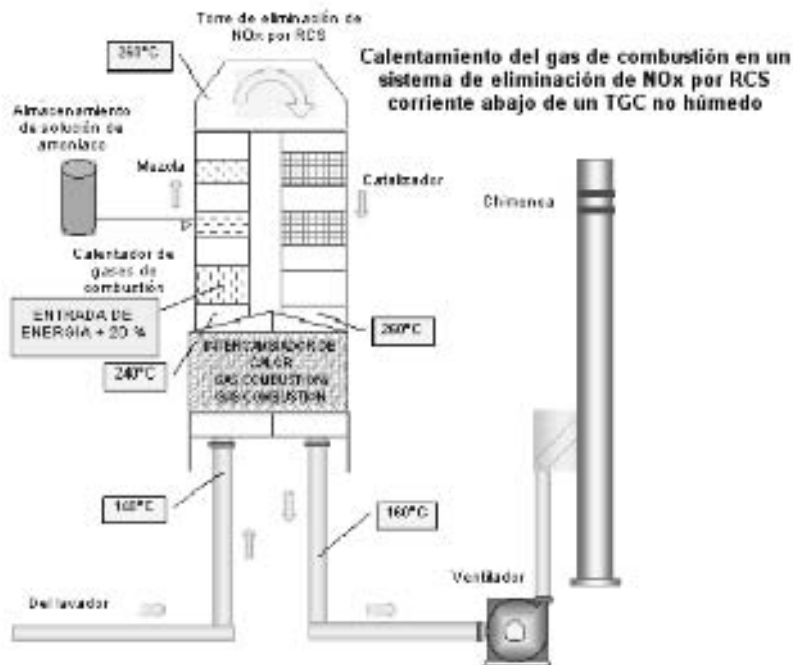
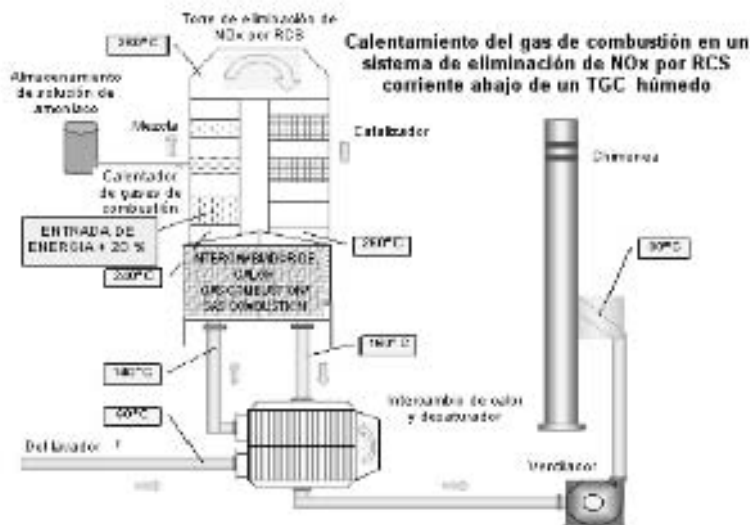


Figura 4.8. Esquema de un sistema de RCS corriente abajo de un TGC húmedo con intercambio de calor típico y perfiles de temperaturas



calor. Esta configuración reduce el requisito de aporte de energía adicional, pero produce una descarga final de gases de combustión más fría. La descarga final más fría en chimenea puede hacer necesarias medidas especiales para evitar la corrosión de la chimenea, y puede aumentar la visibilidad del penacho.

Los índices de consumo de reactivo (normalmente solución de amoníaco) son menores con esta técnica que con RNCS.

Los efectos sobre otros medios se detallan en la tabla siguiente:

Tabla 4.57. Efectos sobre otros medios asociados con el uso de RCS. [1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 13, JRC(IoE), 2001, 60, Reimann, 2002] [74, TWGComments, 2004]

Criterios	Unidades	Rango de valores	Comentarios
Consumo de energía	kWh/t entrada residuos	65-100 térmica 10-15 eléctrica	Térmica se refiere a recalentamiento, eléctrica a la caída de presión adicional en el catalizador
Consumo de reactivos	kg/t entrada residuos	3,2 (3,6l)	Solución de amoníaco al 25 %
Estequiometría de los reactivos	Relación	1-1,1	La cifra se refiere a la concentración de contaminantes de entrada.
Residuo-tipo			Catalizador agotado cuando se cambia
Residuo-cantidad	kg/t entrada residuos	0,01	
Consumo de agua	l/t entrada residuos		Insignificante
Producción de efluente	l/t entrada residuos		Ninguna
Visibilidad penacho	+/-	–	Reducida, debido al recalentamiento aplicado con la RCS

Nota: los datos de esta tabla intentan indicar el rango operativo típico. Las cantidades precisas de residuos y efluentes producidos dependerán de muchos factores, incluidas las concentraciones en los gases crudos (relacionadas con los residuos incinerados), caudales, concentraciones de reactivos, etc.

Datos operativos

Tabla 4.58. Datos operativos asociados con el uso de RCS

Criterios	Descripción de los factores que afectan a los criterios	Evaluación (Alta/Media/Baja) o datos	Comentarios
Complejidad	<ul style="list-style-type: none"> se requieren unidades de proceso adicionales aspectos operativos críticos 	A	Se requiere unidad de proceso adicional
Flexibilidad	<ul style="list-style-type: none"> capacidad de la técnica para operar en una gama de condiciones de entrada 	A	Normalmente se consiguen altos índices de reducción. Sensible a las concentraciones de entrada de SO ₂ , SO ₃ y P. Reducción multifuncional de NO _x y PCDD/F
Capacitación técnica	<ul style="list-style-type: none"> notables requisitos de formación u organización del personal 	A/M	

La temperatura del catalizador tiene un importante efecto sobre (la velocidad relativa de) las reacciones. El rango de temperatura óptimo para reducción catalítica depende del tipo de catalizador utilizado, pero generalmente está entre 200 y 350°C. Otros tipos de catalizadores tienen temperaturas óptimas más bajas. [2, infomil, 2002] [64, TWGComments, 2003]

Generalmente, una menor temperatura operativa del catalizador produce una velocidad de reacción más baja (los índices de reducción de NO se ven relativamente más reducidos por la temperatura más baja que los índices de NO₂) y un posible desprendimiento de amoníaco. Una temperatura más alta produce un tiempo de catalizador más corto y puede producir la oxidación del NH₃ y la producción de NO_x adicional [2, infomil, 2002].

Los sistemas de RCS con temperaturas más bajas son generalmente menos eficaces para la destrucción de PCDD/F, por lo que pueden ser necesario catalizadores adicionales. Los sistemas con temperaturas más bajas requieren por lo general una entrada de gases de combustión más limpios, siendo de particular interés valores bajos de SO₂. [64, TWGComments, 2003]

La RCS de baja temperatura operativa requiere un dispositivo automático de limpieza (ej: soplane de hollín con aire). Se requiere una regeneración regular para eliminar las sales de amonio. La frecuencia de regeneración en sistemas de menor temperaturas puede ser de hasta cada 1000 horas. A esta frecuencia, esto puede ser un factor crítico desde el punto de vista operativo, ya que puede producir elevados niveles de contaminantes (HCl y SO₂) en el gas de combustión final. [74, TWGComments, 2004]

Los beneficios medioambientales conseguidos dependerán de la posición en el conjunto del sistema de TGC. Si la RCS está delante del lavador, la eficacia de reducción de NO_x puede ser menor, produciendo valores de emisión de NO_x superiores a los presentados en la Tabla 4.47. [74, TWGComments, 2004]

Catalizadores

[2, infomil, 2002] Los criterios para determinar el tipo de catalizador a utilizar son:

- temperatura del gas de combustión;
- reducción de NO_x requerida;
- fuga de amoníaco permisible;
- oxidación permisible del dióxido de azufre;
- concentración de contaminantes;
- vida útil del catalizador;
- requisitos de destrucción adicional de PCDD/F gaseosos;
- concentración de partículas en el gas de combustión.

[74, TWGComments, 2004]

Los siguientes tipos de degradación limitan la vida útil de los catalizadores:

- envenenamiento: la zona activa del catalizador se ve bloqueada por un componente que se fija fuertemente sobre el mismo;
- deposición: cuando los poros se ven bloqueados por pequeñas partículas de sales condensadas, como bisulfato amónico (NH_4HSO_4). Puede limitarse mediante la reducción de SO_x a la entrada, y puede ser parcialmente reversible calentando el catalizador;
- sinterizado: cuando, debido a temperaturas demasiado elevadas, la microestructura del catalizador se destruye;
- erosión: debida a daños físicos causados por sólidos y partículas.

Se reportan vidas útiles de tres a cinco años para catalizadores.

Las gotas existentes a la salida del sistema de lavador, que causan la deposición de sales, se consideran un factor crítico que aumenta la velocidad de degradación del catalizador.

Nota: La *vida útil del catalizador* es el número de horas hasta que el catalizador no puede conseguir la reducción de NO_x requerida sin exceder una determinada fuga máxima de NH_3 . En consecuencia, cuando se decide aplicar la técnica de RCS, debe garantizarse un límite de emisión tanto de NO_x como de NH_3 .

Aplicabilidad

La aplicabilidad de esta técnica se evalúa en la tabla siguiente:

Tabla 4.59. Evaluación de la aplicabilidad de RCS

Criterios	Evaluación/comentarios
Tipo de residuos	<ul style="list-style-type: none"> • puede aplicarse a cualquier tipo de residuos a incinerar
Rango de tamaño de planta	<ul style="list-style-type: none"> • puede aplicarse a cualquier tamaño de planta, aunque la mayoría de veces con plantas medias o grandes, por motivos económicos
Nuevas/existentes	<ul style="list-style-type: none"> • con frecuencia es un proceso final que puede aplicarse a procesos nuevos y existentes
Compatibilidad entre procesos	<ul style="list-style-type: none"> • requiere principalmente la eliminación previa del gas de combustión, y puede también requerir la eliminación de SO_2/SO_3. También puede ser necesaria la eliminación de HCl • se requiere una temperatura de entrada mínima • el uso de RCS puede permitir reducir las emisiones de NO_x sin técnicas adicionales, si se aplican VLE más bajos
Factores de ubicación	<ul style="list-style-type: none"> • los lugares con alta sensibilidad a los NO_x pueden beneficiarse de las reducciones adicionales de NO_x alcanzables con esta técnica • se requiere espacio para la unidad de proceso adicional

Economía

La información sobre costes de inversión para esta técnica se muestra en la tabla siguiente:

Tabla 4.60. Costes de inversión estimados de distintos componentes de sistemas típicos semihúmedos de TGC, utilizando RCS y RNCS. [12, Achternbosch, 2002]

Componentes del TGC	Coste de inversión estimado (millones de EUR)	Comentarios
Filtro de manga	2	
Secador por atomización	1-1,5	
RNCS/enfriador por evaporación/inyección de reactivo/filtro de manga	7	Ejemplo de combinación típica
Enfriador por evaporación/inyección de reactivo/filtro de manga/RCS	10	Ejemplo de combinación típica

Coste estimados para una IRSU de 2 líneas con capacidad total de 200K t/año

La Tabla 4.60 anterior muestra, para la planta descrita (ambas líneas usan tecnología semihúmeda), un aumento del coste de inversión del orden de 3 millones de € usando RCS en lugar de RNCS.

Los costes de inversión de una RCS para una IRSU de dos líneas y 200000 t/año se estiman en 4 millones de €. Esta cifra se compara con alrededor de 1 millón de € para RNCS. [12, Achternbosch, 2002].

Un reciente estudio sobre eliminación de NO_x muestra que el coste de inversión de una unidad de RCS para una planta de 15 t/h (es decir, 100000 t/año) es del orden de 7,5-9,5 millones de €. [74, TWGComments, 2004]

[2, Infomil, 2002] Los costes operativos de la eliminación de una tonelada de NO_x están entre 1000 y 4500 €, con una tendencia a la baja de los costes. Si este coste se asigna a los costes de proceso por tonelada de residuos incinerados, corresponde a 5-7,7 €. Los costes operativos de la RNCS son en general un 25-40 % inferiores a los de la RCS (dependiendo del reactivo de RNCS, la temperatura de RCS, precalentamiento, etc.). [13, JRC(IoE), 2001] [74, TWGComments, 2004]

Las plantas grandes con elevados caudales de gas y economía de escala pueden soportar mejor la carga de coste adicional de la RCS, ya que el coste se distribuye en una mayor cantidad de residuos.

El recalentamiento para RCS puede efectuarse con vapor a alta presión. En instalaciones en las que se perciben bajos ingresos por esta energía (en forma de calor o convertida en electricidad), su uso para recalentamiento supone una menor pérdida de ingresos (es decir, coste) que cuando se perciben altos ingresos. De esto se deriva que los costes operativos de la RCS pueden ser efectivamente inferiores en las plantas que perciben menores ingresos por la fracción de energía de presión media y alta.

Ejemplo: Nueva línea de IRSO en el sur de Suecia 2002/2003

El coste de inversión de RCS para una nueva línea de IRSU (precio en 2002) de 25 t/h (caudal de gas aprox. 150000 m³/h) se ha estimado en 5-7 millones de €. Hay una cierta incertidumbre acerca de este coste, ya que la RCS se adquirió como parte de un paquete global de TGC.

Para este ejemplo, la estructura de costes para decidir el uso de RCS se derivó de los siguientes cálculos:

Gastos evitados

Reducción de tasas sobre NO_x gracias a la reducción de emisiones (estas tasas se aplican en Suecia a razón de 4500 €/t NO_x).

La destrucción de PCDD/F gaseosos puede significar un ahorro en otras medidas para el control de PCDD/F (ver Sección 4.4.5.3) [74, TWGComments, 2004]

Costes incurridos

Financiación del mayor coste de inversión de RCS + pérdida de ingresos del calor/vapor utilizado para RCS que de otro modo se vendería + consumo adicional de reactivo o costes de sustitución del catalizador.

Motivo principal de aplicación

Esta técnica se ha aplicado cuando:

- los valores de permiso para NO_x son inferiores a 100 mg/Nm³;
- grandes plantas han sido identificadas como contribuyentes locales significativos a las emisiones de NO_x;
- se aplican tasas sobre emisión de NO_x que hacen que la técnica sea económicamente favorable;
- hay disponible vapor a alta presión para el recalentamiento del gas de combustión (esto reduce los costes operativos cuando se perciben bajos ingresos por la energía producida).

Plantas de ejemplo

La RCS se utiliza ampliamente en el sector de la incineración de residuos. Hay ejemplos en D, A, NL, B, Japón y otros países.

Los datos facilitados por la FEAD muestran que al menos 43 de un total aprox. de 200 IRSU europeas estudiadas utilizan RCS.

La RCS se aplica en IRP comerciales e industriales, particularmente en Alemania.

Referencias

[1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 3, Austria, 2002, 13, JRC(IoE), 2001, 60, Reimann, 2002, 61, SYSAV, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.4.4.2. REDUCCIÓN NO CATALÍTICA SELECTIVA (RNCS)

Descripción

Esta técnica ya se ha descrito en la Sección 2.5.5.2.1.

[2, infomil, 2002] En el proceso de RNCS, se inyecta amoníaco (NH_3) o urea ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$) el horno para reducir las emisiones de NO_x . El NH_3 reacciona más eficazmente con NO_x entre 850 y 950 °C, aunque con urea se alcanzan temperaturas efectivas de 1050 °C. Si la temperatura es demasiado alta, una reacción de oxidación en competencia genera NO_x no deseado. Si la temperatura es demasiado baja, o el tiempo de reacción para la reacción entre NH_3 y NO_x es insuficiente, la eficiencia de reducción de NO_x disminuye, y puede aumentar la emisión de amoníaco residual. Esto se conoce como *fuga de NH_3* . Siempre se produce una cierta fuga de amoníaco debido a la reacción química. La fuga adicional de NH_3 puede ser causada Por un exceso de reactivo o una mala optimización de la inyección de reactivo. [74, TWGComments, 2004]

Beneficios medioambientales que se consiguen

Reducción de las emisiones a la atmósfera, como sigue:

Tabla 4.61. Niveles de emisión asociados con el uso de RNCS. [1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 3, Austria, 2002, 12, Achternbosch, 2002, 60, Reimann, 2002]

Sustancias	Rango de eficacia de reducción (%)	Rangos de emisión alcanzados				Comentarios
		Promedio de ½ hora (mg/Nm³)	Media diaria (mg/Nm³)	Media anual (mg/Nm³)	Emisión específica (g/t entrada residuos)	
NO_x	30-75 %	150-400	80-180	70-180	0,4-1,2	Varía con la dosificación, los residuos y el tipo de incinerador
NH_3	n/a		5-30			Menor cuando se usan lavadores. Ver notas al pie
N_2O	n/a		10-30			Ver notas al pie de esta tabla

Notas:

Las emisiones de N_2O aumentan rápidamente con las mayores dosis de reactivos requeridas para alcanzar emisiones de NO_x por debajo de 120 mg/Nm³

Las emisiones de N_2O dependen de la temperatura de reacción (horno) y del reactivo. Generalmente se obtienen emisiones de N_2O más altas con urea que con amoníaco. Con urea, las emisiones de N_2O pueden ser mayores.

Para conseguir mayores % de eficacia de reducción de NO_x , se requiere mayor dosificación de reactivo, lo que puede producir una mayor fuga de NH_3 ; con TGC húmedo corriente abajo, el NH_3 puede ser absorbido luego, pero se requerirán medidas para tratar su presencia en el agua residual, como desorción de NH_3 .

La principal fuente de emisiones de N_2O en la RNCS es el uso de urea en lugar de amoníaco (que produce una emisión de N_2O 2-2.5 veces mayor que en el caso de reducción con amoníaco). Para reducir la formación de N_2O , es por lo tanto importante optimizar la elección del reactivo (urea o amoníaco) y controlar las condiciones de proceso (especialmente la mezcla de gases, temperatura y fuga de amoníaco). [64, TWGComments, 2003]

Se ha reportado que la aplicación de RNCS puede también reducir la formación de PCDD/F (aunque no se ha presentando evidencia cualitativa de ello). [64, TWGComments, 2003]

Efectos sobre otros medios

Los efectos sobre otros medios e detallan en la tabla siguiente:

Tabla 4.62. Efectos sobre otros medios asociados con el uso de RNCS. [60, Reimann, 2002]

Criterios	Unidades	Rango de valores alcanzados	Comentarios
Consumo de energía	kWh/t entrada residuos	45-50 térmica	Efecto refrigerante de la inyección en el horno
Consumo de reactivos	kg/t entrada residuos	8,5 (9,5 l)	Solución de amoníaco al 25 %
Estequiometría de los reactivos	Relación	2-3	
Residuo-tipo			Ninguno
Residuo-cantidad	kg/t entrada residuos		Ninguno
Consumo de agua	l/t entrada residuos		Insignificante
Producción de efluente	l/t entrada residuos		Ninguno
Visibilidad penacho	+/-	0	Sin efecto significativo

Para esta técnica, los aspectos de efectos sobre otros medios más significativos son:

- consumo de energía (menor que en la RCS);
- posible reducción de N_2O (alto potencial de calentamiento global) y fuga de amoníaco si el proceso de RNCS no está bien controlado;
- consumo de reactivo (mayor que en la RCS);
- la fuga de amoníaco puede contaminar los residuos y el agua residual; es posible recuperar amoníaco.

En sistemas de TGC semisecos, intermedios y secos a base de cal, la fuga de NH_3 es absorbida por el $CaCl_2$ formado de la eliminación de HCl. Si este residuo

es posteriormente expuesto al agua, se liberará el NH_3 . Esto puede tener consecuencias respecto al tratamiento de residuos corriente abajo o la estabilización de cementos.

En sistemas húmedos, puede ser necesario un desorbedor de amoníaco para cumplir con las normas locales de vertido de efluentes, o para asegurar una precipitación adecuada ej: de Cd y Ni del agua residual de proceso. La adición de un proceso de este tipo añade complejidad operativa y coste.

Datos operativos

Tabla 4.63. Datos operativos asociados con el uso de RNCS

Criterios	Descripción de los factores que afectan a los criterios	Evaluación (Alta/Media/Baja) o datos	Comentarios
Complejidad	<ul style="list-style-type: none"> se requieren unidades de proceso adicionales aspectos operativos críticos 	M	<ul style="list-style-type: none"> se requiere equipo de inyección de reactivos, pero no reactores separados (a diferencia de la RCS) importante optimizar la temperatura e inyección de reactivos
Flexibilidad	<ul style="list-style-type: none"> capacidad de la técnica para operar en una gama de condiciones de entrada 	M	<ul style="list-style-type: none"> buenas reducciones de NO_x en el rango de concentraciones de entrada
Capacitación técnica	<ul style="list-style-type: none"> notables requisitos de formación u organización del personal 	M	<ul style="list-style-type: none"> se requiere cuidado para controlar y optimizar las velocidades de inyección

[64, TWGComments, 2003]

Los principales factores que influyen sobre la eficacia son:

- la mezcla de los reactivos con los gases de escape;
- la temperatura y;
- el tiempo de residencia en la ventana de temperatura apropiada.

El aumento de la dosis de reactivo generalmente produce una reducción de las emisiones de NO_x . Sin embargo, puede aumentar la fuga de amoníaco y las emisiones de N_2O (particularmente con urea).

La fuga de amoníaco es absorbida si se utilizan lavadores húmedos. También puede eliminarse de la corriente de efluente mediante un desorbedor de amoníaco –aunque esto añade complejidad a la operación y aumenta los costes de inversión y costes operativos–. [74, TWGComments, 2004] El amoníaco regenerado puede luego usarse como materia prima para el proceso de RNCS (ver también el comentario en efectos sobre otros medios relativo a las descargas de efluentes, si las hay).

Generalmente, las concentraciones de N_2O aumentan al disminuir las de NO_x . En condiciones desfavorables, puede alcanzarse niveles de más de 50 mg/m^3 , mientras que en condiciones favorables los niveles están por debajo de 10 mg/m^3 . Para reducir la formación de N_2O , es por tanto importante optimizar y controlar las condiciones de proceso.

La cantidad de NH_3 inyectado depende de la concentración de NO_x en el gas crudo, así como de la reducción de NO_x requerida. El NH_3 se introduce en el gas de combustión mediante la inyección de una solución acuosa de amoníaco. Las soluciones (concentradas o diluidas) más comúnmente usadas son de hidróxido amónico (NH_4OH) o urea ($CO(NH_2)_2$). El uso de urea es eficaz para unidades relativamente pequeñas, ya que la urea puede almacenarse como sólido (en sacos) y así se evita el almacenamiento de amoníaco (incluidas las correspondientes medidas de seguridad). Para unidades más grandes, el uso de amoníaco suele ser más eficaz.

Una mezcla eficaz de los reactivos y del NO_x en el gas de combustión es esencial para alcanzar una buena eficiencia de eliminación de NO_x . Para conseguir una temperatura óptima y compensar las fluctuaciones en la temperatura, pueden instalarse varios grupos de inyectores a distintos niveles en el horno, normalmente en el primer paso.

En principio, la RNCS puede aplicarse cuando hay una ventana de temperatura del orden de $850\text{-}1050^\circ\text{C}$. En la mayoría de plantas incineradoras, esta ventana se produce en el parte superior del horno.

Los sistemas de RNCS funcionan mejor en condiciones operativas constantes (igual distribución de amoníaco y concentración de NO_x). Cuando las condiciones operativas no son uniformes, puede producirse fuga de amoníaco (emisión excesiva de amoníaco), tratamiento inadecuado de NO_x , o formación de N_2O .

Aplicabilidad

La aplicabilidad de esta técnica se evalúa en la tabla siguiente:

Tabla 4.64. Evaluación de la aplicabilidad de RNCS

Criterios	Evaluación/comentarios
Tipo de residuos	Cualquiera
Rango de tamaño de planta	Cualquiera
Nuevas/existentes	La localización de los puntos de inyección puede ser problemática en algunas plantas existentes
Compatibilidad entre procesos	Es posible aplicar las mayores dosificaciones (y por tanto las menores emisiones de NO_x) sin fuga de amoníaco si se utiliza lavado húmedo corriente abajo (que absorbe el exceso de amoníaco). En tales casos puede ser necesario un desorbador de amoníaco para reducir los niveles de NH_3 en el efluente: el NH_3 desorbido puede realimentarse a la inyección de la RNCS.

La eficacia máxima de reducción normal de esta técnica es aprox. un 75 %. Por consiguiente, la RNCS no suele utilizarse cuando se requieren reducciones de un porcentaje superior; típicamente, esto puede corresponder a niveles de emisión por debajo de 100 mg/Nm³ (media diaria). Las mayores dosis de reactivo necesarias para alcanzar índices de reducción de más del 75 % significan que alcanzar una fuga de amoníaco de <10 mg/Nm³ puede requerir el uso de medidas adicionales, como el uso de lavado húmedo corriente abajo, y luego pueden también requerirse técnicas para controlar los niveles de amoníaco en el efluente, como desorción. [74, TWGComments, 2004]

Economía

Los aspectos claves de esta técnica son:

- los costes de inversión son considerablemente menores que para RCS (ver Tabla 4.60);
- con la adición de un desorbedor de amoníaco, los costes de inversión siguen siendo un 10-30 % inferiores a los de la RCS;
- los costes de consumo de reactivo son superiores a los de la RCS;
- los costes operativos son inferiores a los de la RCS, principalmente debido al menor consumo de energía para recalentamiento del gas.

Los costes de inversión para RNCS en una IRSU de dos líneas y 200000 t/año se estiman en 1 millón de €. Esto se compara con alrededor de 4 millones € para RCS. [12, Achternbosch, 2002]

Motivo principal de aplicación

Esta técnica se aplica cuando:

- se han establecido VLE entre 100 y 200 mg/Nm³ de media diaria;
- no hay espacio disponible para RCS;
- se dispone de posiciones adecuadas para la inyección de reactivo (incluidos requisitos de temperatura).

Si es permisible el vertido de efluente rico en amoníaco, el uso de esta técnica con un sistema húmedo de TGC será más económico, ya que no será necesario un desorbedor de amoníaco. Esto no es aplicable a otros sistemas de TGC que no producen efluentes.

Plantas de ejemplo

Ampliamente aplicada en Europa.

Referencias

[1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 3, Austria, 2002, 12, Achternbosch, 2002, 60, Reimann, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.4.4.3. OPTIMIZACIÓN DE LA ELECCIÓN DE REACTIVO PARA REDUCCIÓN DE NO_x MEDIANTE RNCS

Descripción

Los reactivos usados para RNCS son amoníaco y urea. Las ventajas y desventajas de su elección se detallan en la tabla siguiente. La elección de reactivo debe tener en cuenta una serie de factores de proceso, operativos, de costes y de eficacia para asegurar que se seleccione el reactivo óptimo para la instalación en cuestión.

Tabla 4.65. Ventajas y desventajas del uso de urea y amoníaco para RNCS. [62, Tyseley, 2001] [64, TWGComments, 2003]

Reactivo	Ventajas	Desventajas
Amoníaco	<ul style="list-style-type: none"> • mayor potencial de reducción de picos de NO_x (si está bien optimizado) • menores emisiones de N_2O (10-15 mg/Nm³) 	• rango de temperaturas más estrecho (850-950 °C), por lo que se requiere una mayor optimización
		• mayor riesgo de almacenamiento y manipulación
		• mayor coste por tonelada de residuos
		• fuga de amoníaco aprox. 10 mg/Nm ³
Urea	<ul style="list-style-type: none"> • rango de temperaturas más amplio (540-1000 °C), por lo que el control de temperatura es menos crítico • menor riesgo de almacenamiento y manipulación • menor coste por tonelada de residuos 	• olor de los residuos en contacto con la humedad
		• menor potencial de reducción de picos de NO_x (en comparación con amoníaco optimizado)
		• mayores emisiones de N_2O (25-35 mg/Nm ³) y por tanto potencial de calentamiento global
		• fuga de amoníaco aprox. 1 mg/Nm ³

Note: El menor coste de la urea es más significativo en plantas relativamente pequeñas. Para plantas grandes, el mayor coste de almacenamiento del amoníaco puede verse compensado por el menor coste químico.

Los procesos nuevos pueden estar específicamente diseñados para conseguir condiciones de combustión estables y predecibles, y seleccionar puntos de inyección óptimos para el reactivo que permitan asegurar las ventajas del uso de amoníaco (es decir, mayor reducción de picos de NO_x con más bajas emisiones de N_2O). Los procesos existentes que tengan perfiles de combustión y temperatura del horno estables y bien controlados podrán también aprovechar al máximo esta ventaja.

Los procesos existentes que experimenten dificultades en la estabilización de las condiciones de combustión (ej: por motivos de diseño, control o tipo de residuos) es menos probable que estén en una posición para optimizar la inyección de reactivo (posición, temperatura, mezcla) y por tanto pueden beneficiarse del uso de urea. No obstante, si se prevén temperaturas de más de 1000 °C, la velocidad de producción de N_2O con urea se hace más significativa.

En los casos en que las ventajas y desventajas estén muy equilibradas, los riesgos de almacenamiento y manipulación pueden tener mayor impacto en la elección del reactivo final.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Ambos reactivos producen reducciones en las emisiones de NO_x . La selección del reactivo más adecuado a las características de combustión del horno producirá la reducción de emisiones más eficaz, es decir, reducción efectiva de NO_x con mínima fuga de amoníaco y producción de N_2O .

Efectos sobre otros medios

La optimización de la elección del reactivo debe producir la optimización de la reducción de NO_x con mínima fuga de amoníaco y emisiones de N_2O .

Datos operativos

Tener una buena comprensión de los perfiles de temperatura en la cámara de reacción es fundamental para la elección del reactivo.

La reacción de urea/ N_2O depende mucho de la temperatura, hasta un 18 % de los NO_x eliminados aparecen en forma de N_2O a 1000°C (aunque insignificante a 780°C).

Aplicabilidad

La consideración del reactivo a utilizar es aplicable a todas las situaciones en las que se emplee reducción de NO_x mediante RNCS.

Economía

Se reporta que el amoníaco es marginalmente más caro de usar que la urea. Los requisitos de manipulación y almacenamiento para amoníaco líquido, gas y en solución son generalmente más estrictas y, por tanto, más caros que para la urea, que puede almacenarse como sólido. Esto contribuye a crear un diferencial de precio entre ambos reactivos.

El almacenamiento de más de 50 toneladas de amoníaco gaseoso está regulado por las Directiva COMAH. Esto puede causar costes adicionales debido a los requisitos de las autoridades locales y procedimientos de solicitud de permisos. En la mayoría de casos, el amoníaco se utiliza en forma de solución. También hay algunos requisitos de seguridad, pero son menos estrictos que con amoníaco gas o líquido.

El menor coste de la urea sólo es válido para plantas relativamente pequeñas. En plantas más grandes, el mayor coste de amoníaco puede quedar plenamente compensado por su menor coste químico.

Motivo principal de aplicación

Los requisitos para reducir de forma eficaz los NO_x , sin excesiva emisión de N_2O , que tiene un gran potencial de efecto invernadero (310 veces mayor que el CO_2).

Plantas de ejemplo

La RNCS se aplica ampliamente en Europa.

Referencias

[62, Tyseley, 2001] [64, TWGComments, 2003]

4.4.4.4. SUSTITUCIÓN DE AIRE SECUNDARIO POR GASES DE COMBUSTIÓN RECIRCULADOS

Ver Sección 4.2.12.

4.4.5. Reducción de las emisiones de PCDD/F

Para la mayoría de residuos incinerados, no es posible que la incineración cumpla los límites de emisión de la Directiva 2000/76/CE ($0,1 \text{ ng/Nm}^3$) sólo mediante el uso de medidas primarias (es decir, relacionadas con la combustión). Por consiguiente, son necesarias medidas secundarias (de eliminación). En general, la obtención de estos niveles de emisión comporta el uso de una combinación de técnicas primarias para reducir la producción de PCDD/F, y de medidas secundarias para una reducción ulterior del nivel de emisión a la atmósfera. [64, TWGComments, 2003]

4.4.5.1. TÉCNICAS PRIMARIAS PARA LA PREVENCIÓN DE PCDD/F

Las técnicas primarias no se tratan en esta sección (que trata sobre aspectos de TGC), sino en otras secciones, según se detalla más abajo.

La principal prevención de la formación de PCDD/F en incineradoras de residuos es un proceso de combustión bien controlado, que prevenga la formación de precursores. Las técnicas aplicables para mejorar los aspectos relacionados con la combustión que normalmente mejoran la combustión, incluida una reducción del riesgo de producción de PCDD/F, se detallan en secciones anteriores de este capítulo. En particular, en las siguientes secciones:

4.1 Prácticas generales aplicadas antes de la etapa de tratamiento térmico
Esta sección tiene relevancia, ya que trata del control y la preparación de los residuos antes de su incineración. Las mejores características de combustión y conocimiento del residuo que se derivan de la aplicación de estas técnicas contribuyen a mejorar el control de la combustión y, por lo tanto, reducen los riesgos de formación de PCDD/F.

4.2 Proceso térmico
Como ya se ha indicado en el párrafo anterior, una combustión bien controlada facilita la destrucción de los PCDD/F y precursores, que ya pueda haber en los residuos, y evita la formación de precursores. Las técnicas detalladas en esta sección, aplicables a los residuos/instalaciones en cuestión, son de importancia clave para la reducción primaria de las emisiones de PCDD/F a todos los medios.

4.3 Recuperación de energía
En las zonas de recuperación de energía de la instalación de incineración, el aspecto más importante desde el punto de vista de PCDD/F es la prevención de la reformación. En particular, la presencia de sustancias y determinados diseños de las zonas de temperatura que puedan incrementar el riesgo de formación de PCDD/F son de especial importancia. Las técnicas detalladas en la sección de recuperación de energía de este capítulo incluyen la consideración de los aspectos de PCDD/F.

Por consiguiente, las secciones que siguen (es decir, las de esta sección 4.4.5) sólo tratan los aspectos de PCDD/F relevantes al sistema de TGC, ya que se considera que las medidas primarias se tratan en otras secciones, como ya se ha comentado. [64, TWGComments, 2003]

4.4.5.2. PREVENCIÓN DE LA REFORMACIÓN DE PCDD/F EN EL SISTEMA DE TGC

Descripción

La reducción del tiempo de residencia del gas cargado de partículas en la zona de temperatura de 450 a 200°C reduce el riesgo de formación de PCDD/F y compuestos similares.

Si se utilizan etapas de eliminación de partículas en este rango de temperaturas, el tiempo de residencia de la ceniza volante en el mismo se prolonga, aumentando el riesgo de formación de PCDD/F. Los dispositivos de eliminación de partículas en las zonas con alto nivel de partículas (normalmente precipitadores electrostáticos y algunos filtros de manga), utilizados a temperaturas por encima de 200°C, aumentan el riesgo de formación de PCDD/F. Por lo tanto, las temperaturas a la entrada de la etapa de eliminación de partículas deben estar controladas por debajo de 200°C. Esto puede conseguirse mediante:

- enfriamiento adicional en la caldera (el diseño de la caldera en el rango de 450-200°C debe limitar el tiempo de residencia para evitar transferir el problema corriente arriba);
- adición de una torre de atomización para reducir la temperatura de la salida de la caldera a menos de 200°C para las etapas subsiguientes de limpieza de partículas;
- enfriamiento de choque de las temperaturas de combustión hasta unos 70°C: esto se realiza en plantas en las que no hay enfriamiento en la caldera, y normalmente sólo cuando hay un elevado riesgo de dioxinas debido a la naturaleza de los residuos incinerados (ej: elevadas entradas de PCB). El enfriamiento de choque hasta 70°C es común en las IRP utilizadas por el sector químico;
- también puede aplicarse intercambio de calor gas/gas (gas de entrada al lavador/gas de salida del lavador).

[74, TWGComments, 2004]

Beneficios medioambientales que se consiguen

Reducción del riesgo de producción de PCDD/F en el proceso y, por tanto, de las emisiones subsiguientes.

Efectos sobre otros medios

Las plantas existentes con etapas de eliminación de partículas a alta temperatura pueden utilizar estos sistemas a fin de retener calor en los gases de combustión

de modo que pueda usarse para otros fines, como transferencia por intercambio de calor a sistemas posteriores de tratamiento de gases de combustión. Si los gases se enfrían a menos de 200 °C, esto puede hacer necesario un aporte de calor adicional al gas de combustión para mantener el perfil de temperatura deseado para los sistemas situados corriente abajo. Por contra, es posible reducir las pérdidas utilizando el calor eliminado antes de la etapa de eliminación de partículas para el recalentamiento, mediante sistemas de intercambio de calor.

Los sistemas de enfriamiento de choque normalmente ofrecen oportunidades limitadas de recuperación de energía (normalmente no hay calderas donde se utiliza el enfriamiento de choque). También crean un penacho con alto contenido de humedad que aumenta la visibilidad y la condensación, y requieren altas velocidades de inyección para enfriar suficientemente los gases de combustión. El agua residual producida puede recircularse en cierto grado, aunque normalmente se hace necesario recurrir a la descarga y tratamiento del agua. El agua recirculada puede precisar enfriamiento para evitar pérdidas en la chimenea y mantener el funcionamiento del sistema de TGC.

Datos operativos

Se reporta que los sistemas de enfriamiento de choque empleados en algunas IRP eliminan efectivamente la formación de PCDD/F. [46, Cleanaway, 2002]

Cuando se utilizan calderas de recuperación pero se evita la formación de polvo en el rango de 450-200 °C, se observan concentraciones en el gas crudo antes de la eliminación/destrucción de dioxinas del orden de 1-30 ng/Nm³ (TEQ). Si la eliminación de partículas se realiza en el rango de 450-200 °C, el gas corriente abajo puede contener entre 10 y >100 ng/Nm³ PCDD/F (TEQ).

Aplicabilidad

La aplicabilidad de esta técnica se evalúa en la tabla siguiente:

Tabla 4.66. Evaluación de la aplicabilidad de técnicas de prevención de la reformación de PCDD/F

Criterios	Evaluación/comentarios
Tipo de residuos	Es un aspecto de particular importancia cuando el nivel de PCB u otros residuos con elevados riesgos de formación de PCDD/F
Rango de tamaño de planta	La técnica es adecuada para todos los tamaños
Nuevas/existentes	Más difícil rediseñar procesos existentes
Compatibilidad entre procesos	Aspecto significativo por lo que respecta a la temperatura
Factores de ubicación	

En plantas existentes, estos cambios requieren una reevaluación del proceso de tratamiento de los gases de combustión, con particular atención a la distribución y uso del calor.

En plantas existentes en las que los residuos sólidos a incinerar y los gases de combustión ya pasen por un tratamiento subsiguiente que destruya las dioxinas producidas (ej: RCS para gas, más tratamiento térmico para ceniza volante), los beneficios obtenibles mediante la adopción de estas técnicas son reducidos.

Economía

Sin implicaciones de costes significativas para procesos nuevos.

Puede requerirse una inversión muy considerable en algunos procesos existentes para la sustitución de la caldera y de los sistemas de tratamiento de gases de combustión. Estos cambios pueden hacer necesarias inversiones del orden de 10-20 millones de €.

Pueden derivarse reducciones de los costes operativos de:

- ventas de energía adicional (calor) recuperada en las calderas;
- el menor coste de eliminación de residuos sólidos ligeramente contaminados con PCDD/F (cuando se utiliza adsorción);
- el menor contenido de dioxinas puede tener un impacto positivo en el TGC corriente abajo: menos dosificación de carbón activado/menor volumen de catalizador.

[74, TWGComments, 2004]

Motivo principal de aplicación

Esta técnica se aplica cuando:

- existe preocupación acerca de la posible producción de PCDD/F en el proceso;
- existe preocupación sobre las concentraciones de PCDD/F en los absorbentes de TGC que requieren eliminación;
- los tipos de residuos incinerados tienen elevado riesgo de producción de PCDD/F.

Plantas de ejemplo

Se utilizan sistemas de enfriamiento rápido en dos plantas incineradoras de residuos peligrosos en el Reino Unido.

Las bajas temperaturas de salida de la caldera y el enfriamiento del gas después de la caldera se utilizan ampliamente en Europa.

Referencias

[46, Cleanaway, 2002], [64, TWGComments, 2003], [74, TWGComments, 2004]

4.4.5.3. DESTRUCCIÓN DE PCDD/F MEDIANTE REDUCCIÓN CATALÍTICA SELECTIVA (RCS)

Descripción

Los sistemas de RCS se utilizan principalmente para reducción de NO_x (ver descripción en Sección 2.5.5.2.2 y 4.4.4.1). También pueden destruir PCDD/F en fase gas mediante oxidación catalítica, si son bastante grandes. Normalmente, se necesitan 2-3 capas de catalizador para ofrecer reducción combinada de NO_x y PCDD/F.

Es importante señalar que, en incineración de residuos, la mayoría de las PCDD/F transportados por el aire se adhieren a las partículas, y el resto son las PCDD/F en fase gas. Por lo tanto, las técnicas de eliminación de partículas eliminarán las PCDD/F transportadas por las partículas, mientras que la RCS (y otros métodos catalíticos) sólo destruyen la pequeña proporción de PCDD/F de la fase gas. Una combinación de eliminación de partículas más destrucción proporciona generalmente las menores emisiones globales de PCDD/F a la atmósfera.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Se observan eficiencias de destrucción de PCDD/F de un 98-99,9 %, lo que da emisiones de PCDD/F (en combinación con otras técnicas de TGC) por debajo del nivel de 0,1 ng/Nm³ TEQ establecido en 2000/76/CE, muchas veces en el rango de 0,05-0,002 ng/Nm³ TEQ.

En general, la RCS se aplica después de la eliminación inicial de partículas. Las partículas eliminadas en la etapa de eliminación previa de partículas se llevarán con ellas los PCDD/F adheridos (que pueden ser la mayor parte). Por consiguiente, los residuos de la etapa de eliminación previa de partículas estarán contaminados con PCDD/F en la misma medida tanto si se aplica RCS como si no. El beneficio de destrucción de la RCS, con respecto a la reducción de la contaminación del residuo de TGC que proporciona, está por tanto limitado a los casos en los que también se aplica limpieza de partículas corriente abajo.

Cuando estos residuos de limpieza de gases de combustión son enviados para su tratamiento externo, esto produce una reducción global en las emisiones de dioxinas a todos los medios de la instalación. Cuando los residuos de dioxinas se recogen separadamente (ej: utilizando carbón) de otros residuos de TGC y se recombustionan en la instalación, si se permite, la reducción en las emisiones globales que puede obtenerse mediante RCS como método de destrucción adicional es menos significativa.

Los NO_x se tratan en la RCS al mismo tiempo que las PCDD/F, dando emisiones de NO_x muy bajas (ver Sección 4.4.4.1). En los pocos casos en que la RCS se aplica antes de otros TGC, hay que señalar que las PCDD/F que no están en fase gaseosa (adheridas a partículas) no pueden tratarse en la unidad de RCS y, por lo tanto, requieren eliminación de partículas subsiguiente para su reducción.

Efectos sobre otros medios

Los efectos sobre otros medios se detallan en la Sección 4.4.4.1.

Los aspectos más significativos sobre otros medios son:

- consumo de energía para el precalentamiento de los gases de combustión, a fin de alcanzar la temperatura de reacción del sistema de RCS;
- como técnica de destrucción, las PCDD/F no son transferidos a residuos sólidos (como se hace en algunos procesos de adsorción).

En general, la destrucción es favorable como transferencia a otro medio. Sin embargo, la magnitud del beneficio asociado con la destrucción sobre la adsorción de PCDD/F dependerá del riesgo evitado que se asocia con la gestión subsiguiente corriente abajo de los residuos cargados de PCDD/F.

Datos operativos

Los datos operativos se facilitan en la Sección 4.4.4.1.

Dado que es normal que la mayoría de PCDD/F estén asociados con partículas, para la reducción global de PCDD/F suele ser importante que se apliquen técnicas de eliminación de partículas además de RCS. Esto es para asegurar que se eliminen de los gases de combustión PCDD/F fijados partículas, que no serían destruidos en la unidad de RCS.

Aunque una sola capa de catalizador puede tener un impacto drástico sobre los NO_x , se requiere un mayor tamaño para asegurar también una destrucción efectiva de PCDD/F. Cuanto mayor es el número de capas del catalizador, mayor será el impacto sobre la reducción de PCDD/F.

Aplicabilidad

La aplicabilidad de esta técnica se evalúa en la Tabla 4.67 siguiente:

Tabla 4.67. Evaluación de la aplicabilidad de la RCS para la eliminación de PCDD/F

Criterios	Evaluación/comentarios
Tipo de residuos	<ul style="list-style-type: none"> • puede aplicarse a cualquier tipo de residuos
Rango de tamaño de planta	<ul style="list-style-type: none"> • puede aplicarse a cualquier tamaño de planta, pero es más económica para instalaciones medias a grandes debido a los costes de inversión
Nuevas/existentes	<ul style="list-style-type: none"> • cuando se aplica como técnica final (lo más frecuente), el sistema puede añadirse a cualquier proceso • más compleja de aplicar en reconversión si no es al final del proceso
Compatibilidad entre procesos	<ul style="list-style-type: none"> • particularmente ventajosa si también se requieren reducciones sustanciales de NO_x • normalmente se requiere recalentamiento de los gases de combustión para alcanzar el rango operativo de la RCS
Factores de ubicación	<ul style="list-style-type: none"> • se necesita espacio para el reactor de RCS

Economía

Los costes de la técnica se indican en la Sección 4.4.4.1

Motivo principal de aplicación

La aplicación de esta técnica se ve favorecida cuando se requiere a combinación de una alta reducción de NO_x y la reducción adicional de PCDD/F que ofrece la RCS.

Plantas de ejemplo

La RCS se utiliza ampliamente en el sector de la incineración. Hay ejemplos en Alemania, Austria, Holanda, Bélgica, Francia, Japón y otros países.

Los datos facilitados a la EIPPCB por la FEAD muestran que al menos 43 de unas 200 IRSU europeas estudiadas utilizan RCS, aunque no está claro cuáles de ellas utilizan la técnica para destrucción de PCDD/F además de para reducción de NO_x .

La RCS se aplica asimismo en IRP comerciales, especialmente en Alemania.

Referencias

[1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 3, Austria, 2002, 13, JRC(IoE), 2001, 27, Bélgica, 2002, 61, SYSAV, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.4.5.4. DESTRUCCIÓN DE PCDD/F MEDIANTE FILTROS DE MANGA CATALÍTICOS

Descripción

Esta técnica ya se ha descrito en la Sección 2.5.8.3.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Se reportan eficacias de destrucción superiores al 99 % de las PCDD/F que entran en los filtros de mangas catalíticas en IRSU. Se obtienen concentraciones de emisión de PCDD/F de menos de $0,02 \text{ ng/Nm}^3$ a partir de concentraciones de $1,9 \text{ ng/Nm}^3$. [27, Bélgica, 2002]

Los filtros también sirven para la eliminación de partículas. En el ejemplo que se da aquí, la IRSU utilizó un PE para la eliminación previa de partículas, y con la adición de los filtros obtuvo niveles de emisión de partículas del orden de $0,2\text{-}0,6 \text{ mg/Nm}^3$. Con estos filtros también se obtiene reducción de NO_x . [64, TWGComments, 2003]

También se reporta que la emisión total de dioxinas de la instalación (a todos los medios) se ve reducida por la destrucción, más que por la adsorción (con carbón activado). Al mismo tiempo que se redujeron las emisiones a la atmósfera como se indica arriba, muestras de polvo de la tolva de filtros de manga mostraron una reducción de las concentraciones medias desde 3659 ng I-TEQ/kg de partículas (con carbón activado) a 283 ng I-TEQ/kg de partículas (con filtros de manga catalíticos).

Efectos sobre otros medios

Para esta técnica, el efecto sobre otros medios más significativo es el consumo de energía por la caída de presión a través del filtro de manga (similar a cualquier filtro de manga).

Los filtros catalíticos se utilizan generalmente en sustitución de otros filtros. Estos pueden ya absorber dioxinas mediante la inyección de carbón activado. Cuando, en el sistema sustituido, la inyección de carbón activado realiza también la absorción principal de mercurio metálico, la eliminación del carbón activado puede producir un aumento de las emisiones de Hg, menos que se utilicen técnicas alternativas para Hg.

Datos operativos

Los aspectos operativos son similares a los de otros filtros de manga.

El rango de temperatura para que se produzca la reacción catalítica va desde 180°C hasta 260°C. [27, Bélgica, 2002], [74, TWGComments, 2004]

Pruebas realizadas a lo largo de 21 meses en las concentraciones de entrada y salida de PCDD/F en una IRSU (sin eliminación de ácido corriente arriba, pero con PE para eliminación previa de partículas) mostraron los siguientes resultados:

Tabla 4.68. Datos de eficacia de destrucción para filtros de manga catalíticos a lo largo de 21 meses de funcionamiento. [27, Bélgica, 2002]

Número de meses de funcionamiento	0,25	1,5	3	4,8	8	13	18	21
PCDD/F entrada, ngTEQ/Nm ³	3,4	7	11	10,5	11,9	11,8	8,1	5,9
PCDD/F salida, ngTEQ/Nm ³	0,01	0,0035	0,005	0,004	0,01	0,011	0,002	0,023
Eficacia calculada	99,7 %	99,9 %	99,9 %	99,9 %	99,9 %	99,9 %	99,9 %	99,6 %

El medio catalítico no sirve para tratar mercurio, por lo que se requiere un dispositivo adicional, como la inyección de carbón activo o similar.

Aplicabilidad

La aplicabilidad de esta técnica se evalúa en la tabla siguiente:

Tabla 4.69. Evaluación de la aplicabilidad de filtros de manga catalíticos

Criterios	Evaluación/comentarios
Tipo de residuos	Cualquiera
Rango de tamaño de planta	Cualquiera
Nuevas/existentes	Aplicable tanto a procesos nuevos como existentes
Compatibilidad entre procesos	Hay que considerar la eliminación adicional de Hg
Factores de ubicación	Ninguno

Economía

Para una IRSU de dos líneas con una capacidad de 27500 t/año cada una, el coste adicional reportado del uso de filtros de manga catalíticos se sitúa entre 2 y 3 €/t de residuos tratados. [27, Bélgica, 2002]

Los aspectos claves de costes de esta técnica son:

- mayor coste de inversión de las mangas en comparación con mangas no catalíticas. El coste del medio es ~ 300 €/m², otros medios no catalíticos, ej: 100 % PTFE = ~ 60 €/m²;
- menores costes de inversión que la RCS con similares eficacias de destrucción;
- deben aplicarse medios adicionales de eliminación de Hg.
[74, TWGComments, 2004]

Motivo principal de aplicación

Esta técnica se aplica cuando:

- se desea alcanzar emisiones de PCDD/F bastante por debajo de 0,1ng/Nm³ TEQ;
- no hay disponible espacio para RCS y ya hay instalados medios alternativos de reducción de NO_x;
- ya hay instalados medios de control de Hg (los filtros de manga catalíticos no controlan el Hg).

Plantas de ejemplo

Varias instalaciones en Bélgica y Francia.

Referencias

[27, Bélgica, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.4.5.5. DESTRUCCIÓN DE PCDD/F MEDIANTE RECOMBUSTIÓN DE ADSORBENTES

Descripción

Esta técnica ya ha sido descrita en la Sección 2.5.8.4.

El principio básico es que los residuos de PCDD/F recogidos en el sistema de TGC pueden, en determinadas circunstancias (ver notas relativas al Hg más abajo), destruirse mediante su combustión en el mismo incinerador, reduciendo con ello las emisiones globales de PCDD/F de la instalación.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Los PCDD/F en los residuos sólidos son destruidos en el proceso, en lugar de ser transferidos fuera de la instalación con los residuos finales.

Efectos sobre otros medios

Existe el riesgo de recirculación (y por tanto de emisiones) de mercurio metálico, a menos que el proceso disponga asimismo de un medio para la eliminación de mercurio a un ritmo adecuado.

Datos operativos

Se requiere cuidado al manipular los reactivos contaminados, para asegurar que se eviten vertidos y que su carga en el horno se realice a un ritmo regular a fin de asegurar que los residuos se destruyan eficazmente en el proceso de combustión.

Aplicabilidad

La aplicabilidad de esta técnica se evalúa en la tabla siguiente:

Tabla 4.70. Evaluación de la aplicabilidad de la recombustión de absorbentes

Criterios	Evaluación/comentario
Tipo de residuos	Cualquiera
Rango de tamaño de planta	Cualquiera
Nuevas/existentes	Puede aplicarse tanto a plantas nuevas como existentes
Compatibilidad entre procesos	Básicamente sólo es adecuada para residuos de etapas específicas de absorción de dioxinas PCDD/F (ej. lechos estáticos de coque e insertos de absorción de dioxinas en lavadores húmedos) cuando haya otros medios para evitar la acumulación y posible emisión mercurio.
Factores de ubicación	Ninguno

Economía

Generalmente no son necesarios costes de inversión, a menos que se requieran sistemas adicionales para la eliminación de mercurio, cuando se trate de adiciones que puedan ser significativas.

Pueden obtenerse ahorros de costes, al reducir los costes de eliminación de los residuos contaminados por PCDD/F.

Motivo principal de aplicación

Requisito de reducción de las concentraciones de PCDD/F en residuos sólidos de TGC.

En algunos países, los residuos finales del incinerador no puede recombustionarse en la instalación por motivos legales. En tales casos, se considera que los residuos finales están clasificados como un tipo de residuo cuyo tratamiento en una planta incineradora está prohibido. [64, TWGComments, 2003]

Plantas de ejemplo

Esta técnica se utiliza en Bélgica y Alemania.

Referencias

[55, EIPPCBsitevisits, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.4.5.6. ADSORCIÓN DE PCDD/F MEDIANTE INYECCIÓN DE CARBÓN ACTIVADO U OTROS REACTIVOS

Descripción

Esta técnica ya se ha descrito en la Sección 2.5.8.1.

En resumen, se trata de la inyección de carbón activado en la corriente de gas, donde se mezcla con los gases de combustión. El carbón activado se inyecta solo o se combina (normalmente) con cal o reactivo de bicarbonato sódico alcalino. El reactivo alcalino inyectado, sus productos de reacción y el adsorbente de carbón se recogen luego en un eliminador de partículas, normalmente un filtro de manga. La adsorción de PCDD/F se produce en la corriente de gas y en la capa de reactivo formada cuando se utilizan filtros de barrera (ej: filtros de manga).

Las PCDD/F absorbidas se descargan con otros residuos sólidos del filtro de manga, PE u otro aparato de recogida de partículas utilizado corriente arriba.

Se reporta que también pueden usarse adsorbentes minerales (ej: mordenita, zeolita, mezclas de minerales de arcilla, filosilicatos y dolomita) para adsorción de PCDD/F, a temperaturas de hasta 260°C sin riesgo de incendio en la casa de filtros. También se reporta el uso de coque de lignito [64, TWGComments, 2003]. [74, TWGComments, 2004]

Se ha reportado asimismo el efecto de la destrucción catalítica de PCDD/F en una superficie de coque activado. [74, TWGComments, 2004]

Beneficios medioambientales que se consiguen

Las PCDD/F son adsorbidas sobre el carbón activado, dando emisiones de menos de 0,1 ng/Nm³ TEQ.

También se adsorbe mercurio metálico (ver Sección 4.4.6.2).

Efectos sobre otros medios

Los efectos sobre otros medios del uso de sistemas de eliminación de partículas asociados con el uso de esta técnica se describen en la Sección 4.4.2.

Se produce un residuo sólido que contiene los contaminantes adsorbidos. Hay que destacar que la cantidad eliminada con el reactivo, y acumulada con el mismo, será menor que la que se elimina con las partículas en un control de partículas eficaz. Se reporta que el 80 % de las PCDD/F se descargan con el partículas ya eliminado. [64, TWGComments, 2003]

Las materias de reacción contaminadas del sistema de TGC pueden, en algunos casos, utilizarse como agente neutralizante en el tratamiento del efluente acuoso de lavadores, reduciendo con ello la cantidad de materia fresca que debe agregarse en la etapa de tratamiento de aguas residuales. Ahí, el carbón activado o coque también capturan metales pesados, ej: Hg del agua residual. Se reporta que no se producen residuos adicionales, excepto el carbón insoluble en agua, utilizando estos reactivos en el agua de lavado. Existe un mayor riesgo de ignición/incendio, por lo que deben aplicarse medidas de seguridad para el almacenamiento y manipulación de carbón activado y coque. [74, TWGComments, 2004]

Datos operativos

Se reportan índices de consumo típicos de carbón de 0,35-3 kg/t para IRSU. Mayores velocidades de inyección pueden proporcionar reducciones adicionales de PCDD/F. [64, TWGComments, 2003]

Normalmente, la dosis de carbón activado está entre 0,5 y 1 kg/t para conseguir un nivel de emisión de 0,1 ng I-TEQ/Nm³. Ejemplos de Francia:

- (1) IRSU 12 t/h-TGC semihúmedo: 0.35 kg/t,
 - (2) IRSU 2,5 t/h-TGC seco: 1,2 kg/t
- [64, TWGComments, 2003]

Distintos tipos de carbón tienen distintas eficacias de adsorción.

Aplicabilidad

La aplicabilidad de esta técnica se evalúa en la tabla siguiente:

Tabla 4.71. Evaluación de la aplicabilidad de la inyección de carbón para eliminación de PCDD/F

Criterios	Evaluación/comentarios
Tipo de residuos	• cualquiera
Rango de tamaño de planta	• cualquiera
Nuevas/existentes	• aplicable a ambas: reconversión fácil en la mayoría de casos
Compatibilidad entre procesos	• puede emplearse fácilmente cuando hay un sistema de filtros de manga existente
Factores de ubicación	• ninguno

Economía

Se informa que el coque de lignito es más económico que el carbón activado. [64, TWGComments, 2003] También se indica que, en general, el consumo de coque de lignito es mayor que el de carbón activado (una cantidad hasta 2 mayor). [74, TWGComments, 2004]

Motivo principal de aplicación

La técnica ha sido introducida en muchas plantas a fin de conseguir un nivel de emisión de $<0,1 \text{ ng/Nm}^3$. [74, TWGComments, 2004]

Plantas de ejemplo

Técnica ampliamente aplicada en muchos países.

Referencias

[64, TWGComments, 2003]

4.4.5.7. ADSORCIÓN DE PCDD/F EN LECHOS ESTÁTICOS

Descripción

Esta técnica ya ha sido descrita en la Sección 2.5.8.6. Se utilizan lechos estáticos de coque/carbón húmedos y secos. Los sistemas húmedos incluyen lavado a contracorriente con agua.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Reducción de las emisiones a la atmósfera, como sigue:

- se adsorben PCDD/F, dando emisiones en el gas limpio inferiores a $0,1 \text{ ng/Nm}^3 \text{ TEQ}$;
- se adsorbe Hg, dando emisiones inferiores a 50 µg/Nm^3 , normalmente inferiores a 30 µg/Nm^3 ;
- las partículas se recogen en el filtro.

Efectos sobre otros medios

Los efectos sobre otros medios se detallan en la tabla 4.72 de la página siguiente.

Para esta técnica, el efecto sobre otros medios más significativo es la energía requerida para superar la caída de presión.

El riesgo de incendio puede ser mayor con lechos estáticos de coque seco, según el diseño de toda la línea de TGC. [74, TWGComments, 2004]

Para una línea de IRP de horno rotativo que trata 50000 t/año , se instaló un nuevo ventilador de tiro forzado. Este nuevo ventilador tiene 550 kW , mien-

Tabla 4.72. Efectos sobre otros medios asociados con el uso de filtros estáticos
[12, Achternbosch, 2002]

Criterios	Unidades	Valor	Comentarios
Consumo de energía	kWh/t entrada residuos	30-35	Caída de presión en el filtro
Consumo de reactivos	kg/t entrada residuos	1	Coque
Residuo-tipo			Coque usado
Residuo-cantidad	kg/t entrada residuos	0-1	Cero si el coque puede quemarse en el incinerador
Consumo de agua	l/t entrada residuos		<i>No hay información</i>
Producción de efluente	l/t entrada residuos		<i>No hay información</i>
Visibilidad del penacho	+0/-	+0	El sistema húmedo aumenta la visibilidad del penacho

tras que el antiguo tenía sólo 355 kW (ΔP del filtro entre 25 y 40 mbares) [64, TWGComments, 2003].

Una vez saturado, el carbón activado usado se suele eliminar en vertedero como residuo tóxico. Si se permite, puede reincinerarse en el incinerador para destruir las PCDD/F absorbidas. Dado que el adsorbente de carbón adsorbe mercurio además de PCDD/F, si debe realizarse la recombustión del coque agotado hay que considerar detenidamente la circulación de mercurio. La práctica de reincineración producirá una acumulación de Hg en el proceso, a menos que haya técnicas adicionales que ofrezcan una salida para el mercurio, como un lavado ácido húmedo a bajo pH. [74, TWGComments, 2004]

Datos operativos

La temperatura típica de entrada a un lecho seco de coque es de 80-150 °C, y en lechos húmedos de 60-70 °C. Si va seguido de un sistema de RCS, el recalentamiento requerido será mayor para un sistema húmedo.

En sistemas secos, debe tenerse especial cuidado para asegurar que el gas de combustión esté uniformemente distribuido, ya que esto reduce el riesgo de incendio. La temperatura en el lecho requiere monitorización y control estrictos para reducir el riesgo de incendio, ej: varias mediciones de CO a lo largo de todo el cuerpo del filtro para medir puntos calientes. [74, TWGComments, 2004] Puede requerirse el uso de gases inertes.

Los filtros húmedos de coque tienen un riesgo de incendio considerablemente menor. No son necesarias medidas especiales antiincendios ni capa de gas inerte. La adición de una alimentación de agua parcialmente recirculada también proporciona un medio para la eliminación de partículas acumuladas, que puede producir la obstrucción del lecho.

Es necesario evaluar la velocidad de saturación del lecho para determinar la velocidad requerida de relleno de reactivo. [74, TWGComments, 2004]

La ausencia de partes móviles significa que la fiabilidad es alta.

Tabla 4.73. Datos operativos asociados con el uso de filtros de coque estáticos

Criterios	Descripción de los factores que afectan a los criterios	Evaluación (Alta/Media/Baja) o datos	Comentarios
Complejidad	<ul style="list-style-type: none"> se requieren unidades de proceso adicionales aspectos operativos críticos 	M	<ul style="list-style-type: none"> se requieren unidades de proceso adicionales control estricto del riesgo de incendio (sistemas secos)
Flexibilidad	<ul style="list-style-type: none"> capacidad de la técnica para operar en una gama de condiciones de entrada 	A	<ul style="list-style-type: none"> capacidad de adsorción muy alta
Capacitación técnica	<ul style="list-style-type: none"> notables requisitos de formación u organización del personal 	A/M	<ul style="list-style-type: none"> robusto, pero se requiere cuidado con el riesgo de incendio (sistemas secos) si hay reincineración

Se han reportado los siguientes datos operativos relativos a efectos sobre otros medios con respecto al uso de un lecho de coque estático en una IRP que trata unas 11000 t/año de residuos [64, TWGComments, 2003]:

- uso de coque de lignito = 0,5 kg/t entrada de residuos;
- el lignito agotado se quema en la instalación: en este caso, gracias a un lavado ácido húmedo a bajo pH, la recombustión del coque agotado no produce la acumulación de Hg;
- se utiliza agua para enjuagar periódicamente el lecho de lignito, esto genera un agua residual ácida que es enviada a un proceso de tratamiento fisicoquímico;
- el sistema húmedo aumenta la humedad del gas de combustión y la visibilidad del penacho.

Aplicabilidad

La aplicabilidad de la técnica se evalúa en la tabla 4.74 de la página siguiente.

Tabla 4.74. Evaluación de la aplicabilidad de filtros de coque estáticos

Criterios	Evaluación/comentarios
Tipo de residuos	<ul style="list-style-type: none"> • cualquiera en principio • particularmente adecuada para residuos muy heterogéneos y peligrosos en los que el nivel de PCDD/F pueda ser alto debido a condiciones de combustión difíciles
Rango de tamaño de planta	<ul style="list-style-type: none"> • no importa
Nuevas/existentes	<ul style="list-style-type: none"> • se aplica en procesos existentes y nuevos
Compatibilidad entre procesos	<ul style="list-style-type: none"> • generalmente se aplica como etapa final de limpieza
	<ul style="list-style-type: none"> • más adecuada corriente abajo de un lavador
	<ul style="list-style-type: none"> • puede usarse corriente arriba de RCS con recalentamiento (más el sistema húmedo)
Factores de ubicación	<ul style="list-style-type: none"> • se requiere espacio para la unidad de proceso adicional

Economía

El coste de inversión de un filtro de coque para una IRSU de 100000 t/año se estima en 1,2 millones de € [12, Achternbosch, 2002].

El coste de inversión de un filtro húmedo de lecho estático (vacío) (línea de incineración de 50000 t/año) es de aproximadamente 1 millón de € (equipo y obras civiles).

El coste del coque de lignito es:

- tres o cuatro veces inferior al del carbón activado;
- el consumo de coque de lignito es bajo, por lo que el relleno puede realizarse durante las paradas programadas.

Motivo principal de aplicación

Esta técnica se aplica para reducir las emisiones de PCDD/F a menos de 0,1ng/Nm³ TEQ.

Plantas de ejemplo

Incineradoras de residuos peligrosos en Bélgica, Alemania y Holanda.

Incineradoras de residuos urbanos en Alemania.

Referencias

[1, UBA, 2001, 3, Austria, 2002, 12, Achternbosch, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.4.5.8. USO DE MATERIALES IMPREGNADOS CON CARBÓN PARA ADSORCIÓN DE PCDD/F EN LAVADORES HÚMEDOS

Descripción

Esta técnica ya ha sido descrita en la Sección 2.5.8.5.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Las PCDD/F son fuertemente adsorbidas en las partículas de carbón del material. Por consiguiente, las emisiones se reducen, y se evita la emisión por efecto memoria de PCDD/F. [74, TWGComments, 2004] Las emisiones en el arranque también pueden verse reducidas.

Con concentraciones de entrada de 6-10 ng TEQ/Nm³, se reportan eficacias de eliminación en fase gas del orden de 60-75 % en un lavador húmedo. Esto se compara con un 0-4 % sin el material de relleno impregnado. Se informa de que la eficacia de adsorción no decayó durante el periodo de prueba. [58, Andersson, 2002].

Aunque la concentración de salida alcanzada (2-3 ng TEQ/Nm³) no cumple, por sí misma, con el requisito de 0,1 ng/Nm³ de la Directiva 2000/76/CE, la técnica puede usarse en combinación con TGC subsiguiente corriente abajo para conseguir el cumplimiento global. Los beneficios son pues:

- prevención de la absorción por efecto memoria en lavadores húmedos y el riesgo asociado de penetración y emisiones por desorción;
- reducción de las cargas de PCDD/F en las operaciones subsiguientes de TGC (especialmente durante el arranque);
- si el reactivo utilizado se recombustiona en el horno, habrá una reducción global del balance e masa de dioxinas, debido a la destrucción de las PCDD/F en el horno (que se ve facilitada por la separación del paso de absorción de Hg), en lugar de su transferencia a residuos sólidos.

Efectos sobre otros medios

En algunos casos, el relleno utilizado se desecha en vertedero como residuo tóxico. En algunos casos, se recombustiona en el incinerador (aunque las normativas locales a veces no permiten la reincineración). [74, TWGComments, 2004]

Datos operativos

Tabla 4.75. Datos operativos asociados con el uso de materiales impregnados con carbón en lavadores húmedos

Criterios	Descripción de los factores que afectan a los criterios	Evaluación (Alta/Media/Baja) o datos	Comentarios
Complejidad	<ul style="list-style-type: none"> • se requieren unidades de proceso adicionales • aspectos operativos críticos 	B/M	Ajuste a la técnica existente (lavado húmedo)
Flexibilidad	<ul style="list-style-type: none"> • capacidad de la técnica para operar en una gama de condiciones de entrada 	M	
Capacitación técnica	<ul style="list-style-type: none"> • notables requisitos de formación u organización del personal 	B	No hay requisitos adicionales significativos

Aplicabilidad

Aplicable a procesos que ya tienen seleccionados sistemas de lavado húmedo, especialmente durante el arranque, y cuando hay evidencia de acumulación de dioxinas en el lavador húmedo y cuando no hay una etapa subsiguiente de TGC para controlar las PCDD/F desorbidas del lavador húmedo.

Aplicable asimismo como filtro previo de dioxinas antes de un sistema adicional de filtro de dioxinas: en este caso, puede usarse para reducir la carga de PCDD/F en el filtro *principal* de dioxinas sin requisitos de espacio adicionales.

También se utiliza como filtro principal de dioxinas en combinación con un precipitador electrostático (requiere una instalación de columna rellena más amplia). [74, TWGComments, 2004]

La aplicabilidad de esta técnica se evalúa como sigue:

Tabla 4.76. Evaluación de la aplicabilidad del uso de materiales impregnados con carbón en lavadores húmedos. [74, TWGComments, 2004]

Criterios	Evaluación/comentarios
Tipo de residuos	Cualquiera
Rango de tamaño de planta	Cualquiera donde se utilicen lavadores húmedos
Nuevas/existentes	Aplicable a instalaciones nuevas y existentes
Compatibilidad entre procesos	Sólo aplicable a lavadores húmedos
Factores de ubicación	Es más fácil de aplicar en columna de relleno, con sosa cáustica

Economía

El coste de inversión aproximado para la instalación inicial de una columna de relleno en dos etapas de lavador húmedo está entre 30000 € y 150000 € en total para plantas de incineración de un tamaño entre 5 y 20 t/h.

El coste de sustitución del material se estima en 0,1-0,2 €/tonelada de residuos incinerados. No se prevé consumo adicional de energía, excepto la caída de presión adicional. [74, TWGComments, 2004]

Motivo principal de aplicación

Esta técnica se aplica cuando existe preocupación sobre la concentración de PCCDD/F en lavadores húmedos y las posibles emisiones que se derivan.

La técnica se ha instalado asimismo cuando se requiere un grado de reducción de dioxinas económico de un 50-70 %.

Plantas de ejemplo

La técnica ha sido aplicada (octubre de 2003) en 10 plantas incineradoras de residuos municipales y de residuos peligrosos en Suecia, Dinamarca, Francia y Alemania.

Referencias

[58, Andersson, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.4.5.9. USO DE LECHADA DE CARBÓN ACTIVADO EN LAVADORES HÚMEDOS

Descripción

El uso de una lechada de carbón activado en un lavador húmedo puede reducir el nivel de emisión de dioxinas a la corriente de gases de combustión y evitar la acumulación de dioxinas en el material del lavador («efecto memoria»).

A un pH casi neutro, se agrega carbón activado al sistema a una concentración que va desde unos pocos g/l a 50 g/l, utilizando un decantador para purgar los líquidos mientras se retiene el carbón.

Dado que el carbón activado tiene puntos activos, las moléculas de dioxinas o furanos se transfieren a los líquidos pulverizados en el lavador, y las dioxinas son subsiguientemente adsorbidas sobre el carbón, donde se produce una reacción catalítica.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Las emisiones de PCDD/F en la chimenea se reducen hasta 0,01-0,1 ng TEQ/Nm³.

El carbón activado que se purga del sistema no está contaminado.

El carbón activado tiene también capacidad de adsorción de mercurio. Utilizado en las condiciones indicadas, la emisión de mercurio está normalmente bastante por debajo de 50 µg/Nm³ para incineración de residuos urbanos.

Dado que el carbón activado convierte el SO₂ a ácido sulfúrico, este proceso sirve también como paso de limpieza para eliminación de SO₂.

Se reporta que el agua residual evacuada cumple con los VLE para PCDD/F en agua establecidos por la Directiva sobre Incineración de Residuos de 2000 (es decir, 0,3 ng/l). [74, TWGComments, 2004]

Efectos sobre otros medios

Uso de carbón.

El mayor riesgo de ensuciamiento por el uso de carbón puede causar problemas para mantener el centro en un estado limpio y ordenado. [74, TWGComments, 2004]

Datos operativos

Información no facilitada.

Aplicabilidad

Sólo aplicable cuando se utilizan lavadores húmedos con sosa cáustica para proporcionar un pH casi neutro. Debe usarse NaOH para controlar el pH en la unidad en la que se utiliza la lechada de carbón activado.

No aplicable a sistemas de lavado secos, intermedios o semihúmedos.

Economía

Los costes se limitan a los costes de reactivos si se utiliza para limpieza o para tratar el efecto memoria. Para permitir el uso de esta técnica sólo se requieren pequeñas modificaciones del sistema de lavador.

Para una eliminación eficaz de PCDD/F, esta técnica puede requerir un lavador específico de columna rellena, a fin de asegurar un contacto efectivo entre el gas de combustión y el agua de lavado. [74, TWGComments, 2004]

Motivo principal de aplicación

La técnica se ha utilizado para alcanzar un nivel de emisión de menos de 0,1 ng TEQ/Nm³

Plantas de ejemplo

Bruselas-chimenea: 0,02-0,03 ng TEQ/Nm³ (seco, @11 %O₂)

Mulhouse-chimenea: 0,01-0,03 ng TEQ/Nm³ (seco, @11 %O₂)

Toulouse-chimenea: 0,04-0,1 ng TEQ/Nm³ (seco, @11 %O₂)

Svendborg-chimenea: 0,01-0,02 ng TEQ/Nm³ (seco, @11 % O₂)

Referencias

[64, TWGComments, 2003]

4.4.6. Reducción de las emisiones de mercurio

4.4.6.1. LAVADO HÚMEDO A pH BAJO Y ADICIÓN DE ADITIVOS

Descripción

[63, Langenkamp, 1999] El uso de lavadores húmedos para eliminación de gases ácidos hace que el pH del lavador se reduzca. La mayoría de lavadores húmedos tienen al menos dos etapas. La primera elimina principalmente HCl, HF y algo de SO₂. Una segunda etapa, que se mantiene a un pH de 6-8, sirve para eliminar SO₂.

Si la primera etapa se mantiene a un pH de menos de 1, la eficacia de eliminación de Hg iónico como HgCl_2 , que es generalmente el componente principal del mercurio después de la combustión de residuos, es superior al 95 %. No obstante, los índices de eliminación de Hg metálico son sólo del orden del 0-10 %, principalmente debido a la condensación a la temperatura operativa del lavador, de unos 60-70 °C.

La adsorción de mercurio metálico puede mejorarse hasta un máximo del 20-30 % mediante:

- adición de compuestos de azufre a la solución de lavado;
- adición de carbón activado a la solución de lavado;
- adición de oxidantes, como peróxido de hidrógeno, a la solución de lavado. Esta técnica convierte el mercurio metálico en iónico para formar HgCl_2 y facilitar su precipitación, y es la que tiene el efecto más palpable.

La eficacia global de eliminación de Hg (metálico e iónico) es de alrededor del 85 %.

Se reporta que puede también alcanzarse una eficacia de eliminación superior al 90 % con una técnica que agrega residuos que contienen bromo, o mediante inyección de agentes químicos bromados en la cámara de combustión. [74, TWGComments, 2004]

[63, Langenkamp, 1999] A las concentraciones de entrada que normalmente se registran con muchos tipos de residuos a incinerar, las eficacias de eliminación de este tipo de lavado no son generalmente suficientes para alcanzar niveles emisión por debajo de 50 $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$. En un Estado Miembro se ha establecido un VLE of 30 $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$. En ambos casos, puede ser necesario añadir capacidad adicional de eliminación de Hg, según la concentración de entrada, como:

- inyección de carbón antes de un sistema de filtro de manga;
- filtro de lecho estático de coque.

(ver Secciones 4.4.6.2 y 4.4.6.7) [74, TWGComments, 2004]

Beneficios medioambientales que se consiguen

En la descripción anterior se indican los porcentajes de eficacias de reducción.

El impacto de la concentración de Hg en los residuos incinerados y el contenido de Cl son decisivos en la determinación de los niveles de emisión finales alcanzados.

Efectos sobre otros medios

Los efectos sobre otros medios del uso de lavadores húmedos se indican en la Sección 4.4.3.1.

El consumo de los reactivos agregados.

Datos operativos

Para RSU con una concentración media de 3-4 mg Hg/kg de RSU, se alcanzan concentraciones de emisión a la atmósfera de 50-80 $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$. [63, Langenkamp, 1999]

La variación del nivel de Hg en los RSU puede ser muy amplia y, por lo tanto, pueden producirse variaciones significativas en los niveles de emisión. Mediciones realizadas en una IRSU austriaca arrojaron valores entre 0.6 y 4 mg/kg. Esta variación puede ser mucho mayor en otros tipos de residuos, como algunos residuos peligrosos.

Los niveles alcanzados sólo con un sistema de lavado húmedo son de aprox. 36 $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$, con un lavador húmedo y un filtro de coque activado de $<2 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$, y con una combinación del proceso de inyección en el flujo y un lavador húmedo, de 4 $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$. [74, TWGComments, 2004]

Aplicabilidad

El uso de lavadores ácidos para la reducción de emisiones de mercurio sólo puede cumplir los límites de emisión establecidos en la Directiva 2000/76/CE cuando:

- el pH está bien controlado por debajo de 1;
- las concentraciones de cloruros son bastante altas para que el contenido de Hg del gas crudo sea casi totalmente iónico (y por tanto eliminable como cloruro);
- en algunos casos, se añaden aditivos al lavador de bajo pH.

La aplicabilidad de esta técnica se evalúa en la tabla siguiente:

Tabla 4.77. Evaluación de la aplicabilidad de lavado húmedo para control de Hg

Criterios	Evaluación/comentarios
Tipo de residuos	
Rango de tamaño de planta	<ul style="list-style-type: none"> • cualquiera
Nuevas/existentes	<ul style="list-style-type: none"> • generalmente no se aplica por sí misma en instalaciones nuevas
Compatibilidad entre procesos	<ul style="list-style-type: none"> • ver comentarios para lavadores húmedos • puede requerirse eliminación adicional de Hg para cumplir con 2000/76/CE (según el contenido de entrada de Hg)
Factores de ubicación	<ul style="list-style-type: none"> • ninguno

La técnica es sólo aplicable al control de emisiones de Hg a la atmósfera como paso de pretratamiento de Hg, o cuando las concentraciones de los residuos de entrada sean lo bastante bajas (ej: menos de 4 mg/kg). D lo contrario, pueden producirse emisiones a la atmósfera por encima de 50 $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$.

Economía

Información no facilitada.

Motivo principal de aplicación

Esta técnica se ha aplicado como adaptación al lavado húmedo para eliminación de gases ácidos a fin de reducir las emisiones de Hg.

Plantas de ejemplo

El lavado húmedo se utiliza ampliamente en Europa.

Referencias

[1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 3, Austria, 2002, 12, Achternbosch, 2002, 55, EIPPCB-sitevisits, 2002, 63, Langenkamp, 1999] [64, TWGComments, 2003]

4.4.6.2. INYECCIÓN DE CARBÓN ACTIVO PARA ADSORCIÓN DE Hg

Descripción

Esta técnica se basa en la inyección de carbón activo corriente arriba de un filtro de manga (ver también Sección 4.4.5.6, los filtros de manga se describen en la Sección 0), u otro dispositivo de eliminación de partículas. El mercurio metálico se adsorbe en la corriente y, cuando se usan filtros de barrera, como filtros de manga, también sobre el reactivo retenido en la superficie de la manga.

Beneficios medioambientales que se consiguen

El mercurio metálico se adsorbe (normalmente con una eficacia de eliminación del 95 %) produciendo emisiones a la atmósfera inferiores a 30 $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$. El mercurio iónico también se elimina por adsorción química derivada del contenido de azufre de los gases de combustión, o de algunos tipos de carbón activado impregnados con azufre. [74, TWGComments, 2004]

En algunos sistemas en los que la eliminación de mercurio se realiza en lavadores ácidos húmedos ($\text{pH} < 1$) para reducir la concentración, se observan niveles de emisión finales de menos de 1 $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$.

El carbón también absorbe dioxinas (ver Sección 4.4.5.6). Los filtros de manga también ofrecen un medio de eliminación de partículas y metales pesados. Los filtros de manga se describen en la Sección 2.5.3.5. Es normal agregar reactivos alcalinos con el carbón, esto permite asimismo la reducción de gases ácidos en el mismo paso de proceso como dispositivo multifuncional. [74, TWGComments, 2004]

Efectos sobre otros medios

Los efectos sobre otros medios son similares a los de otras situaciones en las que se utilizan filtros de manga, ver Sección 4.4.2.2. El consumo de energía de los filtros de manga es un aspecto significativo.

Además, para esta técnica el efecto sobre otro medio más significativo es la producción de residuos contaminados por contaminante eliminado (Hg).

En casos en los que se recombustiona el reactivo sólido (para destrucción de PCDD/F) en el incinerador, es importante que:

- la instalación disponga de una salida para Hg que evite la acumulación interna (y eventual emisión por penetración);
- la salida alternativa elimine el contaminante a un ritmo suficiente;
- cuando se utilicen lavadores húmedos, el Hg puede pasar a la corriente de efluente (aunque luego puede precipitarse al residuo sólido mediante técnicas de tratamiento).

Datos operativos

Los aspectos operativos son similares a otras situaciones en las que se usan filtros de manga, ver Sección 4.4.2.2.

Un mantenimiento eficaz de los filtros de manga y del sistema de inyección de reactivo es particularmente crítico para alcanzar bajos niveles de emisión.

Distintos tipo de carbón activado tienen distintas capacidades de adsorción. Otra posibilidad de mejorar la eliminación de mercurio es la impregnación con azufre del adsorbente. [74, TWGComments, 2004]

En experimentos realizados en una IRP, se utilizaron varios tipos de carbón activado, y el consumo por hora requerido para obtener un nivel de emisión particular de Hg fue el siguiente:

- coque de cáscaras de coco 8-9 kg/h;
- coque de turba 5,5-6 kg/h;
- lignito 8-8,5 kg/h;
- turba 4-4,5 kg/h.

[64, TWGComments, 2003]

El consumo de carbón es similar al indicado para PCDD/F, ya que el adsorbente se utiliza generalmente para la eliminación tanto de Hg como de PCDD/F. Para IRSU, son típicos consumos de carbón de 3 kg/t de residuos incinerados. Se han reportado niveles de 0,3 a 20 kg/t de residuos peligrosos [41, EURITS, 2002]. La capacidad de adsorción del reactivo, las concentraciones de entrada de Hg y el nivel de emisión requerido determinan la dosificación de reactivo necesaria.

El riesgo de incendio es considerable con carbón activo. Para reducir el riesgo de incendio, el adsorbente puede mezclarse con otros reactivos. En algunos casos se utiliza 90 % de cal y 10% de carbón. La proporción de carbón es generalmente mayor cuando hay etapas de proceso adicionales que realizan la eliminación de gases ácidos (ej: lavadores húmedos).

Aplicabilidad

La aplicabilidad de los filtros de manga se evalúa en la Sección 4.4.2.2. La tabla siguiente detalla los aspectos específicos relativos al uso de inyección de carbón activado:

Tabla 4.78. Evaluación de la aplicabilidad de inyección de carbón para eliminación de Hg

Criterios	Evaluación/comentarios
Tipo de residuos	<ul style="list-style-type: none"> • proporciona reducciones efectivas de emisiones en una amplia gama de tipos de residuos
Rango de tamaño de planta	<ul style="list-style-type: none"> • cualquiera
Nuevas/existentes	<ul style="list-style-type: none"> • aplicable a instalaciones nuevas y en reconversión
Compatibilidad entre procesos	<ul style="list-style-type: none"> • no hay aspectos específicos
Factores de ubicación	<ul style="list-style-type: none"> • ninguno

Economía

Los costes de inversión adicionales de la técnica en procesos que ya tengan, o vayan a usar, inyección de reactivo y filtros de manga son mínimos. Ver también 4.4.5.6.

Hay costes de inversión adicionales de:

- consumo de reactivo;
- eliminación de residuos.

El coste operativo (coste del carbón) es de unos 125000 €/año para una instalación que trata 65000 toneladas de residuos peligrosos al año.

Motivo principal de aplicación

La técnica se ha aplicado tanto en sistemas nuevos como existentes, como medio de reducción de las emisiones de Hg a la atmósfera.

Plantas de ejemplo

Amplio uso en Europa.

Referencias

[1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 3, Austria, 2002, 12, Achternbosch, 2002, 55, EIPP-CBsitevisits, 2002, 63, Langenkamp, 1999] [41, EURITS, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.4.6.3. USO DE LAVADORES DE CONDENSACIÓN PARA LIMPIEZA DE GASES DE COMBUSTIÓN

Descripción

Esta técnica ya ha sido descrita en las Secciones 2.4.4.5 y 4.3.16, donde se presenta principalmente desde el punto de vista de recuperación de energía. Además de los beneficios potenciales del uso de estos sistemas para recuperación de energía, el efecto de condensación del uso de un lavador frío puede condensar algunos contaminantes. Esto puede reducir las emisiones de contaminantes a la atmósfera, pero sólo en un grado considerable cuando el lavador opera a una temperatura especialmente baja, por ej: 40°C.

Beneficios medioambientales que se consiguen

La condensación de contaminantes del gas de combustión ofrece una reducción adicional de las emisiones a la atmósfera. Para mercurio, esta técnica no puede, por sí misma, alcanzar niveles de emisión de menos de 50 µg/Nm³. Por consiguiente, sólo puede considerarse como una etapa de limpieza adicional.

La condensación del agua de la corriente de gases de combustión puede, si se utiliza con calentamiento del gas de combustión corriente abajo, reducir la visibilidad del penacho y el consumo de agua del lavador.

Efectos sobre otros medios

El agua condensada contiene contaminantes que requieren tratamiento en una instalación de tratamiento de aguas antes de su evacuación. Cuando se aplica un sistema de lavado húmedo corriente arriba, el efluente del lavador de condensación puede tratarse en la misma instalación.

En general, la técnica sólo se aplica cuando hay una fuente de refrigeración fácilmente disponible. Por ejemplo, un retorno de calefacción centralizada particularmente frío (40°C), que normalmente sólo se da en climas fríos. La aplicación de esta técnica en otras circunstancias (no se reporta) produciría altos costes de energía para en enfriamiento requerido.

La baja temperatura de la descarga en chimenea reduce la flotabilidad del penacho y por tanto reduce su dispersión. Esto puede evitarse con una chimenea más alta y/o de diámetro reducido.

Datos operativos

La temperatura del efluente del lavador es crítica para algunos contaminantes, por ej: para asegurar que el mercurio condense y no pase a través del lavador y sea emitido a la atmósfera. El suministro de un medio de refrigeración suficientemente frío es por lo tanto crítico. Para tener eficacia en la eliminación de Hg metálico, pueden requerirse temperaturas de salida del lavador de menos de 40°C (nota: en algunos casos se reportan temperaturas incluso más bajas –ver más abajo).

Se informa que el enfriamiento del gas mediante un enfriador de gas (es decir, sin inyección de líquido) hasta que la temperatura sea de 5°C no ofrece suficientes resultados para eliminación de Hg (ref. Bayer AG Dormagen, DE-HWI).

La baja temperatura de los gases de combustión puede producir condensación y, por lo tanto, corrosión en la chimenea, a menos que esté revestida.

Aplicabilidad

La técnica se aplica principalmente como técnica de recuperación de energía y cuando se han incorporado pasos adicionales de eliminación de contaminantes en la instalación (ej: absorción con carbón, lavado húmedo a bajo pH).

La técnica no suele aplicarse por sí misma como medio de control de contaminación, sino que es eficaz como etapa de lavado en combinación con otros sistemas.

Tipos de residuos: Dado que la técnica se aplica después de etapas de lavado de gases de combustión, en principio puede ser aplicada a cualquier tipo de residuo.

Tamaño de planta: La técnica se ha aplicado en incineradoras municipales de 175000 y 400000 toneladas anuales de capacidad.

Nuevas/existentes: La técnica se aplica al final o cerca del final del sistema de TGC, por lo que puede aplicarse tanto a plantas nuevas como a plantas existentes.

La técnica sólo es aplicable cuando no se requiere energía para proporcionar el enfriamiento adicional del lavador necesario para conseguir las bajas temperaturas. Por consiguiente, sólo se aplica en climas septentrionales fríos, donde hay retornos de calefacción centralizada fríos que pueden ser aprovechados desde el punto de vista energético.

Economía

La inversión adicional total para un lavador de condensación se estima aproximadamente en 3 millones de €. [5, RVF, 2002]

Motivo principal de aplicación

Las ventas de calor adicionales son el principal motivo de aplicación de esta técnica. La eliminación adicional de contaminantes es un beneficio secundario.

Plantas de ejemplo

Varios ejemplos de IRSU en Suecia, y una incineradora de lodo de alcantarillado en Holanda.

Referencias

[5, RVF, 2002], [64, TWGComments, 2003]

4.4.6.4. SEPARACIÓN DE MERCURIO CON UN FILTRO DE RESINAS

Descripción

Tras la separación de partículas y primer enjuague húmedo ácido, los ácidos crudos ligados iónicamente al metal pesado son arrastrados a través de un intercambiador iónico de Hg. El mercurio se separa en un filtro de resinas. Luego, el ácido es neutralizado con lechada de cal.

Si, después del lavado, todavía queda mercurio residual en el aire de escape, es retenido por un filtro de coque de horno corriente abajo.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Eliminación de Hg muy fiable.

Efectos sobre otros medios

El filtro de resinas requiere regeneración, que produce la transferencia del Hg eliminado.

Datos operativos

Información no facilitada.

Aplicabilidad

Se informa que la técnica no está muy ampliamente difundida en el sector.

Economía

El TWG indica que la técnica resulta cara en comparación con otras alternativas.

Motivo principal de aplicación

Información no facilitada.

Plantas de ejemplo

RMVA Colonia, Alemania.

Referencias

[64, TWGComments, 2003]

4.4.6.5. INYECCIÓN DE CLORITA PARA CONTROL DE Hg ELEMENTAL

Descripción

Mientras que el mercurio oxidado es fácilmente soluble en agua y puede eliminarse con un lavador húmedo, no así el mercurio elemental. Por consiguiente, es difícil conseguir una eliminación significativa de mercurio elemental en un lavador húmedo, a menos que se utilice también carbón activado.

La inyección de un agente fuertemente oxidante convierte el mercurio elemental en mercurio oxidado y hace posible su lavado en el lavador húmedo. Para evitarlo, este agente se utiliza mediante reacción con otros compuestos (ej: dióxido de azufre) y se introduce justo antes de las boquillas de pulverización en el primer lavador ácido. El pH del lavador se mantiene entre 0,5 y 2.

Cuando el líquido pulverizado entra en contacto con los vapores húmedos que contienen cloruro de hidrógeno, la clorita se transforma en dióxido de cloro, que es la especie activa. Hay que señalar que, a diferencia de otros oxidantes como el hipoclorito (lejía), la clorita o dióxido de cloro no tiene capacidad para introducir átomos de cloro en un anillo aromático, por lo que no puede alterar el balance de dioxinas.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Reducción de las emisiones de mercurio.

Beneficio secundario: reducción de NO_x.

Efectos sobre otros medios

El uso de oxidantes favorece la eliminación de NO en el lavador (transformándolo en NO₂, que es más soluble). Esto puede producir el problema de alto contenido de nitrógeno en el agua residual. No hay VLE para NH₃ en la Directiva sobre Incineración de Residuos, pero las normativas locales establecen muchas veces límites, ya que es motivo de gran preocupación para el entorno acuático. [74, TWGComments, 2004]

Datos operativos

Información no facilitada.

Aplicabilidad

Incineración de residuos; eliminación de mercurio de gases de combustión que contengan al menos 400 mg/Nm³ de cloruro de hidrógeno.

Compatible sólo con sistemas de lavado húmedos.

Economía

El coste del reactivo es el factor limitante.

Motivo principal de aplicación

Información no facilitada.

Plantas de ejemplo

Plantas incineradores de residuos de Bottrop y Ludwigshafen en Alemania.

Referencias

[64, TWGComments, 2003]

4.4.6.6. ADICIÓN DE PERÓXIDO DE HIDRÓGENO A LAVADORES HÚMEDOS

Descripción

La finalidad del sistema es separar Hg, HCl y SO₂ del gas de combustión. En el proceso, todo el mercurio elemental se oxida a Hg soluble en agua.

El primer paso es un enfriamiento de choque situado corriente abajo de un filtro de manga —que absorbe gran parte del Hg—. En el enfriamiento de choque, el gas de combustión se enfría, de modo que esté saturado. Después del enfriamiento de choque, el gas de combustión entra en contacto con el líquido de lavado, que contiene peróxido de hidrógeno y un aditivo. El líquido de lavado reacciona con el gas de combustión, y un agua residual ácida es transferida a neutralización y precipitación de mercurio.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Reducción adicional de la concentración de todos los tipos de mercurio en el gas de combustión (junto con carbón activado, normalmente a una eficacia de eliminación del 99,5 %), así como reducción de HCl y SO₂.

Efectos sobre otros medios

El consumo de reactivos añade H₂O₂ (35 % peso), 4-5 kg/t de residuos peligrosos. El consumo puede aumentar, ya que el H₂O₂ reacciona no sólo con Hg, sino también con todos los otros compuestos oxidables como Fe o metales pesados. [74, TWGComments, 2004]

Datos operativos

Similares a los descritos para otros lavadores húmedos (ver Tabla 4.34).

Aplicabilidad

Este método es aplicable a todos los tipos de incineradoras de residuos que utilicen lavado húmedo. Se consigue el mejor efecto si el lavador está situado corriente abajo de un filtro de manga con inyección de carbón.

Economía

El coste de una instalación es de aprox. 4 millones € para una capacidad de 200000 toneladas de residuos.

Este es el coste del lavador húmedo, incluida la técnica específica aquí mencionada, pero no el coste adicional de aplicar esta técnica.

Se informa que el H₂O₂ es caro, y su consumo puede resultar difícil de controlar. [74, TWGComments, 2004]

Motivo principal de aplicación

La técnica puede usarse en instalaciones tanto nuevas como existentes que necesiten cumplir límites de emisión nuevos y más bajos para Hg, HCl y SO₂.

Plantas de ejemplo

Sydkraft Sakab en Suecia.

Referencias

[64, TWGComments, 2003]

4.4.6.7. USO DE FILTROS ESTÁTICOS DE CARBÓN ACTIVO O COQUE

El uso de estas técnicas, y sus beneficios en la reducción de Hg, efectos sobre otros medios y otros aspectos ya han sido descritos en la Sección 4.4.5.7.

Hg es absorbido, alcanzándose emisiones a la atmósfera que típicamente están por debajo de 30 µg/Nm³.

4.4.7. Otras técnicas y sustancias

4.4.7.1. USO DE REACTIVOS ESPECÍFICOS PARA REDUCCIÓN DE YODO Y BROMO

Descripción

Esta técnica ya ha sido brevemente descrita en la Sección 2.5.4.1.

Es posible agregar reactivos especiales, como tiosulfato o bisulfito sódico, en la cantidad requerida, a un sistema de lavado húmedo existente para el tratamiento de lotes particulares de residuos (el conocimiento del contenido de los residuos es crítico), o agregar los reactivos rutinariamente a una etapa adicional de lavado húmedo (cuando el consumo de reactivo pueda ser mayor).

En el lavador de halógenos, los halógenos libres son reducidos a hidruros mediante reacción con solución alcalina de Na₂S₂O₃. Junto con el SO₂ restante, los hidruros de halógenos son luego eliminados del gas de combustión por disolución.

Los halógenos en cuestión son bromo y yodo, derivados principalmente de materiales ignifugantes y residuos médicos. Dado que flúor y cloro son agentes oxidantes fuertes, ambos son totalmente reducidos a hidruros.

También es posible reducir las emisiones de I y Br a la atmósfera inyectando residuos que contengan azufre o SO₂ en el horno. [64, TWGComments, 2003]

Beneficios medioambientales que se consiguen

Se observa un gas de combustión de color amarillo/pardo o morado en algunos casos, cuando hay concentraciones apreciables de bromo o yodo (respectivamente) que pasan a través del sistema de TGC. La adición controlada o regular de Na₂S₂O₃ evita este efecto.

Efectos sobre otros medios

El consumo de Na₂S₂O₃ depende del contenido de azufre del residuo, su adición se controla de acuerdo con la concentración de SO₂ en el gas crudo. Si los residuos contienen suficiente azufre, no se requiere reducción adicional de halógenos.

Los contaminantes eliminados son transferidos al efluente, por lo que será necesario su tratamiento ulterior.

Cuando se agrega SO_2 o residuos con alto contenido de azufre, se requiere un cambio en la configuración operativa de las etapas subsiguientes de TGC para ajustarse a la modificación en la química respecto a los residuos normales. Los cambios en el balance de S/Cl pueden también afectar las velocidades de reformación de PCDD/F.

Datos operativos

No es posible controlar el proceso mediante medición redox en línea, debido a una combinación de diversos procesos redox que interfieren en el agua del lavador. Por consiguiente, la adición se controla mediante la concentración de SO_2 en el gas crudo. Si los residuos contienen bastante azufre, no se requiere reducción adicional de halógenos: esto refleja la opción alternativa de combustión controlada de residuos con alto contenido en S o inyección de SO_2 antes mencionada.

Aplicabilidad

Aplicable principalmente a IRP u otras instalaciones en las que las concentraciones de yodo y bromo en los residuos incinerados son muy variables y/o difíciles de predecir/controlar. En general, sólo las instalaciones de residuos peligrosos pueden tener concentraciones de yodo o bromo en los residuos que hagan necesario el uso de estas medidas especiales para su control.

La aplicabilidad de esta técnica se evalúa en la tabla siguiente:

Tabla 4.79. Evaluación de la aplicabilidad de $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ para eliminación de halógenos

Criterios	Evaluación/comentarios
Tipo de residuos	<ul style="list-style-type: none"> se aplica principalmente a IRP en las que las cargas de I y Br en los residuos puedan ser elevadas, p.ej. residuos de laboratorios o residuos químicos/farmacéuticos
Rango de tamaño de planta	<ul style="list-style-type: none"> cualquiera
Nuevas/existentes	<ul style="list-style-type: none"> la adición controlada de reactivo puede utilizarse en cualquier planta existente con sistema de lavador húmedo la adición de un sistema de dosificación permanente es más compleja y cara de añadir a procesos existentes, pero puede incorporarse en plantas de nuevo diseño
Compatibilidad entre procesos	<ul style="list-style-type: none"> se aplica con sistemas de lavador húmedo
Factores de ubicación	<ul style="list-style-type: none"> sensible a emisiones de penachos de humo visibles (coloreados)

Se reportan dificultades en el control y gestión. [74, TWGComments, 2004]

Economía

Los costes de construcción para un tercer paso de lavado en una IRP existente (en Dinamarca) son de aproximadamente 600000 € (precio de 2000).

El consumo anual medio de $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ para cada una de las tres líneas de incineración es de unas 50 toneladas. Al precio de 0,5 €/tonelada, los costes totales de operación de este tercer paso (excluyendo energía) para las bombas de los lavadores, etc. son de 25000 €/año por línea.

Los costes para la adición controlada de reactivo es probable que sean más bajos, pero pueden requerirse recursos adicionales para el control y gestión de los residuos entrantes.

Los costes para la adición de reactivo a un sistema de lavado húmedo existente se limitan principalmente a los costes de reactivo y, por consiguiente, son bastante menos caros que agregar una etapa de lavado separada.

Los costes de la inyección de SO_2 son los costes del gas. La adición de residuos con mayor contenido de azufre depende de la disponibilidad de los mismos.

Motivo principal de aplicación

Esta técnica se aplica cuando:

- se requiere control de las emisiones de yodo y bromo;
- las concentraciones de yodo y bromo en los residuos incinerados son muy variables y/o difíciles de predecir o controlar.

Plantas de ejemplo

La etapa adicional de lavado se ha aplicado en una IRP en DK. La dosificación controlada se aplica en muchas otras IRP europeas.

Referencias

[25, Kommunikemi, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.5. Tratamiento y control de aguas residuales

4.5.1. Generalidades

Los principios generales a aplicar respecto a la elección y operación de sistemas de tratamiento de aguas residuales ya han sido descritos en el BREF sobre gestión común de aguas residuales y gases de combustión en el sector químico. Por ello, esta sección del BREF sólo trata algunos aspectos específicos que se han identificado como importantes o específicos para el sector de incineración de residuos.

4.5.2. Aplicación de tecnología de incineración óptima

Un proceso de incineración óptimo es una condición importante para un control efectivo de las emisiones al agua. La incineración incompleta tiene un efecto negativo sobre la composición de los gases de combustión y de las cenizas volantes, por la presencia creciente de compuestos orgánicos con carácter contaminante y/o tóxico. Estos, a su vez, pueden tener impacto sobre el contenido del efluente del lavador.

Las técnicas a considerar respecto a la reducción del contenido contaminante de los gases de combustión (y por tanto reducción del potencial de riesgo de transferencia a los efluentes del lavador), ya han sido detallados en las Secciones 4.1 y 4.2.

4.5.3. Aplicación de tecnología de limpieza de gases sin agua residual

Descripción

Las tecnologías sin agua residual para limpieza de gases pueden conseguirse mediante:

- el uso de procesos secos y semihúmedos, que no originan agua residual;
- procesos húmedos que utilizan evaporación: el TGC húmedo produce agua residual, aunque en determinadas condiciones esta agua residual puede ser recirculada al proceso y evaporada.

Algunas características de estos procesos se indican en el Capítulo 4.4.3.

Beneficios medioambientales que se consiguen

- no hay descargas de aguas residuales;
- reducción de los consumos asociados con el tratamiento de aguas residuales;
- recuperación de sales en la evaporación.

Efectos sobre otros medios

- las sales y otras sustancias que se habrían descargado al agua se acumulan en los residuos de lavador o residuos de EDAR;
- el consumo de energía de la unidad de evaporación, si es aplicable –puede que no sea significativo si se abastece con calor que de otro modo se perdería–.

Datos operativos

Ver información incluida en la descripción anterior.

Los sistemas secos y semisecos no generan aguas residuales. Otras aguas residuales de otros procesos realizados *in situ* o de agua de lluvia pueden ser reciclados en sistemas semihúmedos o húmedos. Los procesos húmedos generan agua residual que puede evacuarse tras su tratamiento o evaporarse en línea o en una unidad de evaporación específica. La cantidad típica de agua residual de un proceso húmedo es de 0,2 m³/t de residuos.

La evaporación de efluente puede causar riesgo de ensuciamiento en la torre de refrigeración de evaporación. [74, TWGComments, 2004]

Aplicabilidad

Las tecnologías que producen incineración sin agua residual (aquí descritas) puede aplicarse en principio a todas las incineradoras de residuos.

Las cantidades relativamente grandes de residuos sólidos producidos con sistemas secos y semisecos pueden hacer que estos sistemas sean menos favorables cuando la disponibilidad de tratamientos de residuos/salidas de eliminación sea reducida, o su coste sea elevado.

Cuando es aceptable el vertido de efluente, hay un menor incentivo para adoptar sistemas que eliminen este vertido. Un posible ejemplo son los entornos marinos, que pueden absorber residuos salinos post-tratamiento sin impacto medioambiental.

Economía

Los costes energéticos de una planta de evaporación separada pueden ser elevados.

Cuando los costes de eliminación de residuos sólidos sean altos, puede haber beneficios en adoptar un tratamiento húmedo de gases de combustión con (o sin, cuando puede recurrirse a la evacuación) evaporación, debido a la reducida cantidad de residuos sólidos que se produce.

Una salida para la sal recuperada en sistemas de evaporación separados evitará tener que pagar gastos de descarga para esta fracción.

Motivo principal de aplicación

La falta de disponibilidad de una salida de vertido al agua es un motivo clave.

Plantas de ejemplo

La evaporación se aplica en una serie de instalaciones en Alemania y origina instalaciones húmedas de TGC que no vierten efluentes.

Los sistemas de TGC con producción cero de efluentes (es decir, TGC no húmedo) son ampliamente utilizados en toda Europa.

En Francia: Azalys (proceso húmedo + evaporación-condensación del agua residual), Arcante, Ouarville (procesos semihúmedo + húmedo). [74, TWGComments, 2004]

Referencias

[2, infomil, 2002] [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

4.5.4. Recirculación de agua residual contaminada en sistemas húmedos de limpieza de gases

Descripción

El agua residual contaminada de los lavadores húmedos se recircula en la medida de lo posible antes de cualquier tratamiento, por lo que puede reutilizarse como alimentación para los lavadores o como agua de dilución para floculantes orgánicos para deshidratación de lodos de depuradora.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Reducción en el consumo de agua de los lavadores húmedos.

Efectos sobre otros medios

Consumos asociados con el tratamiento de aguas residuales.

Datos operativos

Los floculantes orgánicos pueden diluirse sin problemas desde una concentración del 3 % a un 0,1-0,2 % con el agua residual que contiene sal. La reutilización del agua residual en lavadores de penderá de la concentración del sal.

Aplicabilidad

Aplicable sólo en sistemas de lavado húmedo o para deshidratación de lodos de depuradora.

Economía

No es necesario usar agua dulce para la dilución de floculantes orgánico, reducción de los efluentes a la planta de depuradora, menor demanda de agua dulce. [74, TWGComments, 2004]

Motivo principal de aplicación

Reducción del efluente de aguas residuales/requisitos legales.

Plantas de ejemplo

MHKW Bamberg en y algunas IRP.

Referencias

[64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

4.5.5. Enfriamiento adicional del agua de alimentación de los sistemas húmedos de limpieza de gases

Descripción

La técnica supone el enfriamiento del agua de entrada del lavador, mediante:

- un sistema de enfriamiento (aire o torre de refrigeración);
- un suministro de agua fría disponible, como agua de mar o de río, o un retorno frío (típicamente 40-50 °C) de calefacción centralizada.

Beneficios medioambientales que se consiguen

El principal beneficio en relación con el agua de proceso es la posibilidad de reducir el consumo de agua de los lavadores húmedos.

Para otros aspectos, ver la sección general sobre selección de sistemas de enfriamiento en 4.3.10.

4.5.6. Uso de agua de desagüe de caldera como suministro de agua para lavadores

Descripción

El agua de caldera debe ser desaguada regularmente a fin de reducir los niveles de sólidos disueltos y mantener el sistema. Esta corriente de agua residual puede alimentarse a los lavadores (semiseco y húmedo) en lugar de proceder a su tratamiento/descarga separada.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Reducción del consumo de agua mediante la sustitución de agua de alimentación del lavador.

Efectos sobre otros medios

Es importante comprobar si la calidad del efluente es adecuada para el proceso. En particular, evitar el riesgo de ensuciamiento debido a precipitación de sales (ej: fosfato cálcico). [74, TWGComments, 2004]

Datos operativos

Información no facilitada.

Aplicabilidad

Sólo aplicable a sistemas de limpieza de gases que requieran alimentación de agua (es decir, no a sistemas secos, a menos que se agregue agua de alimentación para acondicionamiento).

Economía

Información no facilitada.

Motivo principal de aplicación

Información no facilitada.

Plantas de ejemplo

MHKW Bamberg en Alemania y muchas otras incineradoras municipales en Europa.

Referencias

[2, Infomil, 2002]

4.5.7. Tratamiento de agua residual de laboratorio en el lavador

Descripción

Algunas corrientes de aguas residuales de laboratorio contienen bajos niveles de contaminación y puede usarse como agua de aporte para la alimentación de lavadores.

Separando las sustancias inadecuadas, que pueden originar aumento de las emisiones o problemas de proceso en el laboratorio, el caudal relativamente bajo de estos residuos puede incorporarse a la instalación de tratamiento de la planta.

Beneficios medioambientales que se consiguen

- reducción del consumo de agua en lavadores (sólo una pequeña reducción);
- reducción de las posibles emisiones tratando en el proceso el agua residual de laboratorio.

Efectos sobre otros medios

Algunas sustancias pueden no ser tratadas eficazmente en el lavador si se agregan en una parte incorrecta del sistema, o pueden tener un impacto adverso sobre la eficiencia del lavador.

Datos operativos

Asegurar que no se descarguen sustancias inapropiadas a los lavadores con el agua residual de laboratorio se basa en la evaluación, y segregación eficaz, de los residuos en el laboratorio.

Aplicabilidad

Sólo aplicable cuando se utilizan lavadores húmedos.

Aplicable a instalaciones que tengan laboratorio in situ, particularmente IRP.

Economía

El residuo se gestiona den el proceso, por lo que se ahorran costes de desecho externo.

Motivo principal de aplicación

Plantas de ejemplo

Referencias

[2, infomil, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.5.8. Recirculación de efluentes al proceso en lugar de su vertido

Descripción

Dado que el proceso de incineración en sí ofrece un medio de concentración y eliminación de contaminantes de corrientes residuales, es posible alimentar efluentes de agua residual de volumen bajo o medio en el proceso de incineración, en puntos apropiados. Esto puede hacerse de modo que no perjudique el funcionamiento de la planta incineradora, ni su comportamiento medioambiental.

Ejemplos de estas prácticas se dan en las Secciones 4.5.4, 4.5.5, 4.5.6, 4.5.7 anteriores. Otras posibilidades pueden ser:

- uso del lixiviado de la zona de almacenamiento de cenizas de fondo al aire libre u otras zonas de almacenamiento, para el suministro de agua a los eliminadores de escoria;
 - uso del agua de lluvia recogida para alimentación de lavadores;
 - recirculación de condensados;
 - agua de refrigeración de producción de electricidad;
 - agua permeada de la preparación de agua de caldera.
- [74, TWGComments, 2004]

Beneficios medioambientales que se consiguen

Si está bien diseñado y operado, un sistema de este tipo puede permitir a la incineradora de residuos:

- concentrar los contaminantes inorgánicos en residuos sólidos (ej: residuos de TGC o de EDAR);
- reducir el consumo de agua;
- eliminar, o limitar, la necesidad de descargas de efluentes.

Efectos sobre otros medios

Cuando se requiere tratamiento de corrientes de efluentes para mejorar su calidad a fin de permitir su recirculación, esto produce consumos (y costes) adicionales de energía y materias que podrían ser suficientemente importantes para anular los beneficios de la eventual recirculación. Una evaluación de este tipo dependerá en gran medida de las circunstancias locales específicas.

Es esencial que la recirculación de materias dentro de la instalación vaya acompañada de salidas para las materias que se acumulan. La acumulación de algunas sustancias (especialmente Hg) puede llevar a su eventual penetración y emisión. Para evitar esta posibilidad, es necesario realizar una correcta valoración y disponer de *sumideros* para tales sustancias.

En particular, estas técnicas tienden a causar una concentración de contaminantes en la corriente de residuos sólidos.

Datos operativos

Es posible encontrar oportunidades para recircular corrientes residuales parcialmente contaminadas para otros usos dentro de la instalación, mediante una evaluación de los flujos e intercambios de masas globales. Estas evaluaciones se denominan *Análisis de Pinch y Redes de Intercambio de Materias*. Estos instrumentos, aplicados a sistemas de efluentes, ofrecen un medio de evaluar la posibilidad de recirculación de efluentes, teniendo en cuenta los requisitos de calidad de las entradas a las propias unidades de proceso y el objetivo global del sistema de reducir emisiones.

Aplicabilidad

La recirculación de efluentes puede aplicarse en todas las instalaciones de incineración de residuos, aunque tendrá beneficios particulares cuando:

- la recirculación pueda hacerse sin pretratamiento previo del efluente;
- haya una necesidad particular de reducir el consumo de agua de la instalación;
- la disponibilidad de salidas para evacuación sea restringida.

Economía

Los costes aumentarán si se requiere tratamiento previo del efluente.

Pueden obtenerse ahorros por reducción del consumo de agua y de costes de evacuación.

Motivo principal de aplicación

Son motivos particulares:

- falta de disponibilidad de salidas para vertido de efluentes, por ej: por restricciones legales o locales;
- climas secos, donde el suministro de agua puede ser limitado.

Plantas de ejemplo

IRSU con vertido cero: Azalys, Ouarville. [74, TWGComments, 2004]

Referencias

[72, El-Halwagi, 1997], [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

4.5.9. Evacuación separada del agua de lluvia de tejados y otras superficies limpias

Descripción

Esta técnica comporta la separación del desagüe del agua de lluvia limpia, de modo que no se mezcle con corrientes contaminadas o posiblemente contaminadas.

Beneficios medioambientales que se consiguen

- reducción del volumen de aguas residuales que requiere tratamiento;

- la fracción contaminada restante tiene una mayor concentración y por lo tanto puede ser tratada de forma más eficaz.

Efectos sobre otros medios

Datos operativos

La evacuación separada se recomienda a fin de evitar un efecto de dilución de las aguas residuales tratadas. Cuanto más concentrado sea el efluente derivado de la separación, más eficazmente podrá ser tratado.

Prevención de adiciones repentinas de grandes volúmenes a plantas de tratamiento de efluentes o zonas de almacenaje.

Aplicabilidad

Aplicable a todas las incineradoras de residuos.

Si la incineradora está situada en una comunidad con un sólo sistema de alcantarillado para aguas residuales contaminadas y aguas de lluvia, la recogida separada de corrientes no contaminadas no tiene tanto sentido, a menos que pueda tratarse adecuadamente para su vertido al medio ambiente. [74, TWGComments, 2004]

Economía

Los costes de reconversión pueden ser considerables en plantas existentes, pero puede instalarse eficazmente en plantas nuevas.

Pueden obtenerse ahorros de la reducción de la capacidad de retención de agua necesaria en la instalación.

Motivo principal de aplicación

En algunos países, la mezcla de agua de lluvia no contaminada con otros efluentes no está permitida.

Plantas de ejemplo

Se aplica en toda Europa.

Referencias

[64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

4.5.10. Existencia de capacidad de almacenamiento/almacenamiento intermedio para aguas residuales

Descripción

Cuanto mayor es el volumen de almacenamiento disponible, mayor es la homogeneidad de la composición del agua residual. Esto, a su vez, permite una mayor optimización y control del proceso en la etapa de tratamiento.

Beneficios medioambientales que se consiguen

- menores emisiones al agua;
- mejora de la estabilidad y confianza de los procesos de tratamiento;
- la optimización del tratamiento puede producir consumos reducidos para el tratamiento de efluentes.

Efectos sobre otros medios

Información no facilitada.

Datos operativos

Información no facilitada.

Aplicabilidad

Este sistema adquiere mayor importancia cuando los residuos son muy heterogéneos, o de composición incierta, ya que esto produce una mayor variación en el contenido del efluente.

Economía

Es necesario disponer de mayor volumen de almacenaje intermedio y capacidad de retención para el tratamiento de aguas residuales. Con frecuencia, los costes del tratamiento de efluentes son distintos, como se describe en 4.5.9. [74, TWGComments, 2004]

Motivo principal de aplicación

Información no facilitada.

Plantas de ejemplo

Amagerforbrænding, DK.

Referencias

[64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

4.5.11. Aplicación de tratamiento fisicoquímico a efluentes de lavadores húmedos y otras aguas residuales contaminadas de la planta

Descripción

Esta técnica se describe en la Sección 2.6.4.1 (tratamiento fisicoquímico en general) y 2.6.4.2 (uso de sulfuros).

En general, disponer de sistemas de tratamiento de aguas residuales para efluentes de lavadores húmedos, así como para el agua residual recogida en la planta (ver 4.5.10), se considera esencial. [64, TWGComments, 2003]. [74, TWGComments, 2004]

Beneficios medioambientales que se consiguen

Los niveles de emisión alcanzados mediante el uso de estas técnicas se detallan en las Secciones 3.3.4 y 3.3.5.

Con la aplicación de sulfuros para aumentar la precipitación de los metales pesados de efluentes de lavado húmedo, puede conseguirse una reducción en los niveles de Hg en los efluentes del 99,9 %. Esto permite alcanzar niveles de emisión al agua inferiores a 0,003 mg/l. También se reducen otras sustancias. (ver Tabla 3.27)

Efectos sobre otros medios

Consumo de energía y materias primas en la planta de tratamiento de efluentes (PTE).

Datos operativos

El funcionamiento de la PTE se considera en general un paso de proceso crítico, que requiere una estrecha supervisión y operación para asegurar que la calidad final de los efluentes siga siendo buena.

Pueden producirse problemas de incrustación y obstrucción de tuberías por sedimentación. [74, TWGComments, 2004]

Aplicabilidad

Aplicable a todas las instalaciones de incineración con lavado húmedo. También puede ser aplicable a otras corrientes de aguas residuales que requieran dicho tratamiento antes de su evacuación. [74, TWGComments, 2004]

Economía

Los aditivos y reactivos pueden ser caros. [74, TWGComments, 2004]

Motivo principal de aplicación

En muchos países es un requisito legal. Los estándares mínimos para la calidad de los efluentes evacuados se incluyen en la Directiva sobre (2000/76/CE).

Plantas de ejemplo

Ampliamente aplicada en Europa a instalaciones con lavado húmedo.

Referencias

[2, infomil, 2002], [1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

4.5.12. Eliminación de amoníaco de los efluentes

Descripción

Se describe en la Sección 2.6.4.4.

La fuga de amoníaco puede ser una consecuencia del uso de reactivos amoniacales para la reducción de NO_x . La fuga es mayor cuando la dosificación de reactivos es alta o mal optimizada, y es generalmente mayor con RNCS que con RCS. El amoníaco es muy soluble en agua y se acumula en el efluente de los lavadores húmedos corriente abajo. Con aparatos especiales, como sistemas de desorción, ósmosis inversa u otros, es posible eliminar el amoníaco de los efluentes de lavado húmedo. Es posible devolver el amoníaco recogido de este modo para su uso como agente reductor de NO_x .

[74, TWGComments, 2004]

Beneficios medioambientales que se consiguen

Los principales beneficios medioambientales son:

- reducción del amoníaco en el efluente del lavador descargado;
- reducción del consumo de amoníaco cuando se recircula como agente reductor de NO_x .

Efectos sobre otros medios

Las técnicas de eliminación de amoníaco requieren consumo de energía adicional para su operación, y hay riesgo de ensuciamiento. [74, TWGComments, 2004]

Datos operativos

La manipulación de soluciones de amoníaco debe realizarse con cuidado para evitar la exposición al mismo.

Aplicabilidad

La técnica puede aplicarse a todas las instalaciones de incineración de residuos con lavadores húmedos corriente abajo de inyección de reactivo de amoníaco/urea para reducción de NO_x .

La técnica es particularmente ventajosa cuando los niveles de fuga de amoníaco corriente abajo de la caldera son elevados. Esto suele ocurrir cuando:

- es difícil optimizar la inyección de reactivo de RNCS (ej: la inyección/mezcla/temperatura están mal optimizadas);
- los niveles de inyección de reactivos son relativamente altos (ej: cuando se requiere un alto nivel de eliminación de NO_x).

[74, TWGComments, 2004]

Los altos niveles de inyección de reactivo de RNCS (muy por encima de la relación estequiométrica) son particularmente comunes cuando se desea un alto

índice de reducción de NO_x . Este suele ser el caso cuando los VLE de NO_x están fijados en valores más bajos y no se utiliza RCS. Para la mayoría de incineradoras de residuos que utilizan RNCS, garantizar niveles de emisión (media diaria) inferiores a 150 mg/Nm^3 (inferiores a 120 mg/Nm^3 para algunos residuos preparados en lechos fluidizados), requiere estos elevados niveles de inyección de reactivo; por consiguiente, el mayor riesgo asociado de fuga de amoníaco potencia la aplicabilidad de lavadores húmedos con desorción de amoníaco.

Economía

Los costes de inversión y operativos del desorbedor de amoníaco pueden ser compensados parcialmente mediante la reducción en los costes de reactivos cuando el amoníaco recuperado es recirculado a la inyección de reactivo de RNCS.

Motivo principal de aplicación

El principal motivo de aplicación de la técnica es la restricción de los niveles de amoníaco en el efluente descargado de la instalación principal.

Plantas de ejemplo

Umea, Norte de Suecia.

Referencias

[55, EIPPCBsitevisits, 2002], [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

4.5.13. Tratamiento separado de efluentes derivados de distintas etapas de lavado húmedo

Descripción

Se describe con mayor detalle en la Sección 2.6.4.5.

La técnica comporta la separación y tratamiento separado de las corrientes ácidas y alcalinas de lavadores húmedos, a fin de mejorar la optimización del efluente y mayores opciones para la recuperación de los componentes de las corrientes de efluentes.

Beneficios medioambientales que se consiguen

- las emisiones al agua pueden reducirse más con el tratamiento combinado;
- la optimización de corrientes separadas reduce el consumo de reactivos y permite un tratamiento controlado;
- puede recuperarse yeso de los lavadores de azufre (ver Sección 4.5.17), lo que reduce las descargas de azufre en el agua residual y el contenido de azufre de los residuos sólidos de la PTE;
- puede regenerarse HCl de los lavadores ácidos de la primera etapa (ver Sección 4.5.16).

Efectos sobre otros medios

Consumo adicional de energía y materias.

Se requiere una salida para la recuperación de las materias. Esto puede ser complicado debido a impurezas. [74, TWGComments, 2004]

Datos operativos

Complejidad adicional por la operación de dos líneas de PTE. Más complejidad significa mayor inversión y coste operativo, y un mayor requisito de espacio.

Puede haber problemas para recuperar HCl, ya que el HF puede producir impurezas.

Aplicabilidad

Sólo aplicable a instalaciones de incineración de residuos con lavadores húmedos. En principio, puede aplicarse a todas las instalaciones de este tipo.

El coste de sustitución de los sistemas de tratamiento combinado existentes puede ser muy alto, por lo que la técnica en general sólo será adecuada para instalaciones nuevas en las que hay motivos especiales para obtener efluentes muy puros, etc.

Aplicable principalmente cuando se requiere un efluente final de la mayor calidad y/o hay salidas para un aprovechamiento del HCl/yeso recuperado.

Economía

Los costes de inversión y operativos de la segunda PTE pueden verse parcialmente compensados por la reducción de los costes de desecho si se recupera yeso y sales como NaCl o CaCl. [74, TWGComments, 2004]

Motivo principal de aplicación

La existencia de mercados para las sustancias recuperadas puede impulsar la adopción de este sistema. El principal motivo es generalmente la aplicación de límites de emisión de vertido de efluentes particularmente bajos, posiblemente para proteger un acuífero sensible.

Plantas de ejemplo

Se reporta su uso en Holanda, Alemania y Austria.

Se utiliza en la planta de Umea en el norte de Suecia, con evacuación a un río de agua dulce.

Vestforbrænding y Odense, DK

Referencias

[64, TWGComments, 2003]

4.5.14. Evaporación del efluente de lavadores húmedos en el proceso de incineración

Descripción

Descrita en la Sección 2.6.4.7.1.

Los contaminantes (gas ácido, metales pesados, etc.) son eliminados del proceso de limpieza durante la limpieza del aire de escape, siendo transferidos al efluente del lavador húmedo. Este efluente es neutralizado (ej: con lechada de cal). También se inyectan agentes complejantes para tratar compuestos de metales pesados. Luego, el efluente final es pulverizado en una torre de enfriamiento por evaporación, y se evapora utilizando la energía del gas de combustión a la salida de la caldera.

Otros aspectos de esta técnica han sido descritos en la Sección 4.5.3 sobre la aplicación de TGC libre de aguas residuales. [74, TWGComments, 2004]

4.5.15. Evaporación separada del efluente de lavadores húmedos

Descripción

Descrita en la Sección 2.6.4.7.1.

Otros aspectos de esta técnica ya han sido descritos en la Sección 4.5.3 sobre la aplicación de TGC libre de aguas residuales.

Se requiere una salida para los residuos sólidos recuperados (ej: sal) de la evaporación del efluente. En algunos casos, las impurezas complican este proceso. [74, TWGComments, 2004]

4.5.16. Recuperación de ácido clorhídrico de los efluentes de lavadores húmedos

Descripción

Ver Sección 2.6.4.8 para una descripción de este proceso.

En la recuperación de HCl, se genera un producto con una concentración de alrededor del 30 % de ácido clorhídrico a partir de un ácido sin tratar de un 10 %.

Beneficios medioambientales que se consiguen

El ácido clorhídrico recuperado puede usarse, por ej: para el control de pH.

Si no se recuperar HCl, debería ser neutralizado, dando un efluente salino que debería ser evacuado o evaporado. Por consiguiente, la recuperación de HCl produce una recuperación del contenido de sal del efluente producido.

Si la opción escogida es la evaporación (no la descarga) del efluente salino, la recuperación de HCl reduce efectivamente la cantidad de residuos salinos sólidos producidos por la instalación en aproximadamente un 50 % [73, Rijpkema, 2000].

Efectos sobre otros medios

Consumo de energía y uso de agentes químicos en el proceso de recuperación.

Datos operativos

En la tabla siguiente se muestran datos de dos plantas en Alemania:

Tabla 4.80. Cantidad de HCl (30 %) recuperado por tonelada de residuos.

[64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

Año de los datos	kg of HCl recuperado por tonelada de residuos	
	Planta en Borsigstrasse	Planta en Rugenberger Damm
2000	10	10
2001	—	12,5
2002	10,6	13

Es vital que los sistemas y materiales eviten/limiten la corrosión del sistema de recuperación.

Se reporta que una planta dejó de utilizar esta técnica debido a las dificultades con la contaminación por HF del HCl recuperado.

Aplicabilidad

Especialmente adecuada para el tratamiento de grandes cantidades de residuos clorados, es decir, con grandes cantidades de HCl a recuperar. [74, TWGComments, 2004]

Sólo aplicable cuando se utilizan lavadores húmedos.

Economía

Requiere una inversión considerable, por lo que estos procedimientos sólo son aplicables cuando hay disponible suficiente carga de gas con cloro. Los costes de mantenimiento y operativos pueden también ser elevados, debido principalmente a la naturaleza corrosiva de la sustancia recuperada. [74, TWGComments, 2004]

Los beneficios por la venta de los productos pueden no ser tan considerables (hay fluctuaciones en el mercado), pero los costes de eliminación de residuos se reducen. El análisis de ecoeficiencia ha mostrado que esta técnica es económica en algunas circunstancias en comparación con otros procedimientos.

Motivo principal de aplicación

Recuperación de materia prima. Ahorro en el coste de neutralización.

Plantas de ejemplo

Hornos rotativos (HWI) en Alemania, como Schkopau y Stade. Asimismo se utiliza en una planta municipal en Hamburgo.

En Alemania funcionan seis plantas con el procedimiento de HCl.

Referencias

[64, TWGComments, 2003], patente EE.UU. número 5174865 del 29 de diciembre de 1992.

4.5.17. Recuperación de yeso del efluente de lavadores húmedos

Descripción

Esta técnica comporta el tratamiento separado del efluente de la etapa de eliminación de dióxido de azufre de alto pH (6-8) en lavadores húmedos; esto permite la producción de yeso vendible.

En un lavador único multietapas, en las primeras etapas partículas y el HCl se eliminan del gas de combustión. Luego, el gas de combustión pasa al limpiador de SO₂, donde el SO₂ es absorbido por oxidación a sulfatos mediante la adición de cal.

La suspensión de yeso formada se retira y se espesa en un hidrociclón, pasando luego a un recipiente. La suspensión de yeso se deshidrata luego en una centrífuga. El yeso se lava luego con condensado para eliminar los contaminantes solubles restantes. Se realiza centrifugación ulterior hasta que la humedad restante es inferior al 10 % en peso y, si se requiere, es posible blanquear este yeso para su comercialización. [74, TWGComments, 2004]

Beneficios medioambientales que se consiguen

- recuperación de yeso;
- reducción del contenido de sulfato del efluente descargado, mediante su eliminación del agua residual;
- cuando pueden encontrarse salidas para su reutilización, esto reduce el desecho de yeso, por sí mismo o con otros residuos;
- reducción de residuos sólidos;
- cuando se mezcla junto con hidróxido con lodo de la primera etapa de limpieza de aguas residuales, que es muy difícil de deshidratar, el efecto de deshidratación de esta mezcla mejora mucho, hasta un 70 % m.s. [74, TWGComments, 2004]

Efectos sobre otros medios

- consumo de energía y materias en planta de tratamiento/recuperación.

Datos operativos

La tabla siguiente presenta datos de dos plantas en Alemania:

Tabla 4.81. Cantidades de yeso recuperado por tonelada de residuos tratados.
[64, TWGComments, 2003]

Año de los datos	kg of yeso recuperado por tonelada de residuos	
	Planta en Borsigstrasse	Planta en Rugenberger Damm
2000	3,5	1,7
2001		3,9
2002	3,5	3,3

Aplicabilidad

Sólo aplicable cuando se utiliza lavado húmedo.

Economía

Se requiere una inversión considerable, por lo que estos productos son sólo aplicables cuando hay disponible suficiente carga de gas de combustión con azufre.

Los beneficios por la venta de los productos pueden ser limitados (hay fluctuaciones en el mercado), pero los costes de eliminación de residuos se reducen. El análisis de ecoeficiencia ha mostrado que esta técnica es económica en algunas circunstancias en comparación con otros procedimientos. [64, TWGComments, 2003]

Motivo principal de aplicación

Disponibilidad de salidas para el material recuperado.

Plantas de ejemplo

Se aplica en plantas de incineración en Alemania.

Referencias

[1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003]

4.6. Técnicas de tratamiento para residuos sólidos

La posibilidad de recuperar residuos sólidos de incineradoras de residuos viene normalmente determinada por:

- el contenido de compuestos orgánicos de los residuos;
- el contenido total de metales pesados de los residuos;

- la lixiviabilidad de los metales, sales y metales pesados de los residuos;
- la idoneidad física, es decir el tamaño de partícula y la resistencia, de los residuos.

Además, factores de mercado, normativas y políticas sobre su uso, y aspectos ambientales locales específicos tienen también gran influencia sobre el grado en que se pueden aprovechar.

Se han hecho muchos esfuerzos para mejorar la calidad medioambiental de residuos de plantas incineradoras, y para reciclar o utilizar al menos parte de los flujos residuales específicos. Se aplican técnicas tanto integradas en el proceso como post-tratamiento. Las medidas integradas en el proceso se basan en modificar los parámetros de combustión con el fin de mejorar la combustión o desplazar la distribución de los metales a los diversos residuos. Entre las técnicas post-tratamiento se incluyen: envejecimiento, tratamiento mecánico, lavado, tratamiento térmico y estabilización. Las diversas técnicas se discuten a continuación.

Un *Grupo de Trabajo Internacional sobre Cenizas* (IAWG) determinó una serie de principios que deberán ser considerados a la hora de evaluar los beneficios, aunque también los obstáculos de una medida de tratamiento determinada:

- ¿produce el proceso una mejora significativa de la calidad?
- ¿impone el proceso algún impacto de salud, seguridad o medio ambiente?
- ¿hay residuos secundarios y dónde terminan?
- ¿hay un producto final de alta calidad?
- ¿existe un mercado a largo plazo para ese producto?
- ¿cuál es el coste de ese proceso?

[4, IAWG, 1997]

Para algunos de los residuos producidos por el proceso de incineración, determinadas legislaciones específicas pueden requerir que tales residuos sean eliminados. En tal caso, hay menos incentivo para adoptar técnicas que mejoren la calidad y reciclabilidad de los residuos.

[64, TWGComments, 2003]

4.6.1. Mejora de la combustión de cenizas de fondo

Descripción

La mejora de la combustión de residuos puede conseguirse mediante la optimización de los parámetros de combustión con el fin de hacer que la combustión del carbono fijo sea completa. Esto puede hacerse aplicando una o más de las medidas detalladas en la sección de proceso térmico (ver Sección 4.2).

Una exposición más larga de los residuos a elevadas temperaturas en la cámara de combustión, temperaturas más elevadas en el lecho y agitación física de los

residuos se combinan para asegurar que las cenizas producidas tengan un contenido más bajo en materia orgánica.

Beneficios medioambientales que se consiguen

El contenido orgánico de la ceniza de fondo se expresa como COT o LOI (Pérdida por Ignición o Calcinación). Estos son los parámetros clave tanto para el desecho como para el uso de la ceniza de fondo. Los criterios de aceptación para desecho en vertedero indican generalmente un nivel máximo de COT; y los criterios de utilización indican generalmente un nivel máximo de COT o valores límite específicos para compuestos orgánicos. La mejora de la combustión reduce el contenido de carbono residual y por lo tanto el COT. El COT también guarda relación con la movilidad de los metales pesados en la ceniza. Por ejemplo, los lixiviados de cobre en forma de complejos organocúpricos. Por consiguiente, la mejora de la combustión también reducirá la lixiviación de cobre.

La determinación de COT de acuerdo con la norma EN 13137 detecta asimismo como COT el carbono elemental, que no causa problemas en los vertederos. El COT de las cenizas de fondo está compuesto principalmente por carbono elemental, pero también contiene una cierta cantidad de compuestos orgánicos. [74, TWGComments, 2004]

Efectos sobre otros medios

Se reporta que una elevación de la temperatura de combustión, junto con la temperatura del lecho de combustible, causa una mayor formación de CaO en la ceniza de fondo. Esto produce un aumento en el valor del pH de la ceniza de fondo. El valor del pH de las cenizas de fondo frescas es con frecuencia superior a 12 [Vehlow, 2002 #38].

Este aumento del pH puede también incrementar la solubilidad de los metales anfóteros como plomo y zinc, presentes en grandes cantidades en las cenizas de fondo. El pH de la ceniza de fondo puede descender después de la fase de combustión por envejecimiento (ver Sección 4.6.6). El aumento de pH puede ser crítico; en particular, dado que el plomo es anfótero, puede disolverse a pH 11-12 y luego lixiviarse.

La aplicación de pretratamiento para incrementar la combustión produce un consumo adicional de energía (y emisiones) en la etapa de pretratamiento, y por consiguiente costes adicionales asociados. Estos pueden ser muy significativos cuando se aplica un pretratamiento extenso, por ejemplo en la producción de RDF.

Si se requieren combustibles adicionales para apoyar la combustión, su consumo es un impacto sobre otros medios.

Datos operativos

Ver datos operativos en la Sección 4.2 sobre proceso térmico.

Aplicabilidad

Esta técnica es aplicable tanto en instalaciones nuevas como existentes.

Economía

El pretratamiento básico (trituración limitada de algunos componentes o mezcla en búnkeres) de residuos puede no ser caro y puede tener un efecto significativo sobre la combustión en algunos casos.

La adición de corrientes residuales de alto poder calorífico (ej: plásticos, residuos de trituradoras de automoción, residuos de madera) o combustibles para mejorar la combustión puede variar mucho en precio según el material requerido y la posibilidad de mezclar las distintas corrientes. Esta práctica puede aumentar las emisiones de CO y reducir la capacidad de incineración de RSU.

[74, TWGComments, 2004]

El rediseño o sustitución de cámaras de combustión y componentes puede ser muy costoso para plantas existentes, pero puede considerarse fácilmente como parte del concepto de diseño global para todos los procesos nuevos o para los que son sustancialmente remodelados.

La optimización de la planta para distintos residuos puede requerir dispositivos reguladores adicionales, como elementos de control de instrumentos, circuitos de control, etc. Estos pueden aumentar los costes adicionales de cualquier pretratamiento.

Algunas técnicas puede producir menores niveles de carbono orgánico en las cenizas de los requeridos por la Directiva 2000/76/CE. Puede que haya aumentos significativos en los costes a fin de *garantizar* los niveles de COT más bajos que se consiguen. La reducción de los niveles de carbono no es normalmente un requisito para la reutilización de residuos sólidos. [74, TWGComments, 2004]

Motivo principal de aplicación

Normativas que establecen valores límite en el COT de residuos para su uso y eliminación.

Plantas de ejemplo

La optimización de la combustión, mediante diversos procedimientos, es parte del control operativo estándar en muchas incineradoras europeas.

Referencias

[Vehlow, 2002 #38], [64, TWGComments, 2003]

4.6.2. Segregación de la ceniza de fondo de los residuos de tratamiento de gases de combustión

Descripción

La mezcla de residuos de tratamiento de gases de combustión con ceniza de fondo causa la contaminación de la ceniza de fondo. Debido al mayor contenido de metales, la lixiviabilidad de los metales y el contenido orgánico de los residuos de TGC, la calidad medioambiental de la ceniza de fondo se ve reducida. Esto limita las opciones para el uso ulterior de la ceniza de fondo.

La segregación de cenizas de fondo y residuos de TGC consiste en la recogida, almacenamiento y transporte separados de ambas corrientes residuales. Esto supone, p.ej: silos y contenedores de almacenamiento específicos, así como sistemas de manejo específicos para el residuo de TGC, fino y polvoriento.

Beneficios medioambientales que se consiguen

La segregación del residuo de TGC de la ceniza de fondo permite el tratamiento ulterior de la ceniza de fondo (ej: mediante tratamiento seco o mediante extracción por lavado de los metales pesados y sales solubles en el extractor de ceniza) para obtener un material utilizable. Una corriente mixta no permite el proceso a un material recuperable y no deja más opción, para toda la corriente residual, que su vertido en vertedero. [74, TWGComments, 2004]

Se utilizan en sustitución de materiales de construcción naturales, como arena o gravilla [74, TWGComments, 2004]

Efectos sobre otros medios

No se ha identificado ninguno.

Datos operativos

Se requieren sistemas separados de transporte, almacenamiento y manejo.

Aplicabilidad

Esta técnica se aplica tanto a plantas nuevas como a existentes.

Economía

Se observan reducciones de costes cuando hay mercados para el uso de la ceniza de fondo.

La eliminación del residuo de TGC puede tener un coste mayor, pero los volúmenes son muy reducidos (los volúmenes del residuo de TGC son típicamente un 2-3 % en peso de la entrada de residuos para incinerar, mientras que en combinación con ceniza de fondo está alrededor del 15 %).

Motivo principal de aplicación

Mayores posibilidades de reciclaje de la ceniza de fondo y posibles reducciones de costes.

Es una práctica corriente, e incluso requerida por la normativa en algunos países de la UE.

Plantas de ejemplo

Práctica ampliamente adoptada en plantas incineradoras en toda Europa.

Referencias

[64, TWGComments, 2003]

4.6.3. Separación de la etapa de eliminación de partículas de otros tratamientos de los gases de combustión

Descripción

La eliminación de partículas antes de las etapas de control de contaminación atmosférica (para eliminación de gases ácidos y dioxinas) mediante PE, ciclones y filtros de manga, sin adición de reactivos (aditivos), permite considerar el tratamiento y recuperación subsiguiente las partículas eliminadas. Cuando hay instalada una caldera, la recogida, transferencia y almacenamiento separado de partículas de caldera tiene la misma finalidad, aunque con una menor eficacia de recogida.

Las cenizas segregadas pueden ser devueltas a la etapa de combustión para la destrucción ulterior de PCDD/F, lo que puede producir la destrucción de toda la producción de dioxinas de la instalación. No obstante, la recirculación de cenizas volantes puede causar riesgo de ensuciamiento en el horno y ocasionalmente la concentración del contaminante contenido en la ceniza. [74, TWGComments, 2004]

Beneficios medioambientales que se consiguen

La separación de cenizas volantes y residuos de TGC pueden permitir su tratamiento ulterior y/o recuperación separada (si lo permite la normativa local) y por tanto reducir las cantidades que requieren eliminación final.

Es posible reducir la producción global de dioxinas del proceso reduciendo su presencia en los residuos sólidos, mediante la recirculación de cenizas volantes a la cámara de combustión. Los tratamientos no térmicos para cenizas volantes (separadas o en combinación con otros residuos de tratamiento) no cambian en general el balance de masa global de PCDD/F, pero concentra las PCDD/F en cantidades más pequeñas de residuos.

Efectos sobre otros medios

La eliminación previa de partículas puede mejorar la fiabilidad de la limpieza semiseca de gases de combustión y otros sistemas de TGC.

La eliminación previa de partículas con un filtro de manga produce mayores caídas de presión y por lo tanto mayor consumo que con PE.

Datos operativos

La reducción de la transferencia de partículas a etapas de eliminación subsiguientes (especialmente sistemas de lavado húmedo) puede mejorar su operatividad y reducir el tamaño y los costes de dichas etapas.

Aplicabilidad

Aplicable a todas las instalaciones nuevas y a procesos existentes que cambien sus sistemas de tratamiento de gases de combustión.

Economía

El coste de unidades de proceso y recursos operativos adicionales puede verse compensado por los menores costes de eliminación de residuos de TGC.

Motivo principal de aplicación

Cuando la normativa local sobre lixiviabilidad (y contenido de sustancias) sea tal que permita la inclusión de las cenizas volantes con las de fondo, la técnica será fácil de aplicar.

Los elevados costes de eliminación para residuos de TGC mejorarán la adopción de la técnica a fin de reducir las cantidades totales de residuos de TGC que requieren eliminación.

La fácil disponibilidad (y por tanto bajo coste) de opciones de eliminación para ceniza volante/residuos de TGC no incentivará la adopción de la técnica.

Plantas de ejemplo

Técnica ampliamente usada en modernas plantas incineradoras en Europa.

Referencias

Comentarios durante visitas a instalaciones de la EIPPCB. [64, TWGComments, 2003]

4.6.4. Ceniza de fondo-separación de metales

Descripción

Es posible extraer metales férreos y no férreos de la ceniza de fondo.

La separación de metales férreos se realiza con un imán. La ceniza se extiende sobre una cinta transportadora o vibratoria, y todas las partículas magnéticas son atraídas por un imán suspendido. Esta separación de metales férreos puede

realizarse sobre la ceniza cruda, después de salir del extractor de cenizas. Una separación eficiente de metales férreos requiere un tratamiento en varios pasos con un paso intermedio de reducción de tamaño y criba.

La separación de metales no férreos se realiza mediante un separador magnético por corrientes de Foucault. Una bobina en rápida rotación induce un campo magnético en partículas no férreas, lo que hace que salgan del flujo de material. La técnica es eficaz para tamaños de partículas de 4-30 mm y requiere que el material esté bien extendido sobre la cinta transportadora. La separación se realiza tras los pasos de separación de metales férreos, reducción del tamaño de partículas y criba.

Beneficios medioambientales que se consiguen

La separación de metales es un paso necesario para permitir el reciclaje de los distintos componentes de la ceniza. La fracción férrea puede reciclarse, generalmente tras la separación de impurezas (ej: polvo), como chatarra de acero para altos hornos. Los metales no férreos se procesan externamente para su separación ulterior según los tipos de metales, que luego pueden volver a fusionarse. La fracción de ceniza resultante tiene un menor contenido metálico y puede procesarse para obtener un material de construcción secundario inerte.

Efectos sobre otros medios

La separación de metales férreos tiene un bajo consumo de energía. La separación de metales no férreos requiere separación por tamaños, reducción del tamaño de partículas y que el material esté bien extendido. Esto requiere el consumo de energía eléctrica.

Datos operativos

La cantidad de metales recuperados depende de la composición de los residuos incinerados. Para metales férreos, datos de Bélgica sugieren un índice de recuperación de 55-60 % (masa de metal recuperado/masa de entrada de metal). [Vrancken, 2001 #39] Este índice de recuperación se ve corroborado por datos del IAWG, que dan un contenido férreo residual de 1,3 %-25,8 % en ceniza de fondo que se considera para utilización o desecho. [4, IAWG, 1997].

Para metales no férreos, el uso de separación magnética por corrientes de Foucault tras reducción de tamaño y criba, permite un índice de recuperación del 50 % (masa recuperada/masa de entrada). El valor real depende de las condiciones operativas del horno. Los metales no férreos, como Pb y Zn, se encuentran en la ceniza de caldera y en el residuo de limpieza de gases de combustión. Al, Cu, Cr, Ni se encuentran preferentemente en la ceniza de fondo. La oxidación de estos metales (ej: Al a Al_2O_3) durante la combustión reduce la eficacia de separación de los separadores magnéticos por corrientes de Foucault. La fracción no férrea separada muestra la siguiente composición: 60 % Al, 25 % otros metales, 15 % residuo. Los otros metales son principalmente cobre, latón, zinc y acero inoxidable. [Vrancken, 2001 #39]

Aplicabilidad

La separación magnética de metales férreos es aplicable en todas las instalaciones nuevas y existentes. La separación de metales no férreos requiere espacio y suficiente capacidad, y puede realizarse en una instalación externa (centralizada) de proceso de cenizas de fondo.

La aplicabilidad de la técnica está fuertemente relacionada con el contenido de metales de los residuos alimentados al horno. Este, a su vez, está muy influenciado por el régimen de recogida y pretratamiento que hayan seguido los residuos antes de su entrada en el horno. Por ejemplo, en zonas con programas extensos y eficaces de recogida selectiva de residuos urbanos pueden eliminarse cantidades significativas de metales. El pretratamiento de RSU para obtener RDF tendrá un efecto similar. En algunas plantas de residuos peligrosos, los bidones triturados se extraen con imanes antes de la combustión.

Economía

Las fracciones metálicas pueden venderse a tratantes de chatarra. Los precios dependen de la pureza (férreos) y de la composición (no férreos) del material. Los precios de la chatarra férrea vienen determinados por su cotización en bolsa. El precio de mercado de este material es generalmente del orden de 0,01-0,05 €/kg.

La chatarra no férrea requiere proceso ulterior en fracciones pre-metálicas. Los precios de la chatarra no férrea dependen de la cantidad de impurezas (es decir, la cantidad de proceso que requieren) y de la composición (o sea, precio de los productos finales). El contenido de aluminio y el precio de mercado del aluminio secundario son los principales factores determinantes. El precio de la fracción no férrea del tratamiento de cenizas de fondo de RSU es del orden de 0,10-0,60 €/kg. [Vrancken, 2001 #39]

Motivo principal de aplicación

Interés del mercado de chatarras (es decir, precios de mercado) en las fracciones producidas.

Mejor comercialización de la ceniza de fondo limpia. Por ejemplo, los metales no férreos pueden causar daños si se reutilizan en construcción de carreteras, como abombamientos.

Las especificaciones de las cenizas de fondo para su reciclaje pueden incluir el contenido total de metales. Los metales más problemáticos desde el punto de vista de lixiviación de la ceniza de fondo son Cu, Mo y Zn.

Plantas de ejemplo

La separación de metales férreos se realiza en la mayoría de incineradoras europeas, bien in situ (principalmente post-combustión), bien en plantas externas de tratamiento de cenizas de fondo. [74, TWGComments, 2004]

Separación de metales no férreos: varias plantas de tratamiento de cenizas de fondo en Holanda, Alemania, Francia y Bélgica.

Referencias

[39, Vrancken, 2001], [4, IAWG, 1997], [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

4.6.5. Criba y trituración de cenizas de fondo

Descripción

Las distintas operaciones de tratamiento mecánico de cenizas de fondo tienen por misión preparar los materiales para su uso en construcción de carreteras y terraplenes, de modo que tenga características geotécnicas satisfactorias y no cause daños en las carreteras. Durante el proceso de preparación pueden realizarse varias operaciones:

- separación granulométrica por criba;
- reducción de tamaño machacando o rompiendo los elementos grandes;
- separación de la corriente de aire para eliminar fracciones ligeras sin combustionar.

Se utilizan tres tipos de cribas:

- cribas o trommels rotativos;
- cribas planas (vibratorias o no);
- cribas de estrella: la criba se realiza mediante movimiento sobre una serie de rodillos equipados con brazos en forma de estrella en cada eje.

Las cribas primarias empleadas para preparar los agregados de cenizas de fondo están en la mayoría de los casos equipadas con una malla de 40 mm de diámetro. Esto da un material agregado de 0-20 mm.

Puede instalarse una machacadora en la línea de tratamiento para romper los trozos grandes, generalmente a la salida de la primera criba. La mitad de las instalaciones disponen de aparatos de machacado, algunas utilizan equipos disponibles en la instalación (palas excavadoras, cucharas mecánicas, trituradoras de rocas) para romper los bloques.

La rotura de los trozos grandes tiene varias ventajas:

- reduce la cantidad de descartes pesados;
- aumenta la proporción de material machacado grueso que dar consistencia al agregado, y
- mejora las cualidades geotécnicas.

La separación de fracciones ligeras sin combustionar por corriente de aire se realiza mediante soplado o aspiración.

Beneficios medioambientales que se consiguen

El principal beneficio medioambiental de instalar un proceso de tratamiento mecánico es una reducción del volumen de descartes y desechos, y por lo tanto un mayor índice de recuperación global.

Efectos sobre otros medios

Consumo de energía, y potencial de ruido y emisiones de partículas son los efectos sobre otros medios más notables.

Aplicabilidad

La técnica es, en principio, aplicable a todas las instalaciones de incineración que producen una ceniza que requiere tratamiento antes de poder ser usada, o cuando dicho tratamiento puede permitir un mayor uso.

Economía

La rentabilidad de instalar un sistema para romper los descartes pesados debe evaluarse en base a las cantidades proyectadas y coste de desecho. Se estima que el periodo de amortización para una machacadora es del orden de dos años para un 5 % de descartes a machacar, para 40000 t/año de ceniza de fondo, y de siete años para 20000 t/año.

Motivo principal de aplicación

Política de calidad: permite alcanzar un índice de recuperación global de más del 95 % en la instalación de gestión de ceniza de fondo, produce menos descartes y un producto de mejor calidad geotérmica, y es rentable.

Referencias

[64, TWGComments, 2003] Ver «Instalaciones de gestión de cenizas de fondo para tratamiento y estabilización de cenizas de fondo de incineración», ADEME, noviembre 2002.

4.6.6. Tratamiento de ceniza de fondo mediante envejecimiento

Descripción

Tras la separación de metales, la ceniza de fondo debe almacenarse al aire libre o en naves cubiertas específicas durante varias semanas. El almacenamiento se hace normalmente en montones sobre un suelo de cemento. Las aguas de desagüe y de escurrimiento se recogen para su tratamiento. Los montones pueden humedecerse, si es necesario, con un sistema de aspersión o de manguera, a fin de evitar la formación y emisiones de partículas y favorecer la lixiviación de sales y la carbonización si las cenizas de fondo no están suficientemente húmedas.

Los montones pueden removerse regularmente para asegurar la homogeneidad de los procesos que ocurren durante el proceso de envejecimiento (absorción de CO₂ del aire debido a humedad, desagüe de un exceso de agua, oxidación, etc.)

y reducir el tiempo de residencia de los lotes de ceniza de fondo en las instalaciones específicas.

En la práctica, se suele observar (o prescribir) un periodo de envejecimiento de 6 a 20 semanas para ceniza de fondo tratada antes de su uso como material de construcción, o en algunos casos antes de su desecho en vertedero. [74, TWGComments, 2004]

En algunos casos, todo el proceso se lleva a cabo dentro de una nave cerrada. Esto facilita el control de polvo, olor, ruido (de maquinaria y vehículos) y lixiviados. En otros casos, todo el proceso se realiza total o parcialmente en el exterior. Esto ofrece generalmente más espacio para manejar fácilmente la ceniza de fondo, facilita más circulación de aire para que la ceniza de fondo madure, [64, TWGComments, 2003] y puede evitar la emisión de hidrógeno explosivo en combinación con aluminio durante el proceso de envejecimiento. [74, TWGComments, 2004]

Beneficios medioambientales que se consiguen

La ceniza de fondo fresca no es un material químicamente inerte. El envejecimiento se realiza para reducir la reactividad residual y la lixiviableidad de metales. Los principales agentes activos son CO_2 de aire y agua de humedad, lluvia o rociado con agua.

El aluminio presente en la ceniza de fondo reacciona con $\text{Ca}(\text{OH})_2$ y agua para formar hidróxido de aluminio e hidrogeno gas. El principal problema de la formación de hidróxido de aluminio es el aumento de volumen, que hincha el material. La producción de gas puede causar problemas si se utiliza directamente ceniza de fondo para su aplicación en construcción. Por lo tanto, el envejecimiento es necesario para permitir la utilización de la ceniza de fondo.

El impacto del almacenamiento y el envejecimiento en la lixiviación puede clasificarse como:

- reducción del pH debido a la absorción de CO_2 del aire o actividad biológica;
- establecimiento de condiciones anóxicas y reductoras debido a la biodegradabilidad de la materia orgánica residual;
- condiciones locales reductoras debido a la formación de hidrógeno;
- la hidratación y otros cambios en las fases minerales causan cohesión de las partículas.

[4, IAWG, 1997]

Todos estos efectos reducen la lixiviableidad de los metales y causan una estabilización de la ceniza de fondo. Esto hace que la ceniza de fondo sea más adecuada para recuperación o eliminación (vertedero). [74, TWGComments, 2004]

Efectos sobre otros medios

El agua de escorrentía de la lluvia o el rociado puede contener sales o metales y necesitará tratamiento. El agua puede recircularse o utilizarse en el incinerador como agua de proceso.

Pueden ser necesarios controles de olores y ruido.

El ruido de vehículos y máquinas puede ser un aspecto importante en algunos lugares.

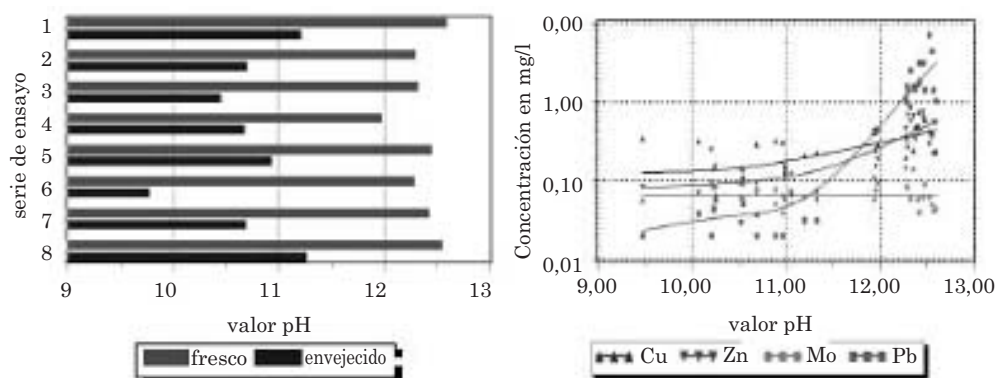
En las instalaciones de envejecimiento interiores pueden requerirse dispositivos antiexplosión. [74, TWGComments, 2004]

Datos operativos

Los datos de un programa de ensayo en una planta incineradora a plena escala operativa en Alemania ilustran el efecto que tiene un envejecimiento de 12 semanas sobre el pH de las cenizas de fondo y otros resultados de un test realizado según el método DEV S4. La Figura 4.9(a) muestra que el pH de las cenizas de fondo frescas en el test DEV S4 es normalmente de más de 12 y se reduce en unas dos unidades durante el proceso de envejecimiento.

Como puede observarse en la Figura 4.9(b), este cambio de pH no tiene efecto sobre las propiedades de lixiviación del Mo, que está presente principalmente en forma de molibdato. La estabilidad a la lixiviación de Cu y Zn mejora de forma moderada en el material envejecido, mientras que la lixiviación de Pb se reduce casi a la mitad.

Figura 4.9. Efecto del envejecimiento sobre la lixiviabilidad de determinados metales: (izquierda) efecto sobre el pH; (derecha) lixiviación en función del pH. [Vehlow, 2002 #38]



La Oficina Francesa de Minas realizó un estudio durante 18 meses sobre el envejecimiento y su efecto sobre la lixiviación de un montón de 400 toneladas de cenizas de fondo, con conclusiones similares las de este estudio en Alemania. [64, TWGComments, 2003]

Si se utilizan periodos de envejecimiento más largos (ej: >20 semanas) para ceniza de fondo sin metales férricos sin remover, la ceniza de fondo envejecida se hará cada vez más solidificada. [74, TWGComments, 2004]

Aplicabilidad

Esta técnica puede aplicarse a todas las instalaciones nuevas y existentes que produzcan cenizas de fondo. En la práctica, se utiliza principalmente para IRSU. [74, TWGComments, 2004]

Para algunas corrientes residuales, el contenido de las cenizas puede no mejorar suficientemente con el tratamiento para permitir un uso provechoso. En tales casos, el motivo de uso de la técnica puede ser simplemente la mejora de las características de eliminación.

Economía

El coste del envejecimiento es bajo en comparación con el resto de la instalación de tratamiento. [74, TWGComments, 2004]

Ahorro de costes de eliminación mediante reciclaje. [74, TWGComments, 2004]

Motivo principal de aplicación

La existencia de legislación que establece límites de lixiviación para el reciclaje de cenizas de fondo como materia prima secundaria o para eliminación en vertedero. [74, TWGComments, 2004]

Plantas de ejemplo

Varias plantas de tratamiento de cenizas de fondo en Holanda, Alemania, Francia, y Bélgica.

Referencias

[Vehlow, 2002 #38], [4, IAWG, 1997], [64, TWGComments, 2003]

4.6.7. Tratamiento de cenizas de fondo mediante sistemas de tratamiento seco

Descripción

Las instalaciones de tratamiento de cenizas de fondo combinan las técnicas de separación de metales férreos, reducción de tamaño y criba, separación de metales no férreos y envejecimiento de la ceniza de fondo tratada. El producto es un agregado seco con tamaño de grano controlado (ej: 0-4 mm, 0-10 mm, 4-10mm), que puede usarse como material de construcción secundario.

El proceso consiste en los siguientes pasos:

- enfriamiento de la temperatura de la ceniza de fondo en el aire;
- separación de metales férreos;
- criba;
- machacado de la fracción gruesa;
- criba;
- separación de metales férreos;

- separación de metales no férreos;
- envejecimiento
[74, TWGComments, 2004]

Beneficios medioambientales que se consiguen

La técnica produce un material que puede usarse y reduce la cantidad de residuo para eliminación.

Efectos sobre otros medios

La instalación consume energía eléctrica que puede generar emisiones de partículas y ruido.

Datos operativos

En las tablas siguientes se muestran datos de calidad de la escoria después del tratamiento, para una instalación que utiliza las técnicas siguientes:

- la escoria cruda se mantiene en almacenamiento seco durante 4-6 semanas;
- criba preliminar de partículas de >150 mm;
- eliminación de metales férreos de la fracción de <150 mm;
- separación ulterior por criba (<22 mm, 22-32 mm, >32 mm);
- fracción de <22 mm comercializada como sustituto de arena;
- >32 mm a selección manual y separadores para eliminar las fracciones no incinerables y férreas, machacado y recirculación;
- separación por aire de la fracción de 22-32 mm de las fracciones ligeras y eliminación de férreos;
- las fracciones de metales separadas son sometidas a criba, limpieza y almacenamiento antes de volver a pasar por todo el proceso separadamente de la escoria.

Tabla 4.82. Datos de concentraciones de salida de la escoria (mg/kg), de un ejemplo de instalación de tratamiento de escoria. [TWG Comments]

	Contenido de la escoria producida, mg/kg
As	150
Cd	10
Cr	600
Cu	600
Pb	1000
Ni	600
Zn	1
Hg	0,01

Tabla 4.83. Eluido de salida de escoria (ug/l) reportados para un ejemplo de tratamiento de escoria. [TWG Comments]

	Datos del eluido de salida de escoria ug/l
As	–
Cd	5
Cr	200
Cu	300
Pb	50
Ni	40
Zn	300
Hg	1

Aplicabilidad

La técnica es aplicable a instalaciones nuevas y existentes. Para que sea económicamente viable, se requiere una productividad mínima. Para instalaciones pequeñas puede usarse un tratamiento externo (centralizado) de ceniza de fondo.

Economía

El principal beneficio es evitar costes de eliminación; aparte de esto, la economía de la operación de tratamiento de la ceniza de fondo depende del precio de mercado de las fracciones producidas. La ceniza de fondo tratada se vende generalmente, transporte incluido, a coste cero. Los ingresos se crean por la calidad de las fracciones de metales férreos y no férreos. El aluminio es el producto con el valor de mercado más alto. La cantidad y pureza del aluminio producido es un factor importante en la economía global de la instalación.

Datos de una IRSU en Suecia que utiliza distintos tratamientos de ceniza secos y envejecimiento:

El coste de eliminación en vertedero de la ceniza es de unos 40 €/t.

La piedra y grava que se separa en las etapas iniciales del proceso de tratamiento tiene un valor comercial de unos 6 €/t.

El valor comercial del residuo de ceniza de fondo tratada como material de construcción es de unos 2,5 €/t.

Datos de una IRSU en Portugal que aplica eliminación de metales y 1-2 días de almacenamiento antes del desecho en vertedero:

El coste de depositar los residuos en un vertedero propio es de unos 2 €/t. Este vertedero se encuentra geográficamente cerca de la planta de incineración, por lo que los costes de transporte son bajos.

El coste de desecho de los residuos en un vertedero de una empresa externa es de 2 €/t de transporte y de 9 €/t de desecho-total 11 €/t.

Datos de otra IRSU en Portugal que aplica separación de metales férricos y no férricos seguida de estabilización durante 3 meses antes del desecho final en vertedero:

El valor comercial del metal férreo es de unos 102,13 €/t.

Costes de eliminación en vertedero: 28 €/t.

Transporte de la ceniza de fondo al vertedero: 3 €/t.

Nota: se están realizando pruebas con vistas a obtener la autorización para el uso de la ceniza en construcción de carreteras.

Motivo principal de aplicación

Legislación sobre reciclaje de residuos como materias primas secundarias.

Plantas de ejemplo

Varias plantas en Holanda, Alemania, Bélgica, y Francia.

Referencias

[4, IAWG, 1997], [Vrancken, 2001 #39] [64, TWGComments, 2003]

4.6.8. Tratamiento de cenizas de fondo mediante sistemas de tratamiento húmedo

Descripción

El uso de un sistema de tratamiento húmedo de cenizas de fondo permite la producción de un material para reciclar con mínima lixiviabilidad de metales y aniones (ej: sales). Las cenizas de incineración se tratan mediante reducción de tamaño, criba, lavado y separación de metales.

La principal característica del tratamiento es la separación húmeda de una fracción de 0-2 mm. Dado que la mayoría de componentes lixiviables y compuestos orgánicos permanecen en la fracción de finos, esto produce una lixiviabilidad reducida de la fracción de producto restante (>2 mm).

Beneficios medioambientales que se consiguen

La técnica produce un material que puede usarse y reduce la cantidad de residuos a desechar.

El tratamiento húmedo de cenizas de fondo trata de eliminar metales, con el fin de reducir el contenido y la lixiviación de metales. Otros componentes que hay que vigilar son las sales solubles, principalmente cloruros y sulfatos alcalinos y alcalinotérreos. Es posible reducir alrededor de un 50 % del contenido de cloruros mediante lavado. El modo más simple de hacerlo es mediante lavado en el tanque de enfriamiento de choque de cenizas,, como se realiza en algunas plantas alemanas.

La solubilidad de los sulfatos es controlada por el equilibrio de solubilidad de los sulfatos alcalinotérreos predominantes. La estabilización o eliminación resulta difícil. [Vehlow, 2002 #38]

Efectos sobre otros medios

El tratamiento húmedo produce una fracción fina (0-2 mm) para eliminación o recuperación. Según la legislación aplicable, la lixiviación de metales de esta fracción puede superar los valores límite. Además, se produce una fracción de agua residual. El agua residual puede volver a alimentarse al incinerador como agua de proceso, si su calidad es adecuada para el proceso. [74, TWGComments, 2004]

Datos operativos

El rendimiento relativo de las diversas fracciones depende de la composición de los residuos incinerados. En la Tabla 4.84 se indican los datos operativos para una instalación en funcionamiento.

Tabla 4.84. Rendimiento relativo de diversas fracciones de salida de tratamiento húmedo de cenizas de fondo. [Vrancken, 2001 #39]

Tipo de residuo	% (masa _{salida} /masa _{entrada ceniza fondo})
Residuo para desecho (0-2 mm)	47
Producto para reutilización (2-60 mm)	34
Metales férreos	12
Metales no férreos	2
Sin combustionar, de vuelta al incinerador	5

La Tabla 4.85 siguiente muestra un ejemplo de los resultados de lixiviación de los granulados producidos.

Tabla 4.85. Ejemplo de resultados de lixiviación de los granulados producidos. [64, TWGComments, 2003] TWGComments, 2004 #74]

	Emisión mg/kg. L/S=10 (acumulativa)	
	granulados de 2-6 mm	granulados de 6-50 mm
As	0-0,1	<0,05
Cd	0-0,025	<0,01
Cr	0,005-0,053	<0,053
Cu	0,19-0,85	0,24-0,55
Pb	0,04-0,12	<0,10
Ni	0,0007-0,005	<0,057
Zn	0,61-1,27	<0,16

Nota: datos de test de lixiviación en columna NEN7343.

Otros datos de calidad de la escoria post-tratamiento se muestran en la Tabla 4.86 y la Tabla 4.87 siguientes para una instalación que utiliza las técnicas siguientes:

- lavado con agua de escoria en un baño de escoria del incinerador a la salida del horno (el agua reduce los niveles de sal en la escoria);
- eliminación de partículas férreas y grandes mediante criba y separación manual;
- almacenamiento durante >día para reacción con CO₂;
- criba ulterior, rotura, separación (ej: molienda separada de la fracción de >32 mm);
- eliminación de metales férreos y no férreos;
- la fracción de >10 mm es recirculada después de la separación por aire de la fracción ligera (ej: plástico);
- almacenamiento del producto durante 3 meses.

Tabla 4.86. Datos de concentración de la escoria de salida (mg/kg) reportados para un ejemplo de instalación de tratamiento de escoria

	Contenido de la escoria de salida mg/kg	
	Rango	Media
As	25-187	74
Cd	1,1-16,7	3,7
Cr	84-726	172
Cu	1676-29781	6826
Pb	404-4063	1222
Ni	61-661	165
Zn	788-14356	2970
Hg	0,01-0,37	0,7

Tabla 4.87. Datos del eluido de escoria de salida (ug/l) reportados para un ejemplo de instalación de tratamiento de escoria

	Datos del eluido de escoria de salida ug/l	
	Rango	Media
As	<6,0-16,1	5,3
Cd	<0,5-2,5	0,8
Cr	1-113	15,2
Cu	14-262	60,7
Pb	8-59	11,4
Ni	<4,0-11,6	2,9
Zn	<5,0-230	19,4
Hg	<0,2-<0,2	<0,2

Aplicabilidad

La técnica es aplicable a instalaciones nuevas y existentes. Para que sea económicamente viable, se requiere una productividad mínima. Para instalaciones pequeñas suele usarse un tratamiento externo (centralizado) de ceniza de fondo.

Economía

La economía de la operación de tratamiento de la ceniza de fondo depende del precio de mercado de las fracciones producidas. La ceniza de fondo tratada se vende generalmente a coste cero. Los ingresos se crean por la calidad de las fracciones de metales férreos y no férreos. El aluminio es el producto con el valor de mercado más alto. La cantidad y pureza del aluminio producido es un factor importante en la economía global de la instalación.

Motivo principal de aplicación

Legislación sobre reciclaje de residuos como materias primas secundarias.

Plantas de ejemplo

Indaver, Beveren (B).

Referencias

[Vehlow, 2002 #38], [Vrancken, 2001 #39], [4, IAWG, 1997], [64, TWGComments, 2003]

4.6.9. Tratamiento de cenizas de fondo mediante sistemas térmicos

Descripción

Se han adaptado diversas técnicas de las industrias de fabricación de vidrio y de gestión de residuos nucleares para el tratamiento térmico de cenizas. Las temperaturas aplicadas son del orden de 1100 a 2000°C. A veces se emplean temperaturas muy superiores en sistemas de plasma. Los sistemas de plasma se utilizan para la vitrificación y fusión de diversas corrientes residuales inorgánicas, incluidas cenizas de fondo y volantes –las temperaturas utilizadas para la vitrificación por arco de plasma son normalmente del orden de 1400 a 1500°C–, con alimentación eléctrica.

Los productos fundidos (es decir, metal y escoria) pueden ser retirados continuamente por rebose o purgados intermitentemente, según convenga.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Esta técnica produce un volumen reducido (reducido en un 33-50 %), muy baja lixiviación, y un residuo extremadamente estable, que puede reciclarse fácilmente como agregado.

Los niveles de PCDD/F en la ceniza tratada son reducidos. Se reportan las siguientes entradas y emisiones de PCDD/F para la destrucción por plasma de ceniza volante de incineración de RSU. La ceniza volante sale de la casa de filtros utilizada para tratar el gas de escape del proceso:

Entrada de ceniza	50 ngTEQ/g
Salida de escoria	<0,001 ngTEQ/g
Salida de ceniza volante	<0,005 ngTEQ/g
Salida de gas de combustión	<0,05 ngTEQ/m ³

Efectos sobre otros medios

Se reporta un consumo de energía muy elevado, de 0,7-2 kWh/kg de ceniza tratada. [IAWG, 1997 #4]

Los requisitos energéticos típicos son: horno de arco sumergido de corriente alterna 650-1000 kWh/t-ceniza; horno de plasma de corriente continua 600-800 kWh/t-ceniza.

En Francia, es motivo de preocupación el residuo vitrificado, debido a la falta de normativa clara. No se permite utilizarlo y debe retirarse para su eliminación en vertedero. La salida disponible (permitida) se basa en el origen de la ceniza y no en sus propiedades.

El gas de combustión emitido del tratamiento térmico de residuos sólidos puede también por sí mismo emitir un alto nivel de contaminantes, como NO_x, COT, SO_x, polvo, metales pesados, etc. Por consiguiente, también se requiere tratamiento del gas de combustión para eliminar contaminantes de la etapa de tratamiento de cenizas de los gases (o tratar el gas de combustión en el TGC de la planta incineradora anexa).

Se informa que el proceso es complejo, y su operatividad puede ser crítica. [74, TWGComments, 2004]

Datos operativos

Los hornos de plasma operan con densidades de energía de 0,25 a 0,5 MW/m² y tienen capacidades de fusión de 300 kg/h/m². La superficie ocupada por el proceso suele ser reducida.

Se reporta que el proceso es tolerante con las variaciones del material de entrada. El consumo de electrodos con plasma de corriente continua es de 2 kg/t de ceniza tratada. Se requiere TGC para los gases de escape del proceso.

Aplicabilidad

Aunque se utilizan en Japón, estas técnicas han tenido escasa penetración en otros mercados debido principalmente a su elevado coste y percepción de falta de

beneficios cuando los sistemas existentes ya producen un producto de suficiente calidad.

El tratamiento por plasma se aplica al tratamiento de una combinación de cenizas de incinerador y cenizas volantes. Si se agregan los residuos químicos del TGC, se requerirá un incremento del TGC.

Economía

En comparación con otras técnicas, se reporta que los costes de tratamiento externo son elevados.

Tabla 4.88. Costes relativos de algunas técnicas de tratamiento de cenizas.

[Vehlow, 2002 #38]

Técnica de tratamiento empleada	Coste (EUR/t de ceniza de fondo)	Coste (EUR/t de RSU)
Eliminación directa en vertedero	35	12
Pretratamiento para utilización	20	7
Fusión (combust. fósil, sin pretratamiento)	100	30
Fusión (combust. fósil, eliminación chatarra)	130	45
Fusión (calentamiento eléctrico)	120	40
Procesos de fusión en Japón	100	30
Estimaciones procesos fusión (IAWG)	180	60

Los costes de vitrificación son muy sensibles al coste unitario de la electricidad. Se reporta que los costes de tratamiento son del orden de 100-600 €/t de ceniza. Los costes de inversión pueden ser de hasta 20 millones de € para una planta de 1-1,5 t/h de capacidad.

Motivo principal de aplicación

Se aplica cuando los estándares de lixiviación requeridos para el reciclaje de agregados, o para eliminación en vertedero, son estrictos.

Plantas de ejemplo

Muchos ejemplos en Japón (estimación: 30-40 plantas). Alguna experiencia en Europa, ej: Francia.

Referencias

[38, Vehlow, 2002], [4, IAWG, 1997], [64, TWGComments, 2003]

4.6.10. Horno rotativo a alta temperatura (escorificación)

Esta técnica ya ha sido descrita (ver comentarios en Sección 4.2.16) en relación a sus impactos relacionados con la combustión. En esa sección se indica también el impacto que tiene sobre el residuo sólido producido.

4.6.11. Tratamientos de residuos de TGC

Las siguientes secciones hacen referencia específica al tratamiento de residuos de TGC, y no al tratamiento de cenizas de fondo.

Hay que destacar que, en algunos casos, los residuos de TGC son enviados a almacenamiento controlado, p.ej: en minas de sal. El ámbito de este BREF no se extiende a este tipo de almacenamiento, por lo que ya no se considerará. Sin embargo, se deja constancia de que tal opción está disponible y es permitida en algunos estados miembros.

4.6.11.1. SOLIDIFICACIÓN CON CEMENTO DE RESIDUOS DE TGC

Descripción

Generalmente, los residuos se mezclan con aglomerantes minerales o hidráulicos (ej: cemento, ceniza volante de carbón, etc.), aditivos para controlar las propiedades del cemento (generalmente, para reducir la lixiviabilidad del Pb, se utilizan reactivos a base de sílice, y para reducir la de otros metales, reactivos a base de sulfuros), y bastante agua para asegurar que se produzcan reacciones de hidratación para la consolidación del cemento. Los residuos quedan así incorporados en la matriz de cemento. Normalmente, los residuos reaccionan con agua y el cemento para formar hidróxidos o carbonatos metálicos que son normalmente menos solubles que los compuestos metálicos originales en la matriz del residuo.

Las técnicas de solidificación a base de cemento se basan en equipo fácilmente disponible. Las operaciones de mezcla y manejo asociadas con los procesos están bien desarrolladas, y la técnica es robusta con respecto a variaciones en las características del residuo.

El producto solidificado se elimina generalmente en vertedero a nivel de superficie o enterrado, o se utiliza como material de relleno en minas de sal antiguas. Nótese que, en algunos casos, la deposición en minas está prohibida por legislación aplicable localmente, y en otros casos se realiza mediante el relleno directo de residuos sin tratar embalados en recipientes adecuados (ej: en grandes sacos). [64, TWGComments, 2003]

Beneficios medioambientales que se consiguen

La principal ventaja de la solidificación con cemento es el contacto reducido entre el agua y el residuo, y hasta un cierto punto la posible formación de hidróxidos

metálicos o carbonatos metálicos menos solubles. El producto solidificado es relativamente fácil de manejar, y el riesgo de formación de polvo es muy bajo. La emisión de metales pesados de los productos en una perspectiva a corto plazo suele ser relativamente baja, aunque el elevado pH de los sistemas a base de cemento puede producir una lixiviación significativa de metales anfóteros (Pb y Zn).

El inconveniente de este método es que la lixiviación de las sales solubles no se ve impedida y que esto puede derivar eventualmente en la desintegración física del producto solidificado, permitiendo una mayor lixiviación.

La adición de cemento y aditivos aumenta la cantidad de residuo a manipular; típicamente, alrededor del 50 % del peso seco del residuo es cemento y aditivos añadidos, y se añade de un 30 al 100 % del peso total seco en forma de agua [4, IAWG, 1997]. Así, la producción de residuos de cenizas volantes aumenta desde 20-30 kg/t de residuos incinerados a unos 40-60 kg/t de residuos incinerados, incluyendo una adición de agua correspondiente al 50 % del peso total seco.

Efectos sobre otros medios

La técnica facilita en algunos casos la utilización de los residuos como material de relleno o construcción en el sector minero.

El uso de esta técnica implica el consumo de cemento, aditivos y agua.

Datos operativos

El consumo de energía y agua varía y no está cuantificado. El equipo de operación y control empleado por la técnica se considera relativamente simple y comparable con las prácticas normales en la industria del cemento.

Aplicabilidad

La solidificación se realiza típicamente en plantas específicas situadas cerca del destino final del producto; así, las diversas incineradoras no necesitan instalar equipo de solidificación. La técnica puede usarse en todo tipo de residuos de TGC. La solidificación con cemento se utiliza asimismo en muchos otros tipos de residuos peligrosos, incluso para la eliminación de residuos radiactivos de bajo nivel.

Economía

En muchos casos, los residuos pueden ser suministrados a plantas existentes. Los costes de tratamiento para la solidificación con cemento solo pueden variar mucho según el país, y se estiman en unos 25 € por tonelada de residuo [38, Vehlow, 2002].

Motivo principal de aplicación

La técnica es relativamente simple, y el conocimiento técnico necesario se halla fácilmente disponible. Asimismo, las características de lixiviación del producto

solidificado mejoran considerablemente en comparación con los residuos tratados. La estabilización de residuos de TGC mediante solidificación con cemento se aplica y es considerada aceptable por las autoridades en muchos países del mundo.

Plantas de ejemplo

Esta técnica es probablemente el método más común de tratamiento de residuos de TGC y se utiliza ampliamente en Europa y Japón.

A continuación se detallan los principales tipos de solidificación con cemento:

Tabla 4.89. Variaciones en tratamientos de solidificación para residuos de TGC entre algunos países. [48, ISWA, 2003], [64, TWGComments, 2003]

País	Características
Alemania	Varias empresas mineras en Alemania aceptan residuos de TGC y los solidifican con cemento, usando los residuos como relleno. Los residuos solidificados se utilizan principalmente como material de relleno o de refuerzo. En algunas minas, la solidificación con cemento se realiza en una planta central con diversas recetas según los requisitos o el destino final. Desde la planta de solidificación, el producto es transportado a la mina de destino. (Normalmente, los residuos son transportados a las minas, donde se utilizan como material de relleno para la producción de cemento que requiere la mina.)
Suiza	En Suiza se utiliza una variación de la solidificación con cemento, en la que los residuos se lavan con agua y se deshidratan antes de su mezcla con cemento. Esto tiene la ventaja de eliminar la mayor parte de sales solubles de los residuos, mejorando así la longevidad del producto solidificado. Después de la solidificación, los residuos se depositan en vertederos a nivel de superficie antes de su endurecimiento. En algunas plantas, la mezcla se vierte en moldes para producir bloques, que son luego transportados a vertederos en superficie.
Suecia	En un vertedero en Suecia (Hogdalan), se moldean en bloques residuos de TGC solidificados con cemento, colocándolos en un vertedero de superficie tras su endurecimiento.
Francia	Desde 1992, residuos de TGC y ceniza volante de tratamientos de eliminación de partículas se solidifican/estabilizan mediante aglomerantes minerales e hidráulicos (ej. cemento, ceniza volante de carbón, etc.) y aditivos, antes de su desecho en vertedero. En 2001, se trató un 90 % de las 353 kt producidas de estos residuos, en 12 plantas situadas en 12 de los 14 vertederos de superficie franceses para residuos peligrosos. Desde 2001 se han creado dos nuevas plantas de solidificación/estabilización, aumentando la capacidad de tratamiento aproximadamente desde 600 kt/año a 700 kt/año. No se depositan residuos solidificados/estabilizados en minas. En agosto de 2002, se aplicó un nuevo tratamiento industrialmente: con una capacidad de 50 kt/año, trabaja con residuos de TGC con bicarbonato sódico seco, purificándolos y reciclándolos en una planta de ceniza de sosa; ver descripción completa en la Sección 4.6.11.5. [74, TWGComments, 2004]

4.6.11.2. VITRIFICACIÓN Y FUSIÓN DE RESIDUOS DE TGC

Descripción

La vitrificación y fusión producen la movilización de elementos volátiles como Hg, Pb y Zn durante el proceso de tratamiento; en algunos países, esto se utiliza en combinación con otros parámetros para producir un producto reciclable bajo en metales pesados.

Las técnicas empleadas para la vitrificación y fusión de residuos son similares en muchos aspectos. La principal diferencia es principalmente el proceso de enfriamiento, y también, aunque es menos importante, el uso de aditivos específicos para favorecer la formación de la matriz vidriosa o cristalina.

Se utilizan varias técnicas para calentar los residuos: sistemas de fusión eléctrica, sistemas de quemadores a fuel-oil, y fusión en alto horno. Difieren en el modo en que se transfiere la energía, así como en el estado de oxidación o reducción durante la operación y las cantidades e gas de escape producidas.

Generalmente, las técnicas se inspiran en los hornos utilizados en la producción de hierro y acero. En todos los sistemas, los residuos son alimentados a una cámara de reacción, normalmente mediante un sistema cargador. El proceso de fusión puede operar de modo que se mantenga una capa continua más fría en la parte superior del horno de fusión, o que todo el residuo presente en la cámara de reacción esté en un estado fundido.

Según el sistema de fusión, pueden recuperarse aleaciones metálicas de la cámara de reacción. Puede recuperarse zinc (Zn) y plomo (Pb). Según las temperaturas en la cámara de reacción y el estado de oxidación o reducción de la fase gas, los metales pesados (especialmente Cd y Pb) se volatilizan y son eliminados por el gas de escape. Todas las configuraciones de proceso necesitan sistemas de tratamiento de gases de escape para reducir las emisiones.

El trabajo en condiciones oxidantes evita la separación de fases y la formación de gotas de metal en el material fundido, mientras que las condiciones reductoras favorecen la separación de fases y la separación y volatilización de metales.

Para procesos que utilizan quemadores, las condiciones de proceso son casi neutras, pero los volúmenes de gas de escape son enormes. En consecuencia, el equipo de tratamiento de gases de escape o humos debe estar sobredimensionado.

Para procesos con energía eléctrica, es decir, con calentamiento por resistencias, arco eléctrico o antorchas de plasma de arco transferido, las condiciones de proceso son reductoras. El volumen de humos es pequeño, pero esto puede ser también problemático, ya que la concentración de metales y otras sustancias volatilizadas en el gas de escape es muy alta y puede producirse condensación en el conducto de humos. A menudo se introduce un gas portador para evitar este fenómeno.

Con antorchas de plasma (esto es, antorchas de arco de plasma no transferido), las condiciones de proceso son fuertemente oxidantes. El volumen de humos es medio, no se necesita gas portador, y el tamaño de los equipos de tratamiento de humos sigue siendo razonable.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Por lo general, los productos fundidos y vitrificados tienen muy buenas propiedades de lixiviación. Estudios suizos en los que se ensayaron productos vitrificados,

vitrocristalinos, y los denominados productos sinterizados, han mostrado que los productos sinterizados también tienden a alcanzar el mismo nivel de estabilidad con respecto a la lixiviación. La vitrificación suele dar los productos más estables y densos. Generalmente, los compuestos orgánicos como dioxinas se destruyen en el proceso.

Una ventaja inherente de estos procesos es la destrucción de contaminantes orgánicos como dioxinas. Debido a la liberación de metales pesados vaporizados del proceso, el tratamiento térmico requiere un sistema adicional de tratamiento de gases de combustión, que puede tener lugar en las mismas instalaciones de TGC de la planta incineradora de RSU.

Una desventaja importante de estos métodos es que requieren cantidades sustanciales de energía y por lo tanto pueden ser costosos. También puede haber un problema de salida de mercado para estos residuos tratados.

Efectos sobre otros medios

La vitrificación y fusión producen la movilización de elementos volátiles como Hg, Pb y Zn durante el proceso de tratamiento.

Los procesos de tratamiento térmico consumen cantidades muy sustanciales de energía. Además, los procesos producen residuos sólidos del tratamiento del gas de escape. El gas de combustión derivado del tratamiento térmico de residuos sólidos emite contaminantes como NO_x, CO, SO_x, polvo, metales pesados, etc., y es necesario el tratamiento del gas de combustión para eliminar dichos contaminantes (o tratar el gas de combustión en el TGC de la planta incineradora anexa cuando sea posible).

Puede también haber un problema de salida de mercado para los residuos tratados. Estos residuos tienen un uso limitado en comparación con granulados procedentes de instalaciones de tratamiento de cenizas de fondo; el motivo de ello es su constitución física, que no permite una gran estabilidad en aplicaciones de construcción.

Datos operativos

Típicamente, se consumen 700-1200 kWh/t de residuo tratado para alcanzar y mantener las temperaturas elevadas, pero se han reportado valores del orden de 8000 kWh/t (Ecke *et al.*, 2000). El consumo de energía y la operación varían con el tipo de horno y el diseño de la planta.

Normalmente, la entrada de residuo debe cumplir ciertos requisitos de calidad, por ejemplo: contenido de agua <5 %, contenido sin combustionar <3 %, contenido de metales <20 % en peso, y tamaño de cenizas <100 mm (Kinto, 1996). En general, las instalaciones de tratamiento térmico reducen el volumen de residuos a alrededor de un quinto del volumen de entrada (TWGComments 2003). La fusión aumenta la densidad de los productos, típicamente hasta 2,4-2,9 t/m³.

Se reporta que estos procesos pueden ser complejos, y la operatividad crítica.

Aplicabilidad de la técnica

El tratamiento térmico se utiliza ampliamente, principalmente en Japón y EE.UU., para el tratamiento de cenizas de fondo, así como de combinaciones de ceniza de fondo y residuos de TGC. Debido al alto contenido de sales y metales pesados en los residuos de TGC, el tratamiento separado de residuos de TGC puede crear la necesidad de un tratamiento extenso del gas de escape, reduciendo con ello los beneficios globales de tratar separadamente estos residuos.

Economía

Típicamente, la técnica es cara en comparación con otras opciones de tratamiento. Los costes de tratamiento reportados son del orden de 100-600 €/t de residuo [4, IAWG, 1997, 38, Vehlow, 2002], Ecke *et al.*, 2001. Los costes de inversión pueden ser de 10-20 millones de € para una planta con una capacidad de 1-2 t/h.

Motivo principal de aplicación

El principal motivo de aplicación de la técnica está en las buenas propiedades de lixiviación del producto final, que transforma el residuo tóxico en un producto inerte, especialmente para vitrificación, así como la reducción significativa en el volumen.

En regiones densamente pobladas, como Japón, los vertederos pueden ser un recurso escaso, por lo que la eliminación en vertedero es relativamente caro. Los compuestos orgánicos, como dioxinas y furanos (con residuos municipales, un 90 % o más de las dioxinas y furanos producidos durante la incineración se concentran en los residuos de TGC y cenizas volantes) son destruidos casi por completo, y los compuestos inorgánicos (ej: metales pesados) quedan estrechamente ligados a escala atómica, en una matriz duradera con una vida muy duradera.

Plantas de ejemplo

El tratamiento térmico con fusión y vitrificación se utiliza principalmente en Japón, donde se estima que funcionan unas 30-40 plantas de esta técnica, aunque también hay ejemplos en EE.UU. y Europa (véase Tabla 4.90 en la página siguiente). [4, IAWG, 1997]

Un proceso de fusión de plasma de 0,5 MW que trata cenizas volantes y de fondo ha estado en funcionamiento en Cenon, cerca de Burdeos, Francia, desde 1997. Se reporta que esta planta no trata ceniza de fondo, sino sólo ceniza volante del precipitador electrostático. Además, la ceniza de caldera no puede tratarse, debido a su contenido en azufre y halógenos.

Tabla 4.90. Procesos de vitrificación de residuos de TGC usados en EE.UU. y Japón. [48, ISWA, 2003]

País	Características		
US	Un proceso de vitrificación propuesto por Corning, Inc. [4, IAWG, 1997] incluye pasos iniciales de extracción de agua, deshidratación y secado a 500 °C antes de la adición de aditivos de vitrificación y fusión. El lavado y secado inicial se realiza para eliminar cloruros y carbono orgánico residual.		
Japón	Según Ecke <i>et al.</i> (2000), y Sakai y Hiraoka (1997), las plantas para el tratamiento térmico de cenizas de fondo y residuos de TGC incluyen:		
		En funciona- miento	En proyecto
			Capacidad (t/día)
	<i>Fusión eléctrica:</i>		
	Arco eléctrico	4	2
	Arco de plasma	4	2
	Resistencia Eléctrica	2	3
	<i>Quemador:</i>		
	Superficie reflectante	12	
	Superficie rotativa	5	
	<i>Fusión en alto horno:</i>		
	Lecho de coque	3	
	Combustión de carbono residual	1	
	Total	31	7
			1464

Referencias

[64, TWGComments, 2003], [48, ISWA, 2003]

4.6.11.3. EXTRACCIÓN ÁCIDA DE CENIZAS DE CALDERA Y CENIZAS VOLANTES

Descripción

Las cenizas de caldera y cenizas volantes se tratan con el efluente de la primera etapa (ácido) de un lavador húmedo. Los residuos tratados son luego lavados y normalmente se vuelven a mezclar con ceniza de fondo antes de su eliminación en vertedero. [64, TWGComments, 2003]

Este proceso, conocido como proceso FLUWA, combina una extracción ácida de metales pesados y sales solubles utilizando la purga (ácida) del lavador. Antes de utilizar el líquido del lavador, el mercurio es eliminado mediante filtración (se introduce carbón activado en el lavador) y/o un intercambiador iónico específico. Tanto la ceniza de caldera como la ceniza volante se tratan de este modo. La relación L/S del paso de extracción es de aproximadamente 4; el pH se controla a 3,5 mediante la adición de cal hidratada. En el tiempo de residencia de unos 45 minutos, el sulfato (del lavador de SO₂) es precipitado en forma de yeso. El residuo es luego deshidratado, lavado a contracorriente en un filtro de banda, y por último es desechado en vertedero, normalmente mezclado con ceniza de fondo.

El filtrado debe tratarse para eliminar los metales pesados por neutralización, precipitación e intercambio iónico. La torta de filtro deshidratada y enjuagada contiene alrededor de un 25 % de zinc y, por consiguiente, se recicla en procesos metalúrgicos.

Beneficios medioambientales que se consiguen

El proceso elimina una parte significativa de la cantidad total de metales pesados de los residuos (Cd: = 85 %; Zn: = 85 %; Pb, Cu: = 33 %; Hg: = 95 %). La lixiviabilidad del residuo se reduce en un factor de 10^2 – 10^3 . Zinc, cadmio y mercurio se reciclan. Se reporta que los tests de ecotoxicidad (MICROTOX, Ceriodaohnia, Crecimiento de algas, mortalidad de larvas y germinación de lechugas) son positivos. [74, TWGComments, 2004]

Efectos sobre otros medios

El contenido de dioxinas de la ceniza de fondo aumenta cuando la ceniza tratada se elimina en combinación con ceniza de fondo; no obstante, las propiedades de lixiviación de la mezcla son incluso mejores debido a la mayor densidad.

La sal y los metales de los residuos de TGC son transferidos a una corriente de agua residual, que luego puede precisar tratamiento antes de su evacuación.

Datos operativos

La puesta en marcha de la primera planta fue en 1996. La mayoría de plantas operan 24 h/d y adaptan el periodo operativo semanal (4-7 días) en función de los residuos de TGC producidos.

Aplicabilidad de la técnica

El sistema puede usarse sólo en incineradoras con un sistema húmedo de TGC que puedan evacuar el agua residual tratada.

Economía

Costes del proceso de tratamiento de residuos de TGC: unos 150-250 €/t (incluidos costes de reciclaje de la torta de filtro de zinc, equivalentes a 10-13 €/t de residuos incinerados). [74, TWGComments, 2004]

Motivo principal de aplicación

La técnica ofrece un método para tratar residuos conforme a la legislación suiza, y a un precio competitivo con respecto a la principal alternativa, que es su exportación a minas alemanas.

Plantas de ejemplo

Hay una serie de técnicas más o menos similares que también utilizan extracción ácida (véanse Tablas 4.91 y 4.92).

Tabla 4.91. Ejemplos de plantas que utilizan el proceso de extracción ácida para el tratamiento de residuos de TGC. [ISWA, 2003 #48]

Planta (todas IRSU)	País	Año de inicio
Berna	Suiza	1996
Buchs SG	Suiza	1997
Emmenspitz	Suiza	1998
Liberec	República Checa	1999
Niederurnen	Suiza	2001
Thun	Suiza	2003
Lausana	Suiza	2005

Tabla 4.92. Características de algunos procesos de extracción ácida utilizados para el tratamiento de residuos de TGC. [48, ISWA, 2003]

Proceso	Características
MR	El proceso MR (Stubenvoll, 1989) es similar al proceso 3R, combina extracción ácida con tratamiento térmico. Primero, la ceniza de caldera y la ceniza volante se lavan con la solución de la primera etapa de lavado húmedo y se deshidrata. Luego, los residuos se tratan en un horno rotativo durante una hora a unos 600°C, destruyendo las dioxinas y volatilizándolo el Hg. El gas de escape es tratado en un filtro de carbón activado. El agua residual es tratada para eliminar los metales pesados. La solución de lavado del segundo lavador se utiliza para lavar la ceniza de fondo y neutralizar las corrientes de efluentes ácidos [4, IAWG, 1997].
AES	El proceso de Extracción Ácida con Sulfuro (AES o EAS) combina cenizas volantes y solución de lavado de NaOH con agua a una relación L/S de 5. Tras la mezcla, el pH se ajusta a aproximadamente 6-8 con HCl para extraer los metales pesados, y se agrega NaHS para fijar los metales pesados en forma de sulfuros. Luego se agrega un agente de coagulación y se deshidrata la pasta. La torta de filtro se elimina en vertedero, y el agua residual se trata en una unidad de tratamiento subsiguiente para eliminar metales pesados ([4, IAWG, 1997]; Inoue y Kawabata, 1997).
Proceso 3 R	El proceso 3R (Vehlow <i>et al.</i> , 1990) es similar al proceso FLUWA, ya que utiliza solución de lavado ácida para extraer los metales pesados, seguido de un paso de deshidratación. No obstante, los sólidos son devueltos a la cámara de combustión. Al igual que en el proceso FLUWA, el agua residual producida precisa tratamiento.

Referencias

[48, ISWA, 2003, 64, TWGComments, 2003]

4.6.11.4. TRATAMIENTO DE RESIDUOS DE TGC DERIVADOS DEL PROCESO DE TGC CON BICARBONATO SÓDICO SECO PARA USO EN LA INDUSTRIA DE CENIZA DE SOSA

Descripción

Los residuos del TGC con bicarbonato sódico seco se almacenan en silos en espera de tratamiento. Los residuos son luego disueltos con un pH controlado y ciertos

aditivos. La suspensión formada pasa a través de una prensa filtrante que separa la fracción insoluble: hidróxidos de metales pesados, carbón activado y cenizas volantes. De este modo, se obtiene una salmuera bruta y una torta de filtración.

La salmuera bruta pasa a través de un filtro de arena a una columna de carbón activado que absorbe los compuestos orgánicos que pueda haber presentes. Las trazas finales de metales pesados se eliminan en dos columnas de intercambio iónico con el fin de conseguir una calidad de salmuera de NaCl que pueda usarse en un proceso industrial de ceniza de sosa.

La torta de filtración, que es el único residuo restante, se elimina en vertedero. La cantidad total no es de más de 2 a 4 kg por tonelada de RSU incinerados.

La salmuera purificada y la torta de filtración son los únicos productos finales. El agua de lavado, los reactivos de regeneración de la resina, etc. se reciclan plenamente en el proceso de disolución, por lo que la planta no produce residuos acuosos.

Beneficios medioambientales que se consiguen

El tratamiento de los residuos reduce la cantidad final que debe eliminarse en vertedero.

La salmuera producida puede usarse en un proceso industrial de ceniza de sosa.

Efectos sobre otros medios

El proceso consume energía adicional y materias primas.

Debe tenerse cuidado para asegurar que los contaminantes capturados en los residuos de TGC no se vuelvan a movilizar y sean emitidos al medio ambiente.

La técnica genera una pequeña cantidad de residuo, lo que puede ayudar a reducir los costes de transporte. [74, TWGComments, 2004]

Datos operativos

La planta se gestiona conforme a un sistema de control de calidad, que asegura, entre otros, el control de las materias primas por una parte, y el control de la salmuera purificada por otra.

A la llegada a la planta, los residuos de TGC ricos en sodio son analizados para comprobar que su composición sea conforme a las especificaciones de aceptación.

La salmuera purificada producida por la instalación es analizada regularmente para garantizar su conformidad con las especificaciones antes de su envío a la unidad de producción de ceniza de sosa.

Aplicabilidad

Sólo aplicable a los residuos derivados del sistema de TGC con bicarbonato sódico seco.

Economía

La técnica está patentada.

En comparación con la solidificación y eliminación en vertedero de residuos de TGC:

- (1) la solidificación se ve facilitada por la separación de la fracción soluble, y
- (2) la cantidad de residuos finales se reduce.

El proceso es competitivo frente a alternativas en algunos países.

Los costes operativos reportados son bajos, y los costes de inversión de la planta de tratamiento son el factor clave: para minimizarlos, el proceso puede aplicarse en unidades centralizadas que sirven a numerosas plantas incineradoras. [74, TWGComments, 2004]

Motivo principal de aplicación

Elevados costes de eliminación para los residuos de TGC son un motivo importante para el uso de este proceso.

Plantas de ejemplo

La planta piloto industrial se diseñó para demostrar la viabilidad del proceso de purificación y reciclaje, a media escala. Por lo tanto, su capacidad diseñada fue de 350 kg de residuos/h, o 2800 toneladas/año. En la práctica, con algunas obras de ampliación, la planta tiene ahora permiso para el proceso de 13000 t/año. Es la principal proveedora de servicio para varias plantas incineradoras italianas.

Referencias

[59, CEFIC, 2002, 64, TWGComments, 2003, 73, Rijpkema, 2000]

4.6.11.5. TRATAMIENTO DE RESIDUOS DE TGC DERIVADOS DEL PROCESO DE TGC CON BICARBONATO SÓDICO SECO CON AGLOMERANTES HIDRÁULICOS

Descripción

Los residuos del TGC con bicarbonato sódico seco se almacenan en silos en espera de tratamiento. Los residuos se mezclan luego con aglomerantes hidráulicos, y luego se colocan en una solución acuosa con determinados aditivos. La suspensión formada de este modo pasa a través de una prensa filtrante que separa los insolubles (que contienen en particular la mayor parte de los metales pesados). Los productos resultantes son salmuera y una torta de filtro.

La salmuera es luego purificada de modo que pueda usarse en la fabricación de carbonato sódico (ceniza de sosa).

La torta de filtración con aglomerantes hidráulicos solidifica formando una materia inerte (según las normas francesas) que es apropiada para su eliminación en un vertedero adecuado.

El proceso no produce ningún residuo líquido: los únicos flujos de salida son la salmuera reciclable y la torta de filtración.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Las sales purificadas son recicladas en una planta de ceniza de sosa situada en las proximidades, en forma de salmuera, sustituyendo parte del suministro de sal a esta planta de ceniza de sosa.

Los residuos finales ya están estabilizados y solidificados cuando salen de la planta, y son transportados a un vertedero autorizado para su eliminación.

Efectos sobre otros medios

La técnica genera una pequeña cantidad de residuo, el transporte puede limitar el uso de esta técnica, ya que depende de la distancia entre la incineradora y la unidad de tratamiento de residuos. Además, para recuperar la salmuera, la unidad de producción de bicarbonato debe también estar cerca, a fin de minimizar el impacto del transporte. [74, TWGComments, 2004]

Datos operativos

La planta se gestiona conforme a un sistema de control de calidad, que asegura, entre otros, el control de las materias primas por una parte, y el control de la salmuera purificada por otra.

A la llegada a la planta, los residuos de TGC son analizados para comprobar que su composición sea conforme a las especificaciones de aceptación.

La salmuera purificada producida por la instalación es analizada regularmente para garantizar su conformidad con las especificaciones antes de su envío a la unidad de producción de ceniza de sosa.

Aplicabilidad

Sólo aplicable a los residuos derivados del sistema de TGC con bicarbonato sódico seco.

Economía

La técnica está patentada.

En comparación con la solidificación y eliminación en vertedero de residuos de TGC:

- (1) la solidificación se ve facilitada por la separación de la fracción soluble, y
- (2) la cantidad de residuos finales se reduce.

El proceso es competitivo frente a alternativas en algunos países.

Los costes operativos reportados son bajos, y los costes de inversión de la planta de tratamiento son el factor clave: para minimizarlos, el proceso puede aplicarse en unidades centralizadas que sirven a numerosas plantas incineradoras. [74, TWGComments, 2004]

Motivo principal de aplicación

Elevados costes de eliminación para los residuos de TGC son un motivo importante para el uso de este proceso.

Plantas de ejemplo

Esta planta se encuentra en Francia y tiene una capacidad de 50 kt/año de residuos de limpieza de gases.

Referencias

[59, CEFIC, 2002, 64, TWGComments, 2003, 73, Rijpkema, 2000]

4.7. Ruido

Los aspectos de ruido de la incineración de residuos son comparables con los de otras industrias pesadas y centrales de energía. Es práctica común que las plantas de incineración de residuos urbanos se instalen en naves completamente cerradas. Esto normalmente incluye operaciones como la descarga de residuos, pretratamientos mecánicos, tratamiento de gases de combustión, tratamiento de residuos, etc. Normalmente, sólo las instalaciones de refrigeración y el almacenamiento a largo plazo de la ceniza de fondo se realizan directamente al aire libre.

Las fuentes más importantes de ruido externo son:

- los camiones para el transporte de basura, productos químicos y residuos;
- las operaciones con grúa en el búnker;
- el pretratamiento mecánico de los residuos;
- los extractores que extraen los gases de combustión del proceso de incineración y producen ruido en la salida de la chimenea;
- ruido relacionado con el sistema de refrigeración (del enfriamiento por evaporación y especialmente refrigeración de aire);

- ruido relacionado con el transporte y tratamiento de la ceniza de fondo (si se realiza en el mismo lugar);
 - ruido del generador de turbina.
- [74, TWGComments, 2004]

Otras partes de la instalación no son significativas para la producción de ruido externo, pero pueden contribuir a la producción general de ruido externo de la planta.

La Tabla 3.49 describe las áreas de las instalaciones de incineración que son las principales fuentes de ruido, los niveles de ruido que originan y algunas técnicas específicas de eliminación de ruido.

El grado de protección contra el ruido y las medidas adoptadas son muy específicas de cada lugar y del riesgo de impactos.

4.8. Instrumentos de gestión ambiental

Descripción

El mejor comportamiento medioambiental se consigue normalmente en las instalaciones con mejor tecnología y que funcionan del modo más eficaz y eficiente. Esto se reconoce en la definición que da la Directiva IPPC de «técnicas» como *«la tecnología empleada y el modo en que está diseñada, construida, mantenida, operada y desmantelada»*.

Para instalaciones de IPPC, un Sistema de Gestión Ambiental (SGA) es un instrumento que los operadores pueden usar para abordar estos aspectos de diseño, construcción mantenimiento, operación y desmantelamiento en un modo sistemático y demostrable. Un SGA incluye la estructura organizativa, responsabilidades, prácticas, procedimientos, procesos y recursos para desarrollar, aplicar, mantener, revisar y monitorizar la política ambiental. Los Sistemas de Gestión Ambiental son más eficaces y eficientes cuando forman parte de la gestión y operación global de una instalación.

Dentro de la Unión Europea, muchas organizaciones han decidido de forma voluntaria aplicar sistemas de gestión ambiental basados en la norma EN ISO 14001:1996 o el Esquema de Ecogestión y Auditoría Ambiental EMAS. El EMAS incluye los requisitos del sistema de gestión de la norma EN ISO 14001, pero pone especial énfasis en el cumplimiento legal, comportamiento ambiental y participación de los empleados; también requiere la verificación externa del sistema de gestión y la validación de una declaración medioambiental pública (en la norma EN ISO 14001, una declaración propia es una alternativa a la verificación externa). También hay muchas organizaciones que han decidido aplicar SGA no estandarizados.

Mientras que tanto los sistemas estandarizados (EN ISO 14001:1996 y EMAS) como no estandarizados («personalizados») toman en principio la *organización* como la entidad, este documento adopta un enfoque más restringido, y no inclu-

ye todas las actividades de la organización (ej: las relativas a sus productos y servicios), debido al hecho de que la entidad regulada por la Directiva IPPC es la *instalación* (según se define en el artículo 2).

Un sistema de gestión ambiental (SGA) para una instalación de IPPC puede contener los siguientes elementos:

- (a) definición de una política ambiental;
- (b) planificación y establecimiento de objetivos y metas;
- (c) procedimientos de implementación y operación;
- (d) verificación y acción correctiva;
- (e) revisión de la gestión;
- (f) preparación de una declaración medioambiental regular;
- (g) validación mediante un ente externo de certificación o verificación del SGA;
- (h) consideraciones de diseño para el desmantelamiento de la instalación al final de su vida;
- (i) desarrollo de tecnologías más limpias;
- (j) valores de referencia (benchmarking).

Estas características se explican con mayor detalle a continuación. Para información detallada sobre los elementos (a) a (g), todos ellos incluidos en el EMAS, consultar las referencias bibliográficas indicadas.

(a) Definición de una política ambiental

La dirección de la empresa es responsable de definir una política ambiental para la instalación, y asegurar que:

- sea apropiada a la naturaleza, escala e impactos medioambientales de las actividades;
- incluya un compromiso de prevención y control de la contaminación;
- incluya un compromiso de cumplir con toda la legislación medioambiental y normativas aplicables, así como con otros requisitos que suscriba la organización;
- proporcione el marco para fijar y revisar objetivos y metas ambientales;
- esté documentada y sea comunicada a todos los empleados;
- esté a disposición del público y de todas las partes interesadas.

(b) Planificación

- procedimientos para identificar los aspectos medioambientales de la instalación, a fin de determinar las actividades que tienen o pueden tener impactos significativos en el entorno, y mantener esta información actualizada;
- procedimientos para identificar y tener acceso a requisitos legales y de otros tipos que suscriba la organización y que sean aplicables a los aspectos medioambientales de sus actividades;

- establecer y revisar objetivos y metas ambientales documentados, teniendo en consideración los requisitos legales y de otros tipos y las opiniones de las partes interesadas;
- establecer y actualizar regularmente un programa de gestión ambiental, incluida la designación de responsabilidades para alcanzar objetivos y metas en cada función y nivel relevante, así como los medios y plazos en los que deben alcanzarse.

(c) Procedimientos de implementación y operación

Es importante disponer de sistemas para asegurar que los procedimientos sean conocidos, comprendidos y cumplidos, por lo que una gestión ambiental eficaz incluye:

- (i) Estructura y responsabilidad
 - definir, documentar y comunicar funciones, responsabilidades y autoridades, que incluyen la designación de un representante específico dentro de la dirección;
 - proporcionar recursos esenciales para la implementación y control del sistema de gestión ambiental, incluidos recursos humanos y capacitación especial, tecnología y recursos humanos.
- (ii) Formación, sensibilización y competencia
 - determinar los requisitos de formación para asegurar que todo el personal cuyo trabajo pueda afectar significativamente los impactos medioambientales de la actividad hayan recibido formación apropiada.
- (iii) Comunicación
 - establecer y mantener procedimientos de comunicación interna entre los distintos niveles y funciones de la instalación, así como procedimientos que fomenten el diálogo con partes externas interesadas y procedimientos para recibir, documentar y, si es razonable, responder a comunicaciones relevantes de partes externas interesadas.
- (iv) Participación de los empleados
 - involucrar a los empleados en el proceso encaminado a conseguir un alto nivel de comportamiento ambiental aplicando formas apropiadas de participación como un sistema de libro de sugerencias o trabajos en grupo o comités medioambientales.
- (v) Documentación
 - establecer y mantener información actualizada, en papel o en forma electrónica, para describir los elementos centrales del sistema de gestión y su interacción, y para referir a documentación relacionada.
- (vi) Control de proceso eficiente
 - control adecuado de procesos en todos los modos de operación, es decir, preparación, arranque, funcionamiento rutinario, parada y condiciones anómalas;

- determinar los indicadores claves de comportamiento y métodos para medir y controlar estos parámetros (ej: caudal, presión, temperatura, composición y cantidad);
 - documentar y analizar las condiciones de funcionamiento anómalas para determinar sus causas básicas y luego abordarlas para asegurar que los episodios no sean recurrentes (esto puede facilitarse mediante una cultura «sin culpa» en la que la determinación de causas sea más importante que culpar a los individuos).
- (vii) Programa de mantenimiento
- establecer un programa estructurado de mantenimiento en base a las descripciones y técnicas del equipo, normas, etc., así como a fallos del equipo y sus consecuencias;
 - apoyar el programa de mantenimiento mediante sistemas apropiados de registro y pruebas de diagnóstico;
 - asignar claramente responsabilidades para la planificación y ejecución del mantenimiento.
- (viii) Preparación y respuesta ante emergencias
- establecer y mantener procedimientos para determinar el potencial y la respuesta a accidentes y situaciones de emergencia, así como para prevenir y mitigar los impactos ambientales que pueda haber asociados con los mismos.

Verificación y acción correctiva

- (i) Monitorización y medición
- establecer y mantener procedimientos documentados para monitorizar y medir, de forma regular, las características claves de las operaciones y actividades que puedan tener un impacto significativo sobre el entorno, incluido el registro de información para rastrear el comportamiento, controles operativos relevantes y conformidad con los objetivos y metas ambientales de la instalación (*ver también el BREF sobre Monitorización de Emisiones*);
 - establecer y mantener un procedimiento documentado para evaluar periódicamente el cumplimiento con la legislación y normativa ambiental relevante.
- (ii) Acción correctiva y preventiva
- establecer y mantener procedimientos para definir responsabilidades y autoridad para gestionar e investigar la no conformidad con condiciones de permisos y otros requisitos legales, así como objetivos y metas, tomando acciones para mitigar los impactos causados e iniciando y completando acciones correctivas y preventivas que sean apropiadas a la magnitud del problema y estén en proporción al impacto medioambiental producido.
- (iii) Registros
- establecer y mantener procedimientos para la determinación, mantenimiento y disponibilidad de registros ambientales legibles, identificables y

trazables, incluyendo registros de formación y resultados de auditorías e inspecciones.

(iv) Auditorías

- establecer y mantener (a) programas y procedimientos para un sistema de auditorías de gestión ambiental periódicas que incluyan coloquios con el personal, inspección de las condiciones operativas y del equipo e inspección de los registros y documentación, y que produzcan un informe escrito, realizado de forma imparcial y objetiva por los empleados (auditorías internas) o partes externas (auditorías externas), que cubran el ámbito, la frecuencia y las metodologías de auditoría, así como las responsabilidades y requisitos para realizar auditorías y reportar resultados, a fin de determinar si el sistema de gestión ambiental es conforme o no a lo planificado y si ha sido debidamente aplicado y mantenido;
- completar la auditoría o ciclo de auditorías, según proceda, a intervalos no superiores a tres años. según la naturaleza, escala y complejidad de las actividades, la importancia de los impactos ambientales asociados, la importancia y urgencia de los problemas detectados por auditorías anteriores y el historial de problemas medioambientales: las actividades más complejas con un impacto ambiental más significativo son auditadas con mayor frecuencia;
- disponer de mecanismos apropiados para asegurar que los resultados de la auditoría sean objeto de seguimiento.

(v) Evaluación periódica del cumplimiento legal

- revisar el cumplimiento de la legislación medioambiental aplicable y las condiciones de los permisos ambientales de la instalación;
- documentación de la evaluación.

(d) Revisión de la gestión

- revisión, por parte de la dirección máxima, a los intervalos determinados, el sistema de gestión ambiental, a fin de asegurar su idoneidad, adecuación y eficacia continuada;
- asegurar que se recoja la información necesaria para permitir que la dirección realice esta evaluación;
- documentación de la revisión.

(e) Preparación de una declaración medioambiental regular

- preparar una declaración medioambiental que preste especial atención a los resultados conseguidos por la instalación en relación con sus objetivos y metas ambientales. Se realiza regularmente - desde una vez al año a menos frecuentemente, según la importancia de las emisiones, la generación de residuos, etc. Tiene en consideración los requisitos de información de las partes interesadas relevantes, y es de acceso público (ej: en publicaciones electrónicas, bibliotecas, etc.).

Al crear una declaración, el operador puede utilizar indicadores relevantes de comportamiento ambiental existentes, asegurándose de que los indicadores escogidos:

- i. den una evaluación precisa del comportamiento de la instalación;
- ii. sean comprensibles y sin ambigüedades;
- iii. permitan la comparación de un año a otro para evaluar el desarrollo del comportamiento ambiental de la instalación;
- iv. permitan la comparación con valores de referencia sectoriales, regionales o nacionales, según procesa;
- v. permitan la comparación con requisitos reglamentarios, según proceda.

(f) Validación por un organismo de certificación o verificación externa de SGA

–hacer que el sistema de gestión, procedimiento de auditoria y declaración ambiental sea examinado y validado por un organismo de certificación o verificación externa de SGA puede, si se realiza adecuadamente, mejorar la credibilidad del sistema.

(g) Consideraciones de diseño para el desmantelamiento de la planta al final de su vida

–tener en cuenta el impacto medioambiental del eventual desmantelamiento de la unidad en la etapa de diseño de una planta nueva, ya que la previsión hace que el desmantelamiento sea más fácil, limpio y económico;

–el desmantelamiento plantea riesgos medioambientales de contaminación del suelo (y del agua subterránea) y genera grandes cantidades de residuos sólidos. Las técnicas preventivas son específicas de cada proceso, pero entre las consideraciones generales se incluyen:

- i. evitar las estructuras subterráneas;
- ii. incorporar elementos que faciliten el desmantelamiento;
- iii. escoger acabados superficiales que puedan descontaminarse fácilmente;
- iv. utilizar una configuración de equipo que minimice los compuestos químicos atrapados y facilite su desagüe o lavado;
- v. diseñar unidades flexibles y autocontenidas que permitan un cierre por fases;
- vi. utilizar materiales biodegradables y reciclables cuando sea posible.

(h) Desarrollo de tecnologías más limpias

–la protección ambiental debe ser una característica inherente de todas las actividades de diseño de procesos realizadas por el operador, dado que las técnicas incorporadas en una etapa de diseño lo más temprana posible son a la vez más eficaces y baratas. Dar consideración al desarrollo de tecnologías más limpias puede realizarse por ejemplo a través de actividades o estudios de I+D. Como alternativa a las actividades internas, pueden hacerse preparativos para estar

al corriente de las obras de instalación relevantes de otros operadores o institutos de investigación activos en el campo correspondiente.

(i) Uso de valores de referencia

- realizar comparaciones sistemáticas y regulares con valores de referencia sectoriales, nacionales o regionales, respecto a eficiencia energética y actividades de conservación de energía, elección de materia primas, emisiones a la atmósfera y descargas al agua (utilizando, por ejemplo, el Inventario Europeo de Emisiones Contaminantes, EPER), consumo de agua y generación de residuos.

SGA estandarizados y no estandarizados

Un SGA puede tener forma de sistema estandarizado o no estandarizado («personalizado»). La puesta en práctica y cumplimiento de un sistema estandarizado aceptado internacionalmente, como EN ISO 14001:1996 puede dar mayor credibilidad al SGA, especialmente si está sujeto a una verificación externa debidamente realizada. El EMAS proporciona credibilidad adicional debido a la interacción con el público a través de la declaración medioambiental y el mecanismo para asegurar el cumplimiento con la legislación ambiental aplicable. No obstante, los sistemas no estandarizados pueden en principio ser igualmente eficaces, siempre que estén debidamente diseñados e implementados.

Principales beneficios medioambientales que se consiguen

La implementación y cumplimiento de un SGA centra la atención en el operador y en el comportamiento ambiental de la instalación. En particular, el mantenimiento y el cumplimiento de procedimientos operativos claros para situaciones normales y anómalas, y las líneas de responsabilidad asociadas, deben asegurar que las condiciones de permiso de la instalación y otras metas y objetivos ambientales se cumplan en todo momento.

Los sistemas de gestión ambiental aseguran normalmente la mejora continua del comportamiento ambiental de la instalación. Cuanto peor sea el punto de partida, más significativas serán las mejoras a corto plazo que puedan esperarse. Si la instalación ya tiene un buen comportamiento ambiental global, el sistema ayuda al operador a mantener el alto nivel de comportamiento.

Efectos sobre otros medios

Las técnicas de gestión ambiental están diseñadas para abordar el impacto ambiental global, de forma consistente con el enfoque integrado de la Directiva IPPC.

Datos operativos

No se ha reportado información específica.

Aplicabilidad

Los componentes arriba descritos pueden aplicarse normalmente a todas las instalaciones de IPPC. El ámbito (es decir, nivel de detalle) y naturaleza del SGA

(ej: estandarizado o no estandarizado) estarán en general relacionados con la naturaleza, escala y complejidad de la instalación, así como la gama de impactos medioambientales que pueda tener.

Economía

Es difícil determinar de forma precisa los costes y ventajas económicas de introducir y mantener un buen SGA. A continuación se presentan una serie de estudios. No obstante, son sólo ejemplos, y sus resultados no son totalmente coherentes. Pueden no ser representativos de todos los sectores de la UE, y por lo tanto deben tratarse con precaución.

Un estudio sueco realizado en 1999 estudió las 360 empresas con certificación ISO registradas en el EMAS en Suecia. Con un índice de respuesta del 50 %, concluyó entre otras cosas que:

- los costes de introducción y operación del SGA son elevados pero no desproporcionados, salvo en el caso de empresas muy pequeñas. Se espera que los costes disminuyan en el futuro;
- un más alto grado de coordinación e integración del SGA con otros sistemas de gestión se considera una posible forma de reducir costes;
- la mitad de los objetivos y metas medioambientales se amortizan en el plazo de un año mediante ahorros de costes y/o aumento de los ingresos;
- los mayores ahorros de costes se obtienen mediante un menor gasto en energía, tratamiento de residuos y materias primas;
- la mayoría de las empresas cree que su posición en el mercado se ha visto reforzada a través del SGA. Un tercio de las empresas reportan un aumento de los ingresos debido al SGA.

En algunos Estados Miembros se cargan tasas de supervisión reducidas si la instalación dispone de certificación.

Una serie de estudios⁷ muestran que hay una relación inversa entre el tamaño de la empresa y el coste de aplicación de un SGA. Existe una relación inversa similar para el periodo de amortización del capital invertido. Ambos elementos implican que la relación costes-beneficios para la aplicación de un SGA es menos favorable en PYME en comparación con grandes empresas.

Según un estudio suizo, el coste medio para obtener y operar la certificación ISO 14001 puede variar:

⁷ E.g. Dyllick and Hamschmidt (2000, 73) citado en Klemisch H. and R. Holger, *Umweltmanagementsysteme in kleinen und mittleren Unternehmen - Befunde bisheriger Umsetzung*, KNI Papers 01/02, January 2002, p 15; Clausen J., M. Keil and M. Jungwirth, *The State of EMAS in the EU. Eco-Management as a Tool for Sustainable Development-Literature Study*, Institute for Ecological Economy Research (Berlin) y Ecologic-Institute for International and European Environmental Policy (Berlin), 2002, p. 15.

- para una empresa que tenga entre 1 y 49 empleados: 64000 CHF (44000 €) para la creación del SGA y 16000 CHF (11000 €) anuales para su operación;
- para una instalación industrial con más de 250 empleados: 367000 CHF (252000 €) para la creación del SGA y 155000 CHF (106000 €) anuales para su operación.

Estas cifras medias no necesariamente representan los costes reales para una determinada instalación industrial, ya que el coste depende también en gran medida de elementos significativos (contaminantes, consumo de energía...) y de la complejidad de los problemas a estudiar.

Un reciente estudio alemán (Schaltegger, Stefan y Wagner, Marcus, *Umweltmanagement in deutschen Unternehmen-der aktuelle Stand der Praxis*, febrero de 2002, p. 106) muestra los siguientes costes del EMAS para distintos sectores. Hay que destacar que estas cifras son mucho más bajas que las del estudio suizo antes citado. Esto es una confirmación de la dificultad de determinar los costes de un SGA.

Coste de creación (€):

mínimo	–	18750
máximo	–	75000
medio	–	50000

Coste de validación (€):

mínimo	–	5000
máximo	–	12500
medio	–	6000

Un estudio del Instituto Alemán de Empresarios (Unternehmerinstitut/Arbeitsgemeinschaft Selbständiger Unternehmer UNI/ASU, 1997, *Umweltmanagementbefragung - Öko-Audit in der mittelständischen Praxis - Evaluierung und Ansätze für eine Effizienzsteigerung von Umweltmanagementsystemen in der Praxis*, Bonn.) da información sobre los ahorros medios anuales alcanzados con el EMAS y el periodo medio de amortización. Por ejemplo, para unos costes de implementación de 80000 € se obtuvieron ahorros anuales medios de 50000 €, correspondientes a un periodo de amortización de alrededor de un año y medio.

Los costes externos relativos a la verificación del sistema pueden estimarse a partir de la guía publicada por el Foro de Acreditación Internacional (<http://www.iaf.nu>).

Motivos principales de aplicación

Los sistemas de gestión ambiental pueden ofrecer una serie de ventajas, por ejemplo:

- mejor comprensión de los aspectos medioambientales de la empresa;
- mejor base para la toma de decisiones;
- mayor motivación del personal;

- oportunidades adicionales para la reducción de costes operativos y mejora de la calidad de los productos;
- mejora del comportamiento ambiental;
- mejora de la imagen de la empresa;
- menores costes por responsabilidad, seguros e incumplimiento;
- mayor atractivo para empleados, clientes e inversores;
- mayor confianza de las autoridades, que puede producir un menor grado de vigilancia reglamentaria;
- mejor relación con los grupos ecologistas.

Plantas de ejemplo

Las características descritas en los apartados (a) a (e) anteriores son elementos de EN ISO 14001:1996 y del Esquema Europeo de Ecogestión y Ecoauditoría (EMAS) de la Comunidad Europea, mientras que las características (f) y (g) son específicas del EMAS. Estos dos sistemas estandarizados se aplican en una serie de instalaciones de IPPC. Como ejemplo, 357 organizaciones del sector químico y de productos químicos de la UE (código NACE 24) estaban inscritas en el EMAS en julio de 2002, la mayoría de las cuales operan instalaciones de IPPC.

En el Reino Unido, la Agencia Medioambiental de Inglaterra y Gales realizó un estudio entre instalaciones reguladas por IPC (precursora de IPPC) en 2001. Este estudio mostró que un 32 % de las respuestas tenían la certificación ISO 14001 (correspondiente al 21 % de todas las instalaciones de IPC) y un 7 % estaban registradas en el EMAS. Todas las fábricas de cemento del Reino Unido (unas 20) cuentan con la certificación ISO 14001, y la mayoría están inscritas en el EMAS. En Irlanda, donde el establecimiento de un SGA (no necesariamente de tipo estandarizado) es un requisito en las licencias de IPC, un número estimado de 100 sobre aproximadamente 500 instalaciones autorizadas han establecido un SGA conforme a la norma ISO 14001, y las otras 400 instalaciones autorizadas han optado por un SGA no estandarizado.

Referencias

(Reglamento (CE) No 761/2001 del Parlamento Europeo y del Consejo, que permite la participación voluntaria de organizaciones en un Esquema Comunitario de Ecogestión y Ecoauditoría (EMAS), OJ L 114, 24/4/2001, http://europa.eu.int/comm/environment/emas/index_en.htm)

(EN ISO 14001:1996, <http://www.iso.ch/iso/en/iso9000-14000/iso14000/iso14000index.html>; <http://www.tc207.org>)

4.9. Buena práctica para información y comunicación pública

La aceptación de las plantas incineradoras varía mucho de un lugar a otro. Los promotores encuentran a veces una oposición pública considerable a nuevas instalaciones. Es importante facilitar información a la población local. Esto es aplicable tanto a instalaciones operativas como en nuevo desarrollo.

Se han utilizado las siguientes técnicas:

- inserción de anuncios en prensa local;
 - mailings de folletos explicativos a domicilio;
 - publicidad en zonas públicas, como bibliotecas y oficinas de administración local;
 - reuniones públicas;
 - coloquios en grupos especializados;
 - visitas guiadas de la planta, con una breve descripción mediante película u otra presentación.
- [74, TWGComments, 2004]

Otras plantas en funcionamiento han alcanzado éxito en este campo del modo siguiente:

- manteniendo reuniones regulares con representantes locales;
- manteniendo días abiertos para visitas del público;
- insertando datos de emisiones en tiempo real en internet;
- mostrando datos de emisiones en tiempo real en paneles indicadores a la entrada de la instalación.

5. Mejores técnicas disponibles

Introducción general al capítulo de MTD

Para entender este capítulo y su contenido, se llama de nuevo la atención del lector al prefacio de este documento y en particular a la sección quinta del prefacio: «Cómo entender y utilizar este documento». Las técnicas y los niveles de emisiones y/o consumo asociados, o los rangos de niveles, presentados en este capítulo se han determinado con un proceso iterativo que implica los pasos siguientes:

- Identificación de los aspectos medioambientales claves para la Incineración de Residuos.
- Examen de las técnicas más relevantes para tratar estas cuestiones claves.
- Identificación de los mejores niveles de comportamiento medioambiental, en base a los datos disponibles en la Unión Europea y en todo el mundo.
- Examen de las condiciones bajo las cuales se han alcanzado estos niveles de comportamiento; por ejemplo costes, efectos sobre otros medios, motivos principales implicados en la aplicación de estas técnicas.
- Selección de las mejores técnicas disponibles (MTD) y de los niveles asociados se emisión y/o consumo para este sector en general, todo según el artículo 2(11) y el Anexo IV de la Directiva.

El juicio experto de la Oficina Europea de IPPC y del Grupo de Trabajo Técnico (TWG) relevante ha desempeñado un papel clave en cada uno de estos pasos y en la forma en que se presenta la información.

En base a esta evaluación, en este capítulo se presentan las técnicas, y en la medida de lo posible los niveles de emisiones y consumo asociados con el uso de las MTD, que se consideran apropiadas para el sector en su conjunto, y que en muchos casos reflejan el funcionamiento actual de algunas instalaciones dentro del sector. Cuando se presentan niveles de emisiones o consumo «asociados con las mejores técnicas disponibles», debe entenderse que esto significa que tales niveles representan el funcionamiento medioambiental que se podría prever como resultado del uso, en este sector, de las técnicas descritas, teniendo en cuenta el balance de los costes y de las ventajas inherentes dentro de la definición de MTD. Sin embargo, no son valores límite de emisiones ni de consumo, y no deben ser entendidos como tales. En algunos casos puede ser técnicamente posible alcanzar niveles mejores de emisión o de consumo pero, debido a los costes involucrados o a las consideraciones de efectos sobre otros medios, no se consideran apropiados como MTD para el sector en su totalidad. Sin embargo, tales niveles pueden considerarse justificados en casos más específicos donde haya motivaciones especiales.

Los niveles de emisiones y consumos asociados con el uso de las MTD deben contemplarse junto con las condiciones de referencia especificadas (ej: periodos de promedio).

El concepto de «niveles asociados con las MTD» descrito arriba debe distinguirse del término «nivel alcanzable» utilizado en otras partes de este documento. Cuando un nivel se describe como «alcanzable» usando una técnica o una combinación particular de técnicas, esto debe entenderse que significa que puede esperarse que el nivel se alcance durante un período de tiempo substancial en una instalación bien mantenida y gestionada usando esas técnicas, aunque las circunstancias particulares (ej: condiciones técnicas, costes, impactos sobre otros medios) que hayan originado el nivel alcanzado pueden significar que estos niveles no son generalmente considerados como MTD.

Cuando se hallan disponibles, se indican los datos referentes a costes junto con la descripción de las técnicas presentadas en el capítulo anterior. Éstos dan una indicación general de la magnitud de los costes involucrados. Sin embargo, el coste real de aplicar una técnica dependerá fuertemente de la situación específica en relación con respecto a, por ejemplo, impuestos, tasas, y las características técnicas de la instalación en cuestión. No es posible evaluar tales factores específicos de cada instalación de forma completa en este documento. En ausencia de datos referentes a costes, las conclusiones sobre la viabilidad económica de las técnicas se extraen de observaciones sobre instalaciones existentes.

Se ha previsto que las MTD generales en este capítulo sean un punto de referencia frente al cual se juzgue el funcionamiento actual de una instalación existente o una propuesta para una nueva instalación. De esta manera servirán de ayuda para la determinación de condiciones «basadas en MTD» apropiadas para la instalación o en el establecimiento de reglas obligatorias generales bajo el artículo 9(8). Se prevé que las nuevas instalaciones pueden diseñarse para funcionar a los niveles generales de MTD aquí presentados, o a niveles incluso mejores. También se considera que las instalaciones existentes podrían evolucionar hacia los niveles generales de MTD o mejorarlos, con arreglo a la aplicabilidad técnica y económica de las técnicas en cada caso.

Aunque los BREF no fijan estándares legalmente obligatorios, se intenta dar información de guía a la industria, los Estados miembros y el público con respecto a los niveles de emisiones y consumos alcanzables al usar las técnicas especificadas. Los valores límites apropiados para cualquier caso específico deberán determinarse considerando los objetivos de la Directiva IPPC y las consideraciones locales.

Aspectos adicionales introductorios especialmente desarrollados para este BREF

Relación entre Valores Límite de Emisión y comportamiento de MTD

Muchas plantas incineradoras europeas han estado sujetas a normativas específicas en relación con sus emisiones a la atmósfera –en algunos casos durante muchos años–. Estas normativas han incluido la aplicación de valores límite de emisión (VLE) para la emisión a la atmósfera de algunas sustancias. La legislación europea más reciente es la Directiva 2000/76/CE, que incluye una serie de condiciones operativas y VLE aplicables a la mayoría de situaciones en las que se incineran residuos en instalaciones industriales.

A la hora de interpretar los niveles de emisión asociados con las MTD según se reportan en este capítulo, es esencial que el lector entienda lo siguiente:

- los niveles de emisiones y de comportamiento asociados con el uso de MTD no son lo mismo que los VLE;
- en la UE25, donde este es un asunto de competencia nacional o local, los VLE se fijan y hacen cumplir en formas distintas;
- los niveles de emisiones y comportamiento aquí indicados son los niveles operativos que cabría esperar normalmente de la aplicación de las MTD;
- el cumplimiento de los VLE fijados en permisos y legislación produce naturalmente niveles operativos por debajo de dichos VLE;
- es importante destacar que, en una instalación particular, la reducción de un nivel de emisión dentro del rango aquí presentado puede no representar la mejor solución global considerando costes y efectos sobre otros medios. Además, puede existir antagonismo entre ellos, es decir, reducir un nivel puede aumentar otro. Por estos motivos, no se prevé que una instalación pueda operar con todos los parámetros en los niveles más bajos de los rangos de MTD.

Los VLE que aparecen en distintas normativas aplicables a la incineración se han utilizado en contratos de suministro de equipos como niveles mínimos garantizados de comportamiento para proveedores de plantas, que deben conseguirse en las condiciones operativas más adversas. Esto conduce a una situación en la cual, en funcionamiento real, algunas instalaciones de incineración presentan emisiones operativas que están considerablemente por debajo de los VLE (ver en particular la Sección 3.2). Por consiguiente, es importante apreciar la diferencia entre los niveles de comportamiento operativo que se dan como MTD en este capítulo, y los VLE más elevados que han originado este nivel de comportamiento.

En un ejemplo hipotético, si el VLE para HCl está establecido en 10 mg/Nm³, un proveedor de una determinada tecnología puede, como parte de su contrato de suministro de equipo, decidir ofrecer un comportamiento garantizado de orden 7-8 mg/Nm³. En tal situación, la planta podría entonces operar típicamente a 1-5 mg/Nm³ con algunas variaciones transitorias por encima de dicho valor.

Un ejemplo real de VLE y de resultados reportados de emisiones de partículas en una IRSU en un Estado Miembro (datos de 2001):

- el VLE fijado en el permiso era: 15 mg/Nm³ (promedio de ½ hora);
- rango de valores reales medidos: 0-12,6 mg/Nm³ (promedio de ½ hora);
- valores medios mensuales (basados en los valores medidos de promedios de ½ hora): 0,4-1,8 mg/Nm³
- valor medio anual (basados en los valores medidos de promedios de ½ hora): 0,8 mg/Nm³.

Puede verse que los valores de emisión medios están más próximos al nivel inferior del rango medido y bastante por debajo del VLE establecido en este caso de ejemplo. No obstante, hay que destacar que no puede suponerse automáticamente que existan relaciones similares entre VLE y resultados reales en otros casos u otros sectores industriales.

Para algunas sustancias y algunas tecnologías, la reducción de un VLE puede producir dificultades para garantizar el nivel de emisión inferior. Esto puede luego impulsar la adopción de una técnica distinta para el control de esa sustancia y hacer necesaria la revisión del diseño global de la instalación.

La reducción de los VLE a la atmósfera por sí mismos, sin consideración del comportamiento integral global de la instalación puede, aunque mejore el comportamiento en un aspecto, originar una reducción global del comportamiento y/o considerables impactos de costes. Esto está generalmente corroborado para este sector por los resultados de estudios europeos de evaluación de impacto sobre la salud que, en base a las actuales evidencias y modernos comportamientos en cuanto a emisiones, sugieren que los impactos locales de las emisiones a la atmósfera de incineradoras son insignificantes o indetectables.

[64, TWGComments, 2003]

Los niveles de emisión y comportamiento asociados con el uso de las MTD indicados en este capítulo se indican, cuando procede, con las condiciones de referencia a las que son aplicables, por ejemplo los periodos relevantes de monitorización y muestreo. Para emisiones a la atmósfera, las concentraciones de emisiones indicadas están normalizadas a 11 % oxígeno, gas seco, 273K y 101,3kPa.

Combinación de las MTD sobre incineración de residuos indicadas en este capítulo

A la hora de considerar las MTD aquí descritas para incineración de residuos, es importante considerar que la solución óptima para una determinada instalación de incineración en su conjunto, varía según las condiciones locales. Los BAT aquí destallados *no son* una lista de chequeo para la mejor solución local, ya que esto requeriría la consideración de las condiciones locales en un grado que no puede hacerse en un documento que se ocupa de las MTD en general. Por ello, la simple combinación de los elementos aquí descritos como MTD en general, sin

consideración de las condiciones locales, no es probable que dé una solución local optimizada en relación con el medio ambiente en su conjunto.
[74, TWGComments, 2004]

Relación entre MTD y selección de ubicación para instalaciones de incineración de residuos

Este documento no se ocupa, por sí mismo, de la selección de lugares adecuados para la ubicación de plantas incineradoras, pero lo cierto es que para que algunas de las MTD se cumplan, se requieren condiciones de ubicación especiales. No obstante, la elección de una ubicación requiere considerar muchos otros criterios importantes, como lugares disponibles, transporte de residuos a la instalación, etc.

Por ejemplo, en circunstancias locales particulares puede ser posible construir:

- a) una instalación con índices muy altos de recuperación energética en un lugar que requiera distancias de transporte de residuos muy largas, o
- b) una con menor recuperación de energía pero que reduzca el transporte de residuos.

Estas ventajas y desventajas se suelen sopesar conjuntamente a la hora de elegir una ubicación. El resultado de ello puede ser que, debido al lugar escogido, algunas de las MTD aquí incluidas pueden simplemente no estar disponibles a nivel de la instalación.

Comprensión de la aplicación de las MTD descritas en este capítulo

Este BREF trata sobre residuos de distintos tipos (ej: RP, RSU, lodo), que muestran gran variedad de características entre ellos e incluso dentro de las distintas clases, como tamaños de partícula, poder calorífico, contenido de humedad y ceniza, tipo y concentración de contaminantes. Por consiguiente, a la hora de considerar las MTD presentadas en este capítulo, debe siempre comprobarse la *aplicabilidad* de las técnicas descritas en el Capítulo 4 para una planta específica. El artículo 9 (4) de la Directiva tiene en consideración este punto, indicando que las condiciones de permiso estarán basadas en las MTD *«sin prescribir el uso de ninguna técnica o tecnología específica, sino teniendo en cuenta las características técnicas de la instalación en cuestión, su ubicación geográfica y las condiciones ambientales locales»*.

Las MTD detalladas en este capítulo incluyen MTD genéricas (ver 5.1) y MTD específicas (ver 5.2, 5.3, 5.4, 5.5 y 5.6) para determinados tipos de residuos. Las MTD genéricas son las que se consideran en general MTD para instalaciones que tratan principalmente o totalmente ciertos tipos de residuos (es decir, instalaciones específicas). En instalaciones que reciben más de un tipo de residuos, una combinación de MTD específicas puede representar MTD, aunque aquí no se hace ninguna valoración de cuándo y en qué grado deben aplicarse, por lo que deberá juzgarse localmente.

Tabla 5.1. Cómo combinar las MTD descritas en un caso específico

MTD global para un caso específico	
MTD genéricas	MTD específicas para tipos de residuos
Descritas en 5.1	Incineración de residuos urbanos-sección 5.2
	Residuos urbanos pretratados o seleccionados (incluidos combustibles derivados de residuos) - sección 5.3
	Incineración de residuos peligrosos - sección 5.4
	Incineración de lodos de depuradora - sección 5.5
	Incineración de residuos clínicos - sección 5.6

Dado que no es posible ser exhaustivo y debido a la naturaleza dinámica de la industria, así como a la naturaleza momentánea de este documento, es posible que haya técnicas adicionales no descritas en este capítulo pero que puedan cumplir o superar los criterios de MTD aquí establecidos.

5.1. MTD genéricas para todas las incineraciones de residuos

Las MTD genéricas de esta sección son adicionales a las detalladas en este capítulo para subsectores individuales del sector de incineración.

Se considera que, en general, para cada instalación de incineración de residuos, la combinación de las MTD aquí detalladas (sección 5.1), junto con las MTD específicas para los distintos tipos de residuos detalladas en las secciones 5.2 a 5.6, representan un punto de arranque para el proceso de determinar técnicas y condiciones locales apropiadas. La finalidad práctica es por consiguiente la optimización local de las circunstancias de la instalación, teniendo en cuenta esta guía sobre MTD y otros factores locales.

Para incineración de residuos, los factores locales a tener en consideración pueden, entre otros, incluir de forma general:

- motivaciones ambientales locales, como la calidad del entorno, pueden influenciar el comportamiento local requerido con respecto a emisiones de la instalación, o disponibilidad de determinados recursos;
- la naturaleza particular de los residuos que se producen localmente y el impacto de la infraestructura de gestión de residuos sobre el tipo de residuos que llegan a la instalación;
- el coste y la posibilidad técnica de aplicar una técnica particular en relación con sus posibles ventajas: esto es de particular relevancia a la hora de considerar la eficacia de las instalaciones existentes;
- la disponibilidad, grado de utilización y precio de opciones para la recuperación/eliminación de los residuos finales producidos en la instalación;

- la disponibilidad y precio obtenido por la recuperación de energía;
- los factores locales de tipo económico, comercial o político que pueden influir sobre la tolerabilidad de las tasas de reciclaje que pueden acompañar la adición de ciertas opciones tecnológicas.

Por consiguiente, en combinación con las MTD específicas para corrientes residuales detalladas en secciones posteriores de este capítulo, para poder obtener niveles de eficacia ambiental generalmente compatibles con las MTD, en general se considera MTD para incineración de residuos:

1. La selección de un diseño de instalación adecuado a las características de los residuos recibidos, según se describe en 4.1.1, 4.2.1 y 4.2.3.
2. El mantenimiento de la instalación en un estado generalmente ordenado y limpio, según se describe en 4.1.2.
3. Mantener todo el equipo en buen estado de funcionamiento y realizar inspecciones de mantenimiento y mantenimiento preventivo para conseguirlo.
4. Establecer y mantener controles de calidad sobre la entrada de residuos, según los tipos de residuos que se reciban en la instalación, según se describe en:
 - 4.1.3.1. Establecimiento de limitaciones de entrada a la instalación e identificación de los riesgos claves.
 - 4.1.3.2. Comunicación con proveedores de residuos para mejorar el control de calidad de los residuos entrantes.
 - 4.1.3.3. Control de la calidad de la alimentación de residuos al incinerador.
 - 4.1.3.4. Inspección, muestreo y prueba de los residuos entrantes.
 - 4.1.3.5. Detectores de materiales radiactivos.
5. El almacenamiento de residuos según una evaluación de riesgos de sus propiedades, como el riesgo de emisiones potencialmente contaminantes, se minimiza. En general, es MTD almacenar los residuos en zonas que tengan superficies estancas y resistentes, con desagüe controlado y separado, como se describe en 4.1.4.1.
6. Utilizar técnicas y procedimientos para restringir y gestionar los periodos de almacenamiento de residuos, como se describe en 4.1.4.2, a fin de reducir en general el riesgo de emisiones del almacenamiento de residuos/deterioro de contenedores, así como de las dificultades de proceso que puedan surgir. En general, es MTD:
 - evitar que los volúmenes de residuos almacenados lleguen a ser demasiado grandes para la capacidad de almacenamiento disponible;
 - en la medida de lo practicable, controlar y gestionar los suministros mediante comunicación con los proveedores de residuos, etc.
7. Minimizar la emisión de olores (y otras posibles emisiones fugitivas) de las zonas de almacenamiento de residuos a granel (incluidos tanques y búnke-

res, pero excluyendo residuos de pequeño volumen almacenados en recipientes o contenedores) y de las zonas de pretratamiento de residuos, enviando el aire extraído al incinerador como aire de combustión (ver 4.1.4.4).

Además, también se considera MTD prever el control de olores (y otras posibles emisiones fugitivas) cuando el incinerador no está operativo (ej: durante mantenimiento), como sigue

- a. evitando una sobrecarga del almacenamiento de residuos, y/o
 - b. extrayendo el aire correspondiente a través de un sistema alternativo de control de olores.
8. La segregación del almacenamiento de residuos según una evaluación de riesgos de sus características químicas y físicas, a fin de permitir un almacenamiento y proceso seguro, según se describe en 4.1.4.5.
 9. El etiquetado claro de los residuos almacenados en recipientes, de modo que puedan identificarse en todo momento, según se describe en 4.1.4.6.
 10. El desarrollo de un plan de prevención, detección y control (descrito en 4.1.4.7) de riesgos de incendio en la instalación, en particular para:
 - zonas de almacenamiento y pretratamiento de residuos,
 - zonas de carga del horno,
 - sistemas de control eléctrico,
 - filtros de manga y filtros de lecho estático.

En general, es MTD para el plan aplicado incluir el uso de:

- a. sistemas automáticos de detección de incendios y alarma, y
 - b. el uso de un sistema automático o manual de intervención y control de incendios, según se requiera de acuerdo con la evaluación de riesgos realizada.
11. La mezcla (ej: mediante la grúa del búnker) o pretratamiento ulterior (ej: la mezcla de algunos residuos líquidos y pastosos, o la trituración de algunos residuos sólidos) de residuos heterogéneos en el grado requerido para cumplir las especificaciones de diseño de la instalación receptora (4.1.5.1). A la hora de considerar el grado de uso de la mezcla o pretratamiento, es particularmente importante considerar los efectos sobre otros medios (ej: consumo de energía, ruido, olor y otras emisiones) de los tratamientos más extensivos (ej: trituración). El pretratamiento es más probable que sea un requisito cuando la instalación ha sido diseñada para residuos homogéneos con especificaciones muy concretas.
 12. El uso de las técnicas descritas en 4.1.5.5 o 4.6.4 para, en la medida de lo practicable y económicamente viable, separa los metales reciclables férreos y no férreos para su recuperación:
 - a. después de la incineración, de los residuos de cenizas de fondo, o

- b. cuando los residuos a incinerar son triturados (ej: si se usan para determinados sistemas de combustión), de los residuos triturados antes de la etapa de incineración.
13. La existencia de operarios a fin de monitorizar visualmente, directamente o mediante pantallas de televisión o similares, las zonas de almacenamiento y carga, según se describe en 4.1.6.1.
 14. La minimización de la entrada incontrolada de aire en la cámara de combustión a través de la carga de residuos u otras vías, según se describe en 4.1.6.4.
 15. El uso de modelos de flujo, que pueden ayudar a facilitar información a plantas nuevas o existentes acerca del comportamiento de la combustión o el TGC (según se describe en 4.2.2), y para proporcionar información a fin de:
 - a. optimizar la geometría del horno y la caldera a fin de mejorar la eficacia de la combustión, y
 - b. optimizar la inyección de aire de combustión a fin de mejorar la eficacia de la combustión, y
 - c. si se utiliza RCS o RNCS, optimizar los puntos de inyección de reactivos a fin de mejorar la eficiencia de la eliminación de NO_x minimizando la generación de óxido nítrico, amoníaco y el consumo de reactivo (ver secciones generales sobre RCS y RNCS en 4.4.4.1 y 4.4.4.2).
 16. Con objeto de reducir las emisiones globales, adoptar regimenes operativos y aplicar procedimientos (ej: funcionamiento continuo en lugar de discontinuo, sistemas de mantenimiento preventivo) a fin de minimizar en la medida de lo practicable las operaciones no previstas de arranques y paradas, según se describe en 0.
 17. La identificación de una filosofía de control de combustión, y el uso de criterios de combustión y de un sistema de control de combustión para monitorizar y mantener estos criterios dentro de condiciones restringidas apropiadas a fin de mantener una eficacia de combustión apropiada, según se describe en 4.2.6. Las técnicas a considerar para el control de la combustión pueden incluir el uso de cámaras de infrarrojos (ver 4.2.7), u otras técnicas como medición por ultrasonidos o control de diferencial de temperatura.
 18. La optimización y control de las condiciones de combustión mediante una combinación de:
 - a. el control del suministro, distribución y temperatura del aire (oxígeno), incluido el gas y la mezcla oxidante,
 - b. el control del nivel y distribución de la temperatura de combustión, y
 - c. el control del tiempo de residencia del gas.

Las técnicas apropiadas para asegurar estos objetivos se describen en:

- 4.2.8. Optimización de la estequiometría del suministro de aire.
 - 4.2.9. Optimización y distribución del suministro de aire primario.
 - 4.2.11. Inyección, optimización y distribución de aire secundario.
 - 4.2.19. Optimización del tiempo, temperatura, turbulencia de los gases en la zona de combustión, y concentraciones de oxígeno.
 - 4.2.4. Diseño para aumentar la turbulencia en la cámara de combustión secundaria.
19. En general, es MTD utilizar las condiciones operativas (es decir, temperaturas, tiempos de residencia y turbulencia) especificada en el Artículo 6 de la Directiva 2000/76. En general, debe evitarse el uso de condiciones operativas en exceso de las requeridas para una destrucción eficiente de los residuos. El uso de otras condiciones operativas también puede ser MTD, siempre que proporcionen un nivel similar o mejor de eficacia ambiental global. Por ejemplo, cuando el uso de temperaturas operativas inferiores a 1100 °C (especificada para ciertos residuos peligrosos en 2000/76/CE) haya demostrado proporcionar un nivel similar o mejor de eficacia ambiental global, el uso de tales temperaturas inferiores se considera MTD.
20. El precalentamiento del aire de combustión primario para residuos de bajo poder calorífico, utilizando calor recuperado dentro de la instalación, en condiciones en las que pueda conducir a una mayor eficacia de combustión (ej: cuando se combustionan residuos de bajo PCI/alto contenido de humedad) según se describe en 4.2.10. En general, esta técnica no es aplicable a incineradores de residuos peligrosos.
21. El uso de quemadores auxiliares para arranques y paradas, así como para mantener las temperaturas operativas de combustión requeridas (según el residuo en cuestión) en todo momento mientras haya residuos sin quemar en la cámara de combustión, según se describe en 4.2.20.
22. El uso de una combinación de extracción de calor cerca del horno (ej: el uso de paredes de agua en hornos de parrilla y/o cámaras de combustión secundarias) y el aislamiento del horno (ej: zonas refractarias u otros revestimientos de las paredes del horno) que, según el PCN y la corrosividad de los residuos incinerados, permite:
- a. una adecuada retención de calor en el horno (los residuos de bajo PCN requieren una mayor retención de calor en el horno)
 - b. la transferencia adicional de calor para recuperación de energía (los residuos de mayor PCN pueden permitir/requerir extracción de calor de las primeras etapas del horno)
- Las condiciones en las que pueden ser aplicables las diversas técnicas se describen en 4.2.22 y 4.3.12.
23. El uso de dimensiones del horno (incluyendo cámaras de combustión secundarias, etc.) suficientemente grandes para ofrecer una combinación eficaz de

- tiempo de residencia del gas y temperatura, de modo que las reacciones de combustión puedan acercarse a ser completas y producir emisiones bajas y estables de CO y COV, según se describe en 4.2.23.
24. Cuando se utiliza gasificación o pirólisis, con el fin de evitar la generación de residuos, es MTD:
 - a. combinar la etapa de gasificación o pirólisis con una etapa de combustión subsiguiente con recuperación de energía y tratamiento de gases de combustión que proporcione niveles operativos de emisión a la atmósfera dentro de los rangos de emisiones asociados con MTD especificados en este capítulo, y/o
 - b. recuperación o suministro para uso de las sustancias (sólidas, líquidas o gaseosas) que no se combustionan.
 25. Con el fin de evitar problemas operativos que puedan ser causados por cenizas volantes pegajosas a alta temperatura, utilizar un diseño de caldera que permita que las temperaturas de los gases se reduzcan suficientemente antes de los haces convectivos de intercambio de calor (es decir, la previsión de suficientes pasos vacíos en el horno/caldera y/o paredes de agua u otras técnicas que favorezcan el enfriamiento), como se describe en 4.2.23 y 4.3.11. La temperatura real por encima de la cual el ensuciamiento es significativo depende del tipo de residuos y de los parámetros de vapor de la caldera. En general, para RSU, es de unos 600-750 °C, más baja para RP y más alta para lodos de depuradora. Los intercambiadores de calor por radiación, como los sobrecalentadores de placas, pueden usarse a temperaturas de gases de combustión más altas que otros diseños (ver 4.3.14).
 26. La optimización global de la eficiencia energética y de la recuperación de energía de la instalación, teniendo en cuenta la viabilidad tecnoeconómica (con particular referencia a la alta corrosividad de los gases de combustión que se deriva de la incineración de muchos residuos, como los residuos clorados) y la disponibilidad de usuarios para la energía recuperada, según se describe en 4.3.1, y, en general:
 - a. reducir las pérdidas de energía con los gases de combustión, mediante una combinación de las técnicas descritas en 4.3.2 y 4.3.5
 - b. el uso de una caldera para transferir la energía de los gases de combustión para la producción de electricidad y/o suministro de vapor/calor con una eficiencia de conversión térmica de:
 - para residuos urbanos mixtos, al menos de un 80 % (ref. Tabla 3.46);
 - para residuos urbanos pretratados (o residuos similares),
 - incinerados en hornos de lecho fluidizado, de un 80-90 %,
 - para residuos peligrosos que originan mayores riesgos de corrosión de la caldera (normalmente del contenido de cloro/azufre), de más del 60-70 %,
 - para otros residuos, la eficiencia de conversión debe por lo general registrar un aumento del orden de un 60-90 %.

- c. para procesos de gasificación y pirólisis que se combinan con una etapa de combustión subsiguiente, el uso de una caldera con una eficiencia de conversión térmica mínima de un 80 %, o el uso de un motor de gas u otra tecnología de generación de electricidad.
27. Asegurar, cuando sea practicable, contratos a largo plazo de suministro de carga básica de calor/vapor a grandes usuarios de calor/vapor (ver 4.3.1), de modo que exista una demanda más regular de la energía recuperada, y por lo tanto pueda aprovecharse un mayor porcentaje del valor energético de los residuos incinerados.
28. La ubicación de las instalaciones nuevas de modo que pueda potenciarse al máximo el aprovechamiento del calor y/o vapor generado, mediante una combinación de lo siguiente:
- a. generación de electricidad con el suministro de calor o vapor (ej: cogeneración);
 - b. suministro de calor o vapor para uso en redes de distribución de calefacción centralizada;
 - c. suministro de vapor de proceso para distintos usos, principalmente industriales (ver ejemplos en 4.3.18);
 - d. suministro de calor o vapor para uso en sistemas de refrigeración/aire acondicionado.

La selección de una ubicación para una instalación nueva es un proceso complejo en el que intervienen muchos factores locales (ej: Transporte de residuos, disponibilidad de usuarios de energía, etc.) que son abordados por el artículo 9(4) de la Directiva IPPC. La generación de electricidad *sólo* puede ofrecer la opción de mayor eficiencia energética para la recuperación de la energía de los residuos en casos específicos en los que factores locales impiden la recuperación de calor/vapor.

29. En los casos en los que se genere electricidad, la optimización de los parámetros de vapor (sujeta a la demanda de usuarios del calor y vapor producidos, incluyendo la consideración de (ver 4.3.8):
- a. el uso de parámetros de vapor más elevados para aumentar la generación de electricidad, y
 - b. la protección de los materiales de la caldera mediante materiales resistentes adecuados (ej: revestimientos metálicos o materiales especiales de los tubos de la caldera).

Los parámetros óptimos para una instalación individual dependen en gran medida de la corrosividad de los gases de combustión y por tanto de la composición de los residuos.

30. La selección de una turbina adecuada para:
- a. el régimen de suministro de electricidad y calor, según se describe en 4.3.7
 - b. una elevada eficiencia eléctrica

31. En instalaciones nuevas o en reconversión en las que la generación de electricidad sea la prioridad sobre el suministro de calor, la minimización de la presión del condensador, según se describe en 4.3.9.
32. La minimización general de la demanda global de energía de la instalación, incluyendo la consideración de lo siguiente (ver 4.3.6):
 - a. para el nivel de eficacia ambiental requerido, la selección de técnicas con menor demanda de energía global, con preferencia sobre las que tienen un mayor consumo de energía;
 - b. cuando sea posible, disponer los sistemas de tratamiento de gases de combustión de modo que se evite el recalentamiento de los gases de combustión (es decir, los que tengan las temperaturas operativas más altas deben ir antes de los que tienen temperaturas operativas más bajas);
 - c. cuando se utilice RCS:
 - utilizar intercambiadores de calor para calentar el gas de combustión de entrada a la RCS con la energía del gas de combustión a la salida de la RCS;
 - en general, seleccionar el sistema de RCS que, para el nivel de eficacia ambiental requerido (incluyendo operatividad/ensuciamiento y eficacia de reducción), tenga la menor temperatura operativa;
 - d. cuando sea necesario el recalentamiento de los gases de combustión, el uso de sistemas de intercambio de calor para minimizar la demanda de energía por recalentamiento
 - e. evitar el uso de combustibles primarios utilizando energía de producción propia con preferencia respecto a fuentes importadas.
33. Cuando se requieran sistemas de refrigeración, la selección de la opción técnica de sistema de refrigeración por condensador de vapor más adecuada a las condiciones ambientales locales, prestando especial atención a posibles impactos sobre otros medios, como se describe en 4.3.10.
34. El uso de una combinación de técnicas de limpieza de caldera en línea y fuera de línea para reducir la residencia y acumulación del polvo en la caldera, según se describe en 4.3.19.
35. El uso de un sistema global de tratamiento de gases de combustión (TGC) que, combinado con el conjunto de la instalación, proporcione generalmente los niveles de emisión operativos listados en la Tabla 5.2 para emisiones a la atmósfera asociadas con el uso de MTD.
36. Al seleccionar el sistema global de TGC, tener en cuenta:
 - a. los factores generales descritos en 4.4.1.1 y 4.4.1.3
 - b. los impactos potenciales sobre el consumo de energía de la instalación, según lo descrito en la sección 4.4.1.2
 - c. aspectos adicionales de compatibilidad global del sistema que pueden surgir en la reconversión de instalaciones existentes (ver 4.4.1.4).

Tabla 5.2. Rangos de niveles de emisión operativos asociados con el uso de MTD para emisiones a la atmósfera de incineradoras de residuos

Sustancia(s)	Tabla 5.2: Rangos de niveles de emisión operativos asociados con el uso de MTD (ver notas al pie) para emisiones a la atmósfera (en mg/Nm ³ o según se indique)			
	Muestras discontinuas	Promedio de ¼ hora	Media de 24 horas	Comentarios
Partículas totales		1-20 (ver discrepancia 2)	1-5	En general, el uso de filtros de manga da los niveles más bajos dentro de estos rangos de emisiones. En muy importante un mantenimiento eficaz del sistema de control de polvo. El consumo de energía puede aumentar al intentar reducir las emisiones medias. El control de los niveles de partículas generalmente reduce también las emisiones de metales.
Cloruro de hidrógeno (HCl)		1-50	1-8	El control, combinación y mezcla de los residuos puede reducir las fluctuaciones en las concentraciones del gas crudo que pueden producir elevadas emisiones a corto plazo.
Fluoruro de hidrógeno (HF)		<2 (ver discrepancia 2)	<1	En general, los sistemas húmedos de TGC tienen la mayor capacidad de absorción y ofrecen los niveles de emisión más bajos para estas sustancias, aunque suelen ser más caros. Ver Tabla 5.3 para la consideración de los criterios de selección entre los principales sistemas de TGC, incluidos impactos sobre otros medios.
Dióxido de azufre (SO ₂)		1-150 (ver discrepancia 2)	1-40 (ver discrepancia 2)	
Monóxido de nitrógeno (NO) y dióxido de nitrógeno (NO ₂), expresados como dióxido de nitrógeno, para instalaciones con RCS		40-300 (ver discrepancia 2)	40-100 (ver discrepancia 2)	Las técnicas de control de residuos y de combustión, en combinación con la RCS, generalmente producen una operación dentro de estos rangos de emisión. El uso de RCS impone una demanda adicional de energía y costes. En general, en instalaciones más grandes, el coste adicional del uso de RCS es menos significativo por tonelada de residuos tratados. Los residuos con alto nivel de N pueden producir mayores concentraciones de NO _x en el gas crudo.
Monóxido de nitrógeno (NO) y dióxido de nitrógeno (NO ₂), expresados como dióxido de nitrógeno, para instalaciones sin RCS		30-350	120-180	Las técnicas de control de residuos y de combustión con RNCS producen generalmente una operación dentro de estos rangos de emisión. Las medias de 24 horas por debajo de este rango requiere generalmente el uso de RCS, aunque se han conseguido niveles de menos de 70mg/Nm ³ con RNCS, p.ej. cuando el nivel de NO _x en el gas crudo es bajo o con altas dosis de reactivo. Si se usan altas dosis de reactivo de RNCS, la fuga de NH ₃ resultante puede controlarse mediante TGC húmedo con medidas apropiadas para tratar el agua residual amoniacal resultante. Los residuos con alto nivel de N pueden producir un aumento de las concentraciones de NO _x en el gas crudo (ver también nota 8 respecto a instalaciones pequeñas).
Sustancias orgánicas gaseosas y vaporosas, expresadas como TOC		1-20	1-10	Las técnicas que mejoran las condiciones de combustión reducen las emisiones de estas sustancias. Las concentraciones de emisión no suelen estar muy influenciadas por el TGC. Los niveles de CO pueden ser mayores durante los arranques y paradas, al igual que en calderas nuevas que aún no tengan su nivel de ensuciamiento operativo normal.
Monóxido de carbono (CO)		5-100	5-30	
Mercurio y sus compuestos (como Hg)	<0,05 (ver discrepancia 2)	0,001-0,03	0,001-0,02	Normalmente se requiere adsorción con reactivos a base de carbón para alcanzar estos niveles de emisión con muchos residuos, ya que el Hg metálico es más difícil de controlar que el Hg iónico. La técnica y eficacia de eliminación precisas requeridas dependerán de los niveles y distribución de Hg en los residuos. Algunas corrientes de residuos tienen concentraciones de Hg muy variables: en tales casos, puede requerirse pretratamiento para evitar sobrecargas puntuales de la capacidad del sistema de TGC. La monitorización continua de Hg <i>no</i> es un requisito de la Directiva 2000/76/CE, pero se exige en algunos Estados Miembros.
Total cadmio y talio (y sus compuestos, expresados como los metales)	0,005-0,05 (ver discrepancia 2)			Ver comentarios para Hg. La menor volatilidad de estos metales respecto al Hg significa que los métodos de control de partículas y otros metales son más eficaces para controlar estas sustancias que para Hg.

Sustancia(s)	Tabla 5.2: Rangos de niveles de emisión operativos asociados con el uso de MTD (ver notas al pie) para emisiones a la atmósfera (en mg/Nm ³ o según se indique)			Comentarios
	Muestras discontinuas	Promedio de ½ hora	Media de 24 horas	
Σ otros metales	0,005-0,5			Las técnicas de control de niveles de partículas también controlan en general estos metales.
Dioxinas y furanos (ng TEQ/Nm ³)	0,01-0,1 (ver discrepancia 2)			Las técnicas de combustión destruyen las PCDD/F en los residuos. El diseño específico y los controles de temperatura reducen la síntesis <i>de novo</i> . Además de estas medidas, las técnicas de eliminación con absorbentes a base de carbón reducen las emisiones finales dentro de este rango de emisión. El aumento de las dosis de absorbente de carbón puede reducir las emisiones a la atmósfera hasta 0,001, pero a costa de más consumo y residuos.
Sustancias no incluidas en la Directiva 2000/76/CE sobre incineración de residuos:				
Amoniaco (NH ₃)	<10	1-10	<10 (ver discrepancia 1)	El control efectivo de los sistemas de eliminación de NO _x , incluida la dosis de reactivo, contribuye a reducir las emisiones de NH ₃ . Los lavadores húmedos absorben NH ₃ y lo transfieren a la corriente de aguas residuales.
Benzo(a)pireno	Para estas sustancias, los datos eran insuficientes para extraer una conclusión firme sobre MTD sobre niveles de emisión. No obstante, los datos facilitados en el Capítulo 3 indican que sus niveles de emisión son generalmente bajos. PCB, HAP y benzo(a)pireno pueden controlarse mediante las técnicas aplicadas para PCDD/F. Los niveles de N ₂ O vienen determinados por la técnica y optimización de la combustión, y por la optimización de la RNCS cuando se utiliza urea.			Las técnicas que controlan PCDD/F también controlan benzo(a)pireno, PCB y HAP
PCB				
HAP				
Óxido nitroso (N ₂ O)				Una combustión oxidativa eficaz y control de los sistemas de eliminación de NO _x contribuyen a reducir las emisiones de N ₂ O. Los niveles más altos se observan en lechos fluidizados a temperaturas más bajas, p.ej. por debajo de ~900°C

NOTAS:

- Los rangos indicados en esta tablas son los niveles de eficacia operativa que generalmente cabe esperar debido a la aplicación de MTD-generalmente no son límites de emisión (VLE) legalmente obligatorios
- Σ otros metales = suma de Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V y sus compuestos, expresados como los metales
- Las mediciones discontinuas se promedian en un periodo de muestreo de entre 330 minutos y 8 horas. Los periodos de muestreo suelen ser del orden de 4-8 horas para dichas mediciones.
- Datos estandarizados a 11 % oxígeno, gas seco, 273K y 101,3kP
- Dioxinas y furanos se calculan mediante los factores de equivalencia, como en 2000/76/CE.
- Al comparar el comportamiento con estos rangos, en todos los casos debe tenerse en cuenta lo siguiente: el valor de confianza asociado con las determinaciones realizadas; que el error relativo de dichas determinaciones aumenta a medida que disminuyen las concentraciones medidas hacia niveles de detección inferiores.
- Los datos operativos que corroboran los referidos rangos MTD se obtuvieron conforme a los códigos actualmente aceptados de buenas prácticas de monitorización que requieren equipo de medición con escalas de instrumental 0-3 veces el VLE especificado en la Directiva se Incineración de Residuos. Para parámetros con un perfil de emisión muy bajo combinado con picos de emisiones cortos, debe prestarse especial atención a la escala del instrumental. Por ejemplo, cambiar la escala del instrumental para la medición de CO desde 3 veces el VLE de la Directiva hasta un valor 10 veces mayor, se ha reportado en algunos casos que aumenta los valores reportados de la medición en un factor de 2-3. Esto debe tenerse en cuenta a la hora de interpretar esta tabla.
- Un Estado Miembro reportó que se habían experimentado dificultades en algunos casos al reconvertir pequeñas instalaciones de incineración de RSU instalando sistemas de RNCS, y que la rentabilidad (es decir, reducción de NO_x por unidad de coste) de la eliminación de NO_x (ej: RNCS) es menor en IRSU de menor tamaño (es decir, con capacidad < 6 toneladas de residuos/hora).

DISCREPANCIAS:

1 MTD 35: En base a su conocimiento del comportamiento de las instalaciones existentes, algunos Estados Miembros y la ONG Medioambiental expresaron la discrepancia de el rango de emisión de NH₃ de 24 horas asociado con el uso de MTD debería ser <5 mg/Nm³ (en lugar de <10 mg/Nm³)

2 MTD 35: Un Estado Miembro y la NGO Medioambiental expresaron discrepancias respecto a los rangos MTD de la tabla 5.2 (atmósfera). Estas discrepancias se basaban en su conocimiento de una serie de instalaciones existentes, y su interpretación de los datos facilitados por el TWG y también de los incluidos en este documento BREF (ej: en el Capítulo 3). El resultado final de la reunión del TWG arrojó los rangos indicados en la Tabla 5.2, pero registrándose las siguientes discrepancias: polvo total, promedio de 1/2h 1-10 mg/Nm³; NO_x (como NO₂) con RCS, promedio de 1/2h 30-200 y media de 24h 30-100 mg/Nm³; Hg y sus compuestos (como Hg) nivel discontinuo 0,001-0,03 mg/Nm³; Total Cd + TI discontinuo 0,005-0,03mg/Nm³; Dioxinas y furanos discontinuo 0,01-0,05 ng TEQ/Nm³. En base a la misma lógica, la ONG Medioambiental también registró las siguientes discrepancias: HF promedio de 1/2h <1 mg/Nm³; SO₂ promedio de 1/2h 1-50 mg/Nm³ y media de 24h 1-25 mg/Nm³.

37. A la hora de elegir entre sistemas entre sistemas de TGC húmedos, semi-húmedos y secos, tener en cuenta los criterios generales de selección (no exhaustivos) que se dan como ejemplo en la Tabla 5.3.

Tabla 5.3. Ejemplo de evaluación de algunos criterios relevantes de IPPC que pueden tenerse en cuenta a la hora de escoger entre las opciones de TGC húmedo/semihúmedo/seco

Criterios	TGC húmedo (H)	TGC semihúmedo (SH)	TGC con cal seca (CS)	TGC con bicarbonato sódico seco (BS)	Comentarios
Emisiones a la atmósfera	+	0	–	0	<ul style="list-style-type: none"> • con respecto a HCl, HF, NH₃ y SO₂, los sistemas húmedos dan generalmente los niveles de emisión a la atmósfera más bajos • cada uno de los sistemas se combina normalmente con equipo adicional de control de partículas y PCDD/F • los sistemas de CS pueden alcanzar niveles de emisión similares que los de BS y SH, pero sólo con mayores dosis de reactivo y una correspondiente mayor producción de residuos.
Producción de residuos	+	0	–	0	<ul style="list-style-type: none"> • la producción de residuos por tonelada de residuos incinerados es generalmente mayor en los sistemas de CS y menor en los sistemas H, con mayor concentración de contaminantes en los residuos de sistemas H • la recuperación de material de los residuos es posible en los sistemas H después del tratamiento del efluente del lavador, y en los sistemas de BS
Consumo de agua	–	0	+	+	<ul style="list-style-type: none"> • el consumo de agua es en general mayor en los sistemas H • los sistemas secos consumen muy poca agua o nada en absoluto
Producción de efluentes	–	+	+	+	<ul style="list-style-type: none"> • los efluentes producidos (si no se evaporan) por sistemas H requieren tratamiento y normalmente descarga. Si puede encontrarse un receptor adecuado para el efluente salino tratado (ej. entornos marinos), la evacuación en sí puede no ser una desventaja significativa • la eliminación de amoníaco del efluente puede resultar compleja
Consumo de energía	–	0	0	0	<ul style="list-style-type: none"> • el consumo de energía es mayor en los sistemas H debido a la demanda de las bombas, y se incrementa más cuando (como es frecuente) se combinan con otros componentes de TGC, como eliminación de partículas
Consumo de reactivo	+	0	–	0	<ul style="list-style-type: none"> • generalmente, menor consumo de reactivo en los sistemas H • generalmente, mayor consumo de reactivo en CS, pero puede reducirse mediante recirculación del reactivo • los sistemas SH, y de CS y BS, pueden beneficiarse del uso de monitorización de ácidos en el gas crudo (ver 4.4.3.9)
Capacidad de adaptación a variaciones en la entrada de contaminantes	+	0	–	0	<ul style="list-style-type: none"> • los sistemas H son más capaces de adaptarse a variaciones amplias y rápidas en las concentraciones de entrada de HCl, HF y SO₂ • los sistemas de CS ofrecen en general menos flexibilidad, aunque esto puede mejorarse con el uso de monitorización de ácidos en el gas crudo (ver 4.4.3.9)

Tabla 5.3. Ejemplo de evaluación de algunos criterios relevantes de IPPC que pueden tenerse en cuenta a la hora de escoger entre las opciones de TGC húmedo/semihúmedo/seco (continuación)

Criterios	TGC húmedo (H)	TGC semihúmedo (SH)	TGC con cal seca (CS)	TGC con bicarbonato sódico seco (BS)	Comentarios
Visibilidad del penacho	–	0	+	+	<ul style="list-style-type: none"> la visibilidad del penacho es generalmente mayor en los sistemas húmedos (si no se toman medidas especiales) los sistemas secos tienen en general la menor visibilidad de penacho
Complejidad del proceso	– (mayores)	0 (medios)	+ (menores)	+ (menores)	<ul style="list-style-type: none"> los sistemas H son bastante simples, pero se requieren otros componentes de proceso para proporcionar un sistema de TGC completo, como una planta de tratamiento de aguas residuales, etc.
Costes de inversión	generalmente mayores	medios	generalmente menores	generalmente menores	<ul style="list-style-type: none"> los costes adicionales de los sistemas húmedos se derivan de los costes adicionales de TGC complementarios y componentes auxiliares, que son más significativos en plantas de menor tamaño
Costes operativos	medios	generalmente menores	medios	generalmente menores	<ul style="list-style-type: none"> hay un coste operativo adicional de tratamiento de efluentes para sistemas H, más significativo en plantas de menor tamaño mayores costes de eliminación de residuos al aumentar la producción de residuos, y el consumo de reactivo. Los sistemas H producen en general las menores cantidades de reactivos y por consiguiente pueden tener menores costes de desecho de reactivos los costes operativos incluyen costes de consumibles, eliminación y mantenimiento. Los costes operativos dependen mucho de los precios locales de consumibles y desecho de residuos.

Nota:

+ significa que el uso de la técnica ofrece en general una ventaja respecto al criterio de evaluación considerado

0 significa que el uso de la técnica no ofrece en general una ventaja significativa respecto al criterio de evaluación considerado

– significa que el uso de la técnica ofrece en general una desventaja respecto al criterio de evaluación considerado

38. Para evitar el mayor consumo eléctrico asociado, evitar en general (es decir, a menos que haya una motivación local específica) es uso de dos filtros de manga en una línea de TGC (según se describe en 4.4.2.2 y 4.4.2.3).

39. La reducción del consumo de reactivo de TGC y de la producción de residuos de TGC en sistemas de TGC secos, semihúmedos e intermedios, mediante una combinación adecuada de:

- ajuste y control de la cantidad e reactivos inyectados a fin de cumplir los requisitos para el tratamiento del gas de combustión de modo que se cumplan los objetivos finales de niveles de emisión operativos
- el uso de la señal generada por los monitores de respuesta rápida situados corriente arriba o abajo de niveles de HCl y/o SO₂ (u otros parámetros que puedan resultar útiles para este fin) para la optimización de las dosis de reactivo de RGC, según se describe en 4.4.3.9
- la recirculación de una parte de los residuos de TGC recogidos, como se describe en 4.4.3.7.

La aplicabilidad y grado de uso de las citadas técnicas que representa MTD variará en particular de acuerdo con: las características de los residuos incinerados y la correspondiente naturaleza de los gases de combustión, el nivel de emisión final requerido, y la experiencia técnica de su uso práctico en la instalación.

40. El uso de medidas primarias (relacionadas con la combustión) de reducción de NO_x para reducir la producción de NO_x , junto con RCS (4.4.4.1) o RNCS (4.4.4.2), según la eficacia de reducción de los gases de combustión requerida. En general, la RCS se considera MTD cuando se requieren elevadas eficacias de reducción de NO_x (es decir, si los niveles de NO_x en los gases de combustión son altos) y cuando se desean bajas concentraciones finales de emisión de NO_x con los gases de combustión.

Un Estado Miembro reportó que se han experimentado dificultades técnicas en algunos casos en la reconversión de incineradoras de RSU pequeñas mediante sistemas de RNCS, y que la rentabilidad (es decir, la reducción de NO_x por unidad de coste) de la eliminación de NO_x (ej: RNCS) es menor en las IRSU de menos tamaño (es decir, de capacidad de incineración <6 toneladas de residuos/hora).

41. Para la reducción de las emisiones globales de PCDD/F a todos los medios ambientales, el uso de:

- a. técnicas para mejorar el conocimiento y control de los residuos a incinerar, en particular de sus características de combustión, mediante una selección adecuada de las técnicas descritas en 4.1, y
- b. técnicas primarias (relacionadas con la combustión (resumidas en 4.4.5.1) para destruir PCDD/F y posibles precursores de PCDD/F en los residuos, y
- c. el uso de diseños de instalaciones y controles operativos que eviten las condiciones (ver 4.4.5.2) que puedan dar lugar a reformación o generación de PCDD/F, evitando en particular la eliminación de partículas en el rango de temperatura de 250-400 °C. Se reporta alguna reducción adicional de la síntesis de novo si la temperatura operativa de la eliminación de partículas se reduce de 250 a menos de 200 °C, y
- d. el uso de una combinación adecuada de una o más de las siguientes técnicas adicionales de eliminación de PCDD/F:

- adsorción mediante la inyección de carbón activado u otros reactivos a una dosis adecuada, con filtros de manga, según se describe en 4.4.5.6, o
- adsorción mediante filtros de lecho fijo con una adecuada velocidad de relleno de adsorbente, según se describe en 4.4.5.7, o
- RCS multicapa, adecuadamente dimensionada para ofrecer control de PCDD/F, según se describe en 4.4.5.3, o
- el uso de filtros de manga catalíticos (pero sólo cuando se hace previsión de un control eficaz de Hg metálico y elemental), según se describe en 4.4.5.4.

42. Cuando se utilicen lavadores húmedos, realizar una evaluación de la acumulación de PCDD/F (efecto memoria) en el lavador y adoptar medidas adecuadas para gestionar esta acumulación y evitar las emisiones por penetración del lavador. Debe darse particular consideración a la posibilidad de efectos memoria durante los periodos de parada y arranque.
43. Si se aplica recombustión de residuos de TGC, deben tomarse medidas adecuadas para evitar la recirculación y acumulación de Hg en la instalación
44. Para el control de las emisiones de Hg cuando se apliquen lavadores húmedos como el único medio eficaz de control de las emisiones de Hg total:
 - a. el uso de una primera etapa de bajo pH con la adición de reactivos específicos para eliminación de Hg iónico (según se describe en 4.4.6.1, 4.4.6.6 y 4.4.6.5), en combinación con las siguientes medidas adicionales para la eliminación de Hg metálico (elemental), según convenga a fin de reducir las emisiones finales a la atmósfera a valores dentro de los rangos de emisión MTD indicados para Hg total
 - b. inyección de carbón activado, según se describe en 4.4.6.2, o
 - c. filtros de carbón activado o de coque, según se describe en 4.4.6.7.
45. Para el control de las emisiones de Hg cuando se apliquen sistemas semi-húmedos y húmedos de TGC, el uso de carbón activado u otros reactivos de adsorción eficaces para la adsorción de PCDD/F y Hg, según se describe en 4.4.6.2, controlando la dosis de reactivo de modo que las emisiones finales a la atmósfera estén dentro de los rangos de emisión MTD indicados para Hg.
46. La optimización general de la recirculación y reutilización de aguas residuales producidas dentro de la instalación, según se describe en 4.5.8, incluyendo por ejemplo, si es de suficiente calidad, el uso del desagüe de la caldera como suministro de agua para el lavador húmedo a fin de reducir el consumo de agua del lavador, en sustitución del agua de alimentación del lavador (ver 4.5.6).
47. El uso de sistemas separados para el desagüe, tratamiento y evacuación del agua de lluvia que caiga en la instalación, incluida el agua de los tejados, de modo que no se mezcle con corrientes de aguas residuales contaminadas o potencialmente contaminadas, según se describe en 4.5.9. Algunas de estas corrientes residuales pueden requerir muy poco o nada de tratamiento antes de su evacuación, según el riesgo de contaminación y factores locales de evacuación.
48. Cuando se utilice tratamiento húmedo de gases de combustión:
 - a. el uso de tratamiento fisicoquímico in situ de los efluentes de lavado antes de su evacuación de la instalación, según se describe en 4.5.11, a fin de conseguir, en el punto de descarga de la planta de tratamiento de efluentes (PTE), niveles de emisión generalmente dentro de los rangos de niveles de emisión operativos asociados con MTD que se detallan en la Tabla 5.4;

- b. el tratamiento separado de las corrientes de aguas residuales ácidas y alcalinas derivadas de las etapas de lavado, según se describe en 4.5.13, cuando haya motivaciones especiales para la reducción adicional de las emisiones al agua que se derivan, y cuando deba realizarse recuperación de HCl y/o yeso;
 - c. la recirculación del efluente del lavador húmedo dentro del sistema de lavado, y el uso de la conductividad eléctrica (mS/cm) del agua recirculada como medida de control, a fin de reducir el consumo de agua del lavador sustituyendo agua de alimentación del lavador, según se describe en 4.5.4;
 - d. la previsión de capacidad de almacenamiento intermedio para los efluentes del lavador, para conseguir un proceso de tratamiento de aguas residuales más estable, según se describe en 4.5.10;
 - e. el uso de sulfuros (ej: M-trimercaptotriazina) u otros ligantes del Hg para reducir el Hg (y otros metales pesados) en el efluente final, según se describe en 4.5.11;
 - f. cuando se utilice RNCS con lavado húmedo, los niveles de amoniaco en el vertido de efluentes pueden reducirse mediante desorción de amoniaco, según se describe en 4.5.12, y recircular el amoniaco recuperado para su uso como agente de reducción de NO_x.
49. El uso de una combinación adecuada de las técnicas y principios descritos en 4.6.1 para mejorar la combustión de residuos y conseguir un valor de TOC en los residuos de cenizas inferior al 3 % en peso, típicamente entre un 1 y un 2 % en peso, incluyendo en particular:
- a. el uso de una combinación de diseño del horno (ver selección de tecnología de combustión en 4.2.1), operación del horno (ver 4.2.17) y capacidad de incineración de residuos (ver 4.2.18) que proporcione suficiente agitación y tiempo de residencia de los residuos en el horno a temperaturas suficientemente elevadas, incluyendo las zonas de combustión de cenizas;
 - b. el uso de diseños de horno que, en la medida de lo posible, retengan físicamente los residuos dentro de la cámara de combustión (ej: espaciado estrecho de las barras de la parrilla, hornos rotativos o estáticos para residuos apreciablemente líquidos) para permitir su combustión. El retorno de los primeros cribados de la parrilla a la cámara de combustión para su recombustión puede servir para mejorar la incineración global cuando dichos cribados contribuyan significativamente al deterioro del porcentaje de incineración (ver 4.2.21);
 - c. el uso de técnicas para mezcla y pretratamiento de los residuos, según se describe en MTD 11, según los tipos de residuos recibidos en la instalación;
 - d. la optimización y control de las condiciones de combustión, incluido el suministro y distribución de aire (oxígeno), según se describe en MTD 18.
50. La gestión de la ceniza de fondo separada de la ceniza volante y otros residuos de TGC, a fin de evitar la contaminación de la ceniza de fondo y por

Tabla 5.4. Niveles de emisión operativos asociados con MTD para vertidos de aguas residuales de una planta de tratamiento de efluentes que recibe el efluente de lavador de TGC

Parámetro	Rango MTD en mg/l (si no se indica otra cosa)	Información de muestreo y datos
Sólidos en suspensión totales según la Directiva 91/271/CE	10-30 (95 %) 10-45 (100 %)	• basado en muestras puntuales diarias o de 24 horas proporcionales al caudal
Demanda química de oxígeno	50-250	• basado en muestras puntuales diarias o de 24 horas proporcionales al caudal
pH	pH 6,5-pH 11	• medición continua
Hg y sus compuestos, expresados como Hg	0,001-0,03 (ver discrepancia 1)	<ul style="list-style-type: none"> • basado en mediciones mensuales de una muestra representativa proporcional al caudal de la vertido durante un periodo de 24 horas con una medición anual por encima de los valores dados, o no más de un 5 % cuando se evalúan más de 20 muestras al año • Ha habido algunas experiencias positivas con la monitorización continua de Hg • Niveles de Cr total inferiores a 0,2 mg/l permiten el control del Cromo VI • Sb, Mn, V y Sn no están incluidos en la Directiva 2000/76
Cd y sus compuestos, expresados como Cd	0,01-0,05 (ver discrepancias 1 y 2)	
Tl y sus compuestos, expresados como Tl	0,01-0,05 (ver discrepancia 2)	
As y sus compuestos, expresados como As	0,01-0,15 (ver discrepancia 1)	
Pb y sus compuestos, expresados como Pb	0,01-0,1	
Cr y sus compuestos, expresados como Cr	0,01-0,5 (ver discrepancia 2)	
Cu y sus compuestos, expresados como Cu	0,01-0,5 (ver discrepancia 2)	
Ni y sus compuestos, expresados como Ni	0,01-0,5 (ver discrepancia 2)	
Zn y sus compuestos, expresados como Zn	0,01-1,0 (ver discrepancia 2)	
Sb y sus compuestos, expresados como Sb	0,005-0,85 (ver discrepancia 1)	
Co y sus compuestos, expresados como Co	0,005-0,05	
Mn y sus compuestos, expresados como Mn	0,02-0,2	
V y sus compuestos, expresados como V	0,03-0,5 (ver discrepancia 1)	
Sn y sus compuestos, expresados como Sn	0,02-0,5	
PCDD/F (TEQ)	0,01-0,1 ng TEQ/l (ver discrepancias 1 y 2)	• media de 6 mediciones mensuales de una muestra proporcional al caudal de vertido durante un periodo de 24 horas

NOTAS:

1. Los valores se expresan en concentraciones en masa para muestras sin filtrar.
2. Los valores se refieren al vertido de efluentes de lavador tratados sin dilución.
3. Los rangos MTD no son los mismos que los VLE-ver comentarios en la introducción al Capítulo 5.
4. El pH es un parámetro importante para el control del proceso de tratamiento de aguas residuales.
5. Los niveles de confianza disminuyen a medida que las concentraciones medidas disminuyen hacia niveles de detección más bajos.

DISCREPANCIAS:

1 MTD 48: Un Estado Miembro y la ONG Medioambiental expresaron discrepancias respecto a los rangos MTD de la tabla 5.4 (agua). Estas discrepancias se basaban en su conocimiento de una serie de instalaciones existentes, y su interpretación de los datos facilitados por el TWG y también de los incluidos en este documento BREF (ej: en el Capítulo 3). El resultado final de la reunión del TWG arrojó los rangos indicados en la Tabla 5.4, pero registrándose las siguientes discrepancias: Hg 0,001-0,01 mg/l; Cd 0,001-0,05 mg/l; As 0,003-0,05 mg/l; Sb 0,005-0,1 mg/l; V 0,01-0,1 mg/l; PCDD/F <0,01-0,1 ng TEQ/l.

2 MTD 48: En base a la misma lógica, la ONG Medioambiental también registró las siguientes discrepancias: Cd 0,001-0,02 mg/l; Tl 0,001-0,03 mg/l; Cr 0,003-0,02 mg/l; Cu 0,003-0,3 mg/l; Ni 0,003-0,2 mg/l; Zn 0,01-0,05 mg/l; PCDD/F <0,01 ng TEQ/l.

tanto mejorar el potencial de recuperación de cenizas de fondo, según se describe en 4.6.2. La ceniza de caldera puede presentar niveles similares o muy distintos de contaminación de los observados en la ceniza de fondo (según factores locales específicos operativos, de diseño y tipo de residuo). Por ello, es también MTD evaluar los niveles de contaminantes en la ceniza de caldera, y determinar si es apropiada su separación o su mezcla con la ceniza de fondo. Es MTD evaluar cada corriente residual sólida que se produzca, a fin de determinar su potencial de recuperación, en solitario o en combinación.

51. Cuando se utilice una etapa de eliminación previa de partículas (ver 4.6.3 y 4.4.2.1), debe realizarse una evaluación de la composición de la ceniza volante recogida, con el fin de determinar si puede recuperarse, directamente o después de tratamiento, en lugar de ser eliminada.
52. La separación de los metales férreos y no férreos restantes de la ceniza de fondo (ver 4.6.4), en la medida en que sea practicable y económicamente viable, para su recuperación.
53. El tratamiento de las cenizas de fondo (interna o externamente), mediante una combinación adecuada de:
 - a. tratamiento seco de cenizas de fondo con o sin envejecimiento, según se describe en 4.6.6 y 4.6.7, o
 - b. tratamiento húmedo de cenizas de fondo con o sin envejecimiento, según se describe en 4.6.6 y 4.6.8, o
 - c. tratamiento térmico, según se describe en 4.6.9 (para tratamiento separado) y 4.6.10 (para tratamiento térmico dentro del proceso), o
 - d. criba y machacado (ver 4.6.5)

En la medida requerida para cumplir las especificaciones fijadas para su uso en la instalación de tratamiento o eliminación, por ej: para alcanzar un nivel de lixiviación para metales y sales que cumpla las condiciones ambientales locales en el lugar de uso.

54. El tratamiento de los residuos de TGC (interna o externamente) en la medida requerida para cumplir los requisitos de aceptación para la opción de gestión de residuos seleccionada para los mismos, incluyendo consideración del uso de las técnicas de tratamiento de residuos de TGC descritas en 4.6.11.
55. La aplicación de medidas de reducción de ruido con el fin de cumplir los requisitos locales sobre ruido (las técnicas se describen en 4.7 y 3.6).
56. Aplicar gestión ambiental. Una serie de técnicas de gestión ambiental se consideran como MTD. El ámbito (ej: nivel de detalle) y la naturaleza del SGA (ej: estandarizado o no estandarizado) estarán en general relacionados con la naturaleza, escala y complejidad de la instalación, así como el abanico de impactos medioambientales que pueda tener.

Es MTD aplicar y cumplir un Sistema de Gestión Ambiental (SGA) que incorpore, según proceda en las circunstancias individuales, las siguientes características (ver Capítulo 4.8):

- definición de una política ambiental para la instalación por la dirección al máximo nivel (el compromiso de la dirección al máximo nivel se considera una condición previa para una aplicación con éxito de otras características del SGA);
- planificación y establecimiento de los procedimientos necesarios;
- aplicación de los procedimientos, con particular atención a:
 - estructura y responsabilidad,
 - formación, concienciación y capacitación,
 - comunicación,
 - participación de los empleados,
 - documentación,
 - control de proceso eficiente,
 - programa de mantenimiento,
 - preparación y respuesta en casos de emergencia,
 - salvaguarda del cumplimiento de la legislación medioambiental.
- comprobación del comportamiento y toma de acciones correctivas, con especial atención a:
 - monitorización y medición (ver también el BREF sobre Monitorización de Emisiones);
 - acción correctiva y preventiva;
 - mantenimiento de registros;
 - auditorías internas independientes (cuando sean practicables) a fin de determinar si el sistema de gestión ambiental es conforme a lo previsto y ha sido debidamente aplicado y mantenido.
- revisión por parte de la dirección al más alto nivel.

Hay tres otras características que pueden complementar a las anteriores y se consideran medidas de refuerzo. Sin embargo, su ausencia no es en general incompatible con MTD. Estos tres pasos adicionales son:

- hacer que el sistema de gestión y procedimiento de auditoría sea examinado y validado por un organismo de certificación acreditado o verificador de SGA externo;
- preparación y publicación (y posiblemente validación externa) de una declaración medioambiental regular que describa todos los aspectos significativos de la instalación, permitiendo una comparación año por año frente a objetivos y metas medioambientales, así como frente a valores de referencia del sector, según proceda;
- aplicación y cumplimiento de un sistema voluntario aceptado internacionalmente, como EMAS y EN ISO 14001:1996. Este paso voluntario puede dar

mayor credibilidad al SGA. En particular, el EMAS, que engloba todas las características arriba indicadas, proporciona mayor credibilidad. No obstante, sistemas no estandarizados pueden en principio ser igualmente eficaces siempre que estén debidamente diseñados y aplicados.

Específicamente para este sector industrial*, es importante considerar las siguientes posibles características del SGA:

- dar consideración al impacto medioambiental del eventual desmantelamiento de la instalación en la fase de diseño de una planta nueva;
- dar consideración al desarrollo de nuevas tecnologías;
- cuando sea practicable, adoptar valores de referencia sectoriales de forma regular respecto a eficiencia energética y conservación de energía, elección de materias de entrada, emisiones a la atmósfera, vertido al agua, consumo de agua y generación de residuos finales;
- desarrollo y uso de procedimientos para las etapas de puesta en marcha de nuevas instalaciones, incluyendo en general;
- la preparación previa de un programa detallado de trabajos que describan el programa de puesta en servicio;
- un análisis de brecha inicial de los requisitos de formación, a fin de determinar los requisitos de formación previa a la puesta en servicio;
- especificaciones de salud y seguridad que cumplan los requisitos europeos y locales;
- la disponibilidad de documentación suficiente y actualizada sobre la instalación;
- planes de emergencia y prevención de accidentes, que generalmente incluyen procedimientos para:
 - ✓ incendios graves
 - ✓ explosiones importantes
 - ✓ sabotaje/bomba
 - ✓ intrusos en la instalación
 - ✓ lesiones graves/muerte de un empleado/visitante/subcontratado
 - ✓ accidente de tráfico
 - ✓ robo
 - ✓ incidente medioambiental
 - ✓ corte de suministro energético
- casos en los que la puesta en servicio y periodo de ajuste puedan originar emisiones fuera de los controles normativos normales.

En todas las instalaciones de incineración, y en particular en las que reciben residuos peligrosos, los programas de formación de personal se consideran una parte importante de todos los sistemas de gestión de seguridad, con formación especial para:

- prevención de explosiones e incendios;
- extinción de incendios,
- conocimiento de los posibles riesgos químicos (etiquetado, sustancias cancerígenas, toxicidad, corrosión, incendio) y de transporte.

5.2. MTD específicas para incineración de residuos urbanos

Además de las medidas genéricas que se dan en la Sección 5.1, para incineración de residuos urbanos en general se considera MTD:

57. El almacenamiento de todos los residuos (con excepción de residuos especialmente preparados para almacenamiento de elementos voluminosos con bajo potencial de contaminación, p.ej: muebles) en superficies estancas con desagüe controlado, en naves cubiertas y cerradas con paredes.
58. Cuando los residuos se apilen (normalmente para incineración posterior), generalmente deben ser embalados (ver Sección 4.1.4.3) o prepararse de otro modo para el almacenamiento, de modo que los riesgos de olores, sabandijas, suciedad, incendio y lixiviación queden efectivamente controlados.
59. El pretratamiento de los residuos a incinerar a fin de mejorar su homogeneidad y por consiguiente las características de combustión y quema, mediante:
 - a. mezcla en el búnker (ver 4.1.5.1), y
 - b. uso de trituración o machacado para residuos voluminosos, como muebles (ver 4.1.5.2), que deban ser incinerados,

en la medida en que sea beneficioso de acuerdo con el sistema de combustión empleado. En general, los hornos de parrilla y rotativos requieren niveles más bajos de pretratamiento (ej: mezcla de residuos con machacado de residuos voluminosos), mientras que los sistemas de lecho fluidizado requieren mayor selección y pretratamiento de los residuos a incinerar, lo que normalmente incluye la trituración completa de los RSU.

60. El uso de un diseño de parrilla que incorpore suficiente refrigeración de la parrilla de modo que permita la variación del suministro de aire primario con el fin principal de control de combustión, más que para el enfriamiento de la parrilla en sí. Las parrillas refrigeradas por aire con una buena distribución de aire son generalmente adecuadas para residuos de PCN de hasta unos 18 MJ/kg. Los residuos con PCN más altos pueden requerir refrigeración por agua (u otro líquido) a fin de evitar la necesidad de niveles excesivos de aire primario (es decir, niveles que producirían un suministro de aire mayor que el óptimo para el control de la combustión) a fin de controlar la temperatura de la parrilla y la longitud/posición del fuego sobre la parrilla (ver sección 4.2.14).
61. La ubicación de instalaciones nuevas de modo que se potencie al máximo el uso de cogeneración y/o el aprovechamiento del calor y/o vapor, de modo que en general se supere un nivel de exportación total de energía de 1,9 MWh/tonelada de RSU (ref. Tabla 3.42), en base a un PCN de 2.9 MWh/tonelada (ref. Tabla 2.11).

62. En situaciones en las que puedan exportarse menos de 1,9 MWh/tonelada de MSW (en base a un VCN medio de VCN de 2,9 MWh/tonelada), el mayor de:
 - a. la generación de una media anual de 0,4-0,65 MWh de electricidad/tonelada de RSU (en base a un VCN medio de 2,9 MWh/tonelada (ref. Tabla 2.11) de residuos procesados (ref. Tabla 3.40), con suministro adicional de calor/vapor en la medida de lo practicable por las circunstancias locales⁸, o
 - b. la generación de al menos la misma cantidad de electricidad de los residuos que la demanda media de electricidad de toda la instalación, incluyendo (cuando se use) el pretratamiento de residuos *in situ* y operaciones de tratamiento *in situ* de los residuos finales producidos (ref. Tabla 3.48).
63. Reducir en general la demanda eléctrica media de la instalación (excluyendo pretratamiento de los residuos a incinerar o tratamiento de residuos finales) hasta menos de 0,15 MWh/tonelada de RSU procesados (ref. Tabla 3.47 y sección 4.3.6) en base a un PCN medio de 2,9 MWh/tonelada de RSU (ref. Tabla 2.11).

5.3. MTD específicas para incineración de residuos urbanos pretratados o seleccionados

Además de las medidas genéricas indicadas en la Sección 5.1, para residuos urbanos pretratados o seleccionados (incluidos combustibles derivados de residuos urbanos), las MTD para incineración se consideran, en general:

64. El almacenamiento de residuos:
 - a. en tolvas cerradas, o,
 - b. en superficies estancas con desagüe controlado en naves cubiertas y cerradas con paredes.
65. Cuando los residuos se apilen (normalmente para incineración posterior), generalmente deben ser embalados (ver Sección 4.1.4.3) o prepararse de otro modo para el almacenamiento, de modo que los riesgos de olores, sabandijas, suciedad, incendio y lixiviación queden efectivamente controlados.
66. En instalaciones nuevas o existentes, la generación del mayor de:
 - a. una media anual general de al menos 0,6-1,0 MWh electricidad/tonelada de residuos (en base a un PCN medio de 4,2 MWh/tonelada), o
 - b. la demanda anual media de electricidad de toda la instalación, incluyendo (cuando se usen) operaciones *in situ* de pretratamiento de residuos a incinerar o de tratamiento de los residuos finales generados.

67. La ubicación de instalaciones de modo que:

- a. además de los 0,6-1,0 MWh/tonelada de electricidad producida, el calor y/o vapor puedan también utilizarse para cogeneración, de modo que en general pueda alcanzarse un nivel adicional de exportación térmica de 0,5-1,25 MWh/tonelada de residuos (ref. sección 3.5.4.3) (en base a un VCN medio de 4,2 MWh/tonelada), o
- b. cuando no se genere electricidad, puede alcanzarse un nivel de exportación térmica de 3 MWh/tonelada de residuos (en base a un VCN medio de 4,2 MWh/tonelada).

68. Reducir la demanda de energía de la instalación y conseguir una demanda eléctrica media de la instalación (excluyendo pretratamiento de residuos a incinerar o de tratamiento de los residuos finales) hasta generalmente menos de 0.2 MWh/tonelada de residuos procesados (ref. Tabla 3.47 y sección 4.3.6) en base a un VCN medio de 4.2 MWh/tonelada de residuos.

5.4. MTD específicas para incineración de residuos peligrosos

Además de las medidas genéricas indicadas en la Sección 5.1, para incineración de residuos peligrosos las MTD se consideran, en general:

69. Además de los controles de calidad detallados en MTD4, utilizar en las IRP sistemas y procedimientos específicos, utilizando un enfoque basado en riesgos según la procedencia de los residuos, para el etiquetado, verificación, muestreo y ensayo de los residuos a almacenar/tratar (ver 4.1.3.4). Los procedimientos analíticos deben estar gestionados por personal debidamente cualificado y usando procedimientos apropiados. En general se requiere equipo para determinar:

- el poder calorífico,
- la temperatura de inflamabilidad,
- PCB,
- halógenos (ej: Cl, Br, F) y azufre,
- metales pesados,
- compatibilidad y reactividad de residuos,
- radiactividad (si no está ya cubierta por MTD3 mediante detectores fijos a la entrada de la planta).

El conocimiento del proceso u origen de los residuos es importante, ya que algunas características peligrosas (por ejemplo, toxicidad o infecciosidad) son difíciles de determinar analíticamente.

70. La mezcla, combinación y pretratamiento de los residuos con el fin de mejorar su homogeneidad, características de combustión y quema hasta un grado

adecuado teniendo debida cuenta de las consideraciones de seguridad. Son ejemplos la trituración de residuos en bidones y envases, descritos en 4.1.5.3 y 4.1.5.6. Si se realiza este tipo de trituración, debe aplicarse inertización con una atmósfera inerte.

71. El uso de un sistema de ecualización de alimentación para residuos peligrosos sólidos (ej: según se describe en 4.1.5.4, u otra tecnología de alimentación similar) a fin de mejorar las características de combustión de los residuos a alimentar y mejorar la estabilidad de la composición de los gases de combustión, incluyendo un mejor control de los picos de emisiones de CO de corta duración.
72. La inyección directa de residuos peligrosos líquidos y gaseosos, cuando los mismos requieran reducción específica exposición, emisiones o riesgo de olores, según se describe en 4.1.6.3.
73. El uso de un diseño de cámara de combustión que proporcione contención, agitación y transporte de los residuos, por ejemplo, hornos rotativos-con o sin refrigeración por agua. La refrigeración por agua (ver 4.2.15), puede ser favorable en situaciones en las que:
 - a. el PCI de los residuos alimentados sea alto (ej: >15-17 GJ/tonelada), o
 - b. se utilicen temperaturas elevadas, ej: >1100°C (ej: para escorificación de cenizas o destrucción de residuos específicos).
74. Reducir la demanda energética de la instalación y, en general, conseguir un consumo eléctrico medio de la instalación (excluyendo pretratamiento de residuos a incinerar o de tratamiento de los residuos finales) por debajo de 0,3-0,5 MWh/tonelada de residuos procesados (ver 3.5.5 y 4.3.6). Las instalaciones de menor tamaño generalmente producen niveles de consumo en el extremo superior de este rango. Las condiciones climáticas pueden tener un impacto significativo en el consumo debido a requisitos de calentamiento, etc.
75. Para IRP comerciales y otras incineradoras de residuos peligrosos que se alimenten de residuos de composiciones y procedencias altamente variables, el uso de:
 - a. el TGC húmedo, según se describe en 4.4.3.1, es generalmente MTD para mejorar el control de las emisiones a la atmósfera a corto plazo (ver comentarios finales en 7.4.3 sobre otros sistemas y MTD37 en relación con la selección del sistema de TGC);
 - b. técnicas específicas para la reducción de emisiones de yodo y bromo elemental, según se describe en 4.4.7.1, si existen concentraciones apreciables de estas sustancias en los residuos a incinerar.

5.5. MTD específicas para incineración de lodos de depuradora

Además de las medidas genéricas indicadas en la Sección 5.1, para incineración de lodos de depuradora las MTD se consideran, en general:

76. En instalaciones dedicadas principalmente a la incineración de lodos de depuradora, el uso de tecnología de lecho fluidizado puede generalmente ser MTD debido a la elevada eficacia de combustión y bajos volúmenes de gases de combustión que se derivan de dichos sistemas. Puede haber riesgo de obstrucción del lecho con algunas composiciones de lodos.
77. El secado del lodo de depuradora, preferiblemente con calor recuperado de la incineración, en un grado que haga innecesario el uso de combustibles adicionales de apoyo a la combustión para el funcionamiento normal de la instalación (en este caso, la operación normal excluye los arranques, paradas y el uso ocasional de combustibles de refuerzo para mantener las temperaturas de combustión).

5.6. MTD específicas para incineración de residuos clínicos

Además de las medidas genéricas indicadas en la Sección 5.1, para incineración de residuos clínicos las MTD se consideran, en general:

78. El uso de sistemas no manuales de manejo y carga de los residuos.
79. La recepción y almacenamiento de residuos clínicos en recipientes o contenedores cerrados que sean suficientemente resistentes a fugas y perforaciones.
80. El lavado de los contenedores de residuos que deban reutilizarse en una instalación de lavado al efecto específicamente diseñada, con desinfección según convenga, y la alimentación de los sólidos acumulados al incinerador de residuos.
81. Cuando se utilicen parrillas, el uso de un diseño de parrilla que incorpore suficiente refrigeración de la parrilla de modo que permita la variación del suministro de aire primario con el fin principal de control de combustión, más que para el enfriamiento de la parrilla en sí. Las parrillas refrigeradas por aire con una buena distribución de aire son generalmente adecuadas para residuos de PCN de hasta unos 18 MJ/kg. Los residuos con VCN más altos pueden requerir refrigeración por agua (u otro líquido) a fin de evitar la necesidad de niveles excesivos de aire primario, es decir, niveles de producirían un suministro de aire mayor que el óptimo para el control de la combustión a (ver sección 4.2.14).

82. El uso de un diseño de cámara de combustión que proporcione contención, agitación y transporte de los residuos, por ejemplo, hornos rotativos-con o sin refrigeración por agua. La refrigeración por agua para hornos rotativos, descrita en 4.2.15, puede ser favorable en situaciones en las que:
- a. el PCN de los residuos alimentados sea alto (ej: >15-17 GJ/tonelada), o
 - b. se utilicen temperaturas elevadas, ej: >1100 °C (ej: para escorificación de cenizas o destrucción de residuos específicos).

6. Técnicas emergentes

En este documento, por técnica emergente se entiende una técnica nueva que todavía no ha sido aplicada en ningún sector industrial o de forma comercial. Este capítulo contiene las técnicas que pueden aparecer en un futuro próximo y que pueden ser aplicables al sector de incineración de residuos.

6.1. Uso de vapor como agente de pulverización en los quemadores posteriores a la cámara de combustión, en lugar de aire

Referencia

[40, EURITS, 2003]

6.2. Aplicación con recalentamiento del vapor de la turbina

Descripción

[2, infomil, 2002] p. 49.

Otra opción para aumentar la eficiencia de la producción de electricidad es el recalentamiento del vapor de la turbina después del primer paso por la turbina. Para esta aplicación, la temperatura del vapor se limita a 400 °C, pero la presión de vapor aumenta. La Figura 6.1 de la página siguiente muestra un esquema de proceso simplificado para esta opción.

Después del primer paso por la sección de alta presión de la turbina, el vapor resultante es sobrecalentado de nuevo y se utiliza posteriormente en las secciones de presión media y baja.

Normalmente, tras expandirse en la turbina de alta presión, el vapor tiene una presión menor (normalmente un 20% de la presión al entrar), y es recalentado con gas de combustión en la caldera a la misma temperatura. Según el esquema simplificado (ver Figura 6.1), el vapor se calienta con vapor saturado o agua de la caldera.

Beneficios medioambientales que se consiguen

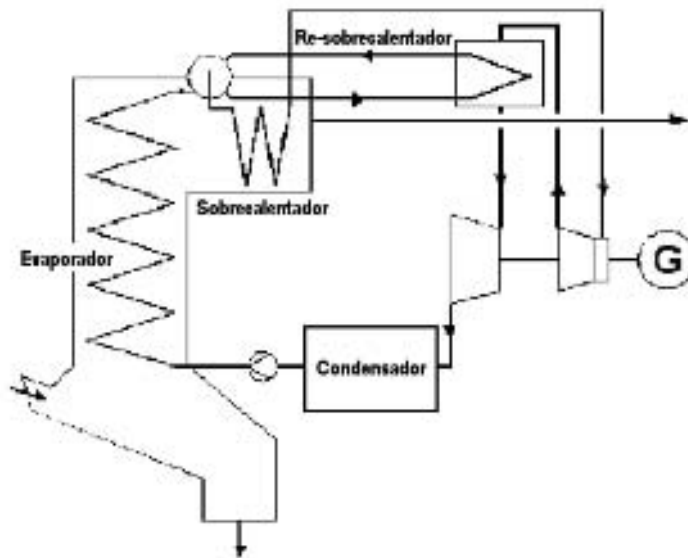
Aumento de la eficiencia eléctrica en aproximadamente un 2-3 %.

Efectos sobre otros medios

Datos operativos

Esta opción no se ha usado nunca para incineración de residuos urbanos, aunque los riesgos tecnológicos se consideran limitados.

Figura 6.1. Ejemplo de recalentamiento de vapor. [2, infomil, 2002]



Aplicabilidad

La aplicación puede estar influenciada por la viabilidad económica, que está determinada principalmente por los costes de inversión adicionales y los precios de la electricidad.

Economía

Motivo principal de aplicación

Plantas de ejemplo

Referencias

[2, infomil, 2002], p. 49.

6.3. Otras medidas en la zona del gas crudo para reducir las emisiones de dioxinas

[1, UBA, 2001] Puede conseguirse una reducción de las dioxinas con las siguientes medidas en la zona de gas crudo, que intentan reducir la formación de dioxinas inhibiendo las reacciones o reduciendo la presencia de partículas en el rango de temperatura de 450-200 °C:

- adición de inhibidores a los residuos: la eficiencia queda limitada y hay que tener en consideración las reacciones secundarias;

- empleo de eliminación de partículas en los gases calientes: hasta ahora ha habido poca experiencia de las pruebas piloto:
 - eliminación de partículas con filtros cerámicos o ciclones a temperaturas de unos 800 °C
 - eliminación de partículas a temperaturas de más de 450 °C, ej: con filtros electrostáticos en los gases calientes.
- reducción de los depósitos de partículas en suspensión en el recorrido de los gases de combustión mediante una limpieza eficaz de las ventilaciones de los gases de combustión, caldera, placas de calentamiento. Es un aspecto claramente relacionado con el mantenimiento.

6.4. Lavador de aceite para la reducción de compuestos aromáticos polihalogenados e hidrocarburos poliaromáticos (HAP) en los gases de combustión de plantas de incineración

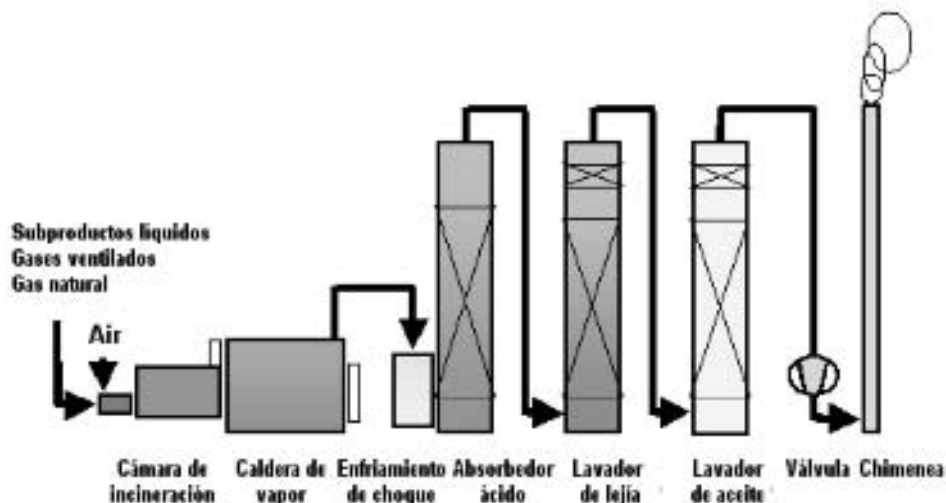
Dioxinas y furanos tienen muy baja solubilidad en agua, por lo que no se eliminan en lavadores húmedos en un grado significativo y fiable. Las eliminaciones que se producen son generalmente por absorción de PCDD/F en las partículas eliminadas en el lavador húmedo. En el mejor de los casos, hay algo de eliminación por condensación, predominantemente, de los compuestos de alto peso molecular (hexa a octa) de la fase gas en la solución de lavado relativamente fría. No obstante, dioxinas y furanos (y muchas otras sustancias orgánicas) son más lipofílicos. Por lo tanto, un aceite parcialmente insaturado de alto punto de ebullición o una emulsión aceite-agua del mismo aceite sirve como medio de lavado adecuado.

El aceite o emulsión y las dioxinas y furanos absorbidos son intercambiados y desechados al alcanzar el valor límite de 0,1 mg/kg. La cantidad utilizada se determina de modo que el intercambio se realice 3 o 4 veces al año. Esto ayuda a evitar un excesivo envejecimiento del aceite. La solución contaminada se incinera en el horno. Para ello, el aceite se bombea a un vagón de lubricación (un depósito móvil con instalaciones de seguridad), y de ahí se alimenta directamente al quemador de la planta incineradora.

Este proceso incluye una columna de lavado a contracorriente como etapa de limpieza terciaria, con un circuito de aceite cerrado.

Para minimizar el número de componentes de la planta en contacto con el aceite, se utiliza un colector de aceite como depósito del medio de lavado. El caudal de circulación se determina según la sección transversal del relleno. El aceite/emulsión se calienta mediante un intercambiador de calor hasta aproximadamente 15 °C-20 °C por encima de la temperatura del gas de combustión para evitar que condense agua del gas saturado de vapor.

Figura 6.2. Esquema de una planta incineradora de residuos con un lavador de aceite corriente abajo para deposición de dioxinas. [1, UBA, 2001]



6.5. Uso del CO₂ en los gases de combustión para la producción de carbonato sódico

[1, UBA, 2001] Si el gas de combustión entra en contacto con solución de sosa cáustica, el dióxido de carbono reacciona con el hidróxido sódico para formar carbonato sódico. El líquido es inodoro e incoloro. La solución de carbonato puede usarse como materia prima, ej: en plantas químicas o en la industria del papel.

En este proceso, la cantidad de gas de combustión requerida para la producción de carbonato se extrae en flujo controlado al final de la limpieza del gas de combustión y se lleva a una columna de absorción CO₂. La columna de absorción es de un material plástico reforzado con fibra de vidrio y contiene material de relleno plástico. La solución de sosa cáustica se agrega en la cabeza de la columna. La sosa cáustica pasa a través del material de relleno y entra en contacto con el gas de combustión que sube a contracorriente. Esto hace que el dióxido de carbono y el hidróxido sódico reaccionen para formar carbonato sódico y agua.



El gas de combustión escapa de la columna a la atmósfera a través de un eliminador de neblina. Este eliminador de neblina puede limpiarse con agua blanda (agua dulce) suministrada según demanda a través de un controlador de flujo.

La solución de carbonato se extrae el colector de la columna y se bombea a las instalaciones de consumo a través de una instalación de control de nivel. La cantidad, el valor del pH, y la concentración de NaOH y carbonato son registradas mediante dispositivos de medición adecuados. Los valores de concentración sirven para controlar la cantidad de sosa cáustica suministrada a la columna.

No obstante, hay un consumo significativo de sosa cáustica; y también debe tenerse en consideración la emisión del CO₂ generado en el proceso de producción de la sosa.

6.6. Aumento de la temperatura del lecho, control de combustión y adición de oxígeno en un incinerador de parrilla

Descripción

El concepto básico de este proceso (conocido como proceso SYNCOM) es la sinterización integrada de la ceniza en el lecho de residuos de una parrilla, basada en la energía del incinerador de residuos.

Las elevadas temperaturas en el lecho se utilizan para fundir o sinterizar un 50-80 % de la ceniza de fondo. La fracción sin fundir protege la parrilla de obstrucciones.

Una señal de una cámara de infrarrojos se utiliza para controlar el calentamiento y el enriquecimiento con oxígeno del aire bajo el fuego, de modo que se mantenga un rango adecuado de temperaturas en el lecho de residuos.

Las parrillas de acción inversa son más adecuadas para esta técnica, ya que mantienen una capa de ceniza sin fundir que protege de las temperaturas más altas empleadas.

La fracción no sinterizada es separada por un proceso de criba y lavado, y luego se recircula al proceso de combustión.

Además, un 75 % de las cenizas volantes (ceniza de caldera y ceniza de la primera etapa de eliminación de partículas –no residuos de TGC de la limpieza de gases ácidos–) puede recircularse a la etapa de combustión. Las elevadas temperaturas del lecho y el tratamiento mecánico húmedo de la ceniza granulada descargada aseguran que la recirculación de la ceniza volante no contamine el producto granulado.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Se produce un residuo completamente sinterizado, bien incinerado y de baja lixiviación:

Tabla 6.1. Calidad de los residuos con el sistema SYNCOM. [36, Gohlke, 2002]

	Plantas convencionales de conversión de residuos en energía	SYNCOM	SYNCOM plus
Pérdida de ignición	2 %	1 %	0,1 %
Lixiviación de plomo (mg/l)	0,2	0,05	0,01
Contenido de PCDD/F (ng TEQ/kg)	15	8	0,3

El sistema también:

- reduce las emisiones globales de dioxinas de la planta (<5ug I-TEQ/t de entrada de residuos);
- reduce los volúmenes de cenizas volantes;
- reduce los volúmenes de gases de combustión en aprox. un 35 %.

Efectos sobre otros medios

Consumo de oxígeno.

Datos operativos

Aplicabilidad

Aplicable a incineradores e parrilla.

Economía

Aumento de un 5-10 % en los costes de inversión globales de la planta.

Reducciones en los costes de eliminación de residuos, con posibles ingresos de las ventas de granulado como sustitución de agregados.

Motivo principal de aplicación

Plantas de ejemplo

Coberg, Alemania.

En construcción: Arnoldstein, Austria y otras en Japón.

Planta piloto a gran escala en Japón (Mitsubishi Heavy Industries).

Referencias

[36, Gohlke, 2002]

6.7. Proceso de combinación PECK para tratamiento de RSU

Descripción

Las principales características de este proceso son:

- uso de una primera etapa de parrilla de gasificación subestequiométrica a 950 °C;
- reciclaje de las cenizas volantes tratadas a la parrilla (ver descripción del pretratamiento de cenizas volantes más abajo);
- seguido de un horno rotativo con una temperatura de gas de 1400 °C (lecho a 1300 °C) con una relación de exceso de aire de 1,1 a 1,3 sobre la relación estequiométrica;
- la alta temperatura en el horno rotativo funde las materias minerales;
- enfriamiento de choque con agua de los residuos para formar una fase vidriosa (véase Figura 6.3).

Figura 6.3. Componentes básicos de proceso PECK. [37, Biollaz, 2001]

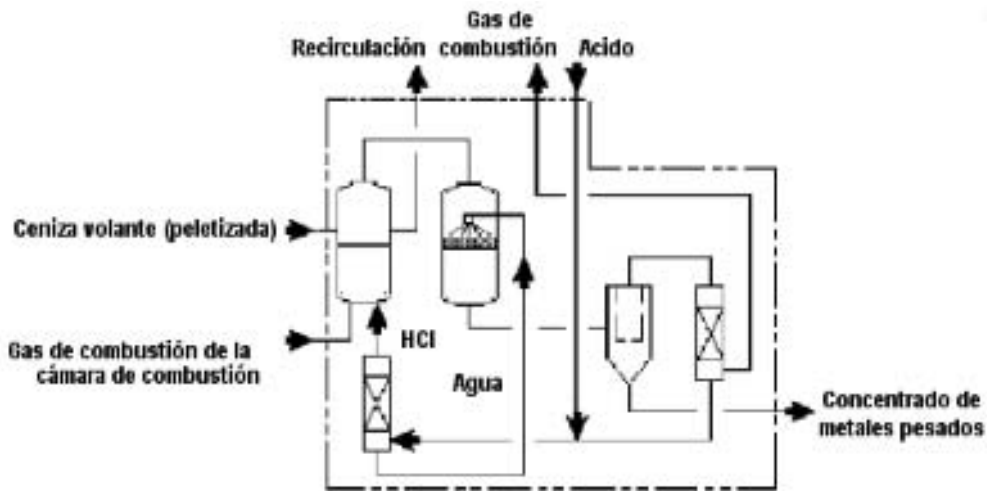


Pretratamiento de cenizas volantes

Antes de su recirculación a la parrilla, las cenizas volantes recogidas en la caldera y PE se mezclan con lodo de depuradora deshidratado y se alimentan a un peletizador. Los pellets secos resultantes se tratan en un reactor de lecho fluidizado, donde se produce la cloración y evaporación de los metales a 900 °C. El reactor de evaporación es calentado por el gas de combustión de la cámara de postcombustión. Esta corriente de gas tiene una temperatura lo suficientemente elevada para permitir que funcione el reactor. Sólo se utiliza una pequeña parte del gas de combustión total, es decir, aproximadamente un 2 % (véase Figura 6.4).

Los metales evaporados salen del reactor de lecho fluidizado junto con el gas de combustión. Mediante un enfriamiento de choque parcial, los metales pesados

Figura 6.4. Tratamiento de cenizas volantes en el proceso PECK. [37, Biollaz, 2001]



son condensados y luego filtrados. Después de esto, el exceso de ácido clorhídrico es separado del gas de combustión en el lavador. El gas de combustión es luego alimentado de nuevo al lavador de la planta incineradora para su limpieza final y sale de la planta por la chimenea. En un circuito interno, se produce ácido clorhídrico a partir del agua de lavado del lavador del tratamiento de cenizas volantes mediante un sistema de destilación. La reposición de ácido clorhídrico procede del lavador de la planta de incineración. El agua de lavado agotada se utiliza como agua de enfriamiento.

La ceniza volante agotada, o recirculada, se extrae del reactor de evaporación y es devuelta a la parrilla a través de un silo de almacenamiento intermedio. El concentrado de metales pesados filtrado es luego transportado a la industria de refino de zinc y plomo.

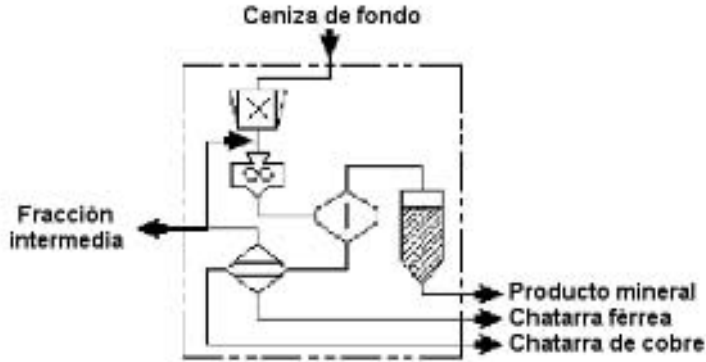
Tratamiento de cenizas de fondo

Directamente después del proceso a alta temperatura, la ceniza de fondo se enfría en un baño de agua y forma fases vídrias. Tras la separación de la chatarra metálica, la ceniza de fondo se machaca en un machacador de martillo. El machacador tiene una parrilla de descarga con huecos de 16 mm y una descarga para chatarra férrea de mayor tamaño. Esta chatarra se separa manualmente, obteniéndose valiosas fracciones de material.

Posteriormente, se consigue una mayor rotura en un molino de bolas que va seguido por un clasificador por aire con un corte de separación de aproximadamente 0,5 mm. La unidad de molienda y separación actúa también como seca-

dora aprovechando el exceso de calor del proceso térmico. El material de mayor tamaño del separador se alimenta a un separador magnético y una unidad de separación magnética por corrientes de Foucault, que separa los metales férreos de los no férreos, como cobre.

Figura 6.5. Tratamiento de cenizas de fondo en el proceso PECK. [37, Biollaz, 2001]



Dado que la eficiencia de la separación por corrientes de Foucault de metales no férreos decae fuertemente a tamaños de partícula por debajo de unos 4 mm, los finos metálicos se acumulan en el circuito de molienda. Por consiguiente, una pequeña cantidad de la carga circulante se purga al proceso de tratamiento de cenizas volantes. Esta fracción de producción, denominada fracción intermedia, consiste en aproximadamente un 1 % de toda la ceniza de fondo que se está procesando. El material de menor tamaño del clasificador por aire es recuperado por ciclones y filtros electrostáticos, almacenándose en silos.

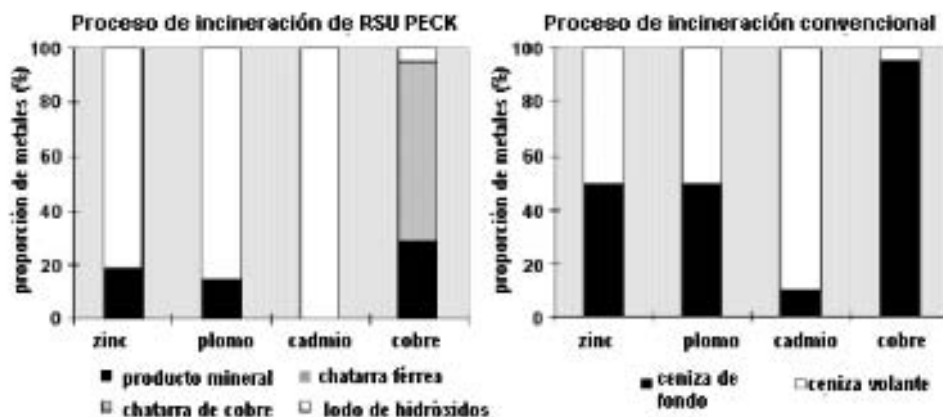
Beneficios medioambientales que se consiguen

Los beneficios medioambientales claves sobre los procesos convencionales de IRSU son:

- producción de un residuo semivitrificado de cenizas de fondo de baja lixiviación;
- la vitrificación es un proceso interno, no se requiere energía externa;
- reducción de los volúmenes de cenizas volantes;
- reducción de la producción global de dioxinas mediante destrucción en el incinerador;
- concentración de metales pesados en un menor volumen de residuos sólidos (posiblemente recuperables);
- las emisiones de óxidos de nitrógeno a la atmósfera se reducen gracias al proceso de suministro de aire por etapas.

La distribución de los metales pesados zinc, plomo, cadmio y cobre entre los distintos flujos de salida se muestra en la Figura 6.6, donde se compara con inci-

Figura 6.6. Comparación de la distribución de metales entre una IRSU de parrilla convencional y el proceso PECK. [37, Biollaz, 2001]



neradores convencionales. Puede verse que el proceso produce menores niveles de metales pesados en los residuos minerales, en comparación con las incineradoras convencionales. Por consiguiente, se alcanza el objetivo de residuos minerales exentos de metales. Al mismo tiempo, la mayoría de estos metales pesados se concentran en concentrados metálicos potencialmente reciclables.

Efectos sobre otros medios

No se han identificado efectos adversos.

La eficiencia eléctrica global del proceso PECK se supone que es comparable a la de las IRSU convencionales, incluido el consumo eléctrico interno.

Datos operativos

Los flujos de masa más relevantes dentro del proceso PECK se muestran en la Figura 6.7 siguiente. Los flujos están normalizados con respecto a la corriente de entrada «RSU», que corresponde al 100 %. Los flujos de materias más relevantes producidos por la IRSU son el gas de combustión y el producto mineral.

El gas de combustión contiene los productos de combustión de la materia orgánica y agua. La ceniza de fondo, es decir, el producto mineral, se compone de minerales como sílice y cadmio, contenidos originalmente en los RSU y lodos de alcantarillado. Los metales pesados se concentran en el lodo de hidróxidos de los flujos de salida, así como en la chatarra férrea y de cobre. Los flujos de metales pesados a través del producto mineral y el gas de combustión purificado son insignificantes.

La temperatura del lecho del horno rotativo (1300°C) es lo bastante baja para impedir que el hierro se funda y forme aleaciones no deseadas, por ejemplo con cobre.

Figura 6.7. Balance de flujos de masa de materias para el proceso PECK.

[37, Biollaz, 2001]



Aplicabilidad

El proceso ha sido desarrollado para residuos sólidos urbanos y en principio puede aplicarse a otros residuos.

El proceso está preferiblemente equipado con una unidad convencional húmeda de purificación de gases de combustión. Para el tratamiento de la ceniza volante, se necesita HCl, que puede recuperarse del agua de lavado.

Economía

Se obtienen menores costes operativos para el tratamiento de residuos, ya que los costes de eliminación de residuos se reducen significativamente, mientras que los costes de inversión y operativos son mayores que en las incineradoras de RSU convencionales.

Motivo principal de aplicación

Los principales motivos para la adopción de esta técnica son:

- la necesidad de mejorar la calidad de las cenizas de fondo;
- la necesidad de reducir las cantidades de cenizas volantes;
- los altos precios de desecho de residuos.

Plantas de ejemplo

Se informa que el proceso ha sido investigado en una IRSU en Basilea, Suiza.

Referencias

[37, Biollaz, 2001]

6.8. Estabilización con FeSO_4 de los residuos de TGC

Descripción técnica

Esta estabilización comporta un procedimiento en cinco pasos, en el que los residuos se mezclan primero con una solución de FeSO_4 y luego se airean con aire atmosférico, a una relación líquido/sólido de 3 l/kg, a fin de oxidar el Fe(II) a Fe(III) y precipitar óxidos de hierro. Este paso incluye asimismo extracción de sales solubles. El pH de la suspensión se mantiene luego a pH 10-11, durante 0,5-1 hora, para permitir que los metales pesados disueltos se fijen a los óxidos de hierro precipitados. El cuarto paso del proceso es la deshidratación de los residuos tratados y por último un paso de lavado para intercambiar el agua restante y eliminar las sales que queden. El producto final estabilizado tiene un contenido de agua de alrededor del 50 %.

Beneficios medioambientales que se consiguen

La principal ventaja es la mejora de las propiedades de lixiviación del producto final. Se indica que las características de lixiviación de los residuos tratados son muy buenas (Lundtorp, 2001), y se espera que la baja emisión de metales pesados pueda mantenerse durante largos periodos de tiempo, ya que se sabe que los óxidos de hierro son estables en periodos de tiempo geológicos. El potencial de contaminación de los residuos tratados está bien documentado, y se espera que los residuos tratados tengan menor tendencia a la desintegración que los productos estabilizados con cemento, ya que la mayoría de sales se eliminan. Los residuos estabilizados tienen normalmente propiedades de lixiviación bastante mejores que los residuos solidificados con cemento.

El proceso reduce la cantidad de residuo final de alrededor de un 10 % en peso seco.

Efectos sobre otros medios

Por el momento no se han demostrado estrategias de reutilización.

El proceso produce agua residual con un alto contenido de sales y concentraciones relativamente bajas de metales, ya que el Fe(II) está presente en el paso de extracción. El agua residual puede, en la mayoría de casos, evacuarse a un medio receptor marino tras un sencillo tratamiento, o puede desionizarse por cristalización.

Información operativa

El proceso ha sido demostrado a escala piloto en una planta, tratando residuos en lotes de alrededor de 200 kg de peso seco. Se han optimizado los parámetros, como consumo de agua, mezcla de agua y residuos, índice de oxidación de Fe(II), tiempo de reacción, pH y aditivo de control del pH. Se ha demostrado que el proceso es robusto, con respecto a las propiedades de los residuos de entrada, aunque se producen algunas variaciones en los parámetros de proceso. Los datos

de proceso típicos para una tonelada de residuo son: 10-50 kg Fe, 20-50 minutos de aireación, 30-60 minutos de tiempo de reacción, H_2SO_4 o FeSO_4 como aditivo de control de pH, pH óptimo de 10-11 y un consumo de agua de 3-4 m³. En el esquema actual, la deshidratación de los residuos tratados se consigue mediante una prensa filtrante de placa y marco.

Aplicabilidad de la técnica

La unidad de estabilización puede aplicarse como parte integral del incinerador, aunque también puede existir una planta de tratamiento centralizado que gestione residuos de varias incineradoras. La técnica se ha demostrado en residuos de TGC semiseco, así como en ceniza volante sola y en ceniza volante combinada con lodo de los lavadores húmedos (producto Bamberg), en todos los casos con buenos resultados.

Economía

El coste de tratamiento para un proceso de estabilización, denominado Ferrox, se estima en unos 65 €/tonelada con una capacidad de planta de 20000 toneladas/año, incluidos costes de inversión.

Motivo principal de aplicación

El principal motivo para la aplicación de esta tecnología son las muy buenas propiedades de lixiviación de los residuos tratados, y el hecho de que se espera que sean estables a largo plazo.

Referencias y ejemplos

El proceso sólo se ha demostrado a escala piloto, aunque también ha sido diseñado para operación a plena escala operativa. De momento no se han establecido plantas a plena escala productiva.

6.9. Estabilización con CO_2 de los residuos de TGC

Descripción técnica

Esta estabilización es similar en muchos aspectos al proceso de estabilización con FeSO_4 , aunque los agentes químicos aquí empleados son CO_2 y/o H_3PO_4 . El proceso se compone de dos pasos. Los residuos se lavan primero a una relación L/S de 3 l/kg para extraer las sales solubles, y luego se deshidratan y vuelven a lavar en una prensa filtrante de placa y marco a una relación L/S de 3 l/kg. Los residuos se vuelven a poner en suspensión, y se agrega CO_2 y/o H_3PO_4 . Las reacciones de estabilización se aplican durante 1-1,5 horas, mientras baja el pH, y otra hora mientras se mantiene un pH de alrededor de 7.

Por último, los residuos se deshidratan de nuevo y se lavan en la prensa filtrante con otros 3 l/kg. El producto final tiene un contenido de agua de alrededor del

50 %. El uso de CO_2 y H_3PO_4 como agente estabilizante asegura que los metales pesados queden fijados como carbonatos o fosfatos.

Beneficios medioambientales que se consiguen

La estabilización con CO_2 presenta muy buenas propiedades de lixiviación, similares a la estabilización mediante el proceso Ferrox. Los carbonatos y fosfatos metálicos tienen en general una baja solubilidad, y se espera que las características de lixiviación de los residuos estabilizados con CO_2 se espera que sigan siendo buenas durante largos periodos de tiempo. El potencial contaminante de los residuos tratados está documentado en detalle. Se espera que la desintegración física a largo plazo de los residuos tratados sea menor con esta técnica que con la estabilización con cemento, ya que se eliminan la mayoría de las sales. Los residuos estabilizados con CO_2 tienen normalmente propiedades de lixiviación bastante mejores que los residuos solidificados con cemento.

El proceso de estabilización con CO_2 reduce la cantidad de cemento en alrededor de un 15 % en peso seco.

Efectos sobre otros medios

Por el momento no se han demostrado estrategias de reutilización. El proceso produce agua residual del primer paso de deshidratación. El agua residual debe ser tratada en cuanto a metales pesados disueltos en una unidad estándar, por ejemplo mediante ajuste de pH y adición de TMT.

Información operativa

El proceso ha sido demostrado a escala piloto en una planta que trata residuos en lotes de unos 200 kg de peso seco. Se han optimizado los parámetros, como consumo de agua, mezcla de agua y residuos, adición de CO_2 y H_3PO_4 , tiempo de reacción, pH y forma de control del pH. Se ha demostrado que el proceso es robusto, con respecto a las propiedades de los residuos de entrada, aunque se producen algunas variaciones en los parámetros de proceso. Según la composición de los residuos, se utiliza CO_2 o H_3PO_4 , o ambos. También se ha demostrado que los gases de combustión de la planta de incineración pueden usarse como la fuente de CO_2 .

Los requisitos típicos de proceso para el tratamiento de 1 tonelada de residuos son: 5-20 kg de CO_2 , 0-40 kg de H_3PO_4 y 3 m³ de agua.

Aplicabilidad de la técnica

La unidad de estabilización puede aplicarse como parte integral del incinerador, aunque también puede existir una planta de tratamiento centralizado que gestione residuos de varias incineradoras. La técnica se ha demostrado en residuos de TGC semiseco, así como en ceniza volante sola y en ceniza volante combinada con lodo de los lavadores húmedos (producto Bamberg), en todos los casos con buenos resultados.

Economía

El coste de tratamiento para un proceso de estabilización con CO₂ se estima en unos 80 €/tonelada de ceniza con una capacidad de planta de 200000 toneladas/año, incluidos costes de inversión.

Motivo principal de aplicación

El principal motivo para la aplicación de esta tecnología son las muy buenas propiedades de lixiviación de los residuos tratados, y el hecho de que se espera que sean estables a largo plazo.

Referencias y ejemplos

El proceso sólo se ha demostrado a escala piloto, aunque también ha sido diseñado para operación a plena escala operativa. De momento no se han establecido plantas a plena escala productiva.

6.10. Resumen de otras técnicas emergentes para el tratamiento de residuos de TGC

Tratamiento para suministro a la industria de cemento

Este sistema convierte cenizas de fondo, cenizas volantes y residuos de neutralización en un material que puede usarse en hornos de cemento.

En este proceso, una combinación de residuos de neutralización y cenizas volantes (como las que se encuentran en sistemas secos y semihúmedos de TGC sin eliminación previa de partículas) se lavan primero con agua para eliminar los cloruros, altamente lixiviables. La fracción insoluble es alimentada al horno de cemento junto con las cenizas de fondo y volantes, en sustitución de la piedra caliza. El agua residual se limpia luego en una planta de tratamiento de aguas residuales para precipitar los metales pesados. La torta de filtro es luego alimentada al horno de cemento si su contenido de metales pesados está por debajo de los niveles de aceptación, o puede tratarse ulteriormente. El agua residual limpia se evacua al sistema de alcantarillado municipal.

Otro proceso (sólo en fase de planta piloto) también tiene por misión suministrar materiales a la industria del cemento. En este caso, los residuos de sistemas secos y semisecos de TGC a base de cal se separan para dar una fracción inerte (aprox. 70 % en peso), compuesta principalmente por óxidos, para uso en el horno de cemento, otra fracción (aprox. 25 % en peso) de cloruros de sodio y calcio, y la fracción restante que contiene los metales pesados. El proceso comporta una serie de pasos como lavado, contacto con sosa y filtración.
[64, TWGComments, 2003]

Proceso de evaporación de metales pesados

La ceniza volante es tratada a unos 900°C en una atmósfera enriquecida con ácido clorhídrico. Los metales pesados se volatilizan como cloruros y luego se con-

densan en un filtro en el que se concentran de modo que sea posible su reciclaje. La ceniza volante restante queda pues limpia y puede usarse para construcción. Cuando se instala en una planta incineradora existente, los gases de combustión producidos pueden tratarse en el sistema de TGC existente, y el HCl puede tomarse de un lavador húmedo.

El proceso no ha sido demostrado en una planta a plena escala comercial.
[64, TWGComments, 2003]

Tratamiento hidrometalúrgico + vitrificación

En este proceso, el tratamiento hidrometalúrgico permite la eliminación de metales pesados y sales. La vitrificación posterior de la ceniza volante produce una escoria que puede usarse para construcción.

Se reporta que este proceso es aplicable a diversas composiciones de ceniza y que ha sido demostrado a escala semindustrial. El proceso se aplica en una IRSU en Francia que incinera 120000 toneladas de RSU/año y produce 3500 toneladas/año de residuos de TGC tratados mediante este proceso. [TWGComments, 2003 #64] , [64, TWGComments, 2003, 73, Rijkema, 2000]

6.11. Aplicación de tecnología de membranas para uso en plantas de tratamiento de aguas residuales para efluentes de lavadores húmedos

Descripción

Descrita en la Sección 2.6.4.3.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Información no facilitada.

Efectos sobre otros medios

Información no facilitada.

Datos operativos

Información no facilitada.

Aplicabilidad

Información no facilitada.

Economía

Información no facilitada.

Motivo principal de aplicación

Información no facilitada.

Plantas de ejemplo
Información no facilitada.

Referencias

6.12. Sistemas de TGC combinados de bicarbonato sódico seco + RCS + lavador

Descripción

Esta técnica consiste en combinar TGC seco con bicarbonato sódico con un sistema de RCS y un lavador.

Dado que el bicarbonato sódico tiene un amplio rango de temperatura operativa (140-300°C) y produce emisiones de SO_x por debajo de 20 mg/Nm³ (SO₃ incluido), se combina de forma ideal con una RCS sin recalentar el gas de combustión; aunque es posible que sea necesario recalentar el gas de combustión si la temperatura de la chimenea es demasiado baja después del lavador húmedo. [74, TWGComments, 2004]

Un lavador situado después de la RCS elimina el HCl restante. Dado que la cantidad de HCl eliminada es muy baja, la purga puede reinyectarse fácilmente corriente arriba (antes de la inyección de bicarbonato sódico), donde se vaporiza por completo.

El resultado es un sistema de TGC sin pasos de calentamiento intermedio y sin efluentes líquidos.

Beneficios medioambientales que se consiguen

Reducción de las emisiones a la atmósfera, como sigue:

Tabla 6.2. Niveles de emisión asociados con el uso de un sistema de TGC combinado de bicarbonato sódico seco y RCS

Sustancias	Reducción	Rangos de emisión alcanzados				Comentarios
	Rango de eficacia (%)	Promedio de ½ hora (mg/Nm³)	Media diaria (mg/Nm³)	Media anual (mg/Nm³)	Emisión específica (g/t entrada residuos)	
HCl			<5			Se observan concentraciones de salida muy estables
HF			<1			
SO ₂			<20			
NO _x			<70			

El sistema combina dos tecnologías de TGC bien conocidas y tiene las siguientes características:

- Las emisiones de SO₂ y HCl en la chimenea son bajas.
- El exceso de bicarbonato sódico es reducido debido al lavador corriente abajo; en general no se requiere recalentamiento del gas; no hay efluentes líquidos que tratar, ya que la purga se reinyecta corriente arriba.
- Las emisiones son bajas incluso con fluctuaciones de las concentraciones de entrada.

Efectos sobre otros medios

Los efectos sobre otros medios se detallan en la tabla siguiente:

Tabla 6.3. Efectos sobre otros medios asociados con el uso de un sistema de TGC combinado de bicarbonato sódico seco y RCS

Criterios	Unidades	Rango de valores alcanzados	Comentarios
Consumo de energía	kWh/t entrada residuos		Quizás se requiere recalentamiento de gases si la temperatura en la chimenea es demasiado baja tras el lavador húmedo
Consumo de reactivos	kg/t entrada residuos	9-14	Por tonelada de RSU
Estequiometría de los reactivos	Relación	≤1,2	
Residuo-tipo		Sólido	Residuos de TGC con ceniza volante o separados si hay eliminación previa de partícula. Reciclaje posible.
Residuo-cantidad	kg/t entrada residuos	6-15	De una tonelada de RSU, sin polvo de filtro y de caldera
Consumo de agua	l/t entrada residuos	<450	
Producción de efluente	l/t entrada residuos	0	Purga reinyectada corriente arriba (<40 l/t entrada de residuos)
Visibilidad penacho	+/-	—	

Pueden ser necesarios sistemas adicionales de TGC, como dispositivos adicionales de eliminación de PCDD/F y Hg. [74, TWGComments, 2004]

Datos operativos

En comparación con sistemas secos con RCS, el lavador y el circuito de agua son las únicas unidades de proceso añadidas.

Tabla 6.4. Datos operativos asociados con el uso de un sistema de TGC combinado de bicarbonato sódico seco y RCS

Criterios	Descripción de los factores que afectan a los criterios	Evaluación (Alta/Media/Baja) o datos	Comentarios
Complejidad	<ul style="list-style-type: none"> • se requieren unidades de proceso adicionales • aspectos operativos críticos • riesgo de obstrucción 	M/B	El número de unidades de proceso es mayor que en sistemas secos, pero menor que en otros sistemas
Flexibilidad	<ul style="list-style-type: none"> • capacidad de la técnica para operar en una gama de condiciones de entrada 	A	Muy robusto: el uso de dos técnicas de TGC permite alcanzar las reducciones de emisiones incluso con fluctuaciones de las concentraciones de entrada
Capacitación técnica requerida	<ul style="list-style-type: none"> • notables requisitos de formación u organización del personal 	M/B	Sistema simple. El filtro de manga requiere una buena gestión

Aplicabilidad

La aplicabilidad de esta técnica se evalúa en la tabla siguiente:

Tabla 6.5. Evaluación de la aplicabilidad del sistema de TGC combinado de bicarbonato sódico seco y RCS

Criterios	Evaluación/comentario
Tipo de residuos	<ul style="list-style-type: none"> • puede aplicarse en principio a cualquier tipo de residuos • particularmente adecuado para composiciones de gases de entrada muy variables (ej. residuos peligrosos)
Rango de tamaño de planta	<ul style="list-style-type: none"> • no restringido, aunque generalmente se aplica a plantas medias/grandes
Nuevas/existentes	<ul style="list-style-type: none"> • sin restricción • se aplica en la reconversión de sistemas húmedos de TGC a 2000/76/CE
Compatibilidad entre procesos	<ul style="list-style-type: none"> • las elevadas temperaturas operativas hacen que el proceso sea muy compatible con la RCS, ya que no se requiere recalentamiento de los gases de combustión
Factores de ubicación	<ul style="list-style-type: none"> • baja visibilidad de penacho • no se producen efluentes líquidos • el residuo final puede reciclarse • reactivo seguro

Economía

Mayores costes de inversión que los sistemas secos debido a la adición de un lavador. Costes de inversión similares si ya se dispone de un lavador en buen estado (ej: reconversión del TGC húmedo existente a 2000/76/CE).

Bajos costes operativos debido a que:

- no hay necesidad de recalentar el gas de combustión antes de entrar en la RCS (bajas emisiones de SO_2/SO_3 y temperatura alrededor de 200°C);
- no hay efluentes líquidos que tratar;
- muy bajo exceso de bicarbonato sódico.

Motivo principal de aplicación

Esta técnica es adecuada cuando:

- sistemas de TGC existentes deben cumplir con 2000/76/CE (introducción de RCS);
- deben incinerarse residuos peligrosos con una composición de gases de entrada muy variable;
- el TGC debe cumplir con límites de emisión inferiores a los establecidos en 2000/76/CE.

Plantas de ejemplo

Información no facilitada.

Referencias

[64, TWGComments, 2003]

7. Conclusiones finales

7.1. Calendario del Trabajo

La primera reunión plenaria del TWG tuvo lugar en diciembre de 2001. El primer borrador fue enviado para consulta en mayo de 2003. Se presentaron casi 4000 comentarios al primer borrador. Estos fueron examinados e integrados en el documento y el segundo borrador, incluyendo propuestas de conclusiones sobre MTD, fue enviado en abril de 2004. El segundo borrador recibió un número igualmente muy grande de comentarios. La mayoría de ellos fueron examinados antes de la reunión plenaria final del TWG que tuvo lugar en noviembre de 2004. Cuatro semanas antes de la reunión plenaria final se facilitó al grupo de trabajo una versión completamente revisada del capítulo de MTD, en el artículo de fondo de la reunión. Este artículo también contenía una larga y detallada evaluación de los comentarios realizados, y la lógica para la revisión de las MTD propuesta al TWG. La reunión plenaria final del TWG se centró en acordar las conclusiones sobre MTD. Después de la reunión final hubo consultas cortas sobre las secciones modificadas relativas a conclusiones sobre MTD y el resumen ejecutivo.

Un año antes del inicio de este intercambio de información finalizó la Directiva 2000/76/CE sobre incineración de residuos (DIR). La DIR establece estándares operativos y de eficacia ambiental para la mayoría de situaciones en las que se tratan residuos térmicamente, incluyendo los casos donde se tratan residuos en instalaciones específicas de tratamiento de residuos (que fueron objeto de este intercambio de información sobre MTD), y donde los residuos son co-incinerados en otras instalaciones (que no formaban parte del ámbito de este trabajo). Los estándares establecidos en la DIR son, en su mayoría, aplicables a instalaciones nuevas a partir de 2002 y a instalaciones existentes a partir del 28 de diciembre de 2005. El trabajo del BREF ha coincidido por tanto con un periodo en el que el sector y los Estados Miembros han estado adoptando los pasos requeridos para la aplicación de la DIR. La información sobre la experiencia de aplicación de la DIR ha sido en cierta medida incorporada al intercambio de información sobre MTD. No obstante, aunque se recibieron datos de los Estados Miembros que durante algunos años han aplicado estándares similares a los detallados en la DIR, al estar la DIR en proceso de aplicación, la información facilitada fue parcial, y por tanto incompleta. **Se recomienda que la revisión del BREF se base específicamente en la experiencia de los Estados Miembros y el sector en la aplicación de la DIR, examinando en particular la diferencia entre instalaciones de nueva construcción y las que han sido reconvertidas.** Esto puede ser útil para producir conclusiones sobre MTD más detalladas en relación con las técnicas y comportamientos que cabe esperar de cada una de estas situaciones.

La fecha sugerida para la revisión de este documento de referencia (BREF) sobre MTD ES 2010, iniciando la recogida de información al menos un año antes de dicha fecha.

7.2. Fuentes de información y lagunas de información

Durante este intercambio de información, los Estados Miembros y el sector presentaron gran número de documentos. En total se presentaron más de 350 fuentes de información electrónicamente, con un número similar en forma impresa, bien por correo o mediante entrega en mano en reuniones o visitas a instalaciones. El número total de páginas de información facilitadas fue de muchos millares. Parte de la información se superponía, por lo que no todos los documentos aportados se indican en las referencias del BREF.

Se hicieron algunas contribuciones muy sustanciales en las primeras fases del proyecto, que constituyeron las piedras angulares para los primeros capítulos, incluyendo las técnicas a considerar en la determinación de las MTD (Capítulo 4). En particular:

- se facilitaron documentos detallados sobre MTD en Alemania, Austria y Holanda;
- el sector aportó estudios de emisiones y técnicos producidos específicamente para el BREF;
- algunas organizaciones, el sector y muchos Estados Miembros facilitaron informes sobre técnicas particulares;
- los miembros del TWG dedicaron grandes cantidades de su tiempo a leer y comentar los borradores producidos y a realizar contribuciones para el proyecto.

Miembros de la EIPPCB y del TWG realizaron visitas a 29 instalaciones en 9 países distintos: Bélgica, Dinamarca, Finlandia, Alemania, Japón, Noruega, Portugal, España y Suecia. Estas visitas se realizaron al inicio del proyecto y ayudaron a tener una comprensión del sector en su conjunto, así como de técnicas específicas. Se desarrolló una hoja de características estándar para recoger información durante estas visitas, y se pusieron a disposición de los miembros del TWG informes sobre las visitas, mediante su inclusión en el espacio de trabajo de los miembros. Durante el proyecto existió una comunicación muy buena y abierta con los miembros del TWG activos en el sector y los Estados Miembros, aunque no todos los miembros del TWG desempeñaron un papel activo en el proyecto. Las rondas de consultas sobre el borrador del BREF proporcionaron una importante cantidad de opiniones constructivas específicas de los miembros del TWG. Estos comentarios resultaron cruciales para el desarrollo del BREF, aunque estuvieron acompañados de gran cantidad de comentarios que expresaban deseos u opiniones que eran difíciles de utilizar al no disponer de suficiente información de apoyo.

El proyecto generó un enorme interés, reflejando el gran interés que este tema suele despertar. En el momento de la segunda reunión plenaria del TWG, el TWG contaba con la inusitada cifra de 109 miembros. Las consultas sobre el primer y el segundo borrador del BREF generaron igualmente un número de comentarios sin precedentes, con más de 7500 comentarios presentados mediante la hoja de cálculo de consultas de la EIPPCB, así como muchísimas páginas de aportaciones separadas. Debido a la gran cantidad de trabajo requerido sólo para tramitar los comentarios recibidos en los plazos de consulta, la EIPPCB no pudo considerar plenamente las contribuciones recibidas una vez cerrados los periodos de consultas. Aunque la mayoría de miembros de TWG presentaron sus comentarios dentro del periodo de consultas establecido (periodo normal de 8 semanas más extras por periodos de vacaciones), algunos no pudieron hacerlo, e indicaron que los periodos de consultas eran demasiado cortos. Entre las aportaciones recibidas fuera de plazo, hay que destacar especialmente 33 documentos variados presentados por el sector durante los meses siguientes al cierre de consultas para el segundo borrador. Estos documentos dividían el BREF en varias secciones y facilitaban los comentarios combinados y revisiones sugeridas por una serie de expertos del sector. Aunque algunas de estas aportaciones se utilizaron, la necesidad de priorizar los comentarios recibidos durante el periodo de consultas hizo que no se pudiera hacer con todas. Por lo tanto, **se recomienda estudiar y tener en consideración estas aportaciones e una futura revisión del BREF.**

Se presentaron buenos datos sobre emisiones, particularmente emisiones a la atmósfera, aunque los periodos de promedio y la estandarización de datos eran a veces distintos, o no se incluían. Los datos de emisiones relativos a la mayoría de sustancias prioritarias emitidas fueron abundantes y de buena calidad, reflejando la estandarización y mayor consistencia en la monitorización e información aportada por la legislación a nivel europeo. No obstante, la falta de confianza en la calidad de los datos impidió el establecimiento de niveles de emisión MTD cuantitativos para la mayoría de sustancias *no* incluidas en la Directiva 2000/76/CE.

Se facilitaron datos cuantitativos sobre costes, relativos a cánones, costes de tratamiento, costes de instalaciones completas y de técnicas individuales. La mayor parte de los mismos se derivó de estudios individuales. Sin embargo, debido a variaciones en el modo en que se recopilaban los datos de costes, los datos facilitados resultaron en su mayoría difíciles de comparar, por lo que no fue posible elaborar curvas de costes para diversas técnicas. **Se recomienda que la revisión del BREF vaya precedida de estudios que establezcan y recojan los datos con una base más amplia, permitiendo una evaluación más precisa de:**

- la influencia del tamaño de la planta sobre la economía de la adopción de las diversas técnicas, como RCS;
- la accesibilidad comparativa y beneficios de la adopción de técnicas en los subsectores de la industria (ej: residuos urbanos, peligrosos, lodo de alcantarillado, etc.);

- **comparativa de emisiones evitadas con el coste de aplicación de diversas técnicas;**
- **la variación en los costes de tratamiento de residuos que se derivan del uso de diversas técnicas de reducción de emisiones, en relación al tipo y tamaño de la planta.**

Los efectos sobre otros medios con frecuencia no estaban bien cuantificados, y en muchos casos sólo permitían hacer una valoración cualitativa. Para algunas técnicas se facilitaron datos sobre consumo de materias primas, pero su disponibilidad y calidad fue variable, lo que puede reflejar el énfasis general (posiblemente apropiado) del sector en el control de las emisiones más que de los consumos.

Ya en los inicios del proyecto se observó que el sector de incineración se componía de una serie de subsectores y el ámbito del intercambio de información se derivó durante las conversaciones en la primera reunión plenaria. No obstante, la información intercambiada fue predominantemente sobre los subsectores de residuos urbanos y de incineración comercial de residuos peligrosos. Se facilitó relativamente poca información relativa a los otros subsectores identificados, como incineradoras de residuos clínicos, residuos industriales o residuos mixtos. El documento final refleja el balance de información aportado, en el que hubo relativamente poca información sobre algunos subsectores. La evidencia presentada en el BREF se consideró suficiente para realizar conclusiones generales sobre MTD para el sector en su conjunto, con algunas conclusiones específicas para subsectores, pero no permitió extraer niveles de emisión específicos de subsectores de forma más detallada.

Al finalizar las conclusiones sobre MTD, se observó que el tamaño de la planta tiene una gran influencia sobre la viabilidad económica de determinadas técnicas, ya que las instalaciones pequeñas sufren aumentos mucho mayores de costes por unidad de residuos tratados que las instalaciones grandes. La necesidad de tener en cuenta la aplicabilidad general de las conclusiones de MTD en relación con la gran variación observada en los tamaños de las instalaciones, llevó a la ampliación de los rangos de emisión operativos cuantitativos asociados con MTD. Este es por lo tanto un factor a tener en cuenta a la hora de comparar el comportamiento real de las distintas instalaciones frente a los rangos de eficacia MTD indicados. A fin de ofrecer una comprensión más detallada de la relación del tamaño y el tipo de la instalación con las MTD, **se recomienda que la revisión del BREF intente definir rangos operativos de emisiones asociados con MTD que tengan en cuenta de forma más precisa los factores de tamaño de la planta y tipo de residuos. Además, se recomienda asimismo que la revisión examine si es posible extraer conclusiones más específicas sobre MTD para:**

- **incineradoras de residuos mixtos (ej: técnicas aplicadas y posibles beneficios de la mezcla de varias corrientes de residuos);**
- **incineradoras de residuos industriales no peligrosos.**

Se facilitaron muy pocos datos cuantitativos en relación con las concentraciones del gas crudo observadas después de la etapa de combustión (es decir, antes de la limpieza del gas). Esto hizo imposible realizar una evaluación comparativa detallada de las técnicas usadas en la etapa de combustión. Por consiguiente, las conclusiones extraídas se derivan en gran medida de un consenso de opiniones de expertos y del comportamiento global de instalaciones, más que de una evaluación exhaustiva de las técnicas aplicadas y datos de balance de masa en la etapa de combustión. En particular, no fue posible evaluar el impacto sobre la eficacia de la combustión y las emisiones que puede derivarse de características específicas de diseño de combustión. Dado que el énfasis de la IPPC se centra en técnicas de prevención de la contaminación (con preferencia sobre técnicas de eliminación), **se recomienda por lo tanto que la revisión del BREF estudie con más detalle las características de diseño de la combustión, con el fin de evaluar su papel en la prevención de la contaminación.**

7.3. Grado de consenso alcanzado

Las conclusiones del trabajo se acordaron en la reunión final del TWG en noviembre de 2004. Hubo un muy buen nivel general de consenso. Hubo pleno acuerdo, sin discrepancias, respecto a las MTD relativas a la técnica. También hubo un buen consenso general sobre la MTD cuantitativa, aunque los niveles de emisión operativos asociados con el uso de MTD originaron algunas discrepancias. Un Estado Miembro y la ONG Medioambiental registraron discrepancias en relación con muchos de los niveles de emisiones asociados con las MTD para emisiones a la atmósfera y al agua. Estas discrepancias estaban basadas en los datos del BREF y en varios ejemplos e instalaciones que alcanzaban niveles de emisiones por debajo de los aceptados por el resto del TWG como MTD.

7.4. Otras notas y aspectos específicos

7.4.1. Existencia de instalaciones con niveles de emisiones operativos por debajo de los aceptados como MTD

Existen una serie de instalaciones en Europa que, para algunos de los parámetros de emisiones detallados, ya alcanzan niveles operativos por debajo del extremo inferior de los rangos indicados en la tabla 5.2 y la tabla 5.4 (rangos de emisiones operativos asociados con las MTD para emisiones a la atmósfera y al agua). No obstante, el TWG concluyó que estos valores de emisiones más bajos no podían describirse como «generalmente alcanzables con las MTD». El razonamiento fue que, aunque se alcanzan en algunas situaciones, las variaciones locales en los tipos de residuos y situaciones económicas significan que estos niveles de emisiones más bajos no pueden ser considerados como MTD en general para el sector en su conjunto.

7.4.2. Exhaustividad de la Tabla 5.3 sobre criterios de selección para sistemas de TGC (MTD 37)

La Tabla 5.3 en el Capítulo 5 no se considera exhaustiva, ya que se sabe que existen otras subdivisiones de los sistemas de TGC mencionados. En particular, la evaluación de cada uno de los sistemas de TGC presentados puede cambiar según los reactivos de TGC empleados, que normalmente son cal, bicarbonato sódico o hidróxido sódico.

7.4.3. Uso de sistemas secos de TGC en determinadas incineradoras de residuos peligrosos (MTD75)

La MTD 75 indica que en incineradoras de residuos peligrosos que se alimentan de residuos de «composiciones y procedencias altamente variables, el uso de TGC húmedo, según se describe en 4.4.3.1, es generalmente MTD...». El TWG observó que el TGC seco se aplica también en algunas incineradoras de residuos peligrosos que tratan esos residuos, que dichas instalaciones cumplen con los niveles de emisiones de la DIR, y que los sistemas secos pueden tener ventajas locales específicas cuando haya restricciones particulares, por ejemplo sobre el consumo o vertido de agua. Así pues, aunque no había suficiente información para determinar si los sistemas secos eran también MTD para dichas IRP, podría darse el caso de que ofrezcan ventajas globales en algunas circunstancias locales.

7.4.4. Impacto de los precios y políticas energéticas sobre la eficiencia energética

En algunos Estados Miembros Europeos, programas de electricidad verde fomentan en diversos grados la producción de electricidad a partir de residuos. El TWG observó que estas subvenciones eran mucho menos frecuentes para el suministro de calor/vapor, aunque también representan un medio potencial de recuperación de energía. También se observó que los precios absolutos y relativos (el precio que de hecho recibe el operador, subvenciones incluidas) para las ventas de electricidad o calor/vapor tienen gran influencia sobre la estrategia de recuperación de energía adoptada y por tanto sobre el diseño real de la instalación.

Aunque el suministro de electricidad solo es con frecuencia la opción de recuperación de energía seleccionada, la cogeneración y el suministro de calor/vapor a consumidores fiables ofrece mayor oportunidad de aumentar el porcentaje de recuperación del valor energético de los residuos. Puede ser que medidas políticas, como subsidios de «vapor verde», así como políticas que mejoren la disponibilidad para las instalaciones de incineración de clientes/contratos de consumo de calor/vapor (ej: política de planificación del uso del suelo, política energética, obligaciones y subvenciones por cuotas de energía renovable, suministro a redes de calefacción/refrigeración centralizada) pueden desempeñar un papel muy importante en potenciar la capacidad global del sector de incineración de residuos

para mejorar su eficiencia energética tanto a nivel de las instalaciones como a nivel sectorial.

En algunos lugares, la adopción de estas políticas y medidas se lleva a cabo en parte debido a la contribución que la energía derivada de los residuos puede hacer en sustitución de energía que de otro modo se derivaría de fuentes de energía derivadas de combustibles fósiles. Cuando la producción de energía sustituida tenga en gran medida o totalmente origen en combustibles fósiles, esto puede traducirse en reducciones de las emisiones totales de dióxido de carbono derivada del suministro de energía.

7.4.5. Influencia de la competencia y de las normativas en los sectores industriales de tratamiento de residuos

El sector de la incineración en Europa está expuesto a grados muy variables de competencia según tipo de residuos, geografía, legislación local y política. En un extremo, las instalaciones son de propiedad, explotación y financiación pública, pueden tener contratos a largo plazo que garantizan el suministro de residuos y la compra de la energía producida, y están autorizadas a aumentar las tarifas para los residuos entrantes para poder generar capital para las modernizaciones requeridas. En el otro extremo hay instalaciones financiadas totalmente de forma privada que operan en el mercado general de residuos, sin ese tipo de seguridad.

Cuando hay competencia por residuos, dentro de los límites establecidos por los controles legislativos sobre movimientos de residuos, los proveedores de residuos pueden enviar sus residuos a la instalación de su elección, y el coste relativo de las opciones disponibles será, en general, un elemento clave que en último término determinará la instalación seleccionada. Por ello, las instalaciones con menores costes se espera que «consigan» más contratos y por tanto traten más residuos.

La aplicación de normativas ambientales, y el detalle de los estándares y valores de emisión que requieren dichas normativas, determinan a su vez las técnicas e inversiones, y por tanto los costes, que debe soportar el sector regulado. Por consiguiente, se aprecia claramente que, cuando un determinado residuo puede ser tratado en varios sectores, los controles normativos correspondientes, en un mercado libre, tener una considerable influencia sobre el destino del residuo. En último término, esto puede llevar a una situación en la que las instalaciones con más altos requisitos medioambientales (y mayores costes) sean penalizadas. Por consiguiente, puede verse que, en tales situaciones, se requiere especial cuidado a la hora de considerar los valores de emisiones y otros requisitos que deben aplicarse a todas las instalaciones que compiten en dichos mercados. Este aspecto también se observa en la DIR (enunciado 10).

7.4.6. Desarrollo y aplicación de estrategias de residuos

El grado de utilización de la incineración como opción de tratamiento de residuos varía mucho de un Estado Miembro a otro y de una región a otra. En general, los Estados Miembros con los mayores niveles de eliminación en vertedero tienen los niveles más bajos de incineración. La aplicación progresiva de la Directiva 1999/31/CE sobre la eliminación en vertedero de residuos reduce las cantidades de residuos biodegradables que se eliminan en vertedero. En especial, cuando la dependencia del vertedero haya sido muy grande, deberá disponerse de capacidad alternativa de tratamiento y eliminación para los residuos cuya producción no pueda evitarse. En tales casos puede por tanto preverse una expansión en la capacidad de tratamiento térmico, acompañada en cierta medida por una expansión de otros tratamientos, incluido el reciclaje.

El desarrollo y aplicación efectiva de estrategias de gestión de residuos a diversos niveles (Estado Miembro, Regional y Local) es un instrumento importante que puede ayudar a asegurar la consecución de una gestión de residuos eficaz, bien planeada y organizada, asegurando al mismo tiempo que se observen las jerarquías de gestión de residuos. Estos planes pueden ayudar a quienes desarrollan instalaciones de tratamiento térmico a fin de:

- a) asegurar que el tamaño de las instalaciones que proponen sea complementario de la estrategia de gestión de residuos existente;
- b) determinar ubicaciones apropiadas para las instalaciones.

7.4.7. Mercados y estándares para cenizas de fondo y otros residuos

El grado de utilización de los residuos de tratamiento térmico en Europa es muy variable. En algunos casos, casi toda la ceniza de fondo se envía para su eliminación, mientras que en otros se aprovecha un porcentaje muy alto, con frecuencia en la construcción, después de su tratamiento. En general, los Estados Miembros que han podido aumentar el aprovechamiento de las cenizas (normalmente cenizas de fondo, pero en ocasiones también para ciertas fracciones de cenizas volantes, como ceniza de caldera) y por tanto han reducido su eliminación, son los que han desarrollado estándares apropiados para el uso de la ceniza, así como para su muestreo y control de calidad.

En algunos casos, los Estados Miembros han extendido su política a la determinación de zonas en las que las diversas calidades de cenizas de incineración pueden usarse en sustitución de agregados, las medidas de protección ambiental requeridas cuando se usan, y los distintos niveles de ensayos de calidad que se requieren según el riesgo medioambiental de la zona afectada. De este modo ha sido posible confrontar los posibles problemas de contaminación relativos a este tipo de usos de materiales residuales. Los estándares desarrollados intentan prevenir estos problemas de contaminación, por lo que pueden convertirse en criterios adicionales a tener en consideración para el desarrollo de instalaciones

de tratamiento térmico, a la hora de escoger las técnicas y tratamientos que tienen un impacto particular en la calidad de los residuos finales.

En general, se considera que tales medidas mejoran el mercado para el aprovechamiento de las cenizas de fondo y por tanto reducen la cantidad de residuos a eliminar, reduciendo asimismo el consumo de los minerales a los que sustituyen. En otros casos, los Estados Miembros adoptan medidas destinadas a mejorar el comportamiento en vertedero de los residuos finales de incineración.

Los otros residuos finales principales de la incineración de residuos son los derivados del tratamiento de gases de combustión. Estos se recuperan parcialmente en algunos casos (se utilizan algunos procesos industriales para recuperar determinadas fracciones de algunos residuos de TGC), pero en general los residuos son enviados para su eliminación, con frecuencia en vertedero y normalmente tras ser sometidos a tratamientos específicos. En algunos casos, los residuos de TGC se depositan en minas de sal, donde se utilizan como relleno. El precio del tratamiento de TGC, eliminación o recuperación puede tener cierta influencia sobre las técnicas adoptadas para TGC; precios más elevados de recuperación/tratamiento/eliminación suelen fomentar la adopción de sistemas de tratamiento húmedo de los gases de combustión, ya que pueden producir menores cantidades de residuos sólidos que otros sistemas. No obstante, esta situación no es simple y, como se indica en las conclusiones sobre MTD de este documento, la selección de sistemas de TGC requiere una evaluación con múltiples criterios que tenga en consideración una muy amplia gama de elementos (como consumo y emisión de agua, consumo de energía, etc.) a fin de conseguir una solución global equilibrada.

7.4.8. Formación coordinada y demostración de los impactos sobre la salud y el medio ambiente

En este documento se reporta que los resultados de estudios europeos de evaluación de impactos sobre la salud, en base a la evidencia actual y a la actual eficacia de control de emisiones, sugieren que los impactos locales de las emisiones a la atmósfera de las incineradoras son insignificantes o indetectables. No obstante, pese a esta evidencia, es la percepción de la incineración y de sus impactos lo que representa uno de los principales retos del sector, particularmente por lo que respecta a nuevos desarrollos. Pese a considerables esfuerzos por parte de los promotores y de las autoridades locales para proporcionar información relativa a los impactos y riesgos, las propuestas de nuevas instalaciones son motivo de gran preocupación pública en muchos casos. La preocupación por las nuevas instalaciones no es sin embargo exclusiva de la incineración de residuos. Otras plantas de tratamiento de residuos, industrias sin residuos o promociones comerciales, de venta al público o infraestructuras, también encuentran diversos grados de resistencia pública o política. Durante este intercambio de información se presentó información relativa a las acciones que ha emprendido el sector para dar respuesta a las preocupaciones de la población. Es evidente que éste es un

asunto que, aunque es de mayor importancia en unos lugares que en otros, es de interés general para toda la industria de incineración de residuos europea. Por consiguiente, **se recomienda que el sector y quienes tienen la responsabilidad de desarrollar y aplicar estrategias de gestión de residuos continúen desarrollando su estrategia en este campo.**

7.5. Temas sugeridos para futuros proyectos de I+D

Además de los aspectos ya indicados en este capítulo de Conclusiones Finales, para la revisión del BREF se sugirieron los siguientes temas para ser investigados, con el fin de establecer conclusiones sobre MTD a ser posible:

- información relativa a las técnicas usadas y costes de modernización de instalaciones existentes: esta información puede derivarse de la experiencia en la aplicación de la DIR en los Estados Miembros y podría ser útil compararla con los costes/eficacias de instalaciones nuevas;
- información de costes más detallada para poder realizar una evaluación más precisa de variaciones en el coste de las técnicas con el tamaño de la planta y el tipo de residuos;
- información relativa a instalaciones pequeñas, ya que se facilitó muy poca información sobre las mismas;
- instalaciones que tratan residuos industriales no peligrosos y las que tratan mezclas de residuos;
- una evaluación más detallada del impacto sobre la prevención de la contaminación sobre características precisas de diseño de la combustión, como el diseño de la parrilla;
- más información sobre técnicas emergentes;
- niveles de consumos y emisiones de amoníaco (principalmente a la atmósfera y al agua) para distintos niveles de TGC (principalmente húmedos, semihúmedos y secos) y sus eficacias relativas de reducción de NO_x;
- el impacto del rango de temperaturas de eliminación de partículas sobre las emisiones de PCDD/F a la atmósfera y residuos;
- más experiencias con la monitorización de emisiones continuas de Hg (a la atmósfera y al agua).

Otras importantes recomendaciones para trabajos futuros más allá del ámbito de este BREF, aunque derivadas del intercambio de información, son:

- la necesidad de considerar el impacto global de la competencia en el tratamiento de residuos, en particular la competencia de industrias que co-incineran residuos –un estudio del mismo podría incluir la consideración de: fiabilidad relativa y riesgos del suministro del servicio de gestión de residuos; emisiones globales y recuperación de energía según los distintos grados de desvío y; consideración e identificación de los factores de riesgo claves, como control de calidad de los combustibles derivados de residuos;

- puede ser útil evaluar el impacto sobre las estrategias de residuos adoptadas (es decir, el balance de tecnología utilizadas a escala nacional), y sobre las eficiencias de las instalaciones de tratamiento térmico, del grado de integración energética y de la política de gestión de residuos en los Estados Miembros de la UE (y otros países). Estos estudios pueden determinar el modo en que interaccionan las políticas sobre energías y residuos, y dar ejemplos, tanto positivos como negativos;
- la necesidad de comprender con más detalle la influencia de los precios absolutos y relativos de la energía (electricidad y calor) sobre la eficiencia energética típicamente alcanzada por las instalaciones, y el papel e impacto de los esquemas de subvenciones y cánones;
- la identificación de las barreras típicas para el desarrollo de nuevas instalaciones, y los enfoques que han demostrado tener éxito;
- el desarrollo de estándares adecuados para el uso de cenizas de fondo –estos estándares han demostrado ser útiles en la mejora de los mercados para el aprovechamiento de las cenizas de fondo;
- los costes y beneficios de la reducción ulterior de las emisiones del sector de incineración de residuos en comparación con las reducciones en otras fuentes de contaminación industrial y antropogénicas.

La CE lanza y apoya, a través de sus programas RTD, una serie de proyectos sobre tecnologías limpias, técnicas emergentes de tratamiento de efluentes y reciclaje, y estrategias de gestión. Potencialmente estos proyectos podrían proporcionar una contribución útil a futuras revisiones del BREF. Por consiguiente, se invita a los lectores a que informen a la EIPPCB de los resultados de investigaciones que puedan ser relevantes al ámbito de este documento (ver asimismo el prefacio de este documento).

8. Referencias bibliográficas

- 1 UBA (2001). «Draft of a German Report for the creation of a BREF-document «waste incineration», Umweltbundesamt.
- 2 infomil, N. (2002). «Dutch notes on BAT for the incineration of waste».
- 3 Austria, F. e. a.-õ. (2002). «State of the art for waste incineration plants».
- 4 IAWG (1997). «municipal solid waste incinerator residues», elsevier, 0-444-82563.
- 5 RVF (2002). «Energy recovery by condensation and heat pumps at WTE plants in Sweden», RVF.
- 6 EGTEI (2002). «Draft background document on the waste incineration sector».
- 8 Energos (2002). «Technical Literature regarding Energos Processes».
- 9 VDI (2002). «Thermal waste treatment: state if the art - a summary» The future of waste management in Europe 2002, Strasbourg.
- 10 Juniper (1997). «The Market for Pyrolysis and gasification in Europe».
- 11 Assure (2001). «A profile of incineration in Europe», Brussels.
- 12 Achternbosch (2002). «Materials flows and investment costs of flue gas cleaning systems of municipal waste incinerators», Institute for technical chemistry Karlsruhe, Alemania, FZKA 6726.
- 13 JRC(IoE) (2001). «NO_x and dioxin emissions form waste incineration plants», EUR 20114 EN.
- 15 Segers (2002). «A new secondary air injection system for MSW plants», <http://www.scientecmatrix.com/tecma/scientecmatrix.nsf/ffMain?openform&ot=f&oc=waste>.
- 17 ONYX (2000). «Application for IPC Permit for EFW plant, Southampton, UK».
- 18 Italia (2002). «DISMO Thermal Oxidation Process».
- 19 Babcock (2002). «Water cooled grates», <http://www.bbpwr.com>.

- 20 Ekokem (2002). «BAT Submission by Ekokem, Finland».
- 21 FNADE (2002). «Comments provided to TWG on 6 Questions Posed».
- 22 Mineur (2002). «Auswirkungen betriebstechnischer optimierungen auf die emissionen bei der verbrunnung van klarschlamm», VERA Incinerator, hamburg.
- 23 VanKessel (2002). «On-line determination of the calorific value of solid fuels», Elsevier Preprint (submitted).
- 24 CEFIC (2002). «thermal treatment technologies for waste».
- 25 Kommunikemi (2002). «Pre-treatment of packed waste and 3 step flue gas cleaning at KK, DK».
- 26 RSP (1999). «Investigations into the efficiency of different flue gas cleaning systems for incineration plants», Reimann, sunshine and partner GmbH.
- 27 Bélgica (2002). «Flemish experiences with dioxin abatement and control in waste incinerators», VITO.
- 28 FEAD, C. (2002). «Energy techniques for municipal waste incinerators- proposed outline», FNADE, personal communication.
- 29 Energysubgroup (2002). «Energy recovery from waste incineration plants - paper».
- 30 UBA (2002). «Status report on CO2 emission saving through improved energy use in MSWI plants», UBA.
- 31 Energysub-group (2003). «Personal communication», personal communication.
- 32 Denmark (2003). «Corrosion and inconel cladding».
- 33 Finland (2002). «Recovered fuel use in fluid bed combustion and gasification», VTT Foster Wheler.
- 35 Renova (2002). «EIPPCB site visit Sweden/Finland April 2002», personal communication.
- 36 Gohlke (2002). «The SYNCOM plus process», 3-935317-13-1.
- 37 Biollaz (2001). «Better quality MSW residues at lower cost (the PECK process)» Incineration 2001, Brussels.
- 38 Vehlouw (2002). «Bottom ash and APC residue management» Power production from waste and biomass IV, Helsinki, 951-38-5734-4.

- 39 Vrancken (2001). «Vergelijking van verwerkingsscenario's voor restfractie van HHA en niet-specifiek categorie I bedrijfsafval», VITO.
- 40 EURITS (2003). «List of techniques for consideration as BAT», EURITS.
- 41 EURITS (2002). «Overview of information on Eurits members».
- 42 ISWA (2002). «Energy from waste - State of the art report - Jan 2002», ISWA.
- 43 Eunomia (2001). «Costs for municipal waste management in the EU».
- 44 RVF (2001). «Energy from waste: a inventory and review of dioxins [in Sweden]», RVF.
- 45 FEAD (2002). «Emissions of MWI plants for the BREF on waste incineration».
- 46 Cleanaway (2002). «Letter to IPPC Bureau», personal communication.
- 48 ISWA (2003). «APC residue management - an overview of important management options», ISWA.
- 49 Dinamarca (2002). «Clinical waste at I/S Amagerforbraending, Copenhagen», personal communication.
- 50 CNIM (2003). «Possible improvements to energy recovery efficiency and their counterparts», personal communication.
- 51 CNIM (2003). «Energy cycle optimisation - check list for determining local conditions», personal communication.
- 52 Reimann (2002). «Experiences with TMT for mercury minimization in waste water from waste incineration».
- 54 dechefdebien (2003). «FGC techniques - proposed outline», CNIM, personal communication.
- 55 EIPPCBsitevisits (2002). «Site visit reports from EIPPCB».
- 56 UKEnvAgency (2002). «Solid residues from municipal waste incinerators in England and Wales», UK EA.
- 57 Alstom (2003). «The NID flue gas cleaning system».
- 58 Andersson (2002). «PCDD/F removal from flue gases in wet scrubbers - a novel technique».
- 59 CEFIC (2002). «The dry sodium bicarbonate flue gas cleaning process».

- 60 Reimann (2002). «De-NO_x technologies including a comparison of SCR and SNCR».
- 61 SYSAV (2002). «Selection of SCR for reconstructed process in Malmo», personal communication.
- 62 Tyseley (2001). «Reports for review of operating permit AS9216».
- 63 Langenkamp (1999). «Mercury in waste incineration», JRC, EUR 18978 EN.
- 64 TWGComments (2003). «TWG Comments on Draft 1 of Waste Incineration BREF».
- 66 UllmansEncyclopaedia (2001). «Encyclodaedia of Industrial Chemistry 6th Edition».
- 67 Inspec (2004). «Filtration p84», <http://www.p84.com/filter.html>.
- 68 Ebara (2003). «Comments of Ebara on first draft BREF and additional information supplied».
- 69 Thermoselect (2003). «Information supplied to EIPPCB during site visit».
- 70 USEPA (1994). «NO_x control technologies applicable to municipal waste combustion».
- 71 JRC(IoE) (2003). «N₂O emissions form waste and biomass to energy plants».
- 72 El-Halwagi (1997). «Pollutionm prevention through process integration», 0-12-236845-2.
- 73 Rijpkema (2000). «MSWC salt residues; Survey of technologies for treatment».
- 74 TWGComments (2004). «TWG Comments on Draft 2 on Waste Incineration BREF».

9. Glosario

Símbolos

~	Más o menos, aproximadamente
EUR	Euros, EUR (Moneda europea)
\$	Dólar USA

A

A	Arranque
AC	Países en vías de acceso a la Unión Europea
ACC	Condensador enfriado por aire
ACV	Análisis de Ciclo de Vida: instrumento que permite considerar los impactos ambientales de un conjunto de «procesos» dentro de unos determinados márgenes, normalmente muy amplios

B

BREF	Documento de Referencia sobre Mejores Técnicas Disponibles
------	------------------------------------------------------------

C

CAPEX	Costes de inversión
CC	Calefacción centralizada - una red que suministra calor mediante agua caliente o vapor
CCA	Control de Contaminación Atmosférica - un término aplicado al equipo de tratamiento de gases de combustión (TGC). También se denomina TGC (Tratamiento de Gases de Combustión).
CE	Comisión Europea
CEN	Comité Europeo para la Normalización
Ceniza de caldera	Ceniza volante recogida en una caldera
Ceniza de filtro	Ceniza volante recogida en dispositivos de tratamiento de gases de combustión, normalmente se refiere a la ceniza recogida en filtros de manga o PE
CFC(s)	Compuestos clorofluorocarbonados
CFD	Dinámica de Fluidos Computacional - una técnica de modelado utilizada para predecir el flujo y la temperatura de los gases en incineradores y otros sistemas.
CFM	Casa de Filtros de Mangas
CHP	Cogeneración de calor y electricidad
CLF	Combustión en lecho fluidizado
COMAH	Directiva de Control de Riesgos de Accidentes Graves
COT	Carbono Orgánico Total (no incluye el carbono elemental)
COV	Compuestos Orgánicos Volátiles
CPC	Cámara de post-combustión - un término aplicado a la zona después de la zona de combustión inicial en la que se produce la combustión del gas (también denominada cámara de combustión secundaria o CCS)

D

DE	Eficiencia de Destrucción - el porcentaje global de la sustancia alimentada al proceso de incineración que es destruido y no emitido a <i>todos</i> los medios combinados.
----	----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

Destrucción	ej. destrucción de residuos - hace referencia al proceso de conversión química de las moléculas principalmente orgánicas contenidas en los residuos. Los hidratos de carbono, por ejemplo, se convierten en óxidos de carbono e hidrógeno.
DIR o WID	Directiva sobre Incineración de Residuos CE/2000/76
DQO	Demanda química de oxígeno
DRE	Eficiencia de Destrucción y Eliminación - el porcentaje de una sustancia alimentada a un proceso de incineración que luego no se emite por la chimenea
E	
EDAR	Estación depuradora de aguas residuales
Efecto Memoria	La acumulación de varios congéneres de PCDD/F en los materiales plásticos utilizados en lavadores húmedos
EIPPCB	Oficina Europea de Prevención y Control Integrado de la Contaminación (Sevilla)
EM	Estado Miembro (uno de los Estados Miembros de la UE)
EUR	Euro (moneda europea)
F	
FM	Filtro de manga
G	
GHG	Gases de efecto invernadero, ej. CO ₂
GT	Generador de turbina
H	
HAP	Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos
HFC(s)	Compuestos hidrofluorocarbonados
Horno Kiln	ver Horno - se utiliza comúnmente para referirse a «horno rotativo», que es el tipo de incinerador normalmente utilizado, particularmente para residuos peligrosos
Horno	Parte de la instalación donde se inicia o se realiza la combustión
HR	Horno rotativo - un tipo de horno utilizado comúnmente para residuos peligrosos
I	
IEF (FI)	Foro de Intercambio de Información (ver Prefacio)
ILD	Incineración de lodos de depuradora
IPPC	Prevención y Control Integrado de la Contaminación (ver Directiva para su definición)
IR	Incineración de Residuos
IR	Infrarrojos
IRM	Incineradora de Residuos Municipales
IRP	Incineradora de residuos peligrosos
IRSU	Incineradora de Residuos Sólidos Urbanos
J	
JRC	Centro de Investigación Conjunta - la parte de la CE en la que se encuentra la IPPCB.
K	
Kiln	ver Horno Kiln

L	
LD	Lodos de depuradora
LB	Lecho Fluidizado - ver también los tipos comunes, LFB y LFC
LDL (NDI)	Nivel de determinación inferior, o nivel práctico para el que una concentración puede determinarse de forma precisa durante un periodo de tiempo largo. Es evidente que este valor es más alto que el nivel de determinación teórico (LOD o NDD). El primero se utiliza en este texto y se basa en la experiencia práctica (ej. fluctuaciones), el segundo es más correcto desde el punto de vista teórico. Se sabe que todas las instalaciones cumplen el LOD.
LFB	Lecho Fluidizado con Borboteo - un tipo de lecho fluidizado (ver también LFC)
LFC	Lecho Fluidizado Circulante - un tipo de lecho fluidizado en el que un porcentaje del gas de escape es recirculado a la cámara de combustión
LGC	Limpieza de gases de combustión (técnicas) - también denominada TGC y CCA
Lógica difusa	Término empleado para definir una red informática que recibe y procesa múltiples señales mediante un sistema lógico para controlar parámetros operativos dentro de puntos de ajuste predefinidos.
LOI	Pérdida por ignición o calcinación - a menudo se cita en el contexto de una prueba utilizada para determinar el contenido orgánico de materias.
M	
M	Mega (10 ⁶) o millones
MAH (RAG)	Riesgo de accidente grave (ver también COMAH)
MP	Metales pesados
MS o m.s.	Materia Seca - la masa de sustancia después de secar su contenido de humedad - las correspondientes técnicas a temperatura estándar se definen en la bibliografía.
N	
n/a	No aplicable
n/d	No disponible
NFFO	Opción sin Combustibles Fósiles - término aplicado en el Reino Unido para una subvención sobre el precio de venta para combustibles que no se consideran de origen fósil
NMVOC	Compuestos Orgánicos Volátiles No Metánicos
O	
OPEX	Costes operativos o de explotación
P	
P	Parada
Parrilla	Mecanismo utilizado para transportar los residuos al horno - las parrillas se usan con frecuencia para incineración de RSU
PCB	Bifenilos policlorados
PCDD/F	Dibenzodioxinas policloradas y dibenzofuranos policloradas
PCI	Productos de Combustión Incompleta
PE	Precipitador Electrostático
PEH	Precipitador Electrostático Húmedo - un dispositivo de TGC.
PES	Precipitador Electrostático

PFI	Private Finance Initiative o Iniciativa de Financiación Privada - un término del Reino Unido para designar un programa que tiene por objeto atraer inversión del sector privado para proyectos del sector público
POP	Contaminantes Orgánicos Persistentes - según definición de la Convención de Estocolmo y de Basilea. Incluye PCDD/F.
Proceso Deacon	Reacción en la que se forma cloro gas a partir de HCl en determinadas condiciones.
Producción de Energía	El término energía, en este contexto, hace referencia a energía eléctrica, por ejemplo, generación de energía/planta de energía/producción de energía. La energía se expresa en J (Julios). Potencia en W (Wattios). 1 W = 1 J/s.
PVC	Cloruro de Polivinilo
PC	Poder Calorífico, ej. en MJ/kg
PCI	Poder Calorífico Inferior - el valor calorífico de una sustancia incluyendo su contenido de humedad (ver también PCS).
PCI	PCI: Valor Calorífico Inferior, ej. en kJ/kg - el valor calorífico de una sustancia, incluido su contenido de humedad (que consume parte de la energía total transformándose en vapor durante el proceso de combustión). (Ver también PCS)
PCN	Poder calorífico neto o valor calorífico inferior (PCI) - ver también PCS
PCS	Poder Calorífico Superior - poder calorífico de una sustancia seca (ver también PCI). El PCS también se denomina poder calorífico neto o PCN.

Q

R

R en E	Residuos en Energía - un término utilizado para describir las incineradoras que recuperan calor y/o electricidad
RCS	Reducción Catalítica Selectiva - una técnica aplicada principalmente para la reducción de NO _x
RDF	Combustible derivado de residuos. También puede denominarse combustible derivado de desechos (WDF) o combustible secundario recuperado (SRF) o combustible recuperado (RF). El término hace referencia a residuos que han sido tratados de algún modo para conseguir una especificación particular con el fin de mejorar sus características como combustible.
Residuos de CCA	Los residuos que se derivan del equipo de control de contaminación, incluidos reactivos reaccionados y sin reaccionar, pero excluyendo la porción de ceniza volante.
Residuos de laboratorios	Residuos procedentes de laboratorios. Suelen ser en pequeñas cantidades pero de composición muy variada.
Residuos de TGC	Residuos derivados de las etapas de tratamiento de gases de combustión, incluyendo ceniza volante y agentes reaccionados y sin reaccionar
RF	ver RDF
RGC	Recirculación de gases de combustión: recirculación de gases de combustión al horno
Riesgo biológico	Un riesgo biológico es el planteado para las personas por un organismo biológico, o por una materia producida por dicho organismo.
RNCS	Reducción No Catalítica Selectiva - una técnica aplicada para la reducción de NO _x

RP	Residuo Peligroso
RSU	Residuo sólido urbano
S	
SAO	Sustancias Agotadoras del Ozono - según se definen en el protocolo de Montreal
SCC	Cámara de Combustión Secundaria (ver también CPC)
SGA	Sistemas de Gestión Ambiental
Solera escalonada	Tipo de horno diseñado como una serie de escalones - normalmente con un mecanismo de transporte para mover los residuos por los escalones
Solera estática	Tipo de horno cuya estructura no se mueve - el transporte de los residuos puede realizarse mediante intervención en los lotes de material
Solera	Parte de un horno
SRF	ver RDF
T	
TAR	Tratamiento de aguas residuales
TBM	Tratamiento Biológico Mecánico
TEQ	Equivalentes Tóxicos (utilizados para expresar PCDD/F - con referencia a los mismos grupos y cálculos detallados en la Directiva CE 2000/76 sobre la incineración de residuos)
TF	Tiro forzado, usado a menudo en el contexto de ventiladores de tiro forzado que utilizan presión positiva para activar (normalmente) equipo de TGC corriente abajo (ver también TI)
TG	Turbogenerador
TGC	Tratamiento de gases de combustión (técnicas) - también denominado LGC y CCA
TI	Tiro Inducido - usado a menudo en el contexto de ventiladores de tiro inducido que se utilizan para hacer circular los gases de incineración por la planta incineradora
TMT	Reactivo de sulfuro utilizado para la captura de metales pesados en las plantas de tratamiento de aguas residuales
TR	Tratamiento de residuos
TWG	Grupo de Trabajo Técnico sobre Tratamientos de Residuos (compuesto por expertos de los Estados Miembros, sector de incineración de residuos, ONG Medioambiental y coordinado por la EIPPCB)
U	
UE	Unión Europea
UE+	Unión Europea + países AELC (Asociación Europea de Libre Comercio) + países Candidatos
UV	Radiación ultravioleta
W	
WDF	ver RDF
X	
Y	
Z	

Tabla 9.1. Códigos de países y monedas

	País	Abreviatura	Divisa Código ISO
Países de la UE	Austria	A	EUR
	Bélgica	B	EUR
	Alemania	D	EUR
	Dinamarca	DK	DKK
	España	E	EUR
	Grecia	EL	EUR
	Francia	F	EUR
	Finlandia	FIN	EUR
	Italia	I	EUR
	Irlanda	IRL	EUR
	Luxemburgo	L	EUR
	Holanda	NL	EUR
	Portugal	P	EUR
	Suecia	S	SEK
	Reino Unido	UK	GBP
Países en vías de acceso	Bulgaria	BG	BGN
	Chipre	CY	CYP
	República Checa	CZ	CZK
	Estonia	EE	EEK
	Hungría	HU	HUF
	Letonia	LV	LVL
	Lituania	LT	LTL
	Malta	MT	MTL
	Polonia	PL	PLN
	Rumania	RO	ROL
	Eslovaquia	SK	SKK
	Eslovenia	SI	SIT
Otros países	Australia	AU	AUD
	Canadá	CA	CAD
	Islandia	IS	ISK
	Japón	JP	JPY
	Nueva Zelanda	NZ	NZD
	Noruega	NO	NOK
	Rusia	RU	RUB; RUR
	Suiza	CH	CHF
	Estados Unidos	US	USD

Nota: Información de <http://eur-op.eu.int/code/en/en-5000500.htm>.

10. Anexos

10.1. Aspectos económicos de la IRSU. Información de los Estados Miembros

Esta Sección del BREF ha sido tomada en gran medida de datos ya publicados por la Comisión Europea [43, Economía, 2001]. La información hace referencia sólo a IRSU.

Austria

La información relativa a costes de tecnologías de incineración y opciones en Austria se presentan en la Sección 10.2.

Bélgica

La política de residuos en las tres regiones belgas tiene por finalidad el máximo de reducción de los residuos finales.

Región de Flandes

El objetivo de la política de residuos en Flandes es una producción máxima de 150 kg/año per cápita de residuos finales para el año 2007.

El canon medio para la incineración de residuos urbanos era de 87,5 € por tonelada en 2000. El gobierno flamenco añade una tasa a esta tarifa de 6 €/t cuando se realiza recuperación de energía, y de 12,7 €/t sin recuperación de energía.

La eliminación en vertedero de residuos urbanos (con la excepción de residuos voluminosos no reciclables clasificados) y la incineración de fracciones recogidas separadamente (papel y cartón; envases de vidrio; envases de metal; botellas y envases de plástico; envases de bebidas; residuos vegetales; frutas, verduras y residuos de jardín) está legalmente prohibido por el gobierno flamenco desde el 1 de julio de 1998. La eliminación en vertedero de residuos voluminosos combustibles está prohibida desde el 1 de julio de 2000. Sólo excepcionalmente se sigue permitiendo la eliminación en vertedero de residuos urbanos —en 2000 se incineraron 789425 toneladas de RSU, y 190412 toneladas de RSU se enviaron a vertederos.

Región de Bruselas

El coste para la incineración de residuos domésticos en la planta de incineración SIOMAB (operador: Net Brussels) de Neder-Over-Hembek se calcula en 37,18 € por tonelada (fuente: B.I.M., 1997). Una mejor estimación del coste real de incineración en la planta SIOMAB es probablemente el precio cargado por Net Brussels a los municipios de la región de Bruselas por la incineración de residuos urbanos. Este precio es de 62 € por tonelada.

Cifras recientes muestran que unas 40000 toneladas de residuos de Flandes se incineran en esta instalación, junto con los residuos urbanos de la Región de Bruselas (fuente: OVAM, 2001).

Región Valona

En el Plan Wallon des Déchets (Plan Valón de Residuos), los costes de referencia en base a las instalaciones actuales se estimaron en 67 € por tonelada.

Dinamarca

En 1999 se incineró un 65 % de los residuos domésticos, equivalente a unos 2 millones de toneladas. Todas las plantas de incineración recuperan energía, bien en forma de electricidad y calor, o sólo en forma de calor (distribuido mediante sistemas de calefacción centralizada).

Los precios para la incineración de una tonelada de residuos domésticos se sitúan en 500–740 DKK = 66-99 €, IVA no incluido, pero incluyendo canon sobre residuos. En canon sobre incineración de residuos era de 330 DDK = 44 € en enero de 2001. Estos precios incluyen los costes de inversión de la planta y de cogeneración, y las plantas se utilizan para generar calefacción centralizada (que da un menor coste neto por tonelada y un menor canon). La ceniza de fondo se suele reciclar (75 %), y el resto se envía a vertederos. Los residuos de limpieza de gases de combustión se envían actualmente a Noruega/Alemania, donde son depositados en vertederos/minas, o son enviados a instalaciones de gestión de residuos especiales/peligrosos (donde los costes por tonelada son mayores).

Finlandia

La política finlandesa de incineración de residuos se ha centrado principalmente en la producción de combustibles derivados de residuos para co-incineración (u otro tratamiento térmico) en estaciones de cogeneración existentes. Esta política se está aplicando (en parte) para minimizar costes, en una situación en la que ya existe una gran infraestructura para la distribución de calor de estaciones de generación de combustibles convencionales y de biomasa.

Francia

Los factores claves que explican la variación en los costes son:

- capacidad
- índice de utilización
- tipo de recuperación de energía (electricidad, calor, cogeneración)
- tipo de residuo y transporte de residuos.

Las siguientes cifras se extraen de una evaluación realizada en 2002 en la 42ª, y más recientemente construida, planta de IRSU existente en Francia:

- costes de inversión: 3,6 millones €/t/h)
- costes operativos: 32 €/t de media –no obstante, este valor es muy variable, y va desde 18 a 42 €/t.

Los costes operativos pueden derivarse como sigue:

- 33 €/t de costes fijos (personal, seguros, etc.)
- 13 €/t para eliminación de residuos (cenizas de fondo, cenizas volantes) y
- 14 €/t de ingresos de ventas de energía o residuos.

El coste total resultante por tonelada de residuos tratados es igual a 78 €/t (tiempo de amortización 15 años, una inversión pagara al 100 % mediante un crédito bancario a un tipo de interés del 6 %, y una planta con 8000 horas anuales de operación). [64, TWGComments, 2003]

Influencias claves identificadas para futuras variaciones en costes:

- desarrollos tecnológicos
- evolución de las normativas sobre emisiones.

Alemania

Casi todas las instalaciones de tratamiento térmico en Alemania son incineradoras de residuos. La capacidad de otras opciones de tratamiento, como plantas de pirólisis, es insignificante. La mayoría de incineradoras de RSU en funcionamiento tienen incineradores de parrilla. Hay una gran variedad de tamaños de planta, tratamientos de gases de combustión u uso ulterior de la energía generada. Los costes de un incinerador de parrilla con una capacidad de 200.000 toneladas anuales, tratamiento seco y húmedo de gases de combustión y generación de electricidad se indican en la Tabla 10.2.

En general, los cánones por incineración de residuos son del orden de 64-460 €/t. Según otras fuentes, el rango es de 89-351 €/t. Un 50 % de todos los datos de costes de incineradoras de residuos están en el rango de 123-256 €/t (según UBA).

Los costes para incineradores de parrilla de distintos tamaños varían mucho, e indican economía de escala. La Tabla 10.1 ofrece un resumen del orden de los costes específicos según la capacidad de una incineradora de parrilla con las mismas especificaciones técnicas que la planta de la Tabla 10.2:

Tabla 10.1. Costes de tratamiento para incineradoras de parrilla de RSU de distintas capacidades. [43, Eunomia, 2001]

Capacidad (t/año)	Costes de tratamiento específicos, €/tonelada
50000	230
100000	140
200000	105
300000	85
600000	65

Los factores claves que contribuyen a los costes de la incineración de residuos son:

- la elección de tecnología y el equipo técnico (especialmente tratamiento de gases de combustión) de la planta;
- el tamaño de la planta;
- la capacidad y su grado de utilización;
- la operatividad de la planta;
- el canon pagado por las autoridades locales. Esto está influenciado por si las autoridades locales deben pagar un canon al operador de la planta por una cierta cantidad de residuos, que deben ser suministrados a la planta. Aunque los contratos se basan a menudo en una cantidad concreta de residuos y son válidos durante largos periodos de tiempo, la cantidad de residuos ha disminuido en años recientes;
- los ingresos obtenidos de la energía suministrada. La cantidad de electricidad y calor generada y vendida varía ampliamente según la tecnología y la ubicación de la planta;
- el coste de los agentes químicos y la eliminación de los residuos finales de la incineración.

La Tabla 10.2 presenta un desglose detallado para una incineradora de RSU de 200000 toneladas en Alemania:

Los factores claves que se espera que influyan sobre los costes futuros son:

- muchas de las plantas construidas en años recientes están equipadas con tecnología simplificada de tratamiento de gases de combustión. Suponiendo que las incineradoras futuras estarán equipadas con tecnología menos compleja, es de esperar que los costes disminuirán

Tabla 10.2. Costes para una incineradora de parrilla de RSU de 200000 t/año en Alemania. [43, Eunomia, 2001]

INVERSION TOTAL	Inversión (€)	Periodo de amortización (años)	Tipo %	Coste anualizado (€/año)	Costes específicos (€/t)
Costes de instalación	368000		7	25700	0,13
Desarrollo de la instalación	341000	25	7	29200	0,15
Costes de construcción	21629000	25	7	1856000	9,28
Instalaciones técnicas y maquinaria	69740000	15	7	7657100	38,29
Instalaciones electrotécnicas	13280000	15	7	1458000	7,29
Tasas	7349000	17	7	752800	3,76
Pre-financiación	9219000	17	7	944200	4,72
TOTAL	121925000			12723000	63,61
COSTES OPERATIVOS, independientes de la entrada	€	Porcentaje		Costes anuales €/año	Costes específicos €/t
Construcción	21970000	1		219700	1,10
Instalaciones técnicas y maquinaria	69740000	4		2789600	13,95
Instalaciones electrotécnicas	13280000	2,5		332000	1,66
Impuestos y seguros	105357000	1		1053600	5,27
Gestión	2863000	10		286300	1,43
Materiales auxiliares	3341000	5		167100	0,83
		Número	€/ persona		
Mano de obra		80	35790	2863200	14,32
TOTAL				7711500	38,56
COSTES OPERATIVOS, dependientes de la entrada		€ por m³/año	€/m³		
Agua de proceso		51200	0,15	7900	0,04
Gas		1381440	0,20	282500	1,41
		t/año	t		
CaO		1000	79,2	79200	0,40
Amoniaco		400	97,1	38900	0,19
	kg/t entrada				
Tratamiento de escoria	334	66800	28,1	1878500	9,39
Tratamiento de cenizas	8	1600	255,6	409000	2,05
Tratamiento de polvo de filtro	22	4400	255,6	1124800	5,62
TOTAL				3820800	19,10
	MWh/t entrada	MWh/año	€/MWh	€/año	€/t
Créditos por electricidad	0,35	70700	46,0	3253300	16,27
TOTAL Coste Anual				21002000	105
Coste por tonelada de entrada					

- la normativa sobre tratamiento de residuos prohíbe a partir de 2005 la eliminación en vertedero de residuos finales no pretratados con un contenido de más del 5 % de carbono. Así pues, a partir de dicha fecha podría observarse una falta de capacidad de incineración de residuos, y en consecuencia las tarifas de las incineradoras podrían aumentar.

Grecia

En la actualidad, en Grecia no se realiza tratamiento térmico de residuos sólidos urbanos.

Irlanda

Actualmente, en Irlanda no hay plantas de tratamiento térmico de residuos urbanos en funcionamiento. Los planes más recientes de gestión de residuos incluyen la construcción de algunas instalaciones.

A continuación se presenta una estimación del coste de construcción y operación de una planta incineradora de RSU con una capacidad de 200000 toneladas (basada en los estándares de la Directiva 2000/76/CE). Estos datos se basan en

Tabla 10.3. Coste estimado de construcción y operación de una planta incineradora de RSU de 200000 toneladas de capacidad en Irlanda.
[43, Eunomia, 2001]

Costes de inversión	€
Obras civiles y naves	23741660
Equipo mecánico y eléctrico	45388468
Otros	15108329
Total	84238458
Costes operativos	€
Fijos	
Personal	954297
Mantenimiento y reposición	890522
Imprevistos	125527
Total	1988422
Variables	
Mantenimiento y reposición	839782
Agentes químicos	890522
Otros (consumibles y residuos)	1174520
Otros (no especificados)	293630
Total	3198454
Costes variables por tonelada	16

la experiencia comparativa en Dinamarca y Reino Unido, pero con referencia a las condiciones en Irlanda.

Italia

En 1999, la incineración cubría un 7,2 % del total de tratamiento de residuos urbanos en Italia. La mayoría de instalaciones estaban diseñadas (y funcionaban) con estándares muy pobres en cuanto a la recuperación de energía (media 10 %) y emisiones. Los cánones de tratamiento variaban ampliamente, siendo del orden de 40-80 €/tonelada.

Hay 3 factores principales que afectan los costes:

- fondos para cubrir –parcial o totalmente– los costes de construcción (esto permite a los propietarios evitar partidas de costes relativos a depreciación e intereses);
- subvenciones por la energía producida: en Italia se han venido pagando subvenciones por energía desde hace años. Inicialmente, en el ámbito de las disposiciones «CIP6» (que se considera que fomentan la producción de energía interna), y más recientemente con los «certificados verdes» (Decreto 79/99 y Decreto 11 Nov 99, cuya lógica es promover la producción de energía de fuentes no convencionales que no sean combustibles fósiles, contribuyendo así a los compromisos de Kyoto). El nivel de ambas subvenciones es de alrededor de 0,139 €/kWh, lo que permite a las instalaciones contratadas recortar las tarifas en unos 40 €/tonelada (alrededor de 30 €/tonelada más de los precios normales pagados por la energía en Italia)-si operan con un índice de recuperación de energía de medio a bajo. Por supuesto, los ingresos y su incidencia sobre los cánones de admisión son mayores cuanto mayores son los índices de recuperación de energía;
- contribuciones por la combustión de materiales de envases –como medio para «recuperar» el envase en sí-pagadas por el inevitable Consorcio de Productores de Envases (CONAI), fijadas en 58 €/tonelada. Se aplican sólo al 30 %-40 % de los residuos incinerados, que representa el porcentaje de envases combustibles del total de RSU en la instalación (a determinar mediante análisis de clasificación). Esta contribución, definida en 1998, debe recortarse cada año, hasta 3,5 €/tonelada. Por consiguiente, en la actualidad, esta contribución incrementa los ingresos en 16,5 €/tonelada.

Hay previsto un aumento a nivel nacional de la incineración (combustión en masa y RDF) a consecuencia de las iniciativas legislativas para reducir la eliminación en vertederos.

La última generación de instalaciones de incineración presenta características comunes:

- todas las instalaciones recuperan energía (también en cumplimiento con la Ley nacional sobre Gestión de Residuos, que obliga a ello);

- las capacidades son en general mucho mayores que antes (del orden de 400-1000 t/d e incluso más, ej: Brescia, la nueva incineradora de Milán, mientras que las instalaciones anteriores solían ser de 100-400 t/d);
- muchas de las nuevas instalaciones están bien integradas en estrategias para la eliminación de la fracción húmeda de los residuos a incinerar, mediante separación/compostaje y/o criba en origen (ej: Milán, Parona) que proporciona una fracción orgánica clasificada mecánicamente que luego debe estabilizarse biológicamente. Esta última característica hace que la incineración sea más similar a la producción de MBT/RDF con una instalación de combustión adecuada;
- a consecuencia de ello, los poderes caloríficos diseñados en condiciones operativas normales son más del orden de 10,5-12,5 MJ/kg (las instalaciones antiguas estaban más en torno a 8,5 MJ/kg).

Modelo de cálculos para un ejemplo italiano

Para una instalación con las siguientes características principales:

- tecnología de combustión: parrilla móvil;
- poder calorífico diseñado: 2900 kcal/kg (residuos de entrada procedentes de un paso de criba – aunque esto no se ha considerado en los costes, ni tampoco el tratamiento/eliminación de la fracción orgánica inferior de los cribados),
- rendimiento energético: alrededor del 25 %,
- productividad: 1000 toneladas al día, tres líneas
- 300 días de funcionamiento al año
- sistemas de eliminación de emisiones adecuados para el pleno cumplimiento de la Directiva sobre Incineración
- residuos (en peso): 18 % de cenizas de fondo; 3 % de cenizas volantes; 20 % de residuos de limpieza de gases.

El canon de admisión estaría entre 41,3 y 90,3 € /tonelada según las subvenciones recibidas.

Los factores claves que se cree que influirán en los costes y tarifas futuros son:

- plena aplicación de la Directiva sobre Incineración 2000/76/CE;
- reducción futura del nivel de subvenciones para la producción de energía;
- mayor competencia debido a la privatización del mercado energético. Esto puede reducir los ingresos por energía y crear una presión al alza en las tarifas/costes de gestión de residuos.

Tabla 10.4. Costes de incineradoras en Italia, basados en un modelo de cálculos. [43, Eunomia, 2001]

	Nº	Coste unitario (€)	Coste total (en €)	Periodo amortización	Tipo de interés (%)	Depreciación anual (€)	Coste específico
Costes de inversión Estudios preliminares, proyecto, aprobación, etc.			12303640		7 %		
			4132231				
Compra de terreno (m²)	200000	20,66		20	7 %	390053	
Preparación del lugar (excavación, nivelado, accesos, conexión a redes tecnológicas)			1239669	20	7 %	117016	
Obras civiles			42355372	20	7 %	3998047	
Otras obras civiles (alcantarillado, red de suministro interno de agua, vallado, etc.)			1549587	20	7 %	146270	
Equipo de tratamiento y control			80061983	7	7 %	14855759	
Obras complementarias			4648760	20	7 %	438810	
Otros equipos			516529	7	7 %	95844	
		Total depreciación			2004179944 €		66,81 €
Costes operativos							
Mantenimiento							
Maquinaria y equipo (5 %)			4003099				
Obras civiles (1 %)			485537				
Otros equipos (5 %)			25826				
Personal:							
Contables	7	35000.00	245000				
Directores	4	60000.00	240000				
Operarios	69	30000.00	2070000				
Consumibles:							
Agua (m³)	80000	0,26	20661				
Fuel-oil (litros)	270000		62500				
Gas crudo combustible (m³ N)	5233800	0,15	811023				
Energía eléctrica (MWh)			206612				
Agentes químicos y lubricantes			1042665				
Otros consumibles			929752				
Eliminación de residuos							
Ceniza de fondo (t)	54000	75.41	4072175				
Cenizas de fondo y otros residuos (sales, filtros de carbón activado agotados, etc.) (t)	15000	12913	1936983				
Otros residuos (otros filtros, catalizadores agotados, etc.)			129132 €				
Gastos generales			377479 €				
Varios (análisis, etc.)			516529	Coste específico (€/tonelada)			
Total costes operativos		18217639		60,73			
TOTAL COSTE ANUAL		38259438,9		127,53			

Luxemburgo

En Luxemburgo existe una instalación de tratamiento térmico o incineradora de residuos urbanos. El sindicato de gestión de residuos SIDOR se encarga de la gestión de esta IRSU. La Tabla 10.5 siguiente muestra los cánones y la cantidad de residuos incinerados en el año 1999.

Tabla 10.5. Tarifas y cantidades previstas de residuos a incinerar en la instalación de SIDOR, Luxemburgo, en 1999. [43, Eunomia, 2001]

Residuos	Cantidad (t)	Tarifas (€/t)
Residuos domésticos	78000	96,7
Residuos voluminosos	8000	128,9
Residuos verdes	550	96,7
Residuos de mercados	530	96,7
Residuos comerciales	33000	178,5
Residuos de tratamiento de aguas (no lodos)	450	96,7
Residuos de producción	150	198,3
TOTAL	120680	120,7

Los costes operativos específicos de la incineradora se indican en la Tabla 10.6 siguiente. Se indican los valores para 1998. Los de 1999 son estimaciones. Los impuestos están incluidos.

Tabla 10.6. Costes operativos específicos de la IRSU de SIDOR en Luxemburgo en 1998 y 1999. [43, Eunomia, 2001]

	€/t en 1999 (estimados)	€/t en 1998
Incineración, depreciación	30,8	
Margen 5 %	1,5	
Total	32,3	33,2
Tratamiento de gases combustión, depreciación	13,2	
Margen 5 %	0,7	
Total	13,9	13,1
Tratamiento adicional de gases combustión, depreciación	10,1	
Margen 5 %	0,5	
Total	10,6	10,2

Tabla 10.6. Costes operativos específicos de la IRSU de SIDOR en Luxemburgo en 1998 y 1999. [43, Eunomia, 2001] *(continuación)*

	€/t en 1999 (estimados)	€/t en 1998
Operación de nuevas instalaciones		
Derivación (estimada)	1,4	
Homogeneización de residuos (estimada)	1,0	
Total	2,4	0
Tratamiento de cenizas de fondo	14,7	
Residuos no combustibles	0,6	
Margen 5 %	0,7	
Total	16,1	17,4
Eliminación de residuos del tratamiento de gases de combustión	6,9	
Margen 5 %	0,3	
Total	7,2	11,6
Materias auxiliares		
Cal: 13 kg/t de residuos	1,2	
NH ₃ :4 kg/t de residuos	0,4	
Fuel-oil: 7 l/t de residuos	1,0	
Gas: 13 m ³ /t de residuos	2,4	
Otros 8 kg/t de residuos	1,5	
Margen 10 %	0,7	
Total	7,2	7,5
Otros costes	12,4	
Margen 5 %	1,2	
Total	13,6	13,6
Créditos por electricidad (estimados)	-12,4	-10,0
TOTAL COSTES OPERATIVOS	91,0	96,6

A continuación se da información adicional relativa a la IRSU correspondiente a los años 1998 y 1999 (estimación). El presupuesto se basa en 123152 toneladas de residuos en 1998 y 120680 toneladas en 1999.

Tabla 10.7. Extracto del presupuesto de SIDOR para los años 1998 y 1999.

[43, Eunomia, 2001]

Elemento	€ en 1998	€/t en 1998	€ en 1999	€/t en 1999
Gastos extraordinarios				
Instalación de homogeneización de residuos, estudios y pruebas	248000	2,0		
Instalación de homogeneización de residuos, inversión			273000	2,3
Ingresos ordinarios				
Venta de chatarra metálica	917	0,007	868	0,0007
Gastos ordinarios				
Costes operativos de la instalación de homogeneización de residuos			124000	1,0
Costes operativos de las instalaciones adicionales de tratamiento e incineración de gases de combustión (derivación inclusive)	1204000	9,8	1492000	12,4
Costes operativos-TGC	1569000	12,7	1731000	14,3
Costes operativos-incineración	3657000	29,7	4030000	33,4
Seguros	223000	1,8	223000	1,8
Costes de publicación para sensibilización del público y formación de los operarios	248000	2,0	372000	3,1
Mantenimiento del generador de electricidad	1980	0,02	1980	0,02
Costes laborales (SIDOR)	118000	1,0	128000	1,1
Contribución a la seguridad social del patrono	26000	0,2	28000	0,2
Costes de oficina	15000	0,1	15000	0,1
Costes administrativos	20000	0,2	22000	0,2
Compra de electricidad	9900	0,1	9900	0,1
Vigilancia	112000	0,9	112000	0,9
Control de emisiones (medición periódica)	248000	2,0	248000	2,1

Los factores claves que explican los costes de la incineración de residuos en la actualidad son:

- equipo técnico adicional de la planta;
- créditos por electricidad;
- tratamiento de residuos;
- cantidad de residuos a incinerar.

Factores claves que se espera influyan sobre los costes futuros:

- ver factores claves actuales.

Holanda

Holanda tiene, desde hace tiempo, una de las normativas más estrictas para incineradoras de Europa. Las tarifas de entrada de incineradoras en 1996 eran de unos 110 €. Cifras más recientes de OVAM sugieren que las tarifas eran del orden de 85-161 € en 2003. Se registran altos niveles de reciclaje de los residuos finales producidos en las plantas holandesas. Sólo los residuos de limpieza de gases de combustión no se reciclan rutinariamente.

Tabla 10.8. Costes de inversión y tratamiento para IRSU en Holanda.

[43, Eunomia, 2001]

Tecnología de tratamiento de residuos	Inversión específica (€/t capacidad anual)	Costes de tratamiento (2) (€/t tratada)
Incineración	450–550 (1)	aprox. 100

(1) 40 % es debido a limpieza de gases de combustión

(2) Depreciación más costes de operación y mantenimiento (O + M)

Fuente: F. M. L. J. Oorthuys y A. J. F. Brinkmann (1999) Benefits of Separation of Municipal Solid Waste, EXPOAMBIENTE '99, 10-14 Noviembre 1999, Lisboa, Portugal.

Un reciente estudio aplicó algunas suposiciones (incluido una mejora de eficiencia del 15 %), derivando cifras para Holanda de 77 € por tonelada para una instalación nueva de 648 kt/año, mientras que el análisis de sensibilidad sugirió un rango de 63–94 € (para la misma planta). Se hizo una suposición de ingresos por la venta de energía de 36 € por tonelada, equivalente a unos 0,05 € por kWh. No se dio información relativa a los costes de tratamiento y eliminación de residuos, aunque se sabe que las cenizas de fondo se reciclan en gran medida en Holanda.

[74, TWGComments, 2004] Los precios de mercado para electricidad son de aprox. 0,0271 €/kWh, con un beneficio potencial para la parte renovable (50 %) de 0,029 €/kWh (globalmente 0,042 €/kWh). Los ingresos son de aprox. 15-20 €/tonelada. Los costes de recuperación de cenizas de fondo son de unos 9 €/tonelada de cenizas de fondo.

Portugal

El Banco Europeo de Inversiones concedió dos préstamos de 45,4 y 42 millones de € para plantas incineradoras en Oporto (LIPOR) en 1999, y Lisboa (Valorsul) en 1998, respectivamente. Un artículo reciente sobre costes de eliminación en la UE sugería unos costes de 46-76 €/tonelada, similares a los indicados para España más abajo.

España

Se reporta un canon de admisión para la incineración de RSU de 18-51 € por tonelada. Las cifras para Cataluña son de 28,5 €/tonelada, aunque esto sólo tiene en cuenta costes operativos, y excluye la amortización de obras civiles, equipos e

inversiones. El Ministerio de Medio Ambiente estima los costes en 52-73 € por tonelada.

Hay beneficios de incineración gracias a una subvención especial por la electricidad producida. Esto tiene el efecto de reducir los costes arriba indicados a 34-56 € por tonelada.

Suecia

Suecia tiene 23 incineradoras, 6 de las grandes (capacidad de más de 200000 anuales o más), el resto con una capacidad media de 40000 toneladas/año. Hay planes para construir casi otras tantas, a medida que los cambios presentes y futuros en la normativa sobre residuos mejoran la competitividad de la incineración (ej: cánones sobre vertederos, prohibición de desecho en vertedero de residuos combustibles y residuos de cocina).

En Suecia existen tres incineradoras con capacidad de producir electricidad, pero en general se considera que el precio de la electricidad debe aumentar para que esta opción sea rentable. Casi todas las incineradoras producen calor para calefacción centralizada.

La mayoría de incineradoras suecas son de parrilla, el resto son de lecho fluidizado. A continuación se presentan algunas relaciones generales de tamaños-costes sobre ejemplos de incineradoras suecas que producen electricidad y calor:

Tabla 10.9. Desglose de coste para varias incineradoras en Suecia. [43, Eunomia, 2001]

	Calefacción	Electricidad/ calefacción	Calefacción	Electricidad/ calefacción
Capacidad, toneladas/año	40000	40000	300000	300000
Efecto, MW	15	15	114	114
Inversión €	13336000	24248000	52490000	95437000
Anualidad, 7 %, 15 años de vida	1464000	2662000	5763000	10478000
Operarios	16	21	33	43
Costes de personal €	640000	840000	1320000	1720000
Cal y agentes químicos €	100000	100000	750000	750000
Operación y mantenimiento (2 % de la inversión) €	333000	606000	1312000	2386000
Eliminación en vertedero de ceniza de fondo (incl. canon, 40 €/t) €	320000	320000	2400000	2400000
Ingresos:				
Electricidad (0,03 €/kWh) €	0	2818000	0	5770000
Calor (0,02 €/kWh) €	1835000	1360000	13760000	10198000
Cánones de proceso (23 €/t)	920000	920000	6900000	6900000
Total costes/tonelada	71,4	113,2	38,5	59,1
Total ingresos/tonelada	68,9	127,4	68,9	76,2
Ingresos netos/tonelada	-2,6	14,2	30,4	17,1

Suposiciones realizadas en los cálculos de la Tabla 10.9

Hay 7100 horas de funcionamiento al año, la planta de calefacción produce calor con una eficiencia del 85 %, la planta de cogeneración produce calor con una eficiencia del 63 % y electricidad con una eficiencia del 22 %. Los costes e ingresos por calor, electricidad, cánones de proceso y eliminación en vertedero son imprecisos. Los costes de inversión reales varían por supuesto según la ubicación, estado del mercado, etc.

La ceniza de fondo no se recicla, y por lo tanto debe desecharse en Suecia, lo que supone un coste más que genera un ingreso.

Reino Unido

La mayoría de operaciones de tratamiento térmico en el Reino Unido son incineradoras de combustión en masa. Algunas de estas fueron diseñadas para ser plantas de cogeneración, pero en la práctica el suministro de calor ha sido escaso. Por consiguiente, esta sección se concentra en instalaciones de combustión en masa que generan sólo electricidad. Hay tanto plantas de lecho fluidizado como incineradoras de parrilla estándar en funcionamiento. Además se están desarrollando plantas de gasificación y pirólisis, mientras que dos instalaciones fabrican RDF para uso externo.

Los precios contractuales para incineradoras muestran considerables variaciones, al igual que las estimaciones de costes reportadas en la bibliografía. Por ejemplo:

1. Un estudio de 1995 incluyó plantas de 100 kt/año, 200 kt/año y 400 kt/año, respectivamente. De nuevo, se hizo la suposición de que todos los residuos de cenizas (350 kg por tonelada de residuos incinerados) se eliminaban en vertedero a 10 GBP por tonelada. Se supuso que las ventas de metales férreos eran de 120000 GBP al año, equivalente a 20 GBP por tonelada para metal férreo, con una recuperación de 6 kg por tonelada de entrada de residuos. Aplicando una tasa de descuento del 10 % y calculando los cánones de proceso para ambos, para una planta que sólo suministre electricidad (450 kWh/tonelada), y para una planta que genere calor y electricidad (CHP), los resultados se muestran en la Tabla 10.10:
2. Otro estudio evaluó los costes para plantas de distintos tamaños (110 kt/año, 225 kt/año, 400 kt/año y 600 kt/año) suponiendo que la ceniza de fondo (30 % de la entrada de residuos) y la ceniza volante (4 % de la entrada de residuos) se eliminaban ambas a 10 GBP por tonelada, que la electricidad (600 kWh/tonelada) se vende a 0,048 €/kWh, los metales férreos se venden a 32 € por tonelada (6 kg recuperados por tonelada de entrada de residuos), y un 19 % de los residuos que puede ser recuperado para reciclaje de envases, con créditos por ventas de 24 € por tonelada. Con un coste de capital del 15 %,

Tabla 10.10. Cánones de proceso en GB para distintas capacidades y producciones de energía. [43, Eunomia, 2001]

	Canon de admisión para cubrir costes (€/tonelada)					
	100 kt/año		200 kt/año		400 kt/año	
	Electr.	CHP	Electr.	CHP	Electr.	CHP
Precio mercado (€ 0,04/kWh)	75,2	83,2	57,6	64	44,8	49,6
(€ 0,064/kWh por 15 años)	65,6	75,2	48	56	36,8	41,6

los cánones de proceso para generar el porcentaje de beneficios requerido se calcularon en 91,2 € (110 kt/año), 65,4 € (225 kt/año) y 50,7 € (400 kt/año) y 42,2 € (600 kt/año).

En todos los casos, los costes de inversión (que se aplican en el lado de costes de la ecuación) varían considerablemente. Lo que se incluye, y la forma en que se contabiliza varía según el estudio.

Se diseñó un intento de ofrecer un desglose más detallado con el fin de ilustrar las sensibilidades a las variables claves, que se detalla a continuación. Se informa que, en relación a estudios anteriores:

- las incineradoras del Reino Unido habrán tenido que mejorar la eficacia de tratamiento de los gases de combustión desde los tiempos de estudios antiguos;
- ahora hay disponible una fuente de ingresos que antes no existía. Las incineradoras pueden emitir PRN (Notas de recuperación de envases) con respecto al contenido de envases de los residuos recuperados (que se ha estimado, a efectos de calcular la cantidad de envases recuperados, en un 19 % de la entrada de residuos). No obstante, en vista de los debates sobre si este ingreso va a continuar a largo plazo, no puede tenerse en cuenta en cálculos de costes por contratistas privados (ya que no pueden contar con estos ingresos durante toda la vida de la planta);
- el régimen anterior, por lo que respecta a energía renovable, permitía que la energía de las plantas de residuos se beneficiara de contratos de Obligación de Combustibles No Fósiles (NFFO), que ofrecían una subvención por la electricidad suministrada por la planta. La nueva modalidad de Obligación de Renovables elimina esta posibilidad para incineradoras (aunque parece posible que las plantas de pirólisis y gasificación se beneficien de este apoyo).
- en el Reino Unido existe algo de incertidumbre sobre el modo en que la aplicación de la Directiva sobre Vertederos afectará los costes de eliminación de los residuos de cenizas. En algunos países se recuperan cantidades crecientes de cenizas de fondo para su uso en construcción. En estudios anteriores se supuso que la ceniza volante y residuos de control de contaminación atmosférica se eliminarían por 35 € por tonelada (incluyendo 16 € de tasas de vertedero). Sin embargo, si se requiere estabilización antes de su eliminación en vertedero,

Tabla 10.11. Desglose de costes estimados de incineradoras en el Reino Unido.
[43, Eunomia, 2001]

Capacidad t/año			100000	200000	Costes unitarios	
Utilización en % de capacidad			95 %	95 %	100000 t/año	200000 t/año
			95000	190000		
COSTES DE INVERSIÓN						
Adquisición			€ 1120000	€ 1920000		
Manejo, horno, obras civiles, caldera de TGC y generación de electricidad			€ 32000000	€ 46000000		
Planning			€ 1600000	€ 2400000		
Desarrollo del proyecto			€ 2696000	€ 3896000		
Total costes de inversión			€ 56616000	€ 81816000		
Total costes de inversión excl. vehículos			€ 51200000	€ 73600000		
Coste de inversión anualizado			€ 5344149	€ 7722851	€ 56,26	€ 40,64
Coste de inversión anualizado excl. vehículos						
COSTES OPERATIVOS						
Personal			€ 1120000	€ 1440000	€ 11,79	€ 7,58
Fuel-oil						
Electricidad						
Mantenimiento			€ 1024000	€ 1472000	€ 10,78	€ 7,74
Otros			€ 640000	€ 1280000	€ 6,74	€ 6,74
Eliminación de descartes			0	0	€ 0,00	€ 0,00
Ceniza de fondo	12,8	0,24	€ 291840	€ 583680	€ 3,07	€ 3,07
Ceniza volante/residuos APC	88	0,044	€ 367840	€ 735680	€ 3,87	€ 3,87
Total costes anualizados			€ 8527909	€ 12714371	€ 92,50	€ 69,65
INGRESOS	Precio unitario	Cantidad por tonelada				
Energía neta (kWh)	0,0360	500	–€ 1710000	–€ 3420000	–€ 18,00	–€ 18,00
Ventas de materias (Fe)	0	0,04	0	0	€ 0,00	0,00
Ingresos por recuperación de envases	32	0,19	–€ 433200	–€ 866400	–€ 4,56	–€ 4,56
COSTES NETOS DE INGRESOS			€ 6384709	€ 8427971	€ 69,94	€ 47,09

esto aumentaría los costes de eliminación de este residuo. Nótese que el desglose supone un coste de eliminación de ceniza volante de 55 € por tonelada; y

- se supone que, aunque se recupera acero, su calidad es tal que es posible que no se obtenga un precio positivo.

Factores claves que explican la variación actual en los costes

El canon de admisión pagado por las autoridades locales está fuertemente influenciado por si las autoridades locales tienen éxito en su solicitud de créditos de la PFI (Iniciativa de Financiación Pública). Los créditos de la PFI subvencionan de forma efectiva el coste de inversión de plantas de incineración, lo que permite que las autoridades locales puedan adquirir estas instalaciones en casos en que de otro modo no les sería posible. La planta de la Tabla 7.12 podría ver su canon de admisión (a una autoridad local) reducido a la mitad en este programa.

Factores claves que se espera influyan sobre los costes futuros

Los siguientes factores pueden influir sobre los costes de admisión en el futuro:

- las incineradoras obtienen actualmente ingresos por recuperación de envases de un 19 % del material incinerado. La eliminación de esta opción (si se suprimiera la obligación de recuperación de la Directiva sobre Envases) aumentaría el canon de proceso en unos 4,8 € (aunque los precios futuros podrían hacer que esta «pérdida» fuera mayor o menor);
- la Directiva sobre Vertederos requiere finalizar con la eliminación conjunta y el pretratamiento de los residuos antes de su eliminación en vertedero. El gobierno del Reino Unido todavía debe decidir sobre los requisitos de pretratamiento que ello comportará para ceniza volante. El requisito de solidificar la ceniza en cemento o vidrio aumentaría los costes en hasta 38 € por tonelada (dado que el coste estimado para el desecho de ceniza volante aumentaría en un factor de 5-10). Incluso sin esto, la posible escasez de vertederos para residuos peligrosos hace que esté poco claro dónde pueden eliminarse las cenizas volantes.

10.2. Aspectos económicos. Algunos aspectos tecnológicos de la incineración de RSU

Este anexo presenta los datos aportados en relación con los costes de algunas instalaciones de incineración de RSU. Se consideran los aspectos económicos de diversos tipos de plantas/situaciones de RSU, como son:

- costes de descarga y almacenamiento en IRSU;
- elección y dimensionamiento del sistema de incineración y de la caldera;
- diversas configuraciones del ciclo de vapor de agua par recuperación de energía en una IRSU;
- opciones seleccionadas para tratamiento de gases de combustión en una IRSU;
- estimaciones de coste para toda una IRSU con tecnología de parrilla;
- costes de plantas de lecho fluidizado para RSU (incluidos costes de pretratamiento);
- sistemas de gasificación y pirólisis para RSU.

NOTA: Las cifras indicadas en este anexo 10.2 deben tomarse únicamente como estimaciones. Se facilitan a fin de dar al lector una idea de estructuras de costes e interrelaciones, pero NO DEBEN tomarse como valores precisos. Se observan considerables variaciones en los costes de una instalación a otra. También son posibles otras combinaciones. [64, TWGComments, 2003]

Como ya se ha indicado, los costes de una planta de incineración de residuos dependen básicamente de los siguientes factores:

- diseño de la planta,
- tamaño,
- infraestructura local,
- condiciones de límites específicas para el desecho de residuos,
- posibilidad de aprovechamiento de la energía.

Los principales componentes son:

- amortización de la inversión,
- costes de mantenimiento y reinversión,
- costes de personal,
- otros costes fijos, como de administración y seguros,
- costes operativos proporcionales a la productividad, como agentes químicos y eliminación de residuos,
- ingresos de producción de energía proporcionales a la productividad.

Instalaciones existentes

El coste de la reconversión de sistemas en instalaciones existentes es mayor que el coste en instalaciones nuevas. Esto está relacionado con el mayor coste de la adaptación técnica de estas técnicas, más que con las técnicas en sí.

Los factores adicionales que pueden aumentar más los costes en instalaciones existentes son:

- esfuerzo de ingeniería adicional;
- ingeniería civil adicional;
- coste de desmontaje y retirada del equipo antiguo;
- coste de conexión;
- pérdidas de producción de la planta existente, etc.

Todo esto puede suponer un aumento adicional de costes del 25–50 %. [64, TWGComments, 2003]

Suposiciones hechas en el estudio

En el estudio [3, Austria, 2002] del que se ha extraído este anexo, la potencia térmica se considera un parámetro clave para los costes de inversión y de explo-

tación, y no la productividad referida a masa. La potencia térmica determina el tamaño de la caldera y particularmente el volumen de gases de combustión, y por consiguiente el tamaño de los dispositivos de limpieza de gases de combustión.

Para una mejor comprensión de este capítulo, algunos parámetros se establecieron del modo siguiente:

- poder calorífico de los residuos incinerados: 10 MJ/kg;
- contenido de ceniza de los residuos: 30 %;
- concentración de cloro en el gas crudo antes de limpieza del gas de combustión: 1000 mg/Nm³;
- concentración de SO₂ en el gas crudo: 600 mg/Nm³ (Nota: es una suposición alta para RSU, normalmente está en torno a 200 mg/Nm³ [64, TWGComments, 2003]);
- consumo específico de aire por tonelada de residuos incinerados: 4500 m³;
- volumen específico de gas de combustión después de la limpieza del gas: 5500 Nm³/tonelada de residuos.

Para calcular la potencia requerida del ventilador de tiro inducido, se toma como base la combustión con aire a una temperatura de 50°C y un aumento de presión de 40 mbares. La eficiencia del ventilador se supone que tiene un valor uniforme del 70 %.

En base a estas suposiciones, se han estimado los costes específicos para subunidades particulares de, que se indican por tonelada de residuos incinerados. Dado que en la práctica se aplican diferentes condiciones de límites para las distintas plantas y cada planta representa más o menos un prototipo, sólo puede presentarse una estimación general.

Los costes de inversión descritos en este artículo están basados en precios de pedido de los últimos cinco años (predominantemente plantas austriacas y alemanas, que se construyeron en condiciones de límites comparables).

10.2.1. Costes de descarga y almacenamiento para IRSU

En regiones densamente pobladas, los residuos a incinerar son suministrados a las incineradoras por camiones de recogida de basuras. Se vierte directamente en el búnker de residuos. Por lo tanto, sólo es necesario construir instalaciones de pesaje, zonas de tráfico y búnkeres de residuos como instalaciones de suministro y almacenamiento. El tamaño, y por consiguiente los costes de estas zonas de tráfico y búnkeres de residuos vienen determinados principalmente por la capacidad de la planta y el volumen de almacenamiento del búnker.

Estos costes se derivan principalmente de costes de construcción sobre el nivel del suelo y obras de cimentación. En este caso, los costes de inversión no son directamente proporcionales a los tamaños del búnker y de la planta, sino que deben calcularse con el exponente 0,7. Por ejemplo, doblando el volumen del búnker, los costes se incrementarán en un factor de: tamaño^{0.7} [3, Austria, 2002]

Para una planta con una capacidad anual de tratamiento de residuos de unas 300000 toneladas, los costes de construcción para las zonas de tráfico y búnkeres son de unos 10 millones. Se han estimado los costes para plantas de distintos tamaños, que se presentan en la Tabla 10.12.

Tabla 10.12. Costes específicos de instalaciones de descarga y almacenamiento en función de la productividad, cuando los residuos son suministrados por vehículos de recogida de basuras. [3, Austria, 2002]

Parámetro	Productividad		
	100000 t/año	200000 t/año	300000 t/año
Costes de inversión (€)	unos 4,6 M	unos 7,5 M	unos 10 M
Costes de inversión específicos (€/t)	4,74	3,86	3,43
Costes de mantenimiento específicos (€/t)	0,46	0,38	0,33
Costes específicos de suministro con vehículos de recogida de basuras (€/t)	5,2	4,24	3,77

En regiones menos densamente pobladas, parte de los residuos pueden ser suministrados por tren. Esto hace necesario construir vías e instalaciones de descarga, como sistemas de grúa para contenedores y volquetes. Los costes de inversión para un sistema de grúa completo es de unos 3,5 millones € (para 300000 t/año). Los sistemas de grúa para plantas más pequeñas no son más baratos, ya que sus costes dependen de las dimensiones normalizadas de los contenedores. No obstante, los costes de las vías disminuyen con el tamaño de la planta.

Se han estimado los costes para plantas de distintos tamaños, que se presentan en la Tabla 10.13. Los costes anuales de mantenimiento se calcularon de forma uniforme en un 3 % de los costes de inversión.

Tabla 10.13. Costes específicos para instalaciones de descarga y almacenamiento en función de la productividad, cuando los residuos son suministrados por tren. [3, Austria, 2002]

Parámetro	Productividad		
	100000 t/año	200000 t/año	300000 t/año
Costes de inversión (€)	unos 3 M	unos 4 M	unos 5 M
Costes de inversión específicos (€/t)	3,09	2,06	1,72
Costes de mantenimiento específicos (€/t)	0,90	0,60	0,50
Costes específicos de descarga por tren (€/t)	3,99	2,66	2,22

Si parte de los residuos se suministran por tren y la otra parte por vehículos de recogida de basuras, los costes globales deberán sumarse.

10.2.2. Costes del sistema de incineración y la caldera para IRSU

El sistema de incineración y la caldera se componen los siguientes elementos:

- instalación de alimentación y dosificación de residuos
- suministro de aire de combustión;
- parrilla y cámara de combustión;
- instalaciones de transporte y almacenamiento para cenizas y chatarra;
- conductos de gases de combustión hasta el precalentador del agua de alimentación,
- caldera de recuperación incluido suministro de agua de alimentación y de vapor.

Los factores determinantes en los costes para el sistema de combustión y la caldera son:

- el tipo de sistema de parrilla;
- la eficacia deseada de la caldera, y
- el diseño de la caldera de recuperación.

Si se instalan parrillas refrigeradas por aire y la temperatura del gas de combustión después de la caldera de recuperación es de 160°C (que aumenta la eficiencia de la caldera hasta el 90 %) y si se aplican elevados parámetros de vapor, los costes de inversión medios pueden ser hasta un 20 % superiores.

Para una línea con una productividad anual de unas 150000 toneladas, los costes de inversión para el sistema de incineración y la caldera, sin incluir costes de construcción y de equipos electrónicos, de monitorización, regulación y control, son de unos 16 millones €. Los costes para las superficies de calentamiento son proporcionales al tamaño de la planta, por lo que en promedio los costes de inversión dependerán del tamaño en un factor de aproximadamente tamaño^{0.8}. [3, Austria, 2002]

Así, para los distintos tamaños de planta, se han estimado los costes específicos, que se muestran en la Tabla 10.14. Los costes son en general independientes del número de líneas de combustión.

Los costes operativos para el sistema de combustión que son directamente proporcionales a la productividad del tratamiento de residuos se derivan de:

- consumo de energía para el transporte de aire y gases de combustión y para el suministro de agua de alimentación
- costes de eliminación/reciclaje para cenizas de fondo.

Tabla 10.14. Costes específicos para un sistema de incineración de parrilla y caldera de plantas incineradoras de residuos en función de la productividad. [43, Eunomia, 2001] [3, Austria, 2002]

Parámetro	Productividad		
	75000 t/año	100000 t/año	150000 t/año
Costes de inversión (€)	unos 9,2 millones	unos 11,6 millones	unos 16 millones
Costes de inversión específicos (€/año)	12,63	11,94	10,98
Costes de mantenimiento anual en porcentaje de los costes de inversión (%/coste anual)	4,00	4,00	4,00
Costes de mantenimiento específicos (€/año)	4,90	4,60	4,30
Consumo global medio de electricidad (funcionamiento normal) (kWh/t)	27	27	27
Costes de electricidad (€/t)	0,67	0,67	0,67
Acumulación de cenizas de fondo y de caldera (kg/t)	271,50	271,50	271,50
Costes de eliminación de las cenizas de fondo y de caldera (€/t)	19,16	19,16	19,16
Costes específicos de incineración y caldera (€/t)	37,37	36,42	35,08

El consumo específico de energía para el sistema de incineración y la caldera es de unos 27 kWh/t a una presión de vapor de unos 50 bares. Si se aumenta la presión de vapor a 75 bares, la demanda de energía aumentará en unos 4 kWh/t.

Por lo que respecta a los costes de eliminación de cenizas de fondo y de caldera, se supuso que ambas podían eliminarse en un vertedero para residuos. Si la ceniza de caldera no puede ser eliminada en vertedero y debe enterrarse, los costes de eliminación aumentan en unos € 2/t.

En general se producen unas 3,2 toneladas de vapor por tonelada de residuos incinerados. Los ingresos de la producción de vapor se detallan en la Sección 10.2.3 sobre el ciclo de agua-vapor.

10.2.3. Costes del ciclo de agua-vapor para IRSU

El ciclo de agua-vapor de una planta de incineración consta de los siguientes componentes: planta de tratamiento de agua, sistema de condensado, turbina con sistema de refrigeración y sistema de producción de calor.

Hay distintos sistemas instalados en plantas de incineración de residuos. En algunas plantas, la mayor parte de la energía es alimentada a la red de calefacción

centralizada y sólo se produce electricidad para cubrir las necesidades propias. En otras plantas, el énfasis se pone en la producción de electricidad. El tipo de planta y las posibilidades de suministro de energía determinan principalmente los ingresos de la producción de energía. Por lo tanto, este resumen de costes se presenta de modo que los ingresos por energía puedan atribuirse totalmente al ciclo de agua-vapor. Para ello se distinguen cinco sistemas técnicos. El rendimiento energético alcanzado en la práctica depende de gran número de parámetros como diseño de la caldera, superficies de intercambio de calor, utilización de vapor a baja presión para el precalentamiento del agua de alimentación y del aire, y diseño de la turbina.

En la sección siguiente se realiza una comparación de distintos sistemas en condiciones de límites estandarizadas.

Los principales factores de costes del ciclo de vapor-agua se describen en base a las siguientes suposiciones:

- horas de funcionamiento anuales: 7500 h;
- en todos los casos, se supone una eficiencia de caldera del 80 %, lo que da una producción de energía de 2,2 MWh por tonelada de residuos (valor calorífico de los residuos incinerados: 10 MJ/kg). Este valor puede variar en más/menos un 10 % según la planta;
- los costes de inversión se derivaron de los de plantas comparables. Según las condiciones de límites reales, pueden producirse desviaciones significativas,
- los costes de inversión específicos se calcularon en base a un tipo de interés del 6 % durante 15 años. Este periodo se escogió debido a que la probabilidad de costes de reinversión es alta después de 15 años de funcionamiento;
- los costes anuales de mantenimiento se estimaron de forma uniforme en un 3 % de los costes de inversión;
- los suministros de calor y electricidad se ajustaron a los parámetros del vapor. Según el tipo de turbina y el tipo de funcionamiento del ciclo de agua-vapor, pueden producirse desviaciones;
- el uso de una suposición de presiones de vapor de 50 bares y 80 bares es mayor que el estándar de 40 bares utilizado comúnmente en muchas plantas de IRSU, para evitar corrosión sin requerir medidas especiales;
- los ingresos por energía suministrada dependen básicamente del tipo de energía y de la demanda concreta de energía. Por el suministro de electricidad a la red de distribución, normalmente se paga un precio de unos 25 € por MWh (precio de venta). Por suministro de calor al sistema de calefacción centralizada se pagan unos 6 € por MWh. Si la planta está situada en un lugar donde existe demanda de electricidad y calor, los ingresos pueden ser de unos 45 € por MWh (precio de compra) por la electricidad y de unos 10 € por MWh por el calor. Por consiguiente, para las opciones 1-5 se tomaron como valores relevantes 25 € por MWh para electricidad y 6 € por MWh para calor. En cambio, en las opciones 6, 7 y 8 se pagan 45 € por MWh para electricidad y 10 € por MWh para calor. La opción 6 corresponde técnicamente a la opción 2, la opción 7 corresponde técnicamente a la opción 4, y la opción 8 corresponde técnicamente a la opción 5.

Opción 1: Producción de calor puro

Si sólo se produce calor, los costes de inversión incluyen costes de agua, tratamiento de condensados y transformación en calor. Si no existe otra infraestructura, deben instalarse sistemas de refrigeración para situaciones de emergencia.

Figura 10.1. Ciclo de agua-vapor, opción 1. [3, Austria, 2002]

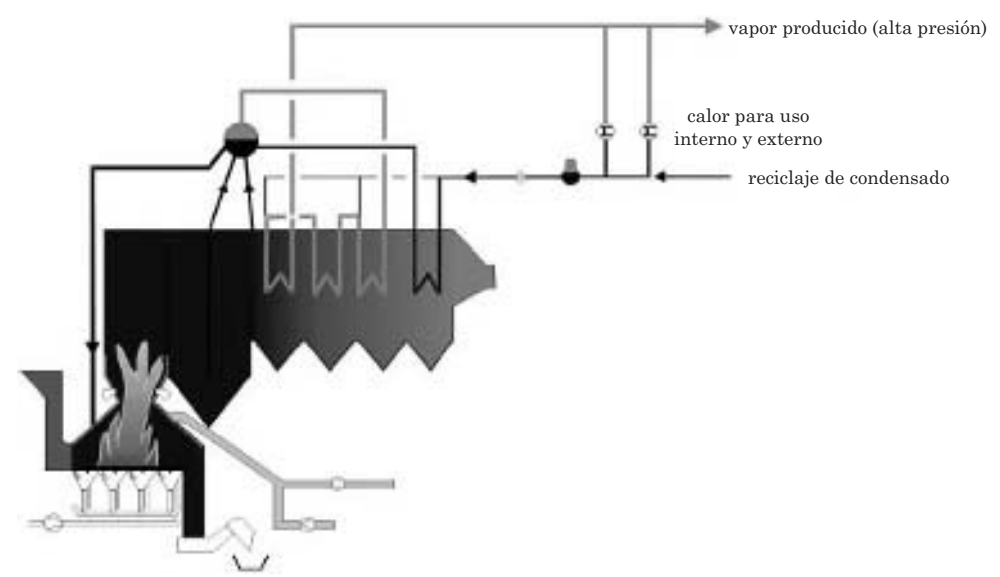


Tabla 10.15. Costes específicos de un ciclo de agua-vapor con producción de calor puro y alimentación a sistemas de calefacción centralizada, en función de la productividad. [3, Austria, 2002]

Parámetro	Productividad		
	100000 t/año	200000 t/año	300000 t/año
Costes de inversión (€)	unos 3 millones	unos 4,5 millones	unos 6 millones
Costes de inversión específicos (€/año)	3,09	2,32	2,06
Costes de mantenimiento específicos (€/t)	0,90	0,68	0,60
Suministro de calor (MWh t ⁻¹)	2,2	2,2	2,2
Ingresos específicos de la producción de calor (€/t)	13,2	13,2	13,2
Ingresos estimados del ciclo de agua-vapor (€/t)	9,21	10,21	10,54

Opción 2: Turbina de extracción de vapor aplicando parámetros de vapor de 50 bares y 400 °C

En este caso, los costes de inversión incluyen los costes de tratamiento de agua y condensados, para la producción de calor, y para los sistemas de turbina y refrigeración. Si no existe otra infraestructura, también es necesario instalar sistemas de enfriamiento para situaciones de emergencia (Figura 10.2).

Figura 10.2. Ciclo de agua-vapor, opciones 2 y 6. [3, Austria, 2002]

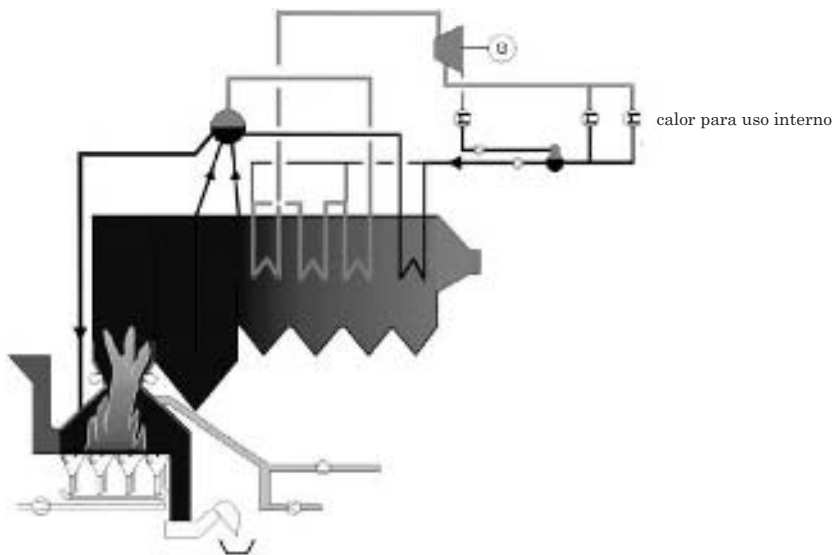


Tabla 10.16. Costes específicos de un ciclo de agua-vapor con una turbina de extracción de vapor, en función de la productividad. [3, Austria, 2002]

Parámetro	Productividad		
	100000 t/año	200000 t/año	300000 t/año
Costes de inversión (€)	unos 8 millones	unos 12 millones	unos 16 millones
Costes de inversión específicos (€/año)	8,24	6,18	5,49
Costes de mantenimiento específicos (€/t)	2,40	1,80	1,60
Suministro de calor (MWh t ⁻¹)	0	0	0
Ingresos específicos de la producción de calor (€/t)	0	0	0
Suministro de electricidad (MWh t ⁻¹)	0,44	0,44	0,44
Ingresos específicos de la producción de electricidad (€/t)	11	11	11
Ingresos estimados del ciclo de agua-vapor (€/t)	0,36	3,02	3,91

Opción 3: Turbina de extracción de vapor combinada con introducción de vapor en una planta de energía térmica adyacente

Además de los costes de inversión indicados en la opción 2, deben considerarse los costes de medidas de reconversión en la planta de energía, menos la infraestructura existente (Figura 10.3).

Figura 10.3. Ciclo de agua-vapor, opción 3. [3, Austria, 2002]

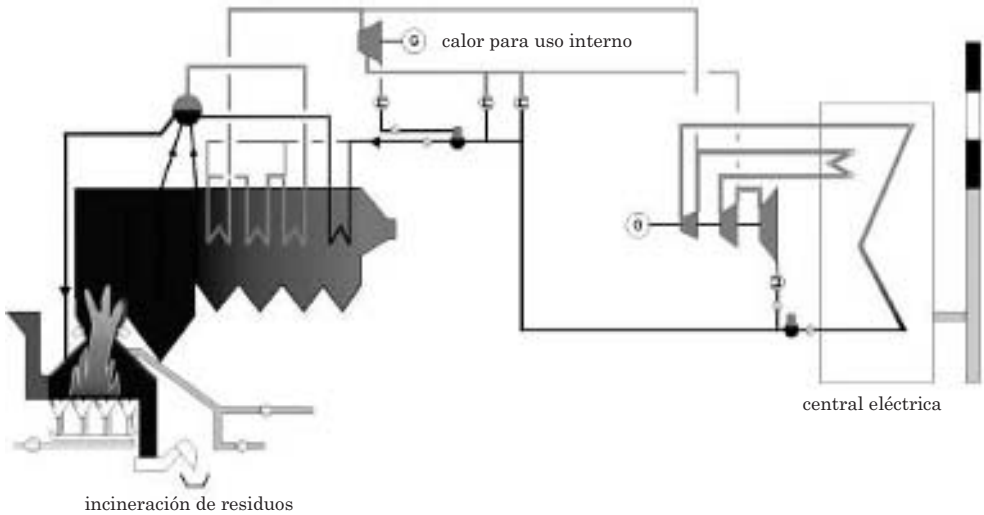


Tabla 10.17. Costes específicos de un ciclo de agua-vapor con una turbina de extracción de vapor en combinación con el sistema de vapor de una planta de energía adyacente, en función de la productividad.
[3, Austria, 2002]

Parámetro	Productividad		
	100000 t/año	200000 t/año	300000 t/año
Costes de inversión (€)	unos 8 millones	unos 12,5 millones	unos 15 millones
Costes de inversión específicos (€/año)	8,75	6,44	5,15
Costes de mantenimiento específicos (€/t)	2,55	1,88	1,50
Suministro de calor (MWh t ⁻¹)	0	0	0
Ingresos específicos de la producción de calor (€/t)	0	0	0
Suministro de electricidad (MWh t ⁻¹)	0,66	0,66	0,66
Ingresos específicos de la producción de electricidad (€/t)	16,5	16,5	16,5
Ingresos estimados del ciclo de agua-vapor (€/t)	5,20	8,19	9,85

Opción 4: Cogeneración de calor y electricidad aplicando parámetros de vapor de 50 bares y 400 °C

Además de los costes de inversión indicados en la opción 2, deben considerarse los costes de un sistema de producción de calor (Figura 10.4).

Figura 10.4. Ciclo de agua-vapor, opciones 4, 5, 7 y 8. [3, Austria, 2002]

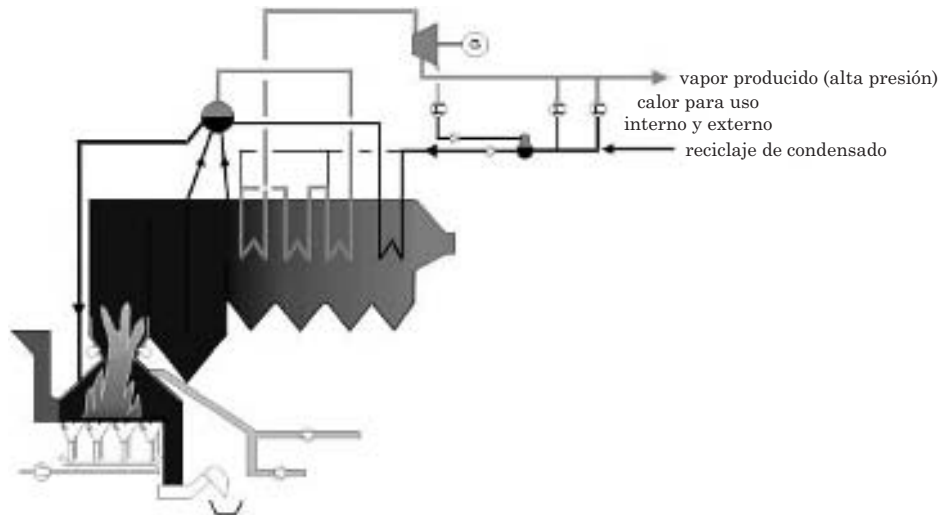


Tabla 10.18. Costes específicos de un ciclo de agua-vapor con cogeneración de vapor y electricidad y parámetros de vapor bajos, en función de la productividad. [3, Austria, 2002]

Parámetro	Productividad		
	100000 t/año	200000 t/año	300000 t/año
Costes de inversión (€)	unos 89 millones	unos 14 millones	unos 18 millones
Costes de inversión específicos (€/año)	9,27	7,21	6,18
Costes de mantenimiento específicos (€/t)	2,70	2,10	1,80
Suministro de calor (MWh t ⁻¹)	1,98	1,98	1,98
Ingresos específicos de la producción de calor (€/t)	11,88	11,88	11,88
Suministro de electricidad (MWh t ⁻¹)	0,22	0,22	0,22
Ingresos específicos de la producción de electricidad (€/t)	5,50	5,50	5,50
Ingresos estimados del ciclo de agua-vapor (€/t)	5,41	8,07	9,40

Opción 5: Cogeneración de calor y electricidad aplicando parámetros de vapor de 80 bares y 500 °C:

Además de los costes de inversión indicados en la opción 2, deben considerarse los incrementos de costes por la elevación de los parámetros de vapor y los costes de las instalaciones de producción de calor

Tabla 10.19. Costes específicos de un ciclo de agua-vapor con cogeneración de vapor y electricidad y parámetros de vapor altos, en función de la productividad. [3, Austria, 2002]

Parámetro	Productividad		
	100000 t/año	200000 t/año	300000 t/año
Costes de inversión (€)	unos 10 millones	unos 15,5 millones	unos 20 millones
Costes de inversión específicos (€/año)	10,30	7,98	6,86
Costes de mantenimiento específicos (€/t)	3,00	2,33	2,00
Suministro de calor (MWh t ⁻¹)	1,87	1,87	1,87
Ingresos específicos de la producción de calor (€/t)	11,22	11,22	11,22
Suministro de electricidad (MWh t ⁻¹)	0,33	0,33	0,33
Ingresos específicos de la producción de electricidad (€/t)	8,25	8,25	8,25
Ingresos estimados del ciclo de agua-vapor (€/t)	6,17	9,17	10,61

Opción 6: Turbina de extracción de vapor aplicando parámetros de vapor de 50 bares y 400 °C

Tabla 10.20. Costes específicos de un ciclo de agua-vapor con una turbina de extracción de vapor (parámetros de vapor normales), en función de la productividad, cuando puede haber sustitución de energía. [3, Austria, 2002]

Parámetro	Productividad		
	100000 t/año	200000 t/año	300000 t/año
Costes de inversión (€)	unos 8 millones	unos 12 millones	unos 16 millones
Costes de inversión específicos (€/año)	8,24	6,18	5,49
Costes de mantenimiento específicos (€/t)	2,40	1,80	1,60
Suministro de calor (MWh t ⁻¹)	0	0	0
Ingresos específicos de la producción de calor (€/t)	0	0	0
Suministro de electricidad (MWh t ⁻¹)	0,44	0,44	0,44
Ingresos específicos de la producción de electricidad (€/t)	19,8	19,8	19,8
Ingresos estimados del ciclo de agua-vapor (€/t)	9,16	11,82	12,71

Contrariamente a la opción 2, la planta incineradora de residuos está situada en un lugar donde puede haber sustitución de energía que de otro modo debería comprarse.

Opción 7: Cogeneración de calor y electricidad aplicando parámetros de vapor de 50 bares y 400 °C

Contrariamente a la opción 4, la planta incineradora de residuos está situada en un lugar donde puede haber sustitución de energía que de otro modo debería comprarse.

Tabla 10.21. Costes específicos de un ciclo de agua-vapor con cogeneración de calor y electricidad (parámetros de vapor normales), en función de la productividad de residuos, cuando puede haber sustitución de energía. [3, Austria, 2002]

Parámetro	Productividad		
	100000 t/año	200000 t/año	300000 t/año
Costes de inversión (€)	unos 9 millones	unos 14 millones	unos 18 millones
Costes de inversión específicos (€/año)	9,27	7,21	6,18
Costes de mantenimiento específicos (€/t)	2,70	2,10	1,80
Suministro de calor (MWh t ⁻¹)	1,98	1,98	1,98
Ingresos específicos de la producción de calor (€/t)	19,80	19,80	19,80
Suministro de electricidad (MWh t ⁻¹)	0,22	0,22	0,22
Ingresos específicos de la producción de electricidad (€/t)	9,90	9,90	9,90
Ingresos estimados del ciclo de agua-vapor (€/t)	17,73	20,39	21,72

Opción 8: Cogeneración de calor y electricidad aplicando parámetros de vapor de 80 bares y 500 °C

Contrariamente a la opción 5, la planta incineradora de residuos está situada en un lugar donde puede haber sustitución de energía que de otro modo debería comprarse (ver Tabla 10.22).

Tabla 10.22. Costes específicos de un ciclo de agua-vapor con cogeneración de calor y electricidad (parámetros de vapor altos), en función de la productividad de residuos, cuando puede haber sustitución de energía. [3, Austria, 2002]

Parámetro	Productividad		
	100000 t/año	200000 t/año	300000 t/año
Costes de inversión (€)	unos 10 millones	unos 15,5 millones	unos 20 millones
Costes de inversión específicos (€/año)	10,30	7,98	6,86
Costes de mantenimiento específicos (€/t)	3,00	2,33	2,00
Suministro de calor (MWh t ⁻¹)	1,87	1,87	1,87
Ingresos específicos de la producción de calor (€/t)	18,70	18,70	18,70
Suministro de electricidad (MWh t ⁻¹)	0,33	0,33	0,33
Ingresos específicos de la producción de calor (€/t)	14,85	14,85	14,85
Ingresos estimados del ciclo de agua-vapor (€/t)	20,25	23,25	24,69

Discusión de las opciones 1 a 8 de ciclo de agua-vapor

Estudio de ingresos específicos del ciclo de agua-vapor

Como se muestra en la Tabla 10.23, el aumento del tamaño de la planta produce mayores ingresos del ciclo de agua-vapor. Para inversiones más bajas (producción de calor puro-opción 1), la dependencia de la planta es sólo marginal.

Tabla 10.23. Estudio de los ingresos específicos para las distintas opciones del ciclo de agua-vapor en función de la productividad. [3, Austria, 2002]

Opción	Variación en los ingresos en € por tonelada de residuos tratados con la opción y la productividad		
	100000 t/año	200000 t/año	300000 t/año
Opción 1	9,21	10,21	10,54
Opción 2	0,36	3,02	3,91
Opción 3	5,20	8,19	9,85
Opción 4	5,41	8,07	9,40
Opción 5	6,17	9,17	10,61
Opción 6	9,16	11,82	12,71
Opción 7	17,73	20,39	21,72
Opción 8	20,25	23,25	24,69

En base a los costes estimados, mayores inversiones para un mayor índice de producción de electricidad, como se supone en las opciones 3 y 5, serían económicamente favorables. No obstante, la opción 3 sólo puede realizarse en un lugar adyacente a una planta de energía con una potencia térmica unas diez veces mayor y un tiempo anual de funcionamiento de al menos 5000 h.

La opción 5 es problemática por el hecho de que ocurren problemas de corrosión cuando se aplican parámetros de vapor más elevados. En la Tabla 10.23 se supone una alta operatividad para todas las opciones, aunque esto no es así en la práctica para la opción 5. Si debido a ello se producen costes adicionales de unos 2 millones € por año, los costes específicos aumentarán en 7 € por tonelada en el caso de una planta con una productividad de 300000 t/año.

La diferencia entre instalaciones con y sin demanda de calor, a los mismos niveles de costes para energía (opción 2 y 4), referida a una productividad 300000 toneladas anuales, es sólo de unos 5,5 €/t.

Los ingresos de la producción de electricidad en una planta de energía y por cogeneración son similares.

Puede conseguirse un considerable aumento en los ingresos mediante una elección adecuada de la ubicación de una planta si la energía producida puede utilizarse, o si puede cubrirse una demanda de energía existente (opciones 6 a 8).

10.2.4. Costes para algunas combinaciones de tratamiento de gases de combustión utilizadas en IRSU

En esta sección se consideran los aspectos económicos de las unidades de proceso que diferencian las distintas combinaciones de tecnologías de limpieza de gases de combustión. La información está tomada de [3, Austria, 2002]:

Combinación 1:

- precipitador electrostático;
- lavador húmedo en dos etapas con y sin precipitación;
- eliminación húmeda de partículas finas;
- planta catalítica (circuito de bajo nivel de partículas).

Combinación 2:

- filtro de manga con dosificación de cal y coque activado;
- lavado húmedo en dos etapas con lavador de yeso, y
- planta catalítica corriente abajo (circuito con bajo nivel de partículas).

Combinación 3:

- precipitador electrostático;

- lavado húmedo en dos etapas con lavador de NaOH;
- filtro de manga con dosificación de cal y coque activado, y
- planta catalítica corriente abajo (circuito con bajo nivel de partículas).

Combinación 4:

- precipitador electrostático;
- lavado húmedo en dos etapas con precipitación;
- absorbedor de coque activado (corriente cruzada);
- planta catalítica corriente abajo (circuito con bajo nivel de partículas).

Combinación 5:

- precipitador electrostático;
- lavado húmedo en dos etapas;
- eliminación húmeda de partículas finas, y
- absorbedor de coque activado (contracorriente).

Combinación 6:

- proceso en lecho fluidizado;
- filtro de manga;
- filtro de coque activado;
- reducción catalítica selectiva.

10.2.4.1. LIMPIEZA SECA DE GASES DE COMBUSTIÓN

Para limpieza seca de gases de combustión, se supone que la concentración de partículas en el gas crudo es de 5 g/Nm^3 y el que el volumen de gas de combustión es de $5500 \text{ Nm}^3/\text{t}$.

Los costes de inversión para el dispositivo de eliminación de partículas incluye los gastos del filtro en sí, así como de los silos, transportadores de partículas y dispositivos de dosificación (si los hay instalados).

Los costes operativos consisten principalmente en consumo de electricidad, costes de eliminación para el polvo separado y costes de los agentes de adsorción. Los costes de los medios de adsorción incluyen también costes de desecho de los residuos acumulados.

En esta evaluación se utiliza un precipitador electrostático en combinación corriente abajo con un precipitador electrostático húmedo o una planta de coque activado.

El rango de temperatura operativa típico de un precipitador electrostático es de $180\text{-}230 \text{ }^\circ\text{C}$. Los costes específicos de un precipitador electrostático en función de la productividad se presentan en la Tabla 10.24, y los costes específicos de los sistemas húmedos de eliminación de partículas se muestran en la Tabla 10.25.

*Costes de eliminación de partículas con PE***Tabla 10.24. Costes específicos para eliminación de partículas con un precipitador electrostático en función de la productividad.** [3, Austria, 2002]

Parámetro	Unidades	Productividad por línea		
		75000 t/año	100000 t/año	150000 t/año
Consumo de electricidad				
Consumo específico	kWh/t	12	12	12
Costes específicos del consumo de energía	€/t	0,29	0,29	0,29
Costes de eliminación				
Cantidad específica de residuos acumulados	kg/t	27,50	27,50	27,0
Costes específicos de eliminación de residuos	€/t	4,13	4,13	4,13
Mantenimiento y desgaste				
Porcentaje de los costes de inversión	%	2	2	2
Costes específicos de mantenimiento	€/t	0,27	0,24	0,21
Costes de inversión	€	1000000	1200000	1600000
Costes de inversión específicos	€/t	1,37	1,24	1,10
Valoración de costes específicos globales	€/t	6,06	5,89	5,73

*Costes de un sistema húmedo de eliminación de partículas***Tabla 10.25. Costes específicos para eliminación húmeda de partículas en función de la productividad.** [3, Austria, 2002]

Parámetro	Unidades	Productividad por línea		
		75000 t/ año	100000 t/ año	150000 t/ año
Consumo de electricidad				
Consumo global medio (funcionamiento normal)	kWh/t	6	6	6
Costes del consumo de energía	€/t	0,16	0,16	0,16
Costes de eliminación				
Cantidad específica de residuos acumulados	kg/t			
Costes específicos de eliminación de residuos	€/t			
Mantenimiento y desgaste				
Porcentaje de los costes de inversión	%	1,5	1,5	1,5
Costes específicos de mantenimiento	€/t	0,30	0,30	0,25
Costes de inversión	€	1500000	2000000	2500000
Costes de inversión específicos	€/t	2,06	2,06	1,72
Valoración de costes específicos globales	€/t	2,52	2,52	2,12

Se ha observado que un sistema de limpieza de gases de combustión con dosificación de coque activado es la solución más rentable para la separación previa de mercurio, PCDD/F y para eliminación de partículas. Otra ventaja de este proceso es que una gran proporción de los metales pesados y dioxinas y furanos ya han sido eliminados, antes de que el gas de combustión entre en el sistema de lavado húmedo. Por este motivo, la concentración de contaminantes en el yeso acumulado es baja.

Limpieza seca de gases de combustión con un filtro de manga

Tabla 10.26. Costes específicos para un sistema seco de limpieza de gases de combustión con filtros de manga en función de la productividad.
[3, Austria, 2002]

Parámetro	Unidades	Productividad		
		75000 t/ año	100000 t/ año	150000 t/ año
Consumo de electricidad				
Consumo específico	kWh/t	9	9	9
Costes específicos del consumo de energía	€/t	0,22	0,22	0,22
Consumo de CaO incl. desecho de residuos				
Consumo específico	kg/t	0,00	0,00	0,00
Factor estequiométrico		3	3	3
Costes específicos de adsorción	€/t	0,00	0,00	0,00
Consumo de coque activado				
Consumo específico	kg/t	1,00	1,00	1,00
Costes específicos de coque activado	€/t	0,30	0,30	0,30
Costes de eliminación				
Cantidad específica de residuos acumulados	kg/t	28,50	28,50	28,50
Costes específicos de eliminación de residuos	€/t	4,28	4,28	4,28
Mantenimiento y desgaste				
Porcentaje de los costes de inversión	%	1	1	1
Costes específicos de mantenimiento	€/t	0,15	0,15	0,13
Costes específicos de desgaste de filtros	€/t	0,78	0,78	0,78
Costes de inversión				
Costes de inversión específicos	€/t	1,58	1,49	1,37
Valoración de costes específicos globales	€/t	7,30	7,21	7,08

10.2.4.2. PLANTAS DE ABSORCIÓN Y ADSORCIÓN PARA LA SEPARACIÓN DE HCl, HF Y SO₂

En el estudio del que se ha extraído esta información [3, Austria, 2002], básicamente sólo se utilizan procesos húmedos para la separación de HCl, HF y SO₂. También se indican los datos de una planta que utiliza un sistema seco para separación previa.

En casos en los que se aplican procesos húmedos, los costes operativos están influenciados por el tipo y la cantidad de medios de adsorción, por el consumo de energía y por los costes de eliminación de los residuos finales. También se incluyen los costes de inversión para conductos de gases de combustión, lavadores, separadores de gotas, intercambiadores de calor y reactores, así como para toda la infraestructura de circulación de agua, aguas residuales, agentes químicos y residuos.

Las suposiciones efectuadas son que deben separarse 600 mg/Nm³ de SO₂ y 1000 mg/Nm³ de HCl del gas crudo. En estas condiciones, los costes específicos de un lavador de NaOH son de unos 11 €/t, los costes de lavadores con precipitación están entre 8 y 9 €/t, y los costes de un lavador de yeso están entre 5 y 6 €/t, respectivamente.

La combinación de un lavador de yeso con sistema seco de limpieza de gases de combustión con adsorción con coque activado es ligeramente más cara que una planta seca para la separación de HCl, HF y SO₂ sólo (13,19 frente a 12,78 €/t) basado en una productividad de 75000 t/año.

Para plantas con una productividad de tratamiento de residuos de unas 100000 t/año por línea, los costes son aproximadamente los mismos (12,69 frente a 12,63 €/t). Para una productividad de unas 150000 t/año por línea, los costes son menores para la combinación de lavador de yeso más sistema de limpieza de gases de combustión en comparación con absorción seca sólo (12,15 frente a 12,44 €/t).

En las tablas siguientes se indican algunos costes de plantas de absorción y adsorción:

*Limpieza seca de gases de combustión con adsorción***Tabla 10.27. Costes específicos de un sistema seco de limpieza de gases de combustión con adsorción, en función de la productividad.**

[3, Austria, 2002]

Parámetro	Unidades	Productividad por línea		
		75000 t/ año	100000 t/ año	150000 t/ año
Consumo de electricidad				
Consumo específico	kWh/t	13	13	13
Costes específicos del consumo de energía	€/t	0,33	0,33	0,33
Consumo de CaO incl. desecho de residuos				
Consumo específico	kg/t	14,44	14,44	14,44
Factor estequiométrico		1,50	1,50	1,50
Costes específicos de adsorción	€/t	4,50	4,50	4,50
Consumo de coque activado				
Consumo específico	kg/t	1,00	1,00	1,00
Costes específicos de coque activado	€/t	0,30	0,30	0,30
Costes de eliminación				
Cantidad específica de residuos acumulados	kg/t	28,50	28,50	28,50
Costes específicos de eliminación de residuos	€/t	4,28	4,28	4,28
Mantenimiento y desgaste				
Porcentaje de los costes de inversión	%	1	1	1
Costes específicos de mantenimiento	€/t	0,23	0,22	0,20
Costes específicos de desgaste de filtros	€/t	0,78	0,78	0,78
Costes de inversión	€	1725000	2175000	3000000
Costes de inversión específicos	€/t	2,37	2,24	2,06
Valoración de costes específicos globales	€/t	12,78	12,63	12,44

*Lavador de yeso***Tabla 10.28. Costes específicos de un lavador de yeso en función de la productividad.** [3, Austria, 2002]

Parámetro	Unidades	Productividad por línea		
		75000 t/ año	100000 t/ año	150000 t/ año
Consumo de electricidad				
Consumo específico	kWh/t	19	19	19
Costes específicos del consumo de energía	€/t	0,48	0,48	0,48
Recalentamiento				
Aumento de temperatura	°C	30	30	30
Demanda de calor	kWh/t	0,06	0,06	0,06
Costes específicos	€/t	0,39	0,39	0,39
Consumo de CaCO ₃				
Consumo específico	kg/t	11,42	11,42	11,42
Consumo de CaO				
Consumo específico	kg/t	1,89	1,89	1,89
Costes de agente neutralizante	€/t	0,47	0,47	0,47
Costes de eliminación				
Cantidad específica de yeso acumulado	kg/t	14,78	14,78	14,78
Cantidad específica de torta de filtro	kg/t	1,00	1,00	1,00
Costes específicos	€/t	0,45	0,45	0,45
Mantenimiento y desgaste				
Porcentaje de los costes de inversión	%	2	2	2
Costes específicos	€/t	0,67	0,60	0,53
Costes de inversión	€	2500000	3000000	4000000
Costes de inversión específicos	€/t	3,43	3,09	2,75
Valoración de costes específicos globales	€/t	5,89	5,48	5,07

*Lavador con precipitación***Tabla 10.29. Costes específicos de un lavador con precipitación en función de la productividad.** [3, Austria, 2002]

Parámetro	Unidades	Productividad		
		75000 t/ año	100000 t/ año	150000 t/ año
Consumo de electricidad				
Consumo específico	kWh/t	19	19	19
Costes específicos del consumo de energía	€/t	0,48	0,48	0,48
Recalentamiento				
Aumento de temperatura	°C	30	30	30
Demanda de calor	kWh/t	0,06	0,06	0,06
Costes específicos	€/t	0,39	0,39	0,39
Consumo de NaOH				
Consumo específico	kg/t	2,75	2,75	2,75
Consumo de CaO				
Consumo específico	kg/t	9,87	9,87	9,87
Costes de agente neutralizante	€/t	2,07	2,07	2,07
Costes de eliminación				
Cantidad específica de yeso acumulado	kg/t	8,87	8,87	8,87
Cantidad específica de torta de filtro	kg/t	10,85	10,85	10,85
Costes específicos	€/t	2,16	2,16	2,16
Mantenimiento y desgaste				
Porcentaje de los costes de inversión	%	2	2	2
Costes específicos	€/t	0,67	0,60	0,53
Costes de inversión	€	2500000	3000000	4000000
Costes de inversión específicos	€/t	3,43	3,09	2,75
Valoración de costes específicos globales	€/t	9,19	8,78	8,37

10.2.4.3. LAVADOR DE NaOH

Tabla 10.30. Costes específicos de un lavador de NaOH en función de la productividad. [3, Austria, 2002]

Parámetro	Unidades	Productividad por línea		
		75000 t/ año	100000 t/ año	150000 t/ año
Consumo de electricidad				
Consumo específico	kWh/t	19	19	19
Costes específicos del consumo de energía	€/t	0,48	0,48	0,48
Recalentamiento				
Aumento de temperatura	°C	30	30	30
Demanda de calor	MWh/t	0,06	0,06	0,06
Costes específicos	€/t	0,39	0,39	0,39
Consumo de NaOH				
Consumo específico	kg/t	6,88	6,88	6,88
Consumo de CaO				
Consumo específico	kg/t	4,71	4,71	4,71
Costes de agente neutralizante	€/t	3,77	3,77	3,77
Costes de eliminación				
Cantidad específica de yeso acumulado	kg/t	0,00	1,00	2,00
Cantidad específica de torta de filtro	kg/t	25,64	25,64	25,64
Costes específicos	€/t	3,85	3,91	3,97
Mantenimiento y desgaste				
Porcentaje de los costes de inversión	%	1,5	1,5	1,5
Costes específicos	€/t	0,36	0,33	0,30
Costes de inversión	€	1800000	2200000	3000000
Costes de inversión específicos	€/t	2,47	2,27	2,06
Valoración de costes específicos globales	€/t	11,31	11,14	10,96

10.2.4.4. REDUCCIÓN DE NO_x SECUNDARIA MEDIANTE RCS o RNCS

[3, Austria, 2002]

Además de los costes de inversión y los costes de RCS, normalmente se incluyen: mantenimiento, recalentamiento de gases de combustión, catalizador-sustitución, amoniaco/urea y electricidad. Los costes de recalentamiento de los gases de combustión dependen de la temperatura de operación del catalizador y del orden en que se apliquen las técnicas de tratamiento de gases de combustión, es decir, si se aplican lavadores húmedos corriente abajo de los sistemas de RCS, la temperatura de entrada al precalentador de la RCS puede ser menor, con lo que se requerirá menos recalentamiento. La aplicación de RCS en zonas de

mucho polvo es rara en instalaciones de incineración de residuos (por motivos operativos), pero tiene la ventaja de evitar el recalentamiento.

En los costes de inversión aquí presentados se incluyen: todo el sistema de circulación para los gases de combustión con sistema de transferencia de calor, conductos e gases, caja de catalizador y conducto de derivación, así como todo el sistema de NH_4OH , consistente en equipo de extracción del tanque, almacenamiento, estación de dosificación, evaporación y mezcla. Los costes globales de la limpieza catalítica de gases de combustión (Tabla 10.31 son de unos 3 €/t, que es dos veces los costes de la limpieza no catalítica de gases de combustión (RNCS, ver Tabla 10.32).

La RCS se utiliza generalmente cuando los límites de emisión están establecidos por debajo de 100 mg/Nm^3 , y tiene una eficacia típica del orden de $40\text{-}70 \text{ mg/Nm}^3$. Aunque en algunos casos se reportan concentraciones de emisión por debajo de 70 mg/Nm^3 , los niveles de emisión de RNCS más normales son del orden de $120\text{-}180 \text{ mg/Nm}^3$.

Si el catalizador se utiliza también para la oxidación de dioxinas, el volumen del catalizador y por tanto el volumen específico de posición/desgaste del catalizador aumentará. Sin embargo, las diferencias en los costes globales son pequeñas.

Limpieza catalítica de gases de combustión (RCS)

Tabla 10.31. Costes específicos de la RCS en función de la productividad.

[3, Austria, 2002]

Parámetro	Unidades	Productividad por línea		
		75000 t/ año	100000 t/ año	150000 t/ año
Consumo de electricidad				
Consumo específico	kWh/t	8	8	8
Costes específicos del consumo de energía	€/t	0,20	0,20	0,20
Recalentamiento				
Aumento de temperatura	°C	30	30	30
Demanda de calor	MWh/t	0,06	0,06	0,06
Costes específicos	€/t	0,64	0,64	0,64
Consumo de NH ₄ OH (como solución de NH ₃ al 25 %)				
Consumo específico	kg/t	2,44	2,44	2,44
Costes específicos	€/t	0,37	0,37	0,37
Mantenimiento y desgaste				
Porcentaje de los costes de inversión	%	1	1	1
Costes específicos	€/t	0,16	0,15	0,13
Ciclo de vida medio	a	10,00	10,00	10,00
Costes específicos por desgaste del catalizador	€/t	0,30	0,30	0,30
Costes de inversión	€	1200000	1500000	2000000
Costes de inversión específicos	€/t	1,65	1,54	1,37
Valoración de costes específicos globales	€/t	3,32	3,20	3,02

Nota: Varios miembros del TWG comentaron que los costes de inversión aquí presentados eran bajos en relación con los precios actuales del mercado.

Limpieza no catalítica de gases de combustión (RNCS)

Tabla 10.32. Costes específicos de la RNCS en función de la productividad.
[3, Austria, 2002]

Parámetro	Unidades	Productividad por línea		
		75000 t/ año	100000 t/ año	150000 t/ año
Consumo de electricidad				
Consumo específico	kWh/t	2	2	2
Costes específicos del consumo de energía	€/t	0,04	0,04	0,04
Consumo de NH ₄ OH (como solución de NH ₃ al 25 %)				
Consumo específico	kg/h	4,88	4,88	4,88
Costes específicos	€/t	0,73	0,73	0,73
Mantenimiento y desgaste				
Porcentaje de los costes de inversión	%	2	2	2
Costes específicos	€/t	0,19	0,16	0,13
Costes de inversión	€	700000	800000	1000000
Costes de inversión específicos	€/t	0,96	0,82	0,69
Valoración de costes específicos globales	€/t	1,92	1,76	1,59

10.2.4.5. SISTEMA DE LIMPIEZA DE LOS GASES DE COMBUSTIÓN POST-TRATAMIENTO

En algunas plantas, se instalan sistemas para el post-tratamiento de los gases de combustión después de las operaciones de eliminación de partículas y de absorción o adsorción de gases: Generalmente son un absorbedor por inyección de flujo (Tabla 10.33) con coque activado y cal o caliza como reactivos, y un absorbedor de lecho fijo (Tabla 10.34) con coque de horno.

En este caso, los reactivos reaccionados o cargados se reincineran en el sistema de combustión. Así, los costes operativos son principalmente los costes del medio de absorción y el consumo de electricidad. Los costes de inversión incluyen conductos de gases de combustión, intercambiadores de calor, reactores y filtros, así como la infraestructura requerida para suministro, almacenamiento y dosificación de agentes químicos, y para el transporte, almacenamiento y eliminación en vertedero de residuos.

Los costes de las etapas adicionales de limpieza de gases de combustión se detallan a continuación:

*Absorbedor por inyección de flujo***Tabla 10.33. Costes específicos de un absorbedor por inyección de flujo en función de la productividad.** [3, Austria, 2002]

Parámetro	Unidades	Productividad por línea		
		75000 t/ año	100000 t/ año	150000 t/ año
Consumo de electricidad				
Consumo específico	kWh/t	9	9	9
Costes específicos del consumo de energía	€/t	0,22	0,22	0,22
Consumo de CaO incluido desecho de sales				
Consumo específico	kg/t	4,77	4,77	4,77
Factor estequiométrico		15,00	15,00	15,00
Costes específicos de adsorción	€/t	1,09	1,09	1,09
Consumo de coque activado				
Consumo específico	kg/t	1,00	1,00	1,00
Costes específicos del consumo de coque	€/t	0,30	0,30	0,30
Costes de eliminación				
Cantidad específica de residuos acumulados	kg/t	1,06	1,06	1,06
Coste específico para eliminación de residuos	€/t	0,16	0,16	0,16
Mantenimiento y desgaste				
Porcentaje de los costes de inversión	%	1	1	1
Costes específicos	€/t	0,15	0,15	0,13
Costes específicos del desgaste de filtros	€/t	0,78	0,78	0,78
Costes de inversión	€	1150000	1450000	2000000
Costes de inversión específicos	€/t	1,58	1,49	1,37
Valoración de costes específicos globales	€/t	4,28	4,18	4,05

*Planta de coque activado***Tabla 10.34. Costes específicos de una planta de coque activado en función de la productividad.** [3, Austria, 2002]

Parámetro	Unidades	Productividad por línea		
		75000 t/ año	100000 t/ año	150000 t/ año
Consumo de electricidad				
Consumo específico	kWh/t	10	10	10
Costes específicos del consumo de energía	€/t	0,25	0,25	0,25
Consumo de coque activado				
Consumo específico	kg/t	2,00	2,00	2,00
Costes específicos del consumo de coque	€/t	0,60	0,60	0,60
Mantenimiento y desgaste				
Porcentaje de los costes de inversión	%	1	1	1
Costes específicos	€/t	0,37	0,36	0,33
Costes de inversión	€	2800000	3600000	5000000
Costes de inversión específicos	€/t	3,84	3,71	3,43
Valoración de costes específicos globales	€/t	5,07	4,92	4,62

10.2.5. Estimaciones de costes para algunas IRSU completas

[3, Austria, 2002]

Con el fin de estimar los costes de plantas completas, se hacen las siguientes suposiciones:

En una planta con una productividad de 100000 t/año, se supone una configuración basada en una línea, para 200000 t/año dos líneas de 100000 t/año cada una, y para 300000 t/año dos líneas de 150000 t/año cada una.

Los costes de inversión que se han estimado aquí para los componentes particulares de la planta hacen sólo referencia a los costes de ingeniería y equipo. Por consiguiente, hay que añadir los costes adicionales relativos a construcción, costes eléctricos y mecánicos (CEM) y otras infraestructuras. Para estos, se estiman los siguientes costes:

- costes de construcción + 20 % del coste de la planta,
- CEM + 15 % del coste de la planta.

Otros costes de inversión, como costes para el planning de la planta y otras infraestructuras difieren marginalmente con el tamaño de la planta. Los costes

de personal han sido calculados para toda la planta, por lo que no se han tenido en cuenta en las estimaciones para los componentes particulares de la planta. En los cálculos de costes sólo se incluyen los costes del personal estrictamente necesario para el funcionamiento de la planta. Las diferencias en los sistemas de distribución y administración se han considerado insignificantes.

Los costes de inversión se han calculado estadísticamente en base a una duración de 15 años y a un tipo de interés del 6 %. Además, se ha supuesto un funcionamiento a plena carga de la planta con un tiempo de funcionamiento anual de 7500 horas. En la estimación de costes no se incluyen algunos aspectos, como los costes de intereses de construcción, personal de dirección, administración, publicidad y seguros. Así pues, los costes calculados conforme a estas suposiciones son al menos un 30-40 % demasiado bajos, y por tanto se indican como valoración de costes específicos globales. Para hacer que las estimaciones de costes fueran más realistas, se agregó un 40 % a la valoración de costes específicos globales, y los costes resultantes se denominaron estimación de costes específicos globales.

Las estimaciones de costes para distintas plantas se basan en las mismas suposiciones simplificadas. Así pues, las relaciones de distintas plantas corresponden a experiencias prácticas.

En las tablas siguientes se ilustran las siguientes diferencias entre plantas:

- distintos tamaños de planta;
- distintas utilizaciones de la energía sobre la base de precios uniformes;
- distintos sistemas de limpieza de gases de combustión.

Las suposiciones realizadas se describen en los títulos de la Tabla 10.35 a la Tabla 10.40.

La Figura 10.5 de la página siguiente muestra ejemplos de la influencia del tamaño de la planta y de la opción de utilización de energía sobre los costes específicos de tratamiento de residuos de instalaciones nuevas de IRSU:

El tamaño de la planta tiene gran influencia en los costes globales de una planta. La máxima diferencia entre plantas pequeñas y grandes es de unos 37 € por tonelada de residuos incinerados. Los medios de utilización de la energía alteran los costes en unos 9 € por tonelada. La integración del vapor en una planta de energía existente (opción 1) y la cogeneración (opción 3) producen menores costes globales que la producción de energía pura (opción 2).

La Figura 10.6 muestra la estructura de costes específicos de tratamiento de residuos para instalaciones de IRSU con distintas técnicas de tratamiento de gases de combustión, pero con la misma opción de utilización de la energía:

En las opciones que se muestran en Figura 10.6, sólo se produce electricidad de la incineración de residuos. Nuevamente, se muestra que los costes globales de una planta dependen principalmente del tamaño (diferencia máxima: 37 € por

Figura 10.5. Influencia del tamaño de la planta y de la utilización de la energía sobre los costes específicos de tratamiento de residuos en instalaciones de IRSU nuevas. [3, Austria, 2002], [64, TWGComments, 2003]

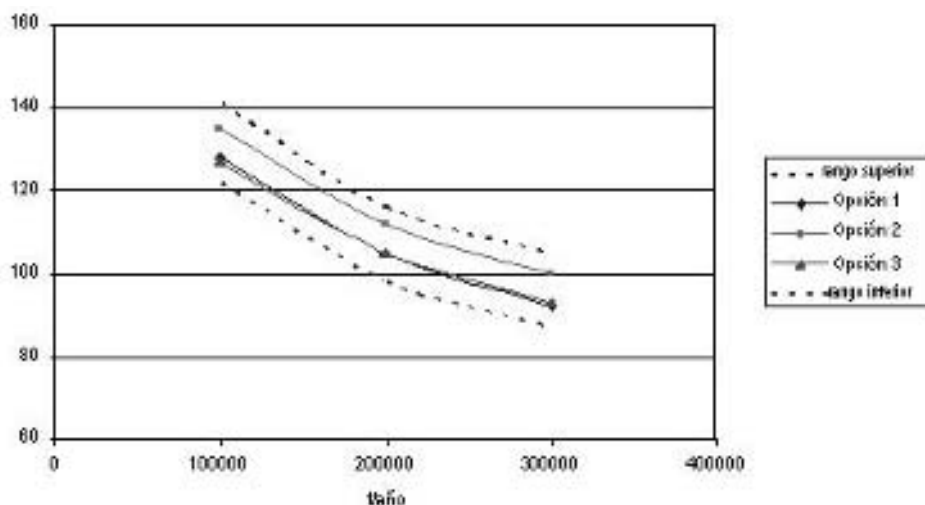
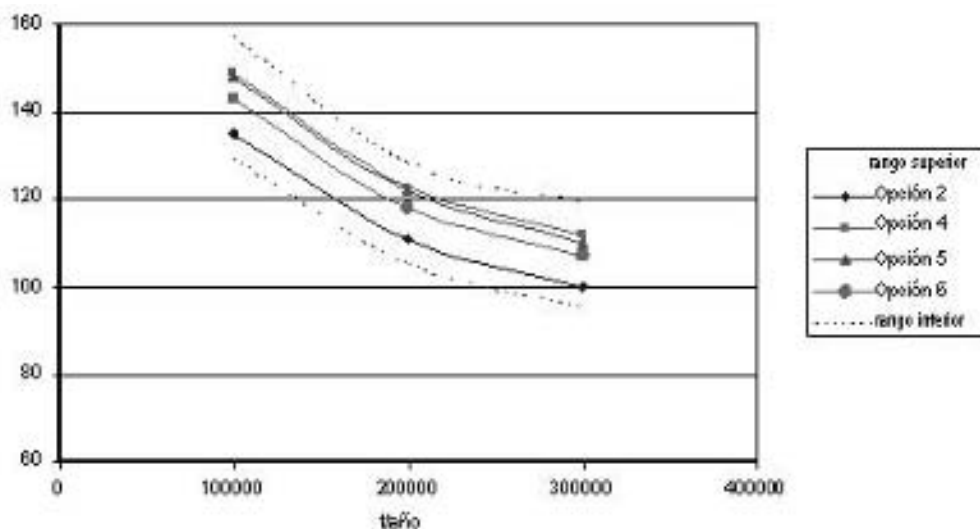


Figura 10.6. Influencia de variar los sistemas de TGC y los tamaños de planta sobre los costes de tratamiento de instalaciones nuevas de IRSU con las mismas técnicas de utilización de la energía. [3, Austria, 2002], [64, TWGComments, 2003]



tonelada), mientras que la diferencia máxima en función del sistema de lavado de gases de combustión es de 13 € por tonelada.

En conjunto, el rango de costes globales que se muestra en ambas figuras está entre 92 y 148 € por tonelada de residuos incinerados.

Para plantas de menor productividad (ej: menos de 100000 toneladas/año), dado que la cantidad global de calor producido es menor, puede ser fácil encontrar un consumidor de calor. En tales casos, la mayor parte del calor producido por la planta puede venderse. Estos ingresos de energía calorífica pueden reducir el canon de admisión para los residuos recibidos hasta un nivel que haga que la escala pequeña de la planta se convierta de hecho en una ventaja económica. Por ejemplo, si el vapor se vende a un precio de 15 -20 €/MWh, y se producen 2-2,5 MWh de calor por tonelada de residuos, esto supone unos ingresos por vapor del orden de 30-50 € por tonelada de residuos. [64, TWGComments, 2003]

En zonas rurales, una capacidad de planta de 300000 t/año puede corresponder a un radio de zona de recogida de unos 80-100 km. Para plantas pequeñas, la diferencia de costes entre el suministro directo con el vehículo de recogida de basuras y el suministro con una logística de recogida global, carga y transporte en tren está entre 10 y 15 €/t. Así, los menores costes logísticos de las plantas pequeñas pueden compensar los mayores costes específicos de tratamiento sólo en un grado pequeño.

Tabla 10.35. Opción 1: Costes de un sistema de incineración de parrilla con suministro por tren, tratamiento húmedo y catalítico de gases de combustión y ciclo de vapor conectado al de una planta de energía adyacente, en función de la productividad. [3, Austria, 2002]

Parámetro	Unidades	Productividad		
		100000 t/ año	200000 t/ año	300000 t/ año
Costes de descarga y almacenamiento con vehículos de recogida de basuras	€/t	5,20	4,24	3,77
Costes adicionales de descarga y almacenamiento por tren	€/t	3,99	2,66	2,22
Sistema de incineración y caldera	€/t	36,42	36,42	35,08
Ciclo de agua-vapor (opción 3)	€/t	5,20	8,19	9,85
Limpieza seca de gases de combustión	€/t	7,21	7,21	7,08
Lavador de yeso	€/t	5,48	5,48	5,07
Limpieza catalítica de gases de combustión	€/t	3,20	3,20	3,02
Costes de inversión de ingeniería de sistemas	€	33650000	59100000	78000000
Construcción	€	6730000	11820000	15600000
CGA	€	5047500	8865000	11700000
Otros costes de inversión	€	6000000	7000000	8000000
Costes específicos de construcción, Gestión ambiental + otros	€/t	18,30	14,25	12,12
Costes de personal	€/año	1700000	1800000	2000000
Costes específicos de personal	€/t	17,00	9,00	6,67
Valoración de costes globales	€/t	91,60	74,27	65,16
Estimación de costes globales	€/t	128	104	91

Tabla 10.36. Opción 2: Costes para un sistema de incineración de parrilla con suministro por tren, tratamiento seco, húmedo y catalítico de gases de combustión con generación de electricidad, en función de la productividad. [3, Austria, 2002]

Parámetro	Unidades	Productividad		
		100000 t/año	200000 t/año	300000 t/año
Costes de descarga y almacenamiento con vehículos de recogida de basuras	€/t	5,20	4,24	3,77
Costes adicionales de descarga y almacenamiento por tren	€/t	3,99	2,66	2,22
Sistema de incineración y caldera	€/t	36,42	36,42	35,08
Ciclo de agua-vapor (opción 2)	€/t	0,36	3,02	3,91
Limpieza seca de gases de combustión	€/t	7,21	7,21	7,08
Lavador de yeso	€/t	5,48	5,48	5,07
Limpieza catalítica de gases de combustión	€/t	3,20	3,20	3,02
Costes de inversión de ingeniería de procesos	€	33150000	58600000	79000000
Construcción	€	6630000	11720000	15800000
CGA	€	4972500	8790000	11850000
Otros costes de inversión	€	6000000	7000000	8000000
Costes específicos de construcción, CGA + otros	€/t	18,12	14,16	12,24
Costes de personal	€/año	1700000	1800000	2000000
Costes específicos de personal	€/t	17,00	9,00	6,67
Valoración de costes globales	€/t	96,26	79,35	71,22
Estimación de costes globales	€/t	135	111	100

Tabla 10.37. Opción 3: Costes para un sistema de incineración de parrilla con suministro por tren, tratamiento seco, húmedo y catalítico de gases de combustión con cogeneración, en función de la productividad. [3, Austria, 2002]

Parámetro	Unidades	Productividad		
		100000 t/año	200000 t/año	300000 t/año
Costes de descarga y almacenamiento con vehículos de recogida de basuras	€/t	5,20	4,24	3,77
Costes adicionales de descarga y almacenamiento por tren	€/t	3,99	2,66	2,22
Sistema de incineración y caldera	€/t	36,42	36,42	35,08
Ciclo de agua-vapor (opción 4)	€/t	5,41	8,07	9,40
Limpieza seca de gases de combustión	€/t	7,21	7,21	7,08
Lavador de yeso	€/t	5,48	5,48	5,07
Limpieza catalítica de gases de combustión	€/t	3,20	3,20	3,02
Costes de inversión de ingeniería de procesos	€	34150000	60600000	81000000
Construcción	€	6830000	12120000	16200000
CGA	€	5122500	9090000	12150000
Otros costes de inversión	€	6000000	7000000	8000000
Costes específicos de construcción, CGA + otros	€/t	18,48	14,52	12,48
Costes de personal	€/año	1700000	1800000	2000000
Costes específicos de personal	€/t	17,00	9,00	6,67
Valoración de costes globales	€/t	91,57	74,66	65,97
Estimación de costes globales	€/t	128	104	92

Tabla 10.38. Opción 4: Costes para un sistema de incineración de parrilla con suministro por tren, precipitador electrostático, lavador de NaOH, absorbedor por inyección de flujo y planta catalítica con generación de electricidad, en función de la productividad. [3, Austria, 2002]

Parámetro	Unidades	Productividad		
		100000 t/año	200000 t/año	300000 t/año
Costes de descarga y almacenamiento con vehículos de recogida de basuras	€/t	5,20	4,24	3,77
Costes adicionales de descarga y almacenamiento por tren	€/t	3,99	2,66	2,22
Sistema de incineración y caldera	€/t	36,42	36,42	35,08
Ciclo de agua-vapor (opción 2)	€/t	0,36	3,02	3,91
Precipitador electrostático	€/t	5,89	5,89	5,73
Lavador de NaOH	€/t	11,14	11,14	10,96
Absorbedor por inyección de flujo	€/t	4,18	4,18	4,05
Limpieza catalítica de gases de combustión	€/t	3,20	3,20	3,02
Costes de inversión en sistemas de ingeniería	€	37250000	59400000	80200000
Construcción	€	7450000	11800000	16040000
CGA	€	5587500	8910000	12030000
Otros costes de inversión	€	6000000	7000000	8000000
Costes específicos de construcción, CGA + otros	€/t	19,60	14,31	12,38
Costes de personal	€/año	1700000	1800000	2000000
Costes específicos de personal	€/t	17,00	9,00	6,67
Valoración de costes globales	€/t	106	88	80
Estimación de costes globales	€/t	148	123	112

Tabla 10.39. Opción 5: Costes para un sistema de incineración de parrilla con suministro por tren, precipitador electrostático, precipitación, absorbedor de coque activado y planta catalítica con generación de electricidad, en función de la productividad. [3, Austria, 2002]

Parámetro	Unidades	Productividad		
		100000 t/año	200000 t/año	300000 t/año
Costes de descarga y almacenamiento con vehículos de recogida de basuras	€/t	5,20	4,24	3,77
Costes adicionales de descarga y almacenamiento por tren	€/t	3,99	2,66	2,22
Sistema de incineración y caldera	€/t	36,42	36,42	35,08
Ciclo de agua-vapor (opción 2)	€/t	0,36	3,02	3,91
Precipitador electrostático	€/t	5,89	5,89	5,73
Lavador con precipitación	€/t	8,78	8,78	8,37
Absorbedor de coque activado	€/t	4,92	4,92	4,62
Limpieza catalítica de gases de combustión	€/t	3,20	3,20	3,02
Costes de inversión en sistemas de ingeniería	€	40500000	65300000	88200000
Construcción	€	8100000	13060000	17640000
CGA	€	6075000	9795000	13230000
Otros costes de inversión	€	6000000	7000000	8000000
Costes específicos de construcción, CGA + otros	€/t	20,77	15,37	13,34
Costes de personal	€/año	1700000	1800000	2000000
Costes específicos de personal	€/t	17,00	9,00	6,67
Valoración de costes globales	€/t	105,82	87,46	78,90
Estimación de costes globales	€/t	147	122	110

Tabla 10.40. Opción 6: Costes para un sistema de incineración de parrilla con suministro por tren, adsorción seca, absorbedor de coque activado y planta catalítica con generación de electricidad, en función de la productividad. [3, Austria, 2002]

Parámetro	Unidades	Productividad		
		100000 t/ año	200000 t/ año	300000 t/ año
Costes de descarga y almacenamiento con vehículos de recogida de basuras	€/t	5,20	4,24	3,77
Costes adicionales de descarga y almacenamiento por tren	€/t	3,99	2,66	2,22
Sistema de incineración y caldera	€/t	36,42	36,42	35,08
Ciclo de agua-vapor (opción 2)	€/t	0,36	3,02	3,91
Absorción seca	€/t	12,63	12,63	12,44
Absorbedor de coque activado	€/t	4,92	4,92	4,62
Limpieza catalítica de gases de combustión	€/t	3,20	3,20	3,02
Costes de inversión en sistemas de ingeniería	€	38475000	61250000	83000000
Construcción	€	7695000	12250000	16600000
CGA	€	5771000	9187500	12450000
Otros costes de inversión	€	6000000	7000000	8000000
Costes específicos de construcción, SGAR + otros	€/t	20,04	14,64	12,72
Costes de personal	€/año	1700000	1800000	2000000
Costes específicos de personal	€/t	17,00	9,00	6,67
Valoración de costes globales	€/t	103,04	84,69	76,61
Estimación de costes globales	€/t	144	119	107

10.2.6. Costes de la combustión en lecho fluidizado de RSU

El material alimentado a un lecho fluidizado (LF) debe machacarse o triturarse a fin de poder ser procesado en la unidad de combustión de LF. Los materiales grandes inertes, de vidrio y férricos/no férricos pueden también extraerse antes de la alimentación a la cámara de combustión a fin de evitar la obstrucción de las entradas de aire e interferencias en la fluidización. El resultado es que el material alimentado a la unidad de combustión tiene un menor contenido de ceniza (aproximadamente un 10 % en lugar de un 25 %) que los residuos sin clasificar. [64, TWGComments, 2003]

El pretratamiento requerido para preparar RSU sin clasificar para combustión en LF tiene un coste típico de 10 a 30 €. Este coste debe añadirse a la hora de considerar el coste de tratamiento global. [64, TWGComments, 2003]

En Francia, se construyeron cinco unidades de incineración en LF entre 1995 y 1997. Utilizan dos tecnologías distintas: lecho fluidizado denso (LFD) TMC (Guerville, Doullens y Monthyon) y lecho fluidizado rotativo (LFR) (en ABT/Lurgi en Gien y Sausheim). Se realizaron los siguientes comentarios sobre su funcionamiento, algunos de ellos con influencia sobre aspectos de costes [64, TWGComments, 2003]:

- los rangos de operatividad eran bajos, entre 65 % y 80 % para las mejores líneas;
- las fases de construcción y puesta en funcionamiento fueron más largas de lo previsto inicialmente;
- se confirmó una excelente eficacia de la combustión, con un contenido de materia sin quemar inferior al 0,3 % en la ceniza de fondo;
- la eficiencia energética es considerablemente menor que para las unidades de incineración de parrilla;
- ligera reducción en las emisiones de NO_x y bajas emisiones de CO;
- otras emisiones similares a los sistemas de incineración de parrilla.

Se indica que la flexibilidad de carga, la ausencia de inercia térmica y la capacidad de tratar residuos con alto poder calorífico neto representan un bajo beneficio real.

Los costes de inversión totales para las 5 unidades francesas se sitúan entre 1,5 y 5,8 millones €/t/h. Los costes operativos varían entre 39 y 136 €/t de RSU tratados. [64, TWGComments, 2003]

El poder calorífico neto y contenido de ceniza de los residuos tratados en lechos fluidizados varía mucho. Los costes específicos de combustión dependen fuertemente de estos dos parámetros. A fin de obtener cifras comparables, en este estudio se realizaron las siguientes suposiciones [3, Austria, 2002] (ver Tablas 10.41 a 10.43):

- contenido de ceniza de los residuos preparados: 10 %
- valor calorífico de los residuos preparados: 15 MJ/kg.

Estos parámetros corresponden en general con los de las fracciones clasificadas de los residuos: Para una comparación de los costes específicos de combustión de residuos sin clasificar en un sistema de incineración de parrilla, se investigaron plantas con el mismo valor nominal de aporte térmico.

Para combustión en lecho fluidizado, las estimaciones se basan en un reactor de lecho fluidizado estacionario con una capacidad de 70000 t/año y uno de lecho fluidizado circulante con una capacidad de 200000 t/año, de una línea cada uno, utilizando los parámetros de residuos arriba indicados.

Estos datos corresponden a sistemas de combustión en parrilla con una capacidad 100000 t/año y 300000 t/año (valor calorífico de los residuos: 10 MJ/kg). No obstante, el último caso se suponen dos líneas de combustión. Pocos constructores de plantas ofrecen plantas con una capacidad anual de 300000 t por línea.

Por lo que respecta a la utilización de la energía, la opción 2 fue la base para ambos sistemas de incineración.

Los costes de tratamiento de gases de combustión se ha supuesto que son iguales para ambos sistemas, y que se aplican los mismos límites de emisión. En

realidad, para procesos que observan los mismos límites de emisión, los costes de TGC tienden a ser menores en un LFC que en un incinerador de parrilla que procesen el mismo volumen de residuos. [64, TWGComments, 2003]

En base a las suposiciones realizadas en este estudio y una capacidad de 70000 t/año de residuos pretratados (lecho fluidizado), o de 100000 t/año de residuos sin tratar (incineración en parrilla), se registran aproximadamente los mismos costes específicos de tratamiento para un determinado aporte térmico nominal. Si se toma como referencia la productividad en masa, los costes de los sistemas de combustión de lecho fluidizado son considerablemente mayores que los de sistemas de incineración de parrilla (ver Tabla 10.43). No obstante, para plantas grandes con una productividad de 200000 t/año de residuos tratados (para combustión en lecho fluidizado) o de 300000 t/año de residuos sin tratar (para incineración en parrilla), los costes específicos relacionados con el aporte térmico nominal resultan más favorables en este estudio si se aplica combustión en lecho fluidizado. No obstante, si los residuos deben ser separados primero en fracciones de bajo y alto nivel calórico y luego ser machacados, triturados y separados, la combustión ulterior en un reactor de lecho fluidizado será menos favorable económicamente en comparación con una incineración en parrilla. [64, TWGComments, 2003]

Tabla 10.41. Costes del sistema de combustión y de la caldera de plantas incineradoras de residuos con combustión en lecho fluidizado, en función de la productividad (sin incluir costes de pretratamiento de residuos). [3, Austria, 2002], [64, TWGComments, 2003]

Parámetro	Productividad	
	70000 t/año	200000 t/año
Costes de inversión (€)	unos 10 millones	unos 23 millones
Costes específicos de inversión (€/t)	14,71	11,84
Costes de mantenimiento anual en porcentaje de los costes de inversión (%/año)	3	3
Costes específicos de mantenimiento (€/t)	4,29	3,45
Consumo global medio de electricidad (funcionamiento normal) (kW/t)	57	67
Costes de electricidad (€/t)	1,44	1,67
Cantidad de cenizas de fondo y de caldera (kg/t)	100	100
Costes de eliminación de cenizas de fondo y de caldera (€/t)	6	6
Costes específicos de incineración y caldera (€/t)	26,43	22,96

Costes del ciclo de vapor: turbina de extracción de vapor con aplicación de parámetros de vapor de 50 bares y 400 °C (correspondiente a la opción 2 y un sistema de incineración en parrilla):

Además de las suposiciones hechas en la opción 2 para sistemas de combustión en parrilla, se considera el mayor valor calorífico.

Tabla 10.42. Costes específicos de un ciclo de agua-vapor con una turbina de extracción de vapor (parámetros de vapor normales), en función de la productividad. [3, Austria, 2002]

Parámetro	Productividad	
	70000 t/año	200000 t/año
Costes de inversión (€)	unos 8 millones	unos 16 millones
Costes específicos de inversión (€/t)	11,77	8,24
Costes específicos de mantenimiento (€/t)	3,43	1,40
Suministro de calor (MWh/t)	0	0
Suministro de electricidad (MWh/t)	0,66	0,66
Ingresos específicos de producción de electricidad (€/t)	16,5	16,5
Valoración de ingresos del ciclo agua-vapor (€/t)	1,30	5,86

Comparación de costes de sistemas de parrilla y lecho fluidizado con la misma producción térmica:

Tabla 10.43. Costes específicos e ingresos de tratamiento de residuos, incineración, caldera y utilización de la energía. [3, Austria, 2002]

Parámetro	Unidades	Productividad (t/año)			
		70000	100000	200000	300000
Sistema de parrilla	€/t		36,01		31,18
	€/GJ		3,6		3,12
Lecho fluidizado sin machacado y triturado	€/t	36,52		21,75	
	€/GJ	3,77		2,78	
Lecho fluidizado con machacado y triturado ¹	€/t	56,52		41,75	

¹ Para machacado y triturado, se ha supuesto en coste de 20 €/t.

10.2.7. Costes de sistemas de gasificación y pirólisis para RSU

Esta sección esta basada en [43, Eunomia, 2001] y [64, TWGComments, 2003]

La gasificación y la pirólisis no se aplican tan ampliamente para residuos como la incineración convencional. Los datos de costes facilitados pueden por tanto estar sujetos a más variaciones que los facilitados para instalaciones de incineración.

Hay una planta de gasificación a plena escala productiva en Finlandia, en la ciudad de Lahti, que utiliza combustible reciclado a base de RSU. La unidad de gasificación (50 MW) produce gas para uso en una gran caldera principal, que utiliza carbón como combustible principal.

El gasificador utiliza, además de residuos domésticos seleccionados, residuos industriales a base de madera como corteza, serrín, contrachapado y conglomerado. La fracción de residuos domésticos es de alrededor del 30-40 % del aporte de energía.

El sistema de recepción, proceso (tritución y criba) y alimentación de combustible está conectado a un gasificador. Los residuos domésticos energéticos se clasifican y recogen separadamente, y básicamente sólo requieren triturado para convertirse en combustible. El canon de admisión para residuos domésticos recogidos separadamente es cero.

El personal de la caldera principal opera y controla el proceso de gasificación, por lo que el gasificador no tiene costes de personal significativos por sí mismo. El proceso de tratamiento de los gases de combustión es en la caldera principal, y no ha sido incluido en los costes del gasificador. Esto explica la rentabilidad relativamente alta del gasificador presentada en la Tabla 10.44 siguiente.

Los costes de inversión y operativos del proceso de combustible y de la planta de gasificación se muestran asimismo en la Tabla 10.44 siguiente. La planta de gasificación es propiedad y está operada por una empresa privada, Lahti Energy Ltd.

Los costes de inversión incluyen el beneficio del contratista y del proveedor del proceso. Los costes operativos del gasificador son los costes básicos del operador, y no incluyen beneficios o IVA. Es importante observar que, en los costes operativos del proceso de combustible se incluye el beneficio del contratista (servicios contratados al sector privado). El IVA no está incluido. Esto puede aumentar significativamente los costes.

Factores claves que se espera que influyan sobre costes futuros

La Directiva de la UE (2000/76/CE) sobre incineración de residuos incrementará los costes de monitorización y hará que los límites de emisión sean más estrictos.

Tabla 10.44. Costes de inversión y operativos de la planta de gasificación de RDF de Lahti, Finlandia. [43, Eunomia, 2001]

Costes de la planta de gasificación	Coste/€
Capacidad 100000 toneladas por año (total de todas las entradas de combustible al gasificador)	
Costes de inversión:	
Proceso y alimentación de combustible	4204698
Unidad de gasificación	7568456
Total costes de inversión	11773154
Costes operativos:	
Gasificador	213598
Proceso y alimentación de combustible	267419
Costes de combustible (además de residuos domésticos)	882986
Total costes operativos	1364003
Total costes anuales	2656632
Ingresos por año:	
Ventas de electricidad (0,034 €/kWh)	3531946
Ventas calefacción centralizada (0,017 €/kWh)	1765973
Total ingresos	5297919

Nota: Período de amortización = 15 años a un interés = 7 %

Los costes actuales de pirólisis/gasificación se han estimado (no hay ningún proyecto a plena escala operativa) en unos 40-160 € por tonelada, con la mayoría de proveedores en el rango de 56 - 88 € por tonelada. Otros datos sugieren que para las tecnologías de gasificación puede ser aplicable el extremo inferior del rango (es decir, del orden de 40 €/t).

La única planta en funcionamiento en Eopa (Karlsruhe) tiene un canon de admisión de 140 €/t con una capacidad de 225000 t/año. Pero, según indica el operador, los costes de inversión para esta planta se incrementaron en unos 40 millones € debido a las modificaciones necesarias. Además, las cifras reportadas hasta la fecha muestran una productividad anual de tratamiento de residuos de máximo un 50 % de la capacidad diseñada.

La Tabla 10.45 muestra los costes hipotéticos calculados para una planta de pirólisis de 150000 toneladas.

En el momento actual, el riesgo tecnológico adicional asociado con la adopción de gasificación y pirólisis, para muchos residuos, sigue siendo considerablemente mayor que para los tratamientos térmicos como la incineración, mucho más probados. Los riesgos adicionales pueden disminuir con una mayor experiencia a nivel comercial que ponga de manifiesto su fiabilidad con los residuos más comunes.

Tabla 10.45. Cálculos de costes hipotéticos para una planta de pirólisis en la región de Flandes en Bélgica. [43, Eunomia, 2001]

	Costes por tonelada para pirólisis
COSTES	
Costes de inversión por tonelada	64,99 €
Costes operativos	58,96 €
Fijos	0,00 €
Variable	0,00 €
Gastos generales	17,34 €
Total	141,30 €
INGRESOS	
Materiales	-3,57 €
Producción de electricidad	-4,77 €
Total	-8,34 €
COSTE NETO	132,96 €
Cantidad RDF (kg/tonelada)	0

10.3. Descripciones de instalaciones de ejemplo

Este anexo contiene una selección de descripciones de instalaciones completas en funcionamiento. Las instalaciones que se incluyen aquí fueron escogidas debido a que las descripciones facilitadas iban acompañadas de abundantes datos cuantitativos (que también se incluyen), y porque en conjunto cubren una amplia gama de situaciones, tipos de residuos y tecnologías. Se presentan para proporcionar ejemplos reales de diseños completos y de los niveles de eficacia alcanzados en dichas instalaciones de ejemplo. No se pretende que las instalaciones sean un ejemplo de lo que se considera o no MTD –las conclusiones del grupo de trabajo técnico del BREF sobre MTD se facilitan en el Capítulo 5.

10.3.1. EJEMPLOS DE INCINERACIÓN DE RESIDUOS MUNICIPALES

10.3.1.1. *Incineradora de parrilla con RCS y distribución de vapor*

196605 toneladas de residuos domésticos de la ciudad de Viena se incineraron en la planta incineradora de Flötzersteig en el año 2000. Los datos generales de esta planta se presentan en la Tabla 10.46.

La Figura 10.7 presenta un esquema de proceso de una de las tres líneas de incineración. Cada línea se compone de las siguientes unidades:

Tabla 10.46. Datos generales de la planta de incineración de residuos de Flötzersteig (año de referencia: 2000)

Planta de incineración de residuos de Flötzersteig	
Operador	Fernwärme Vienna GmbH
Inauguración	1963
Tecnología de combustión	Parrilla
Productividad	196605,52 t
Poder calorífico neto medio	8862 kJ kg ⁻¹
Poder calorífico bruto medio	9400 kJ kg ⁻¹
Aporte térmico teórico	62 MW
Horas de trabajo línea 1	8011
Horas de trabajo línea 2	8066
Horas de trabajo línea 3	8207

- búnker de residuos;
- sistema de combustión: parrilla combinada con movimiento de vaivén;
- caldera de recuperación;
- dispositivos de limpieza de gases de combustión consistentes en: precipitador, lavador húmedo en tres etapas, sistema catalítico de limpieza de gases de combustión para eliminación de NO_x y dioxinas;
- planta de tratamiento de aguas residuales de múltiples etapas;
- sistema de distribución de vapor.

La Tabla 10.47 muestra un balance de entradas/salidas de la planta incineradora de Flötzersteig relativo a una tonelada de residuos.

Admisión, tratamiento y almacenamiento de residuos

Los residuos domésticos de Viena son suministrados por 230 camiones de recogida de basuras. Cada vehículo contiene 4-5 t de residuos en promedio. Después de ser pesados, los residuos se vierten en el búnker de residuos, que se compone de un búnker diario y de un búnker de almacenamiento en masa. El tamaño del búnker de almacenamiento es equivalente al volumen del suministro de residuos durante un periodo de tres días.

Introducción de los residuos y suministro de aire de combustión

El búnker de almacenamiento, así como tres rampas (tubos en forma de embudo) son alimentados con residuos por dos grúas. Los residuos se introducen a través de las rampas, de empujan a la parrilla de combustión y se combustionan con aire precalentado.

Figura 10.7. Esquema de proceso de la planta incineradora de Flötzersteig

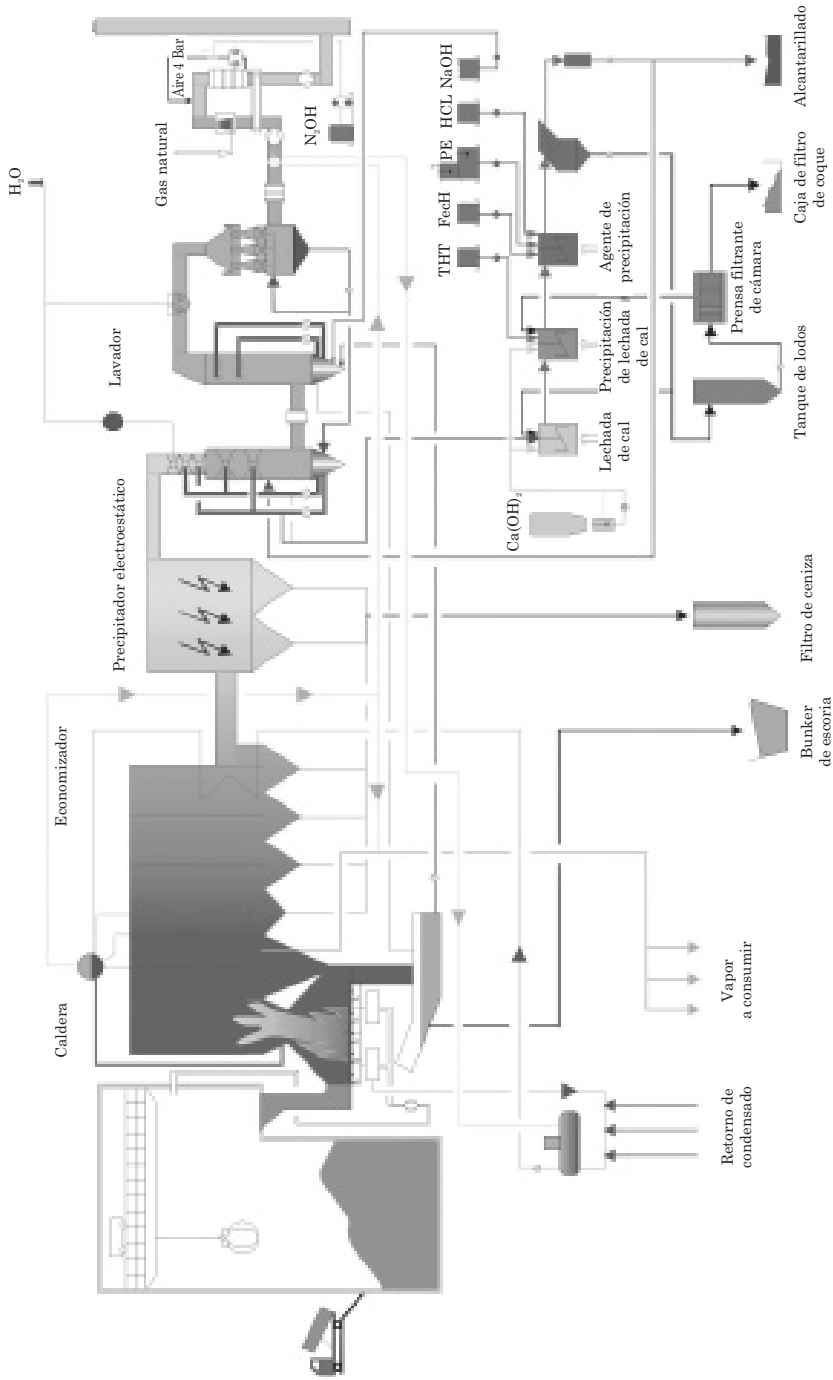


Tabla 10.47. Flujos de entrada y salida de la planta incineradora de Flötzersteig (año de referencia: 2000)

Entradas relativas a una tonelada de residuos		Salidas relativas a una tonelada de residuos	
Calor	283,6 kWh	Calor	1980 kWh
Electricidad	79,0 kWh	Electricidad	–
Gas natural	16,38 m ³	Vapor (p = 16 bares; T = 270 °C)	2,75 t
Agua dulce	825 l	Escoria	255,6 kg
Cal	2,46 kg	Chatarra metálica	–
Hidróxido sódico, 30 %	3,48 kg	Cenizas volantes	15,6 kg
Amoniaco, 25 %	1,87 kg	Torta de filtro (20-30 % H ₂ O)	0,93 kg
Agentes de precipitación	0,25 kg	Agua residual limpia	312,6 l
Polielectrolitos	0,003 kg	Gas de combustión limpio (seco)	5100 Nm ³
Ácido clorhídrico	0,075 kg		

Utilización de la energía

La parrilla de combustión va seguida de una caldera de vapor (superficie de calentamiento del evaporador: 1695 m²) con sobrecalentador (370 m²) y economizador (220 m²). El vapor sobrecalentado producido tiene una temperatura de 270 °C y 16 bares.

Conductos de vapor situados en canales accesibles llevan el vapor a compradores próximos. El calor residual se alimenta a la red remota de calefacción centralizada a través de dos estaciones de conversión.

Sistema de limpieza de gases de combustión y emisiones a la atmósfera

Precipitador electrostático: Cada línea está equipada con un precipitador electrostático con dos campos para la separación de partículas gruesas. La carga de partículas se reduce desde unos 3.000 mg Nm⁻³ hasta 20-40 mg Nm⁻³ y por último hasta unos 2 mg Nm⁻³ mediante un sistema de limpieza del gas de combustión antes de la chimenea.

Limpieza húmeda de gases de combustión: Los gases de combustión de cada línea son lavados por tres lavadores. En el primer lavador, los gases de combustión se enfrían desde una temperatura de 200 °C hasta 60-70 °C y se saturan con vapor. En la parte inferior del lavador se crea una película de agua mediante boquillas circulares que permite eliminar por lavado HCl, HF, metales pesados, Hg y una parte del polvo residual. El pH del agua de lavado se mantiene constante en un valor de 1,5 mediante la adición de lechada de cal. En el segundo lavador (de pH neutro) se separa el SO₂ mediante adición de NaOH, produciéndose una mezcla de Na₂SO₄ y Na₂SO₃. Una parte del agua de lavado se envía a la eliminación

húmeda de escoria, donde se precipita y elimina yeso junto con la escoria. Las partículas es separado en el tercer paso de tratamiento por un lavador venturi.

Eliminación catalítica de NO_x y destrucción de dioxinas: Antes de entrar en el catalizador, el gas de combustión se recalienta a 60-130 °C mediante intercambiadores de calor de vapor. Previamente, después de la válvula de entrada, se agrega una solución acuosa de amoníaco evaporada al gas crudo. Después de la reacción en el catalizador, el gas de combustión es enfriado por un tubo de calor y conducido a la chimenea mediante el ventilador de gases de combustión.

Los niveles de emisiones que pueden alcanzarse en esta planta se presentan en la Tabla 10.48.

Tabla 10.48. Emisiones a la atmósfera de la planta incineradora de residuos de Flötzersteig (año de referencia: 2000)

Parámetro	Emisión (mg Nm ⁻³) ^a			Masa total (kg año ⁻¹) ^{b,d}	Emisiones específicas (g t ⁻¹) ^{c,d}
	Min.	Valor medio	Máx.		
Polvo*	0,5	2,1	9,1	2105,64	10,71
HCl*	0,1	1,6	8,1	1604,3	8,16
HF		0,14		140,38	0,71
SO ₂ * ^c	0,1	10,4	53,6	10427,93	53,04
C _{org} * ^c	0,1	0,7	7,2	701,88	3,57
CO*	1,2	15,2	98,3	15240,82	77,52
NO _x como NO ₂ * ^c	0,1	30,5	87,3	30581,91	155,55
Pb		0,044		44,12	0,22
Cr		<0,001		1	0,0051
Zn		0,114		114,31	0,58
Σ Pb + Cr + Zn		<0,159		159,43	0,81
As		<0,001		1	0,0051
Co		<0,001		1	0,0051
Ni		<0,001		1	0,0051
Σ As + Co + Ni		<0,003		3	0,0153
Cd		0,002		2	0,01
Hg		0,036		36,1	0,18
NH ₃ * ^c		0,58		581,56	2,96
PCDD+PCDF		0,018 ng Nm ⁻³		18,05 mg año ⁻¹	0,0918 µg t ⁻¹

* Medición continua.

^a Valores medios semihorarios en mg Nm⁻³; las emisiones de dioxinas se indican en ng Nm⁻³ (11 % O₂; gas de combustión seco; condiciones normales).

^b En kg año⁻¹, dioxinas en mg año⁻¹.

^c Emisiones relativas a una tonelada de residuos tratados en g t⁻¹; emisiones de dioxinas en µg t⁻¹.

^d La masa total de emisiones específicas se calcula en base a los valores medios semihorarios, usando la cantidad de gas de combustión seco (5100 Nm³ t⁻¹_{residuos}) y la cantidad de residuos (196605 t año⁻¹).

Tratamiento de aguas residuales y emisiones al agua

El agua residual pasa primero por un paso de neutralización en el que precipitan una parte de los metales pesados. La otra parte se precipita en el paso de precipitación, que va seguido de un paso de floculación. El lodo acumulado se separa en un espesador con placas deflectoras antes de su deshidratación en una prensa filtrante de cámara. Un caudal parcial del agua residual limpia se envía al tanque de agua limpia, y el resto se conduce a la alcantarilla.

Este sistema de tratamiento de aguas residuales en varias etapas permite alcanzar los valores presentados en la Tabla 10.49 siguiente.

Tabla 10.49. Parámetros de las aguas residuales de la planta incineradora de Flötzersteig después del tratamiento del agua residual (año de referencia: 2000)

Parámetro	Valor medido (mg l ⁻¹)
Temperatura	<30°C
Conductividad eléctrica	20 mS
pH	7,6
Materia sin disolver	<30
Sólidos sedimentables	<10
As	<0,003
Cd	0,001
Cloruros (Cl)	10000
Cianuros	<0,006
Cr	<0,05
Cu	0,11
Fluoruros (F)	<0,006
Hg	<0,001
NH ₄ (N)	3,16
Nitratos (NO ₃)	33
Nitritos (NO ₂)	0,14
Ni	<0,05
Pb	<0,01
Sulfatos (SO ₄)	325
Sulfuros	<0,1
Sulfitos	<1,0
Zn	0,4
AOX/EOX	1,02/<0,02
BTXE	<0,025
Total HC	0,05
Fenol	<0,01

Residuos

Escoria: Al final de la parrilla, la escoria cae al desescoriador húmedo, que está lleno de agua, donde se enfría. Después es transportado al búnker de escoria mediante un transportador de placas. Desde ahí, la escoria se carga en camiones utilizando una grúa, y es transportada a un vertedero.

Ceniza volante: La ceniza volante es transportada a un silo intermedio mediante husillos de transporte. Desde ahí es transportada neumáticamente a dos silos de cenizas.

La escoria y la ceniza se solidifican mediante adición de agua y cemento, utilizándose para la construcción de paredes para el vertedero Rautenweg en Viena.

Torta de filtro del tratamiento de aguas residuales: La torta de filtro del tratamiento de aguas residuales se coloca en grandes sacos y se elimina bajo tierra.

La composición de estas fracciones de residuos se muestra en la Tabla 10.50. Los resultados de las pruebas de lixiviación se dan en la Tabla 10.51.

Tabla 10.50. Datos químicos de los residuos de la planta incineradora de Flötzersteig (año de referencia: 2000)

Parámetro	Valor medido		
	Escoria	Ceniza volante	Torta filtro
Densidad bruta (kg m ⁻³)	800-2300	500-800	
TOC (%) (secado por aire-sa)	1,5-2,5	1,5-2,0	
Σ(SO ₄ +SO ₃) (%) (ad)	1,5-8,0	4,5-17,0	
Cl (%) (ad)	0,2-0,5	7,5-11,5	
F (%) (ad)	0,01-0,1	0,1-0,3	
CO ₃ (%) (sa)	3,0-15,0	2,5-15,0	
SO ₄ (%) (sa)	1,5-5,0	4,5-12,5	
Total humedad (%) (sa)	15,0-40,0	0,1-0,5	
Pérdida por calcinación (%) (sa)	1,5-4,5	0,5-3,0	
Componentes principales (mg kg⁻¹) (seco)			
Si	130000-220000	65000-130000	
Al	40000-110000	40000-70000	27500
Mg	10000-25000	10000-25000	29700
Fe	20000-40000	10000-20000	55100
Ca	120000-160000	150000-210000	183000
Na	15000-30000	30000-50000	2250
K	10000-25000	45000-120000	3040

Tabla 10.50. Datos químicos de los residuos de la planta incineradora de Flötzersteig (año de referencia: 2000) (continuación)

Parámetro	Valor medido		
	Escoria	Ceniza volante	Torta filtro
Metales pesados (mg kg⁻¹) (seco)			
Zn	1500-5000	12000-25000	15000
Pb	1000-3500	3000-7000	5900
Mn	400-1000	400-900	388
Cr	200-500	400-900	238
Cd	5-15	200-800	451
As	3-15	3-30	19
Hg	0,3-3,0	5-40	1590
Ni	50-700	100-700	313
Compuestos orgánicos (µg kg⁻¹)			
Total PCDF	0,05-0,2	2-20	
Total PCDD	0,02-0,2	5-80	
TEQ	0,001-0,008	1,0-2,0	
Total PCB	<600	<600	
Total HAP	<50	<50	

Tabla 10.51. Tests de lixiviación; planta de incineración de residuos de Flötzersteig (año de referencia: 2000)

Parámetro	Concentración (mg kg ⁻¹) ^a		Parámetro	Concentración (mg kg ⁻¹) ^a	
	Escoria	Ceniza volante		Escoria	Ceniza volante
Mg	<10	<10	Mn	<0,5	<0,5
Ca	1300	15000	Ni	<0,5	<0,5
SO ₄	1600	25000	Cd	<0,01	0,02
Cl	1500	110000	Cr	<0,5	<0,5
NH ₃ como N	7	3	Cu	2,5	0,5
NO ₃ como N	<3	<3	Pb	60	120
NO ₂ como N	5	0,5	Zn	1,5	5
DOC	200	20	Hg	<0,01	<0,01
Fe	<0,5	<0,5			

^a Detalles del test: Incremento de la relación líquido-sólido (10: 1); agua destilada (T = 20°C); sin control de pH; máximo tamaño de partícula 10 mm; resultados en mg por kg de residuo seco.

10.3.1.2. INCINERADORA DE PARRILLA CON RCS Y COGENERACIÓN

En el año 2000 se incineraron 268912 toneladas de residuos en la planta incineradora de Spittelau. Los datos generales de la planta incineradora de Spittelau se muestran en la Tabla 10.52.

Tabla 10.52. Datos generales de la planta incineradora de Spittelau (año de referencia: 2000)

Planta incineradora de residuos de Spittelau	
Operador	Fernwärw Vienna GmbH
Inauguración	1971
Tecnología de combustión	Parrilla
Productividad	268912,09 t
Poder calorífico neto medio	8822 kJ kg ⁻¹
Poder calorífico bruto medio	9400 kJ kg ⁻¹
Aporte térmico teórico	85 MW
Horas de trabajo línea 1	7812
Horas de trabajo línea 2	7882

Concepto de la planta

En la Figura 10.8 se muestra un esquema de proceso de la planta incineradora de residuos de Spittelau. Cada línea consta básicamente de las siguientes unidades:

- búnker de residuos;
- sistema de combustión: parrilla reciprocante;
- caldera de recuperación;
- dispositivos de limpieza de gases de combustión: Precipitador electrostático, lavador húmedo en tres etapas, catalizador para la eliminación de NO_x y destrucción de dioxinas;
- planta de tratamiento de aguas residuales de múltiples etapas;
- turbina de vapor, generador y sistema de producción de calor.

La Tabla 10.53 muestra un balance de entradas-salidas de la planta incineradora de Spittelau, relativo a una tonelada de residuos.

Admisión, tratamiento y almacenamiento de residuos

Residuos domésticos e industriales similares son suministrados diariamente a la planta incineradora de Spittelau mediante 250 camiones de recogida de basuras. Los vehículos son pesados en dos básculas antes de ser vertidos en el búnker de residuos, que tiene un volumen de unos 7000 m³.

Introducción de residuos y suministro de aire de combustión

Tras su mezcla en el búnker, los residuos son suministrados a ambas líneas de combustión por dos grúas de puente. La cuchara de cada grúa tiene una capaci-

Figura 10.8. Esquema de proceso de la planta incineradora de Spittelau

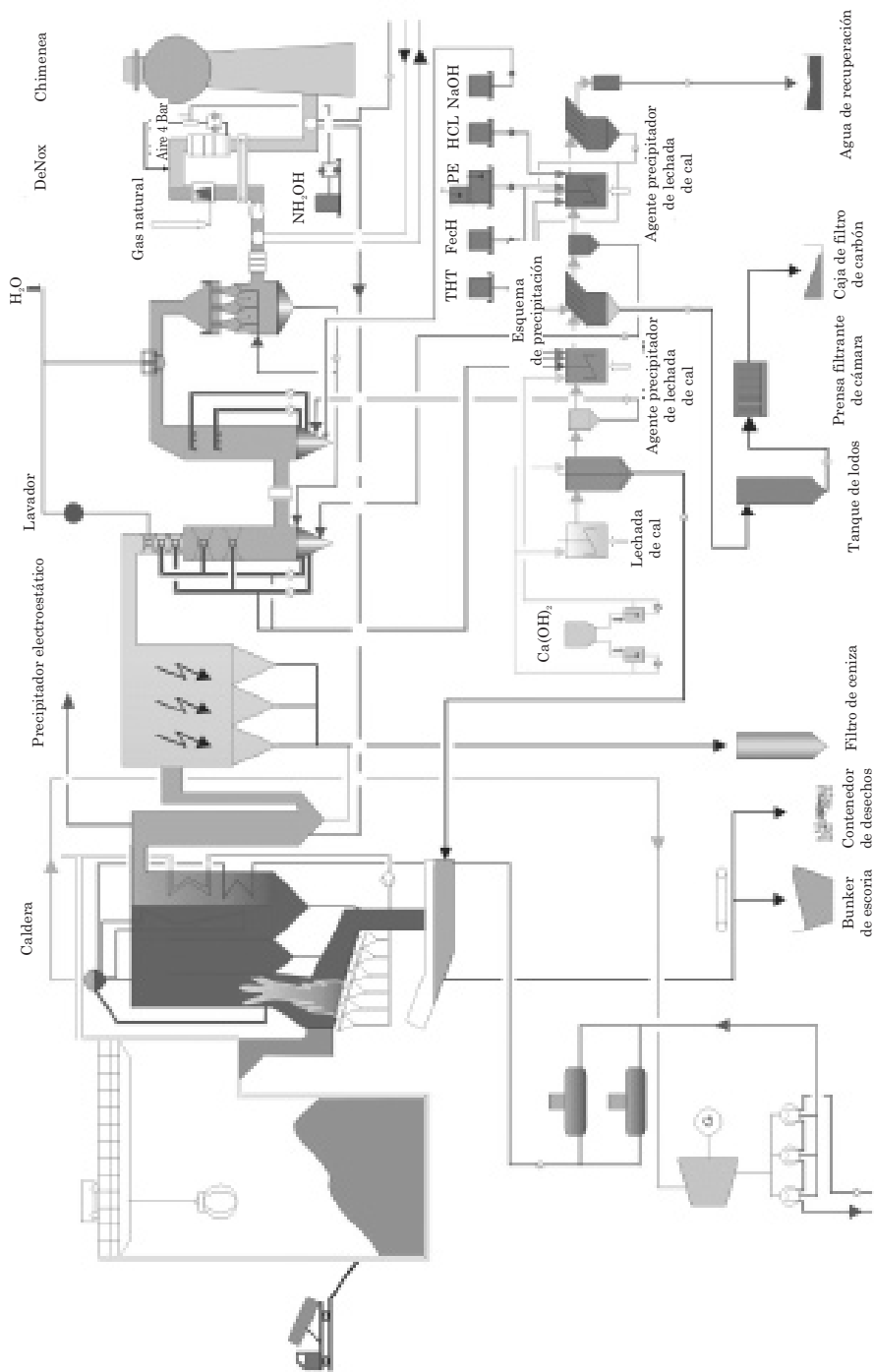


Tabla 10.53. Flujos de entrada y salida de la planta incineradora de Spittelau (año de referencia: 2000)

Entradas relativas a 1 tonelada de residuos		Salidas relativas a 1 tonelada de residuos	
Calor	27,6 kWh	Calor	1857 kWh
Electricidad	78,5 kWh	Electricidad	150 kWh
Gas natural	20,1 m ³	Vapor (p = 32 bares; T = 240°C)	2,6 t
Agua dulce	730 l	Escoria	207 kg
Cal	2,9 kg	Chatarra metálica	22 kg
Hidróxido sódico, 30 %	2,25 kg	Cenizas volantes	19 kg
Amoniaco, 25 %	2,9 kg	Torta de filtro (15-20 % H ₂ O)	1 kg
Agentes de precipitación, 15%	0,17 kg	Agua residual limpia	415 l
		Gas de combustión limpio (seco)	4545 Nm ³

dad de 4 m³. Los residuos son alimentados a la parrilla, que está situada en el extremo inferior de la cámara de combustión, a través de una ranura de llenado mediante localizadores hidráulicos.

El aire fresco necesario para la combustión es aspirado del búnker de residuos. De este modo se genera un ligero vacío, con lo que se minimizan los olores y las emisiones de polvo al aire ambiente de los dispositivos de vertido.

Sistema de combustión de parrilla

La parrilla reciprocante inclinada permite el tratamiento térmico de hasta 16 t de residuos por hora, con una superficie total de 35 m². Con el contenido calorífico de la combustión se producen 90 toneladas de vapor saturado por hora.

Utilización de la energía

Para la producción de electricidad, el vapor se expande en una turbina de contrapresión desde 33 hasta 4,5 bares. La energía restante del vapor es transferida al agua de retorno de la red de calefacción centralizada remota, mediante intercambiadores de calor. En promedio, anualmente se producen más de 5 MW de electricidad para cubrir las necesidades propias y abastecer a la red de electricidad pública, así como 660 MW de calefacción centralizada.

Sistema de limpieza de gases de combustión y emisiones a la atmósfera

Precipitador electrostático: El gas de combustión caliente sale a una temperatura de 180 °C del intercambiador de calor que sigue a la caldera de recuperación. Luego se procede a una eliminación de partículas en un precipitador electrostático de tres campos, hasta una concentración de <5 mg Nm⁻³.

Limpieza húmeda de gases de combustión: El gas de combustión libre de partículas entra la zona de enfriamiento de choque del primer lavador, donde se enfría a la temperatura de saturación (60-65 °C) mediante inyección de agua fresca. El primer lavador húmedo está construido como un lavador de flujo cruzado que trabaja a un

pH de 1. Debido al contacto intensivo entre el agua de lavado y el gas de combustión, se separan HCl, HF, partículas y metales pesados. El segundo lavador húmedo está diseñado para desulfurización y funciona a un pH de 7. El gas de combustión se expande adiabáticamente en el lavador venturi electrodinámico corriente abajo, donde las partículas finas son separadas después de ser cargadas mediante un electrodo.

Eliminación de NO_x y destrucción de dioxinas por catálisis: Después de su recalentamiento por un intercambiador de calor, se agrega al gas de combustión una solución acuosa evaporada de amoníaco. El gas de combustión se vuelve a recalentar a una temperatura de reacción de 280 °C mediante tubos de calor y quemadores a gas. En el catalizador (tres capas), los óxidos de nitrógeno son convertidos a nitrógeno, y las dioxinas/furanos se destruyen.

En un tercer intercambiador de calor, los gases de combustión se enfrían a 115 °C y se evacúan a la atmósfera a través de una chimenea de 126 m de altura. La Tabla 10.54 presenta la concentración de algunos contaminantes en el gas de combustión.

Tabla 10.54. Emisiones a la atmósfera de la planta incineradora de Spittelau (año de referencia: 2000)

Parámetro	Emisión (mg Nm^{-3}) ^a			Emisiones específicas (g t^{-1}) ^{c,d}	Masa total (kg año^{-1}) ^{b,d}
	Mín.	Valor medio	Máx.		
Polvo*	0,0	0,8	12,6	3,64	977,76
HCl*	0,0	0,8	8,2	3,64	977,76
HF		<0,02		<0,1	<27,8
SO_2 *	0,0	2,1	16,4	9,54	2566,63
CO *	1,4	26,3	91,2	119,53	32144
NO_x como NO_2 *	0,0	22,9	92,8	104,08	27988,5
C_{org} *	0,0	0,5	19,2	2,27	611,1
Pb		0,012		0,054	14,67
Cr		<0,001		0,045	1,22
Zn		0,032		0,145	39,11
$\Sigma \text{ Pb+Cr+Zn}$		<0,045		0,2	54,99
As		<0,001		0,0045	1,22
Co		<0,001		0,0045	1,22
Ni		<0,002		0,009	2,44
$\Sigma \text{ As+Co+Ni}$		<0,004		0,018	4,88
Cd		0,001		0,0045	1,22
Hg		0,007		0,032	8,56
NH_3		0,7		3,18	855,54
PCDD+PCDF		0,02 ng Nm^{-3}		0,091 mg año^{-1}	24,4 $\mu\text{g t}^{-1}$

* Medición continua; los valores discontinuos son la media aritmética de una medición del TÜV (17.01.2001).

^a Valores medios semihorarios en mg Nm^{-3} ; las emisiones de dioxinas se indican en ng Nm^{-3} (11 % O_2 ; gas de combustión seco; condiciones normales).

^b En kg año^{-1} , dioxinas en mg año^{-1} .

^c Emisiones relativas a una tonelada de residuos tratados en g t^{-1} ; emisiones de dioxinas en $\mu\text{g t}^{-1}$.

^d La masa total de emisiones específicas se calcula en base a los valores medios semihorarios, usando la cantidad de gas de combustión seco ($5170 \text{ Nm}^3 \text{ t}^{-1}_{\text{residuos}}$) y la cantidad de residuos ($269375 \text{ t año}^{-1}$).

Tratamiento de aguas residuales y emisiones al agua

Los metales pesados disueltos del primer lavador se hacen insolubles agregando lechada de cal, agentes precipitantes y floculantes. Luego se separan mediante un clarificador laminar corriente abajo. Tras reiteradas pasadas por el paso de precipitación y separación, el lodo de hidróxido se deshidrata. El yeso del agua evacuada del segundo paso de lavado se hace precipitar mediante adición de lechada de cal, y luego se sedimenta en la balsa de clarificación. El lodo de yeso se bombea al desescoriador húmedo. El hidróxido sódico recuperado se recicla al segundo lavador. El agua residual limpia se libera directamente a las aguas receptoras.

Los valores que pueden alcanzarse en esta planta de tratamiento de aguas residuales en varias etapas se muestran en la Tabla 10.55.

Tabla 10.55. Parámetros del agua residual de la planta incineradora de Spittelau después del tratamiento (año de referencia: 2000)

Parámetro	Valor medido (mg l ⁻¹)	Parámetro	Valor medido (mg l ⁻¹)
Temperatura	47,8°C	Fluoruros (F)	2,2
Toxicidad para peces GF	2,0	Hg	<0,001
Valor del pH	7,8	Mn	<0,05
Sustancias filtrables	<20	Nitratos (NO ₃)	4,8
Sólidos sedimentables	<0,3 ml/l	Nitritos (NO ₂)	0,07
Profundidad aparente	>30,0 cm	Ni	<0,05
Residuo de evaporación	1,4 g l ⁻¹	P	<0,05
Color	transparente	Pb	<0,01
Olor	neutro	Sb	0,04
Al	0,19	Sn	0,06
Ag	0,12	Sulfatos (SO ₄)	1183
Amoníaco (N)	3,3	Sulfuros	<0,1
As	<0,002	Sulfitos	<1,0
Ba	0,19	Tl	<0,01
Ca	5056	V	<0,05
Cd	<0,001	Zn	<0,06
Co	<0,05	EOX	<0,02
Cr _{total}	<0,05	CSB	<75
Cr (VI)	<0,05	BTX	<0,025
Cloro (libre)	<0,05	Total HC	0,21
Cloro (total) Cl ₂	<0,05	Fenol	<0,01
Cloro (Cl)	7085	Tensioactivos	<0,02
Cianuros (CN)	<0,006	Componentes lipofílicos no volátiles	<20
Cu	<0,05	COT	4,3
Fe	<0,05		

Residuos finales

Escoria: Al final de la parrilla de combustión, la escoria cae a un desescoriador lleno de agua. Desde ahí, la escoria enfriada es transportada al búnker de escoria mediante una cinta transportadora.

Ceniza de filtro: La ceniza de filtro es transportada a un silo mediante un sistema de transporte mecánico-neumático. La escoria y la ceniza de filtro se mezclan con agua y cemento y la mezcla se utiliza como cemento en la construcción del vertedero.

Chatarra férrea: La chatarra férrea es separada de la chatarra enfriada por un separador magnético, y se suministra a la industria del acero.

Torta de filtro del tratamiento de aguas residuales: La torta de filtro se coloca en grandes sacos y se desecha bajo tierra.

La composición de las fracciones de residuos arriba indicadas se muestra en la Tabla 10.56. Los resultados de los tests de lixiviación se presentan en la Tabla 10.57.

Tabla 10.56. Datos químicos de las fracciones de residuos de la planta incineradora de Spittelau (año de referencia: 2000)

Parámetro	Valor medido		
	Escoria	Ceniza volante	Torta de filtro
Densidad bruta (kg m^{-3})	800-1200	500-800	
COT (%) (secado por aire-sa)	1,0-2,5	0,8-2,5	
$\Sigma(\text{SO}_4+\text{SO}_3)$ (%) (sa)	1,0-11,0	6,0-15,0	
Cl (%) (sa)	0,1-0,6	5,0-11,0	0,5-2,5
F (%) (sa)	0,01-0,1	0,1-1,5	0,5-1,5
CO_3 (%) (sa)	1,0-15,0	2,5-13,5	5,0-15,0
SO_4 (%) (sa)	1,0-8,0	6,0-11,0	15-30
Humedad total (%) (sa)	8,0-20,0	0,1-1,5	
Pérdida por calcinación (%) (sa)	1,0-4,5	0,5-3,0	
Elementos principales (mg kg^{-1}) (seco)			
Si	140000-280000	70000-160000	10000-70000
Al	30000-75000	40000-80000	1500-20000
Mg	10000-23000	70000-180000	1500-30000
Fe	30000-80000	10000-20000	10000-50000
Ca	120000-240000	130000-230000	200000-400000
Na	10000-45000	15000-65000	1000-10000
K	10000-25000	30000-75000	500-5000

Tabla 10.56. Datos químicos de las fracciones de residuos de la planta incineradora de Spittelau (año de referencia: 2000) (continuación)

Parámetro	Valor medido		
	Escoria	Ceniza volante	Torta de filtro
Metales pesados (mg kg ⁻¹) (seco)			
Zn	1200-5500	7000-20000	700-4500
Pb	500-5500	2500-7000	100-2000
Mn	300-1100	500-800	100-900
Cr	100-500	400-700	20-100
Cd	2-10	50-500	5-100
As	2-15	5-30	0,5-15
Hg	0,3-3,0	5-50	100-2000
Ni	50-400	50-200	20-160
Compuestos orgánicos (µg kg ⁻¹)			
Total PCDF	0,01-0,1	5-30	1,0-3,0
Total PCDD	0,01-0,2	5-35	4,0-8,0
TEQ	0,001-0,006	1,0-4,0	0,2-1,0
Total PCB	<600	<600	
Total HAP	<100	<100	

Tabla 10.57. Tests de lixiviación, planta incineradora de Spittelau (año de referencia: 2000)

Parámetro	Concentración (mg kg ⁻¹) ^a		
	Escoria	Ceniza volante	Yeso
Mg	<10	<10	100
Ca	2000	15000	10300
SO ₄	100	25000	1900
Cl	2500	100000	4400
NH ₃ as N	10	5	
NO ₃ as N	<3	<3	13
NO ₂ as N	0,5	0,5	0,3
DOC	250	15	14
Fe	0,5	0,5	<0,7

Parámetro	Concentración (mg kg ⁻¹) ^a		
	Escoria	Ceniza volante	Yeso
Mn	<0,5	<0,5	<0,7
Ni	<0,5	<0,5	<0,7
Cd	0,01	0,2	0,01
Cr	<0,5	<0,5	<0,7
Cu	5	0,5	<0,7
Pb	20	250	0,18
Zn	1,5	15	<0,7
Hg	<0,01	<0,01	<0,01

^a Detalles del test: Aumento de la relación líquido-sólido (10: 1); agua destilada (T = 20°C); sin control de pH; tamaño máximo de partícula 10 mm; resultados en mg por kg de residuo seco.

10.3.1.3. INCINERADORA DE PARRILLA CON RCS, COGENERACIÓN Y TRATAMIENTO DE CENIZAS DE FONDO

En el año 2000, 40094 toneladas de residuos domésticos y comerciales, unas 10000 toneladas de residuos comerciales, residuos de construcción y residuos voluminosos, así como unas 4000 toneladas de residuos de tratamiento mecánico y 1251 toneladas de alimentos se incineraron en la planta incineradora de Wels. Los datos generales de la planta incineradora de Wels-línea 1 se muestran en la Tabla 10.58.

Tabla 10.58. Datos generales de la planta incineradora de residuos de Wels (año de referencia: 2000)

Planta de incineración de residuos de Wels	
Operador	Welser Abfallverwertung-Betriebsführung GmbH
Inauguración	1995
Tecnología de combustión	Parrilla
Productividad	75681 t
Poder calorífico bruto medio	9,5 MJ kg ⁻¹
Aporte térmico teórico	33,5 MW
Horas de trabajo línea 1	8183

Concepto de la planta

A continuación se muestra un esquema de la planta incineradora de residuos de Wels. La planta se compone básicamente de las siguientes unidades:

- búnker de residuos;
- sistema de combustión: parrilla (parrilla móvil combinada reciprocante);
- caldera de recuperación;
- producción de electricidad y posibilidad de producción de calor para calefacción centralizada;
- dispositivos de limpieza de gases de combustión: Precipitador electrostático, lavador húmedo en dos etapas, filtro de coque activado, sistema catalítico de limpieza de gases;
- tratamiento de residuos: tratamiento químico/térmico húmedo de cenizas (el tratamiento térmico no se usa), tratamiento de escorias;
- planta de tratamiento de aguas residuales de múltiples etapas.

La Tabla 10.59 muestra un balance de entradas-salidas de la planta incineradora de Wels, relativo a una tonelada de residuos.

Admisión, tratamiento y almacenamiento de residuos

Los residuos para incineración se suministran en camiones de recogida de basuras, se pesan y se vierten en el búnker de residuos, que tiene una capacidad de 4600 m³. Los residuos se mezclan con una grúa de cuchara.

**Tabla 10.59. Entradas y salidas de la planta incineradora de Wels
(año de referencia: 2000)**

Entradas relativas a 1 t de residuos		Salidas relativas a 1 t de residuos	
Electricidad	130 kWh	Electricidad	599 kWh
Gas natural	4,5 m ³	Vapor (p = 40 bares; T = 400°C)	3,15 t
Agua dulce	850 l	Escoria	274 kg
Cal	6,4 kg	Chatarra férrea	17,2 kg
Hidróxido sódico, 30 %	3,0 kg	Ceniza volante	35 kg
Amoniaco, 25 %	1,4 kg	Torta de filtro (28 % H ₂ O)	2,25 kg
Coque	1,2 kg	Yeso	4,7 kg
Poliectrolitos	0,006 kg	Agua residual limpia	358 l
Acido clorhídrico, 30 %	0,5 kg	Gas de combustión limpio (seco)	5692 Nm ³
FeCl ₃ , 40 %	0,65 kg		
Na ₂ S	0,19 kg		

Introducción de los residuos y suministro de aire de combustión

Cada 15 minutos, unas 2 toneladas de residuos son alimentados desde el búnker de residuos, a través de una ranura y un localizador, a la parrilla móvil reciprocante. La mayor parte del aire de combustión primario es aspirado del búnker de residuos por un extractor y se sopla a través de las barras refrigeradas de la parrilla al lecho de residuos. Cuando se incineran residuos con bajo poder calorífico, el aire primario se precaliente para mejorar la combustión y asegurar una alta temperatura de combustión.

Una parte del gas de combustión enfriado se extrae después del precipitador electrostático y se recircula a la cámara de combustión. Con ello se reduce el contenido de oxígeno en la llama y por tanto la formación de NO_x térmico.

Sistema de parrilla de incineración

Parrilla combinada reciprocante.

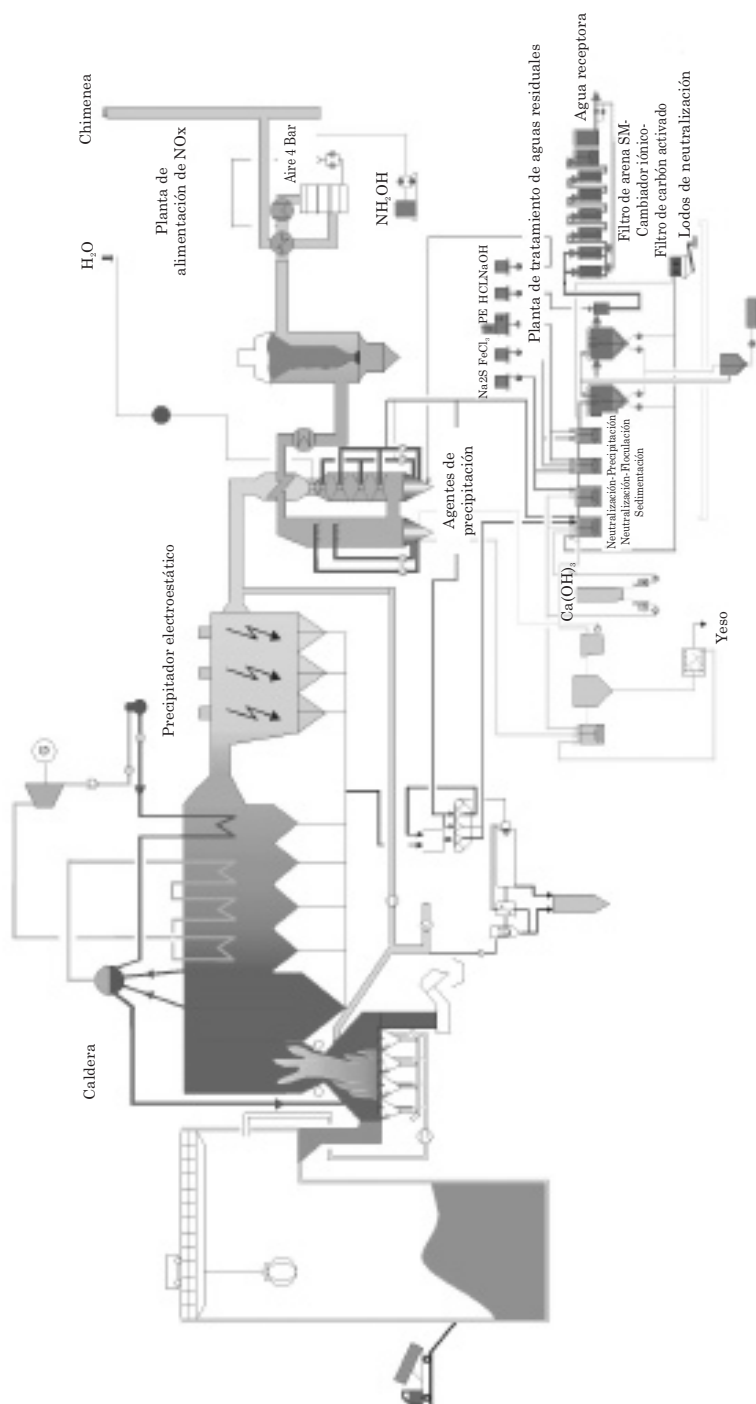
Caldera de recuperación

La parrilla de combustión va seguida de un sistema de caldera, en el que los gases de combustión se enfrían desde una temperatura de 950 °C hasta 650 °C. Después, los gases de combustión pasan a la zona de convección, donde su contenido de energía se utiliza para la producción de vapor. Allí, su temperatura se reduce hasta 200 °C.

Utilización de la energía

Una turbina con una potencia nominal de 7,2 MW produce 45,5 millones de kWh de electricidad (año de referencia: 2000), que se utilizan en parte para cubrir necesidades propias. El exceso de energía producida va a la red de suministro público.

Figura 10.9. Esquema de proceso de la planta incineradora de Wels-línea 1



Sistema de limpieza de gases de combustión y emisiones a la atmósfera

Precipitador electrostático: La mayor parte de las partículas son separadas del gas de combustión por precipitación electrostática.

Limpieza húmeda de gases de combustión: En el primer paso, el ácido clorhídrico y el ácido fluorhídrico, así como los compuestos de mercurio y el polvo residual, son absorbidos en el agua de lavado ácido. La solución de absorción producida se recoge en la parte inferior del lavador. Parte del caudal de agua de proceso es alimentado continuamente al sistema de limpieza de aguas residuales, a fin de evitar la concentración de los contaminantes. En el segundo lavador se elimina el SO₂ del gas de combustión mediante cal e hidróxido sódico. Parte del caudal de agua circulante es llevado a una etapa de precipitación, donde parte de los sulfatos formados precipitan en forma de yeso.

Filtro de coque activado: En el filtro de coque activado, trazas de mercurio, compuestos orgánicos, HCl y SO₂ son absorbidas por coque activado. Una parte del material de filtro cargado se retira de forma continua, agregándose nuevo coque activado.

Catalizador: Al salir del filtro de coque activado, los gases de combustión se recalientan a una temperatura suficiente para la desnitrificación catalítica y oxidación de los compuestos orgánicos mediante un sistema de transferencia de calor y un intercambiador de calor con vapor a alta presión. Los óxidos de nitrógeno se reducen mediante inyección de una solución acuosa de amoníaco. Tras su enfriamiento, los gases de combustión son enviados a la chimenea.

Los niveles de emisión que pueden alcanzarse mediante el sistema de limpieza de gases de combustión descrito de presentan en la Tabla 10.60.

Tabla 10.60. Emisiones a la atmósfera de la planta incineradora de Wels (año de referencia: 2000)

Parámetro	Emisión (mg Nm ⁻³) ^a	Masa total (kg año ⁻¹) ^{b,d}	Masa específica (g t ⁻¹) ^{c,d}
Polvo*	<0,5	<215,39	<2,85
HCl*	<0,1	<43,08	<0,57
HF*	<0,05	<21,54	<0,28
SO ₂ *	<2	<861,55	<11,38
CO*	20	8615,53	113,84
NO _x como NO ₂ *	54	23261,92	307,37
Pb	<0,002	<0,86	<0,011
Cr	<0,002	<0,86	<0,011
Zn	<0,002	<0,86	<0,011
As	<0,002	<0,86	<0,011
Co	<0,002	<0,86	<0,011
Ni	<0,002	<0,86	<0,011
Cd	<0,002	<0,86	<0,011
Hg	<0,002	<0,86	<0,011

Tabla 10.60. Emisiones a la atmósfera de la planta incineradora de Wels (año de referencia: 2000) (continuación)

Parámetro	Emisión (mg Nm ⁻³) ^a	Masa total (kg año ⁻¹) ^{b,d}	Masa específica (g t ⁻¹) ^{c,d}
Sb	<0,002	<0,86	<0,011
Cu	<0,002	<0,86	<0,011
Mn	<0,002	<0,86	<0,011
V	<0,002	<0,86	<0,011
Sn	<0,002	<0,86	<0,011
Tl	<0,002	<0,86	<0,011
Se	<0,002	<0,86	<0,011
Σ HC*	<1	<430,77	<5,69
NH ₃	3,5	1507,72	19,92
PCDD + PCDF (I-TEF)	0,003 ng Nm ⁻³	1,29 mg año ⁻¹	0,017 µg t ⁻¹

* Medición continua.
^a Valores medios semihorarios en mg Nm⁻³; las emisiones de dioxinas se indican en ng Nm⁻³ (11 % O₂; gas de combustión seco; condiciones normales).
^b En kg año⁻¹, dioxinas en mg año⁻¹.
^c Emisiones relativas a una tonelada de residuos tratados en g t⁻¹; emisiones de dioxinas en µg t⁻¹.
^d La masa total de emisiones específicas se calcula en base a los valores medios semihorarios, usando la cantidad de gas de combustión seco (5692 Nm³ t⁻¹_{residuos}) y la cantidad de residuos (75681 t año⁻¹).

Tratamiento de aguas residuales y emisiones al agua

La planta de tratamiento de aguas residuales consiste en una zona de precipitación (neutralización, precipitación, floculación, sedimentación y deshidratación de lodo) y una zona de filtro, que se ha construido en dos líneas (filtro de doble capa, filtro de coque activado, intercambiador iónico, filtro de agua pura). Los parámetros del agua residual limpia se muestran en la Tabla 10.61. El agua residual limpia se descarga a las aguas receptoras.

Tabla 10.61. Parámetros del agua residual de la planta incineradora de Wels después del tratamiento de aguas residuales (año de referencia: 2000)

Parámetro	Valor medido (mg l ⁻¹)	Parámetro	Valor medido (mg l ⁻¹)
Temperatura	<30°C	Nitratos (NO ₃)	<40
Valor del pH	6,8 <pH <9,0	Nitritos (NO ₂)	<8
Compuestos sin disolver	<25	Ni	<0,5
Sólidos sedimentables	<0,2	Pb	<0,1
Contenido de sales	<35 g l ⁻¹	Sulfatos (SO ₄)	<1200
As	<0,05	Sulfuros	<0,1
Cd	<0,05	Sulfitos	<8
Cloruros (Cl)	<20 g l ⁻¹	Zn	<0,5
Cianuros	<0,05	AOX/EOX	<0,1
Cr	<0,1	Total HC	<3
Cu	<0,3	Hidrocarburos clorados volátiles	<0,1
Fluoruros (F)	<10	Grasas y aceites saponificables	<4
Hg	<0,01		
NH ₄ -N	<8		

Residuos finales

Escoria: la escoria se lava con agua y se desecha en vertedero.

Yeso: el yeso que se produce en la desulfurización se deshidrata y eliminación en vertedero.

Ceniza: la ceniza que se produce en los precipitadores electrostáticos es transportada a un silo para ceniza volante, donde es almacenada temporalmente antes del tratamiento químico húmedo.

La escoria, la ceniza y el yeso se eliminan en vertedero.

Chatarra férrea: la chatarra férrea se separa de la escoria y se suministra a una chatarrería.

Lodos: los lodos que se producen durante el tratamiento de aguas residuales se deshidratan mediante una prensa filtrante de cámara, se introduce en grandes sacos y se desecha bajo tierra.

10.3.1.4. INCINERADORA DE PARRILLA CON ELIMINACIÓN DE NO_x POR RNCS, CON COMBINACIÓN DE DOBLE FILTRACIÓN Y LAVADO HÚMEDO

Capacidad aprox. 320000 toneladas/año

2 líneas de incineración de 23 t/h cada una

Horno de flujo central con parrilla de múltiples niveles

Temperatura de incineración 850 °C on un tiempo de residencia >2 segundos

Inauguración: 1999

Reducción de las emisiones a la atmósfera

El sistema de limpieza del gas de combustión consta de los siguientes componentes:

- RNCS;
- Deposición del polvo de caldera;
- Filtro de manga como adsorbedor de flujo corriente (adsorción de dioxinas/furanos sobre coque de horno de solera (CHS));
- Lavador de HCl de dos etapas;
- Lavador de SO₂;
- Filtro de manga con medición de HFC para la adsorción del resto de dioxinas, furanos y metales pesados.

Cantidad de gases de combustión	línea 1	76137 m ³ /h
	línea 2	78464 m ³ /h

Fabricante: L & C Steinmüller GmbH

Tabla 10.62. Valores medios medidos en el gas limpio (valores operativos)

Parámetro	Unidad	Valor medio semihorario	Valor medio diario	Valor medio anual
Medición continua				
Polvo total	mg/m ³	<5	<2,5	0,4
HCl	mg/m ³	<10	<5	0,1
SO _x	mg/m ³	<50	<20	2,44
NO _x	g/m ³	<0,280	<0,12	0,082
C total	mg/m ³	<15 ¹⁾	<7	0,5
CO	mg/m ³	<60 ¹⁾	<20	8,0
Medición periódica				
HF	mg/m ³	<0,06	–	0,03
NH ₃ ³⁾	–	–	–	–
Cd, Tl	mg/m ³	<0,001	–	0,0006
Hg ²⁷	μg/m ³	<1	–	0,5
Σ Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn	mg/m ³	<0,014	–	0,0081
PCDD/PCDF, I-TE	ng/m ³	<0,011	–	0,0023

¹⁾ Valores más altos sólo durante un periodo corto con arranques/paradas a bajas temperatura (sólo horno a gas).

²⁾ Medición continua después del prime filtro de manga, medición de emisión repetida.

³⁾ Medición individual <1 mg/m³.

En todas las mediciones se cumplió el 100 % de los valores especificados.

Reducción de las emisiones al agua

El agua residual de la limpieza del gas de combustión es sometido a condensación indirecta. Así, la planta opera con un nivel de descarga cero de aguas residuales. El ácido crudo del lavador de ácido clorhídrico se concentra a ácido clorhídrico al 30 % en una planta de reproceso de ácido clorhídrico. Las sales mixtas se utilizan en forma líquida (salmuera) como material de relleno en minas de sal. El yeso del lavador de SO₂ es procesado en la industria de la construcción.

Residuos finales

Cantidad de escoria: 86000 t/año (260 kg/t residuos incinerados)
 Reproceso de escoria: lavado, machacado, separación de metales, criba
 Uso ulterior: Utilización, por ejemplo en construcción de carreteras
 Calidad: (ver tabla siguiente)

Tabla 10.63. Calidad de la escoria

Valores en la materia sólida:	
COT	<1 %
Pérdida por calcinación	<3 %
PCDD/PCDF	<10 ng I-TE/kg
Valores en el eluido:	
Cl ⁻	<100 mg/l
SO ₄ ²⁻	<350 mg/l
As	<0,006 mg/l
Cd	<0,0005 mg/l
Cr	<0,05 mg/l
Cu	<0,1 mg/l
Hg	<0,0002 mg/l
Ni	<0,004 mg/l
Pb	<0,02 mg/l
Zn	<0,01 mg/l

*Utilización de la energía (año de referencia 2000)*Producción de calor

Producción total de calor:	3009893 GJ/año
Consumo interno:	800925 GJ/año
Envío de calor a planta de energía térmica:	1346577 GJ/año

Producción de vapor

Vapor DE1:	493105 t
Vapor DE2:	488834 t
Vapor HDE3:	25458 t
Vapor HDE4:	33908 t
Envío de vapor a planta de energía térmica:	461756 t

Producción de energía eléctrica:

Producción total de energía eléctrica:	59213 MWh
Consumo interno (incl. suministro adicionales de aprox. 7398MWh):	36715 MWh
Producción de energía eléctrica para uso externo:	29896 MWh

Tabla 10.64. Eficiencia energética (valor calorífico medio supuesto ≈ 9500 kJ/kg)

Cantidad de residuos combustiónados: aprox. 318000 t		Energía en (MWh)		Eficiencia energética en (%)		
		Energía eléctrica	Calor	Energía eléctrica	Calor	Total
	generada	59213	526000	7/9,3 ¹	66/88 ¹	73/97,3 ¹
	emitida	29896	344000	4/5,3 ¹	42/56 ¹	46/61,3 ¹

¹ Factor de aprovechamiento energético, teniendo en cuenta una eficiencia de combustión de >75 % del aporte de energía a los residuos.

Costes

- Costes de inversión (incl. planificación y 50000000 DM para medidas de infraestructuras): aprox. 450*106 DM;
- Costes de tratamiento específicos: aprox. 250 DM/t (más IVA)

10.3.1.5. INCINERADORA DE PARRILLA CON TGC SEMIHÚMEDO, INYECCIÓN DE CARBÓN ACTIVO, RECIRCULACIÓN DE CENIZAS, TRATAMIENTO DE CENIZAS DE FONDO Y (PRINCIPALMENTE) PRODUCCIÓN DE ELECTRICIDAD

Información general

La planta está situada en la isla de Mallorca. Los residuos tratados son residuos sólidos urbanos, y ocasionalmente lodos de depuradora. Un diseño flexible permite adaptarse a una amplia gama de PCI en los residuos urbanos, así como a cambios en la recogida selectiva.

Cabe destacar lo siguiente:

- control de los residuos entrantes (proveedores, origen y tipos de residuos) y subproductos;
- eficiencia de gestión del agua, mediante un acuerdo con una instalación industrial vecina para la reutilización del agua residual externa en el proceso;
- contribución a un sistema energético aislado (isla);
- medidas para evitar/eliminar olores y lixiviación;
- sistema certificado de gestión medioambiental y de calidad.

Datos de diseño/construcción

Técnica de combustión: $2 \times 18,75$ tw/h, Parrilla Dusseldorf de rodillos (DBA) 20° de inclinación;

Capacidad de la planta: 300000 t/año; Rango de VCI: 6575-8666 kJ/kg;

Aporte térmico diseñado a la parrilla: $2 \times 45,14$ MW;

Caldera de vapor, 42 bares, 400°C ; diseño horizontal, cuatro sobrecalentadores, tres economizadores.

Valorización de la energía: Electricidad para exportación y uso interno, calor sólo para uso interno.

Turbogenerador: 34,1 MW (diseñado para aceptar vapor de una 3.^a línea que se encuentra en construcción)

Sistema de TGC (Tratamiento de Gases de Combustión): Proceso semihúmedo, con inyección de carbón activado, recirculación de ceniza.

Eliminación de partículas mediante filtro de manga. Lavador semihúmedo, atomizador con inyección de lechada de cal. Eliminación de dioxinas mediante inyección de carbón activo. Eliminación de NO_x (y eliminación adicional de dioxinas) mediante RCS (contratada: instalación en 2004-2005).

No hay evacuación de efluentes acuosos de la planta.

Tratamiento de cenizas de fondo: se enfrían y se envían a una planta de segregación, en la que son separadas en tres fracciones principales: Metales Férreos, Metales No Férreos e Inertes. Zona de envejecimiento para los inertes.

Residuos sólidos de TGC. La ceniza volante se estabiliza con un cemento especial y se elimina en vertedero en un «depósito de seguridad»

Valorización del material: Las cenizas de fondo se utilizan para construcción de carreteras, producción de cemento y como sustituto para otros materiales de construcción cuando es apropiado. Los metales férreos y no férreos son vendidos al mercado local. Se está investigando la reutilización de residuos de control de contaminación atmosférica estabilizados.

Inauguración: 1996 (fase de pruebas), oficial en marzo de 1997.

Cumple con la DIR-2000 (Directiva sobre Incineración de Residuos), excepto en la eliminación de NO_x. Un sistema de eliminación de NO_x por RCS está en fase de contratación, debe estar operativo en 2005.

Datos operativos

Año de referencia para los datos siguientes: 2003

Productividad: 300739 t/año de residuos sólidos municipales.

VCI medio: 7760 kJ/kg

Horas de funcionamiento, incluidas horas a carga parcial (operatividad): Línea 1: 7984/8760 h/ Línea 2: 7975/8760 h. Realizó una parada general por mantenimiento en noviembre (se hace cada 15-18 meses)

Consumo de reactivos: CaO: 2684 t/año // Carbón activado: 280 t/año // Agua dulce: 93982 t/año.

Electricidad importada: 1082 MWh/año (sólo durante la parada anual por mantenimiento). No se importa calor.

Consumo de electricidad: 22809 MWh/año.

Producción de energía: 154 GWh/año.

Residuos: Ceniza volante cimentada: 21020 t/año.

Media anual de mediciones continuas de concentraciones en el gas limpio:

Polvo total: 1,2 mg/Nm³ // HCl: 5,3 mg/Nm³ // HF <0,1 mg/Nm³ // SOX como SO₂ (datos 2004): 6,5 mg/Nm³ // COT: 1,8 mg/Nm³ // CO: 1,9 mg/Nm³ // NO_x: 280 mg/Nm³.

Valor medio de muestras de concentración en gas limpio (medición periódica de sustancias listadas en la DIR-2000), 8 muestreos:

Cd: <0,008 mg/Nm³ // Tl: <0,008 mg/Nm³ // Cd + Tl: <0,016 mg/Nm³ // Hg: <0,0005 mg/Nm³ // Sb: <0,01 mg/Nm³ // As: <0,025 mg/Nm³ // Pb: <0,02 mg/Nm³ // Cr: <0,009 mg/Nm³ // Co: <0,01 mg/Nm³ // Cu: <0,015 mg/Nm³ // Mn: <0,05 mg/Nm³ // Ni: <0,009 mg/Nm³ // V: <0,009 mg/Nm³
 Sb + As + Pb + Cr + Co + Cu + Mn + Ni + V: <0,16 mg/Nm³
 PCDD/F (4 muestreos): <0,005 ngiteq/m³

Economía

Costes de inversión 90 millones, financiados por el Banco Europeo de Inversiones. Canon de proceso: 75 eurostonelada. Esta es la tarifa por tonelada que entra en el esquema integrado de gestión de residuos, que incluye gestión de las estaciones de transferencia, separación de envases, compostaje y digestión anaerobia de la fracción orgánica, reciclaje de cenizas de fondo, estabilización/solidificación de cenizas y residuos de control de contaminación atmosférica, así como eliminación segura de los residuos estabilizados. La instalación es resultado de la decisión local de favorecer programas de reciclaje, por lo que todos los costes de la gestión integrada son sufragados por el canon de incineración. Los municipios pagan CERO euros por las opciones de compostaje y reciclaje.

10.3.1.6. INCINERADORA DE PARRILLA CON ELIMINACIÓN DE NO_x POR RCS, TGC SEMIHÚMEDO, INYECCIÓN DE CARBÓN ACTIVO Y PRODUCCIÓN DE ELECTRICIDAD CON PARÁMETROS DE VAPOR ELEVADOS (60 BARES/380 °C)

Información general

Autoridad municipal (cliente final) y propietario de la planta: Consorci per al Tractament de residus sòlids urbans del Maresme.

Operador: Tractament i Revalorització de Residus del Maresme, S.A.

La planta trata residuos sólidos urbanos.

En esta planta hay que destacar las altas características del vapor (60 bares).

Datos de diseño/construcción

Técnica de combustión: parrillas reciprocantes de acción inversa, 2 x 10 t/h
 Capacidad de la planta: 165000 t/año; rango de VCI: 5440-12560 kJ/kg; nominal: 8375 kJ/kg.

Aporte térmico a la parrilla diseñado: 2 x 23.2 MW

Caldera de vapor, 60 bares, 380 °C; diseño vertical, 5 pasos.

Valorización de energía: Electricidad para exportación y uso interno, vapor sólo para uso interno.

Turbogenerador: 11,25 MW.

Sistema de TGC (Tratamiento de Gases de Combustión): Proceso semihúmedo, con inyección de carbón activado, y RNCS.

Eliminación de NO_x mediante RNCS (urea). Eliminación de partículas mediante filtro de manga. Lavador semihúmedo, con inyección corriente arriba de lechada de cal y carbón activado (separadamente) + Reactor (seco) de Contacto (añadido) con $(\text{Ca}(\text{OH})_2)$ con recirculación de cenizas de los filtros de mangas. Eliminación de dioxinas mediante inyección de carbón activo después del lavador semihúmedo.

No hay efluentes acuosos del TGC. Las otras aguas residuales son tratadas (mediante precipitación) y enviadas a la alcantarilla.

Tratamiento de las cenizas de fondo: separación por enfriamiento de choque de chatarra férrea, que se recupera para construcción de carreteras.

Residuos sólidos de TGC: Estabilización de cenizas volantes y eliminación en vertedero.

Valorización de materias: Cenizas de fondo para construcción de carreteras. Metales férricos recuperados.

Inauguración: 1994 (parrillas, calderas, TGC semihúmedo), 2000 (Carbón activado), 2004 (RNCS + Reactor de Contacto Seco con $\text{Ca}(\text{OH})_2$).

Datos operativos

Año de referencia (para los datos siguientes): 2003.

Productividad: 163.362 t/año. Residuos sólidos urbanos 96 %, Residuos industriales 4 %.

VCN medio: 8820 kJ/kg.

Horas de funcionamiento incluidas horas a carga parcial (operatividad): L1: 8319/8760 h, L2: 8424/8760 h.

Consumo de reactivos: $\text{Ca}(\text{OH})_2$: 1844 t/año // NaOH : 54,2 t/año // HCl : 20,3 t/año // Carbón activado: 148 t/año // Urea N_2H_4 : 720 kg/año // Agua dulce: 62144 m^3 /año.

Electricidad importada: 1547 MWh/año (sólo durante la parada anual por mantenimiento).

Consumo de energía: Electricidad 10930 MWh, Gas natural: 68367 Nm^3 /año.

Producción de energía: Electricidad: 61690 MWh.

Recuperación de materias: Cenizas de fondo para construcción de carreteras: 40394 t/año. Metales férricos: 833 t/año

Residuos finales: Cenizas volantes: 6261 t/año.

Media anual de concentraciones continuas en el gas limpio:

// HCl : 26 mg/Nm^3 // PST: 9 mg/Nm^3 // CO : 13 mg/Nm^3

Valor medio de las muestras de concentración en el gas limpio (medición periódica):

TOC: 11,66 mg/Nm^3 // HF: 0,071 mg/Nm^3 // SO_2 : 22,06 mg/Nm^3 // Cd+Hg: 0,0178 mg/Nm^3 // Ni+As: 0,0385 mg/Nm^3 // Pb+Cr+Cu+Mn: 0,2499 mg/Nm^3 // NOX: 237,59 ppm

PCDD/F: 0,0462 ngiteq/ m^3

Concentraciones en el agua residual limpia: Total sólidos en suspensión: 33 mg/l // Cd: <0,05 mg/l // Pb: <0,5 mg/l // Zn: <0,5 mg/l // valor del pH: 8 // P: 8 mg/l .

10.3.1.7. INCINERADORA DE PARRILLA CON RNCS (NH_3), TRATAMIENTO SEMIHÚMEDO CON CAL Y CARBÓN ACTIVO, Y PRODUCCIÓN DE ELECTRICIDAD

Información general

Planta situada en el sureste de Londres, Reino Unido. Propiedad de SELCHP Ltd y operada por Onyx SELCHP Ltd. A destacar: ISO 9001 y ISO 14001. Investors in People (IP) (Inversores en Gente). Financiación de proyectos. Alta producción de energía. Planta grande.

Los residuos son residuos sólidos urbanos.

Datos de diseño/construcción

Técnica de combustión: $2 \times 29 \text{ t}_w/\text{h}$, Parrilla reciprocante de acción inversa.

Capacidad de la planta: 420000 t/año; Rango de VCI: 7500-10000 kJ/kg.

Aporte térmico diseñado a la parrilla: $2 \times 68,5 \text{ MW}$.

Caldera de vapor, 45 bares, 395 °C; diseño vertical, 4 pasos.

Valorización de la energía: Electricidad para exportación y uso interno, vapor sólo para uso interno.

Turbogenerador: 35 MW.

Sistema de TGC (Tratamiento de Gases de Combustión): Proceso semihúmedo con inyección de carbón activado, RNCS.

Eliminación de partículas mediante filtros de manga. Lavador semihúmedo con lechada de cal viva. Eliminación de dioxinas mediante inyección de carbón activado antes del lavador semihúmedo. Eliminación de NO_x mediante RNCS (agua amoniacal).

No hay evacuación de efluentes acuosos de la planta.

Tratamiento de cenizas de fondo:

Tratamiento de cenizas de fondo: separación por enfriamiento de choque de chatarra férrea, que se almacena para envejecimiento, separación de chatarra no férrea. Máx. 110000 toneladas al año.

Residuos sólidos de TGC: Residuos de control de contaminación atmosférica: 12500 t/año mezclados con agua y eliminados en vertedero.

Valorización de materias: Cenizas de fondo para construcción de carreteras.

Metales férreos y no férreos.

Inauguración: 1994.

Cumple con los límites de emisión de la DIR-2000 para NO_x y HCl. Amplió la casa de filtros de mangas y retocó la RNCS para cumplir los límites en 12/2005.

Datos operativos

Año de referencia (para los datos siguientes): 2003.

Productividad: 404000 t/año, 100 % residuos urbanos.

PCN medio: 9250 kJ/kg.

Horas de funcionamiento incluidas horas a carga parcial (operatividad): línea 1: 8.403 h/año; línea 2: 7.812 h/año

Consumo de reactivos: Cal viva: 3 876 t/año // Sosa cáustica: 45,75 t/año // Carbón activado: 79 t/año // Acido clorhídrico: 57 t/año // Amoniaco: 997 t/año.

Entrada de energía: Electricidad importada: 274 MWh // Combustible: 457.427 litros

Consumo de energía: Electricidad: 66 kWh/t de residuos

Producción de energía: 243 GWh generados, 216 GWh exportados

Recuperación de materias: Cenizas de fondo: 111 000 t/año // Metales férreos: 9 300 t/año

Residuos finales: Residuos de TGC: 12.500 t/año.

Concentraciones en el gas limpio (medición continua). Media anual, más media semihoraria y media diaria máximas:

SO₂: 8,2/<30/<60 mg/Nm³

HCl: 13,4/11,5/<40 mg/Nm³

CO: 6,2/<12/<65 mg/Nm³

Polvo: 1,2/<10/<20 mg/Nm³

NO_x: 282/<320/<380 mg/Nm³

COT: 1,2/<2/<15 mg/Nm³

Concentraciones en el gas limpio (medición periódica). Valor medio:

Hg + Cd: 0,003 mg/Nm³ // Dioxinas: 0,004 ng/Nm³ // Total otros metales: 0,019 mg/Nm³

Economía

Costes de inversión: 100 millones GBP, incluidos 15 millones GBP de financiación para construcción.

Canon de proceso: GBP 35 por tonelada como media. Precio de venta de electricidad alrededor del 27 GBP por MW hora.

10.3.1.8. INCINERADORA DE PARRILLA CON RNCS (NH₃), TRATAMIENTO SEMIHÚMEDO CON CAL Y CARBÓN ACTIVO, PRODUCCIÓN DE ELECTRICIDAD

Información general

La planta es propiedad de Hampshire Waste Services Ltd y está operada por Onyx Hampshire Ltd. La autoridad municipal (cliente final) es el Consejo del Condado de Hampshire, Reino Unido.

Tipo de residuos: Residuos sólidos urbanos sólo.

A destacar:

- Su arquitectura ha sido premiada.
- Parte de un contrato integrado de residuos urbanos, con alto nivel de reciclaje y compostaje.
- Financiación de proyectos.

Datos de diseño/construcción

Técnica de combustión: Parrilla reciprocante de acción inversa, 1×12 t/h
 Capacidad de la planta: 90000 t/año; rango de VCI: 6990-12500 kJ/kg; nominal: 9200 kJ/kg

Aporte térmico diseñado a la parrilla: $1 \times 30,67$ MW

Caldera de vapor, 45 bares, 395 °C; diseño vertical, 4,5 pasos.

Valorización de energía: Electricidad para exportación y uso interno, vapor sólo para uso interno.

Turbogenerador: 8 MW.

Sistema de TGC (Tratamiento de gases de combustión): Proceso semihúmedo con inyección de carbón activado, RNCS.

Eliminación de NO_x mediante RNCS (urea). Eliminación de polvo mediante 1 filtro de manga. Lavador semihúmedo con lechada de cal viva. Eliminación de dioxinas mediante inyección de carbón activo antes del filtro de manga.

No hay efluente acuoso de la planta en condiciones de estado estable.

Tratamiento de cenizas de fondo: separación de chatarra de metales férreos mediante enfriamiento de choque.

Residuos sólidos de TGC: Humedecidos y desechados en vertedero como residuo especial. Mediados de 2005: previsto proceso secundario con ácidos residuales para obtener una torta de filtro no peligrosa.

Valorización de materias: Ceniza de fondo –a mediados de 2005 hay prevista una planta para extracción de metales no férreos y producción de agregados secundarios.

Inauguración: 2003.

Se informa que cumple con la DIR-2000 desde su inauguración, pero hay algunos aspectos de procedimiento que deben resolverse con las autoridades.

Datos operativos

Año de referencia (para los datos siguientes): Diseño/2004/2005 previsión.

Productividad: 90000 t/año; 100 % residuos municipales.

PCN medio: 9100 kJ/kg est.

Horas de funcionamiento incluidas horas a carga parcial (operatividad): 87,80 %

Consumo de reactivos: Cal viva: 10 kg/tw // Urea: 1,25 kg/tw // Carbón activado: 0,25 kg/tw // Agua dulce: 0.25 t/t_w.

Aporte de energía: Electricidad importada: 340 MWh de electricidad// Fuel-oil: 80000 l

Consumo de energía: Electricidad: 70 kWh/t de residuos incinerados

Producción de electricidad: 0,5 MWh/t

Recuperación de materias: Cenizas de fondo: 25 % // Metales férreos: 2 %

Residuos materiales: Residuos de TGC: 35 kg/t

Concentraciones medias en el gas limpio: (medición continua) :

CO: 4,7 mg/Nm³ // HCl: 8,1 mg/Nm³ // COV: 0,4 mg/Nm³ // NOX: 177 mg/Nm³ // SO₂: 7,5 mg/Nm³ // TPM: 4,2 mg/Nm³.

Concentraciones en el gas limpio (medición periódica de sustancias listadas en la DIR-2000)

Cd+Tl: 0,0002 mg/Nm³ // Hg: 0,009mg/Nm³ // Total otros metales pesados: 0,02 mg/Nm³ // Dioxinas: 0,00882 ng/Nm³.

Concentraciones en el gas limpio (medición periódica de sustancias no listadas en la DIR-2000): NH³: 0,7 mg/Nm³.

Economía

Costes de inversión: 30-35 millones GBP, según las suposiciones

Canon de proceso: Complejo con costes internos – no hay canon de proceso

10.3.2. Ejemplos de instalaciones de residuos peligrosos

10.3.2.1. HORNO ROTATORIO CON RECUPERACIÓN DE CALOR, RNCS, PE, LAVADOR HÚMEDO Y FILTRO DE COQUE ESTÁTICO

Dos hornos rotatorios de la planta de Simmeringer Haide se utilizan para la incineración de residuos peligrosos. En el año 2000 se incineraron 89964 toneladas de residuos. En la Tabla 10.65 se facilita una lista detallada de los tipos y cantidades de residuos tratados.

Tabla 10.65. Tipos y cantidades de residuos incinerados en los hornos rotativos de la planta de Simmeringer Haide (año de referencia: 2000)

Tipos de residuos	Cantidad de residuos (t año ⁻¹)
Aceite usado	9521
Mezcla aceite-agua, contenido de aceite 85-100 %	28
Mezcla aceite-agua, contenido de aceite 50-85 %	1655
Mezcla aceite-agua, contenido de aceite <50 %	6384
Mezcla aceite-agua, contenido de aceite <10 % separable	759
Contenido separador	1216
Otros residuos, residuos internos	1902
MA 48; conjunto de residuos peligrosos	1059
Residuos orgánicos líquidos	10703
Residuos orgánicos sólidos o pastosos	11100
Residuos inorgánicos líquidos	10005
Residuos inorgánicos sólidos o pastosos	328
Suelo contaminado por aceite	115
Residuos comerciales e industriales	16308

Tabla 10.65. Tipos y cantidades de residuos incinerados en los hornos rotativos de la planta de Simmeringer Haide (año de referencia: 2000) (continuación)

Tipos de residuos	Cantidad de residuos (t año ⁻¹)
Residuos de hospitales	2360
Medicamentos caducados	768
Herbicidas	802
Residuos domésticos peligrosos	2
Suelo contaminado químicamente	56
Residuos de laboratorio	344
Filtro biológico de la principal planta de tratamiento de aguas residuales de Viena, residuos	3256
Hidrocarburos rango diésel (DRO)	5008
Arena y piedra machacada, residuos de canales	4829

Los datos generales de los dos hornos rotativos de la planta de Simmeringer Haide se muestran en la Tabla 10.66.

Tabla 10.66. Datos generales de los hornos rotativos de la planta de Simmeringer Haide (año de referencia: 2000)

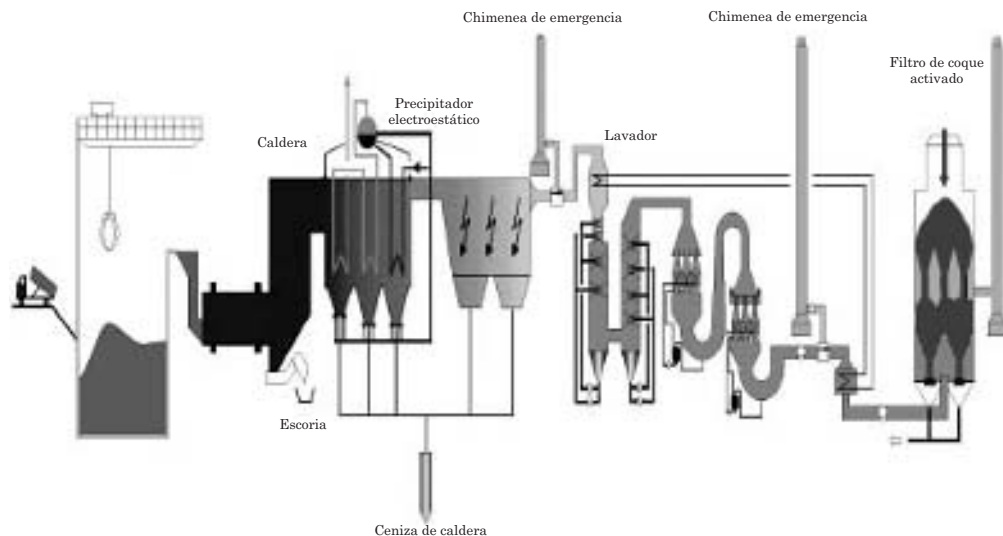
Hornos rotativos de la planta de Simmeringer Haide	
Operador	Fernwärme Vienna GmbH
Puesta en servicio	1980
Tecnología de combustión	Horno rotativo
Productividad	89964 t
Capacidad térmica teórica	50 MW
Horas de operación línea 1	6,782
Horas de operación línea 2	7,423

Concepto de la planta

La Figura 10.10 muestra un esquema de uno de los hornos rotativos. Cada línea de combustión se compone básicamente de las siguientes unidades:

- zona de admisión;
- sistema de combustión: Horno rotativo (longitud: 12 m, diámetro exterior 4,5 m, rotaciones por minuto: 0,1-0,6);
- caldera de recuperación;

Figura 10.10. Esquema de los hornos rotativos de la planta de Simmeringer Haide



- dispositivos de limpieza de gases de combustión: proceso de RNCS, precipitador electrostático, lavador húmedo en cuatro etapas, filtro de coque activado;
- planta de tratamiento de aguas residuales en múltiples etapas;
- sistema de distribución de vapor.

La Tabla 10.67 presenta un balance de entradas y salidas de los hornos rotativos de la planta Simmeringer Haide, relativo a una tonelada de residuos.

Aceptación, tratamiento, almacenamiento e introducción de residuos

Tras su suministro, los residuos peligrosos son inspeccionados visualmente para comprobar que correspondan con los documentos anexos. Después se determinan los parámetros físicos y químicos según la norma ÖNORM S2110 (1991). De acuerdo con los resultados de los análisis, las fracciones de residuos se clasifican, se almacenan provisionalmente, se mezclan según «recetas» existentes y se alimentan al horno rotativo.

Residuos sólidos: Los residuos sólidos son suministrados en recipientes y cubas y se vierten en el búnker de residuos. Los residuos del búnker de residuos son suministrados directamente al proceso de combustión por una rampa de alimentación, o son homogeneizados previamente.

Residuos líquidos: Los residuos líquidos se suministran en camiones cisterna y se almacenan según sus propiedades. Los líquidos combustibles se suministran directamente al proceso de combustión, o se mezclan previamente mediante lanzas de combustión.

Tabla 10.67. Balance de entradas y salidas de los hornos rotativos de la planta de Simmeringer Haide (año de referencia: 2000)

Entradas relativas a 1 t de residuos		Salidas relativas a 1 t de residuos	
Electricidad	234 kWh	Calor	1459 kWh
Agua dulce	6158 l	Electricidad	269 kWh
Fuel-oil pesado, 1 % S	0,033 m ³	Vapor (p = 52 bares; T = 350°C)	3,7 t
Cal	23,2 kg	Escoria	190 kg
Coque	5,0 kg	Chatarra metálica	13,4 kg
Hidróxido sódico, 50 %	5,2 kg	Cenizas volantes	14,6 kg
Amoniaco, 25 %	3,0 kg	Torta de filtro (54,7 % H ₂ O)	17 kg
Agentes precipitantes, 15 %	0,32 kg	Agua residual limpia	1657 l
FeCl ₃ , 40 %	1,53 kg	Gas de combustión limpio (seco)	7900 Nm ³
Ácido clorhídrico, 30 %	1,0 kg		
Arena	35,6 kg		
Nitrógeno líquido, 98,5 %	3,6 kg		

Recipientes: Los recipientes pasan a un almacenamiento intermedio, donde se clasifican y se suministran directamente al proceso de combustión o de homogeneización mediante transportadores de rodillos y elevadores.

Residuos clínicos infecciosos: Esta fracción de residuos se suministra en recipientes de plástico herméticos, pasa a un almacenamiento intermedio y se suministra a la cámara de combustión mediante una cinta transportadora totalmente automatizada.

Suministro de aire de combustión

El aire de combustión es aspirado del búnker y suministrado al horno rotativo a través de la pared frontal como aire primario, y a la cámara de postcombustión como aire secundario.

Hornos rotativos con cámara de postcombustión

Los tubos de acero llevan un revestimiento refractario y tienen una longitud de 12 metros y un diámetro exterior de 4,5 m. Los residuos son mezclados mediante rotación lenta (0,1-0,6 rotaciones por minuto), son transportados a través del horno rotatorio y son incinerados a una temperatura de unos 1200 °C.

Los gases de combustión del horno rotativo se combustionan totalmente en la cámara de postcombustión. Si la temperatura de combustión en la cámara de postcombustión cae por debajo de 1200 °C, pueden activarse dos quemadores auxiliares situados en las paredes laterales que utilizan fuel-oil extraligero y pesado. En la parte media y superior de la cámara de postcombustión se inyecta aire secundario y terciario, respectivamente.

Utilización de la energía

Se produce electricidad para cubrir las necesidades propias de la planta de Simmeringer Haide. Además, se suministra calor al sistema remoto de calefacción centralizada de Viena.

Sistema de limpieza de gases de combustión y emisiones a la atmósfera

Precipitador electrostático: en este primer paso de limpieza de gases de combustión, las emisiones de polvo se reducen hasta 10-30 mg/Nm⁻³.

Limpieza húmeda de gases de combustión: el sistema de limpieza húmeda de gases de combustión consiste en dos lavadores de flujo cruzado para la separación de gases ácidos solubles en agua, así como de partículas y metales pesados. El lavador venturi subsiguiente se utiliza para la separación de polvo fino y para el preacondicionamiento de gases de combustión para el lavador venturi electrodinámico.

RNCS: los óxidos de nitrógeno se reducen mediante la inyección de una solución acuosa de amoníaco en el gas de combustión.

Filtro de coque activado: el postratamiento se realiza en una planta a contracorriente que utiliza coque activado, separadamente para cada línea de combustión. Esta unidad consiste en dos adsorbedores dispuestos en paralelo que se llenan con coque de lignito. Los adsorbedores de los hornos rotativos constan de 8 módulos cada uno, y cada módulo se llena con 15 t de adsorbente. El gas de combustión fluye a través de la capa, de abajo a arriba, mientras el coque va bajando lentamente.

Con este sistema de limpieza de gases de combustión, se consiguen los niveles indicados en la Tabla 10.68.

Tratamiento de aguas residuales y emisiones al agua

El agua residual de ambos hornos rotativos se somete a una limpieza previa, junto con las de los tres reactores de lecho fluidizado. Después se conduce a la planta principal de tratamiento de aguas residuales de Viena. La limpieza de aguas residuales se realiza mediante procesos de separación por gravedad, neutralización, floculación, filtración y precipitación.

Tabla 10.68. Emisiones a la atmósfera de los hornos rotativos de la planta de Simmeringer Haide (año de referencia: 2000)

Parámetro	Emisión (mg Nm ⁻³) ^a	Masa total (kg año ⁻¹) ^{b,d}	Emisiones específicas (g t ⁻¹) ^{c,d}
Polvo*	<0,05	35,54	0,395
HCl*	0,42	298,5	3,318
HF	<0,05	35,54	0,395
SO ₂ *	1,2	852,86	9,48
CO*	33	23453,61	260,7
NO _x como NO ₂ *	104	73914,42	821,6
Cr	0,0005	0,35	0,004
As	<0,0001	0,071	0,00079
Ni	0,0003	0,21	0,0024
Cd	0,0003	0,21	0,0024
Hg	0,0014	0,995	0,011
Cu	0,0005	0,35	0,004
C _{org} *	2,2	1563,58	17,38
NH ₃	1,9	1350,36	15,01
PCDD+PCDF	0,00154 ng Nm ⁻³	1,1 mg año ⁻¹	0,012 µg t ⁻¹
HAP	0,0133	9,45	0,11

* Medición continua.

^a Valores medios semihorarios en mg Nm⁻³; las emisiones de dioxinas se indican en ng Nm⁻³ (11 % O₂; gas de combustión seco; condiciones normales).

^b En kg año⁻¹, dioxinas en mg año⁻¹.

^c Emisiones relativas a una tonelada de residuos tratados en g t⁻¹; emisiones de dioxinas en µg t⁻¹.

^d La masa total de emisiones específicas se calcula en base a los valores medios semihorarios, usando la cantidad de gas de combustión seco (7900 Nm³ t⁻¹_{residuos}) y la cantidad de residuos (89964 t año⁻¹).

Con estos pasos de limpieza se consiguen los niveles de emisión que se indican en la Tabla 10.69 de la página siguiente.

Residuos finales

Escoria y ceniza de filtro: La escoria y las cenizas de filtro se eliminan en vertedero.

Torta de filtro: La torta de filtro de la planta de tratamiento de aguas residuales se introduce en grandes sacos y se elimina en vertedero.

Chatarra férrea: Los metales férreos separados se suministran a una chatarrería.

Tabla 10.69. Parámetros de tratamiento de aguas residuales de los hornos rotativos de la planta de Simmeringer Haide después del tratamiento de aguas residuales (año de referencia: 2000)

Parámetro	Valor medido (mg l ⁻¹)
Temperatura	<30°C
Conductividad eléctrica	24,6 mS cm ⁻¹
Valor del pH	9,2
Compuestos sin disolver	10
As	<0,02
Ca	3,86 g l ⁻¹
Cd	0,019
Cloruros (Cl)	8,86 g l ⁻¹
Cianuros	<0,1
Cr	0,01
Cu	0,01
Fluoruros (F)	5,2
Hg	0,001
NH ₄ -N	63
Nitratos (NO ₃)	50
Ni	0,01
Pb	<0,02
Sulfatos (SO ₄)	912
Sulfuros	<0,01
Sulfitos	<5
Zn	0,05
AOX/EOX	0,01
Fenol	0,11
Sb	0,047
Tl	0,02
V	0,01

Coque activado: El coque activado cargado es llevado a un silo por cintas transportadoras y se combustiona internamente.

La Tabla 10.70 muestra los datos químicos de las fracciones de residuos finales de los hornos rotativos:

**Tabla 10.70. Datos químicos de los residuos de los hornos rotativos
(año de referencia: 2000)**

Parámetro	Valor medido		
	Escoria	Ceniza volante	Torta de filtro
COT (%) (secado al aire-sa)	2,22	2,19	
Cl (%) (sa)		3,4	
SO ₃ (%) (sa)		21,4	
Componentes principales (mg kg⁻¹) (seco)			
SiO ₂	40,9 %	12,2 %	2,9 %
Al	22217	13576	3308
MgO	3,1 %	1,4 %	0,5 %
Fe	97815	46928	26619
CaO	12,1 %	8,2 %	31,4 %
Na ₂ O		17,9 %	
K ₂ O	1,1	5,3	<0,4
Metales pesados (mg kg⁻¹) (seco)			
Zn	1868	52921	9399
Pb	802	25162	1062
Mn	826	1046	467
Cr	643	494	37
Cd	4,4	360	162
As	7.6	142	12
Hg	0,29	0,42	1088
Ni	375	995	83

Los resultados de los ensayos de lixiviación se presentan en la Tabla 10.71.

Tabla 10.71. Ensayos de lixiviación (según ÖNORM S 2115) de los hornos rotativos de la planta de Simmeringer Haide (año de referencia: 2000)

Concentraciones lixiviadas (mg kg ⁻¹)	Escoria	Ceniza volante	Yeso
Valor del pH	11,0	6,6	8,5
SO ₄	90	18717	1441
Cl	30	5260	624
NH ₃ como N	0,29	0,65	1,73
NO ₃	4	4,6	5
NO ₂	0,1	0,1	0,8
Fe	0,02	0,02	0,01
Mn	0,02	20	0,19
Ni	<0,1	5,47	<0,1
Cd	0,02	31	0,01
Cr	0,01	0,01	0,01
Cu	0,01	19,2	<0,01
Pb	0,13	9,3	0,1
Zn	0,99	2178	0,18
Hg	<0,001	0,003	<0,001

10.3.2.2. HORNO ROTATIVO CON RCS, PE, LAVADOR HÚMEDO Y FILTRO DE CARBÓN ESTÁTICO

Capacidad total 110000 t/año.

Horno de tambor con cámara de reacción secundaria.

2 líneas de incineración de 6,3 t/h cada una.

Inauguración: 1997.

Reducción de las emisiones a la atmósfera

El sistema de limpieza de gases residuales consta de los siguientes componentes:

- Filtro electrostático;
- Enfriamiento de choque;
- Absorbedor de HCl (lavado en dos pasos);
- Lavador de SO₂ (neutralización en dos pasos con lechada de cal);
- Filtro de carbón activado;
- Catalizador de RCS para eliminación de NO_x;

Gas residual por línea: 61800 m³/h;

Fabricante:

Los valores medios medidos en el gas limpio (valores operativos) de la planta se detallan en la Tabla 10.72 siguiente:

Tabla 10.72. Valores medios medidos en el gas limpio (valores operativos)

Parámetro	Unidad	Media semihoraria	Media diaria	Media anual
Medición continua				
Partículas totales	mg/m ³			0,2
HCl	mg/m ³			0,7
SO _x	mg/m ³			0,08
NO _x	g/m ³			0,075
C total	mg/m ³			0,3
CO	mg/m ³			8,9
Hg	mg/m ³			0,002
Medición periódica (valor medio durante el periodo de muestreo)				
HF	mg/m ³			<0,2
Cd, Tl	mg/m ³			0,0004
Σ Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn	mg/m ³			0,009
PCDD/PCDF, I-TE	ng/m ³			0,005

Reducción de las emisiones al agua

La planta de incineración opera sin evacuación de aguas residuales. El ácido crudo del lavador de ácido clorhídrico se concentra a ácido clorhídrico al 18 % en una planta de reproceso quimicofísico. El yeso del lavador de SO₂ es reprocesado.

Utilización de la energía

Con una cantidad de residuos incinerados de 69000 t en el año 2000, se suministró una cantidad de calor de 192000 al sistema de calefacción centralizada existente.

Emisiones/inmisiones de ruido

Distancia de la planta del punto de inmisión/impacto: 500 m

Nivel de evaluación acústica:

$L_{\text{aeq}} = 44,3 \text{ dB(A)}$ – episodios cortos (1 minuto)

$L_{\text{AF}} = 56,5 \text{ dB(A)}$

Costes

- Costes de inversión (incluida modernización de la planta): aprox. 400m DM
- Costes de tratamiento específico: 400-800 DM

10.3.2.3. HORNO ROTATIVO CON RNCS (UREA), TGC CON CAL SECA, DOBLE FILTRO DE MANGA Y ABSORCIÓN DE DIOXINAS

Instalación operada por SARP Industries, Limay

Información general

Incineradoras de residuos peligrosos (2 líneas + 1 en construcción) que son propiedad y están operadas por SARP Industries.

Residuos tratados: residuos peligrosos, sólidos, pastosos y líquidos. Aspectos destacables: Cianuros sólidos y líquidos/líneas especiales para ácidos orgánicos/ Inyección de residuos olorosos. Alta entrada de cloro (cerca de un 2% en peso)

Datos de diseño/construcción

- hornos rotativos (Diámetro 2.5m, 3.0m, 3.5m/Longitud 11m, 11m, 12m)
- cámara de combustión secundaria (200-300 m³)
- rango de PCN: -600-10 000 kcal/kg (promedio 2500 kcal/kg)
- aporte térmico diseñado: 17-20 MW/7-8 T/h por línea
- permiso: 3 × 50 000 T/año
- caldera de vapor: 6 pasos, vertical, vapor saturado a 30 bares
- valorización de energía: venta de vapor a planta de energía (calentamiento de tanques de combustible)
- sistema de TGC: Torre de acondicionamiento (agua), Doble tratamiento seco = Reactor 1 + Filtro de manga 1 + Reactor 2 + Filtro de manga 2, inyección de cal esponjosa y arcilla absorbente de dioxinas (Dioxorb) en la etapa y reciclaje
- eliminación de NO_x mediante RNCS con urea sólida
- consumo: cal 50 kg/tonelada de RP (relación estequiométrica 1,5)
- cenizas de fondo: a vertedero de RP
- residuos de TGC: polvo de filtros de manga a unidad de estabilización y vertedero de RP
- inauguración: línea 1: 1985/línea 2: 1989/línea 3: 2005
- cumple con la DIR-2000 desde 2000 (debido a la DIRP).

Datos operativos

- año de referencia 2001
- productividad: 105000 toneladas
- PCN medio: 2200-2500 kcal/kg
- horas de funcionamiento: línea 1: 7259/8760 h/ línea 2: 8208/8760 h

- consumo de reactivos: Ca(OH)_2 5000 t/Dioxorb (arcilla absorbente de dioxinas) 540 t
- consumo de electricidad: 24332000 kWh (para toda la planta, incluyendo tratamiento fisicoquímico, unidad de vaporación-oxidación, trituración, planta de estabilización)
- residuos finales: cenizas de fondo 12600 toneladas/polvo de filtros de manga 7800 toneladas
- media anual de mediciones de concentración continuas en el gas limpio (seco, 11 % O_2):
- partículas 1,42/1,33 mg/ Nm^3 // HCl 0,75/0,60 mg/ Nm^3 // SO_2 5,2/22,7 mg/ Nm^3 // COT 2/0,8 mg/ Nm^3 // CO 13,5/15,2 mg/ Nm^3 // NO_x 117/73 mg/ Nm^3
- valores medios de muestreos de concentración en gas limpio (mediciones periódicas), 2 muestreos:
- suma de Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V 0,05/0,34 mg/ Nm^3 // Hg 0,002/0,002 mg/ Nm^3 // Cd+Tl 0,006/0,004 mg/ Nm^3 // PCDD-F 0,022/0,013 ng I-TEQ/ Nm^3 .

Economía

Costes de inversión, línea 3: alrededor de 27 de millones €.

Canon de proceso: varía entre 80 y 1000 €/tonelada (media alrededor de 300 €/tonelada).

10.3.3. Ejemplos de instalaciones de lodos de depuradora

10.3.3.1. LECHO FLUIDIZADO DE BORBOTEO CON RECUPERACIÓN DE CALOR, RNCS, PE, LAVADO HÚMEDO Y FILTRO DE COQUE ESTÁTICO

En el año 2000, se incineraron 54390 toneladas de lodo de alcantarillado y 3378 toneladas de aceites residuales, así como unas 1000 toneladas de alimentos y otras tantas de disolventes, en tres reactores de lecho fluidizado. Los datos generales sobre los reactores de lecho fluidizado se muestran en la Tabla 10.73.

Concepto de la planta

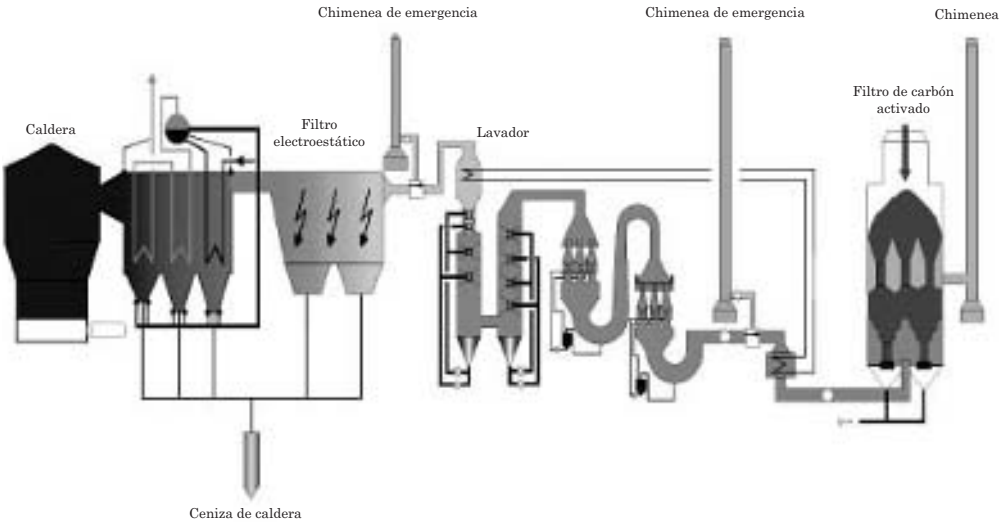
En la Figura 10.11 se muestra un esquema de un reactor de lecho fluidizado. Una línea de incineración consta principalmente de las unidades siguientes:

- reactor de lecho fluidizado;
- caldera de recuperación;
- dispositivos de limpieza de gases de combustión: proceso de RNCS, precipitador electrostático, lavado ácido y alcalino, filtro de coque activado;
- planta de tratamiento de aguas residuales de múltiples etapas;
- sistema de distribución de vapor.

Tabla 10.73. Datos generales de los reactores de lecho fluidizado de la planta de Simmeringer Haide (2000)

Reactores de lecho fluidizado en la planta de Simmeringer Haide	
Operador	Fernwärme Vienna GmbH
Inauguración	1980/1992
Tecnología de combustión	Reactores de lecho fluidizado estacionario
Sistema Copeland	
Productividad (lodo)	54390 t materia seca, correspondiente a 1656000 m³ de lechada diluida
Poder calorífico neto medio	15,7 MJ kg ⁻¹ materia seca
Poder calorífico bruto medio	17,1 MJ kg ⁻¹ materia seca
Capacidad térmica nominal	50 MW
Horas de funcionamiento línea 1	2484
Horas de funcionamiento línea 2	5603
Horas de funcionamiento línea 3	8784

Figura 10.11. Esquema de los reactores de lecho fluidizado de la planta de Simmeringer Haide



La Tabla 10.74 presenta un balance de entradas y salidas de los tres reactores de lecho fluidizado de la planta de Simmeringer Haide relativo a una tonelada de residuos.

Tabla 10.74. Balance de entradas y salidas de los reactores de lecho fluidizado (año de referencia: 2000)

Entradas relativas a 1 t de residuos		Salidas relativas a 1 t de residuos	
Electricidad	590 kWh	Acido clorhídrico, 30 %	1,4 kg
Fuel-oil pesado (1 % S)	0,059 m ³	Arena de cuarzo	13,7 kg
Agua dulce	15530 l	Nitrógeno líquido, 98,5 %	2,5 kg
Cal	4,7 kg	Calor	1,98 MWh
Hidróxido sódico, 50 %	16,5 kg	Electricidad	0,363 kWh
Amoniaco, 25 %	4,1 kg	Vapor (p = 52 bares; T = 350°C)	5,22 t
Agentes precipitantes, 15 %	0,05 kg	Cenizas volantes y del lecho	264 kg
FeCl ₃ , 40 %	2,1 kg	Torta de filtro (54,7 % H ₂ O)	23 kg
Coque	3,4 kg	Agua residual limpia	1104 l
Polielectrolitos	4,45 kg	Gas de combustión limpio (seco)	13110 Nm ³

Admisión, tratamiento, almacenamiento e introducción de residuos

Los tres reactores de lecho fluidizado están contruidos para la incineración del lodo de depuradora de la principal planta de tratamiento de aguas residuales de Viena. El lodo diluido suministrado es deshidratado mediante centrífugas. El lodo espeso resultante tiene un contenido de materia seca entre el 30 y el 36 % y se suministra a los reactores de lecho fluidizado.

Suministro de aire de combustión

El aire de combustión se precalienta mediante un precalentador de aire.

Reactores de lecho fluidizado

Los tres reactores de lecho fluidizado de la planta de Simmeringer Haide están contruidos de acuerdo con el principio tecnológico de lecho fluidizado estacionario. La temperatura del lecho fluidizado es de 750 °C. La cámara de combustión está equipada con un quemador de fuel-oil.

Utilización de la energía

La energía del gas de combustión se utiliza para la producción de vapor (53 bares). El vapor producido por los hornos rotativos y los reactores de lecho

fluidizado se combina y es convertido en electricidad por dos turbinas. La electricidad se utiliza para cubrir las necesidades propias de la planta de Simmeringer Haide. Además, las líneas de horno están equipadas con un sistema de cogeneración que produce calor para el sistema de calefacción centralizada de Viena.

Sistema de limpieza de gases de combustión y emisiones a la atmósfera

Precipitador electrostático: en el primer paso de limpieza de gases de combustión, las emisiones de partículas se reducen a 10-30 mg Nm⁻³.

Lavado de gases de combustión: el sistema húmedo de limpieza de gases de combustión consta de dos lavadores húmedos para la separación de gases ácidos solubles en agua, así como de partículas y metales pesados. El lavador venturi subsiguiente se utiliza para la separación de partículas finas y para el preacondicionamiento de los gases de combustión para un lavador venturi electrodinámico.

RNCS: los óxidos de nitrógeno se reducen mediante inyección de una solución acuosa de amoníaco en el gas de combustión.

Filtro de coque activado: el postratamiento se realiza en una planta a contracorriente que utiliza coque activado, separadamente para cada línea de combustión. Esta unidad consiste en dos adsorbedores dispuestos en paralelo que se llenan con coque de lignito. Los adsorbedores de los hornos rotativos constan de 4 módulos cada uno, y cada módulo se llena con 15 t de adsorbente. El gas de combustión fluye a través de la capa, de abajo a arriba, mientras el coque va bajando lentamente.

Con estas medidas de limpieza de gases de combustión, se consiguen los niveles de emisión indicados en la Tabla 10.75.

Tratamiento de aguas residuales y emisiones al agua

El agua residual de los tres reactores de lecho fluidizado se somete a una limpieza previa, junto con las de los dos hornos rotativos. Después se conduce a la planta principal de tratamiento de aguas residuales de Viena. La limpieza de aguas residuales se realiza mediante procesos de separación por gravedad, neutralización, floculación, filtración y precipitación. La neutralización se realiza para separar el HCl y el HF.

Residuos finales

Cenizas de lecho y de filtro: las cenizas de lecho y de filtro se eliminan en vertedero.

Tabla 10.75. Emisiones a la atmósfera de los reactores de lecho fluidizado (año de referencia: 2000)

Parámetro	Emisión (mg Nm ⁻³) ^a	Masa total (kg año ⁻¹) ^{b,d}	Emisiones específicas (g t ⁻¹) ^{c,d}
Polvo*	0,6	498,63	7,8
HCl*	0,11	91,41	1,45
HF	<0,05	41,55	0,65
SO ₂ *	e		
CO*	4	3324,17	52,44
NO _x como NO ₂ *	100	83104,29	1311
Cr	0,0004	0,33	0,0052
As	<0,0001	0,083	0,0013
Ni	0,0006	0,499	0,0079
Cd	0,0006	0,499	0,0079
Hg	0,0015	1,25	0,02
Cu	0,0009	0,75	0,012
HAP	0,0069	5,73	0,09
NH ₃	3,55	2950,2	46,54
PCDD+PCDF	0,00079 ng TE Nm ⁻³	0,66 mg año ⁻¹	0,01 µg t ⁻¹

* Medición continua.

^a Valores medios semihorarios en mg Nm⁻³; las emisiones de dioxinas se indican en ng Nm⁻³ (11 % O₂; gas de combustión seco; condiciones normales)

^b En kg año⁻¹, dioxinas en mg año⁻¹.

^c Emisiones relativas a una tonelada de residuos tratados en g t⁻¹; emisiones de dioxinas en µg t⁻¹.

^d La masa total de emisiones específicas se calcula en base a los valores medios semihorarios, usando la cantidad de gas de combustión seco (13110 Nm³ t⁻¹_{residuos}) y la cantidad de residuos (63390 t año⁻¹).

^e Por debajo del límite de detección (0,3 mg Nm⁻³).

Torta de filtro: la torta de filtro de la planta de tratamiento de aguas residuales se introduce en grandes sacos y se elimina en vertedero.

Los datos químicos de los residuos de los reactores de lecho fluidizado se muestran en la Tabla 10.76. Los resultados de los ensayos de lixiviación se presentan en la Tabla 10.77.

Tabla 10.76. Datos químicos de los residuos de los reactores de lecho fluidizado (año de referencia: 2000)

Parámetro	Ceniza volante
COT (%) (secado al aire-sa)	0,97
Cl (%) (ad)	0,18
SO ₃ (%) (ad)	3,3
Componentes principales (mg kg⁻¹) (seco)	
SiO ₂	225
Al	41948
MgO	25
Fe	179107
CaO	164
K ₂ O	1.3
Metales pesados (mg kg⁻¹)	
Zn	2738
Pb	378
Mn	414
Cr	108
Cd	10,4
As	11,6
Hg	0,76
Ni	87

Tabla 10.77. Ensayos de lixiviación según ÖNORM S 2115-reactores de lecho fluidizado (año de referencia: 2000)

Parámetro	Concentración (mg kg ⁻¹)
Valor pH	9,5
SO ₄	1284
Cl	58
NH ₃ como N	0,75
NO ₃	5
NO ₂	0,1
Fe	0,01
Mn	<0,01
Ni	<0,1
Cd	<0,01
Cr	0,03
Cu	<0,01
Pb	0,1
Zn	0,04
Hg	0,001

10.3.3.2. LF DE BORBOTELO CON COGENERACIÓN, RNCS, RECIRCULACIÓN DE GASES DE COMBUSTIÓN, PE, LAVADO HÚMEDO Y FILTROS DE MANGA CON INYECCIÓN DE COQUE/CARBONATO CÁLCICO

Capacidad total 78840 t $m_{T/año}$, actualmente 42000 t de lodo de alcantarillado y 7000 t de rastrillados

Hornos de lecho fluidizado estacionario

3 líneas de incineración de 26280 t $m_{T/año}$ cada una

Inauguración: 1997

Las características de incineración del lodo de depuradora y raspados pueden describirse como sigue:

Tabla 10.78. Caracterización de las materias a incinerar

Parámetro	Unidad	Lodo de alcantarillado	Rastrillados
Poder calorífico	kJ/kg	3190-5300	2900-7000
Contenido en sólidos	% m_T	39-46	22-34
Pérdida por calcinación	% en peso	48-56	

Reducción de las emisiones a la atmósfera

El sistema de limpieza de gas residual consta de los siguientes componentes:

- Eliminación de nitrógeno por RNCS;
- Recirculación de gases de combustión;
- Filtro electrostático (2 etapas);
- Lavador de HCl (pH 2,3);
- Lavador de SO_2 (neutralización en 1 etapa con lechada de cal);
- Filtro de manga con dosificación de coque/hidróxido cálcico/carbonato cálcico.

Cantidad de gas residual por línea: 15000 m^3/h (véase Tabla 10.79).

Reducción de las emisiones al agua

El sistema de limpieza de gases residuales funciona sin evacuación de aguas residuales.

Utilización de la energía

Con un total de lodo incinerado de 102127 t (contenido de m_T aprox. 42 %), la producción de energía eléctrica fue de 48000 MWh, y la de vapor de proceso, de 62630 MWh.

Tabla 10.79. Valores medios medidos en el gas limpio (valores operativos)-MTD5

Parámetro	Unidad	Medias semihorarias	Medias diarias	Medias anuales
Medición continua				
Partículas totales	mg/m ³	<5	<2,5	0,2
HCl	mg/m ³	<10	<5	0,2
SO _x	mg/m ³	<50	<20	3,3
NO _x	g/m ³	<0,220	<0,12	43
C total	mg/m ³	<10	<7	0,7
CO	mg/m ³	<100	<20	2,4
Medición periódica				
HF	mg/m ³	<0,06	–	
Cd, Tl	mg/m ³	<0,001	–	0,0002
Hg	mg/m ³	<1	–	0,0008
Σ Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn	mg/m ³	<0,013	–	0,007
PCDD/PCDF, I-TE	ng/m ³	<0,011	–	0,0012

Emisiones/inmisiones de ruido

No se dispone de información.

Costes

- Costes e inversión: aprox. 180*10⁶ DM
- Costes de tratamiento específico: No se dispone de información

10.3.3.3. PLANTA DE LF DE BORBOTEEO CON COGENERACIÓN, PE Y LAVADO HÚMEDO

- Capacidad total 100000 t m_{T/año}
- Hornos de lecho fluidizado-estacionario
- 2 líneas de incineración de 30 t m_{T/h} cada una

Reducción de las emisiones a la atmósfera

El sistema de limpieza de gases residuales consta de los siguientes componentes:

- Filtros electrostáticos
- Lavado de gas residual en 4 etapas

Gas residual por línea:62535 m³/h

El lodo de depuradora a incinerar tiene las siguientes características:

Tabla 10.80. Caracterización del material de incineración

Parámetro	Unidad	Torta de filtro
Poder calórico	kJ/kg	13000
Contenido en sólidos	% m _T	45
Pérdida por calcinación	% en peso	

Tabla 10.81. Valores medios en el gas limpio (valores operativos)-MTD6

Parámetro	Unidad	Medias semanales	Medias diarias	Medias anuales
Medición continua				
Partículas totales	mg/m ³	<30	<10	
HCl	mg/m ³	<60	<10	
SO _x	mg/m ³	<200	<50	
NO _x	g/m ³	<0,4	<0,2	
C total	mg/m ³	<20	<10	
CO	mg/m ³	<100	<50	
Hg	mg/m ³	<0,05	<0,03	
Medición periódica (Valores medios durante el periodo de muestreo)				
HF	mg/m ³		<1	
Cd, Tl	mg/m ³		<0,05	
Σ Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn	mg/m ³		<0,5	
PCDD/PCDF, I-TE	ng/m ³		<0,1	

Reducción de las emisiones al agua

El sistema de limpieza de aguas residuales consiste en una fase química (precipitación de metales pesados) y una fase biológica (véase Tabla 10.82).

Tabla 10.82. Valores de emisión del agua residual del sistema de limpieza de gases residuales antes de su mezcla (MTD6)

Parámetro	Muestra compuesta de 2 horas (mg/l)	Parámetro	Muestra compuesta de 2 horas (mg/l)
Materia sólida en suspensión		Cr	0,5
Hg	0,05	Cu	0,5
Cd	0,05	Ni	0,5
Tl	—	Zn	1,0
As	—	PCDD/PCDF (ng I-TE/l)	
Pb	0,1	Valor del pH	
		Temperatura	

Utilización de la energía

Producción de calor

Generación total de calor:	70000 MWh
Consumo interno:	

Producción de electricidad

Generación total de electricidad:	80000 MWh
Uso interno (incluidos suministros adicionales):	20000 MWh
Exportación de electricidad:	60000 MWh

Emisiones/inmisiones de ruido

Distancia de la planta al punto de inmisión: 1200 m

En los lugares de inmisión prominentes se observan valores de inmisión aceptables según el apartado 2.321 de las IT sobre Ruido.

Costes

No se dispone de información.

10.3.4. Ejemplos de incineración combinada de diversos residuos

10.3.4.1. LF CIRCULANTE PARA RESIDUOS SELECCIONADOS/PRETRATADOS CON RECUPERACIÓN DE CALOR, TGC SECO Y HÚMEDO, RCS Y TRATAMIENTO DE CENIZAS

En la planta de AVE-Reststoffverwertung Lenzing se incineran los siguientes tipos de residuos:

- materiales de envases de la recogida selectiva;
- descartes;
- fracciones ligeras/rebose de tamizado de plantas mecánicas-biológicas;
- residuos de madera, en especial contaminados;
- lodos de depuradora.

En 2000 se trataron en total 134715 toneladas de residuos (véase Tabla 10.83).

Los datos generales del reactor de lecho fluidizado de AVE-RVL Lenzing se presentan en la Tabla 10.84.

Fuel-oil, gas natural y carbón se utilizan como combustibles adicionales para el arranque y la parada, en caso necesario. La máxima capacidad térmica nominal

Tabla 10.83. Tipos y cantidades de residuos tratados en AVE-Reststoffverwertung Lenzing (año de referencia: 2000)

Tipos de residuos	Cantidad de residuos (t año ⁻¹)
Residuos de plástico	34454
Descartes	19464
Lodo de depuradora	31986
Fracciones mixtas de plástico	41913
Madera vieja	6898

Tabla 10.84. Datos generales del reactor de lecho fluidizado de AVE-RVL Lenzing

AVE-Reststoffverwertung Lenzing	
Operador	RVL GmbH
Inauguración	Septiembre de 1998
Tecnología	Reactor de lecho fluidizado circulante
Productividad (2001)	134715 t
Poder calorífico de los residuos	6,5-29 MJ kg ⁻¹
Capacidad térmica nominal	110 MW _{th}
Horas de funcionamiento (2000)	Unas 6100

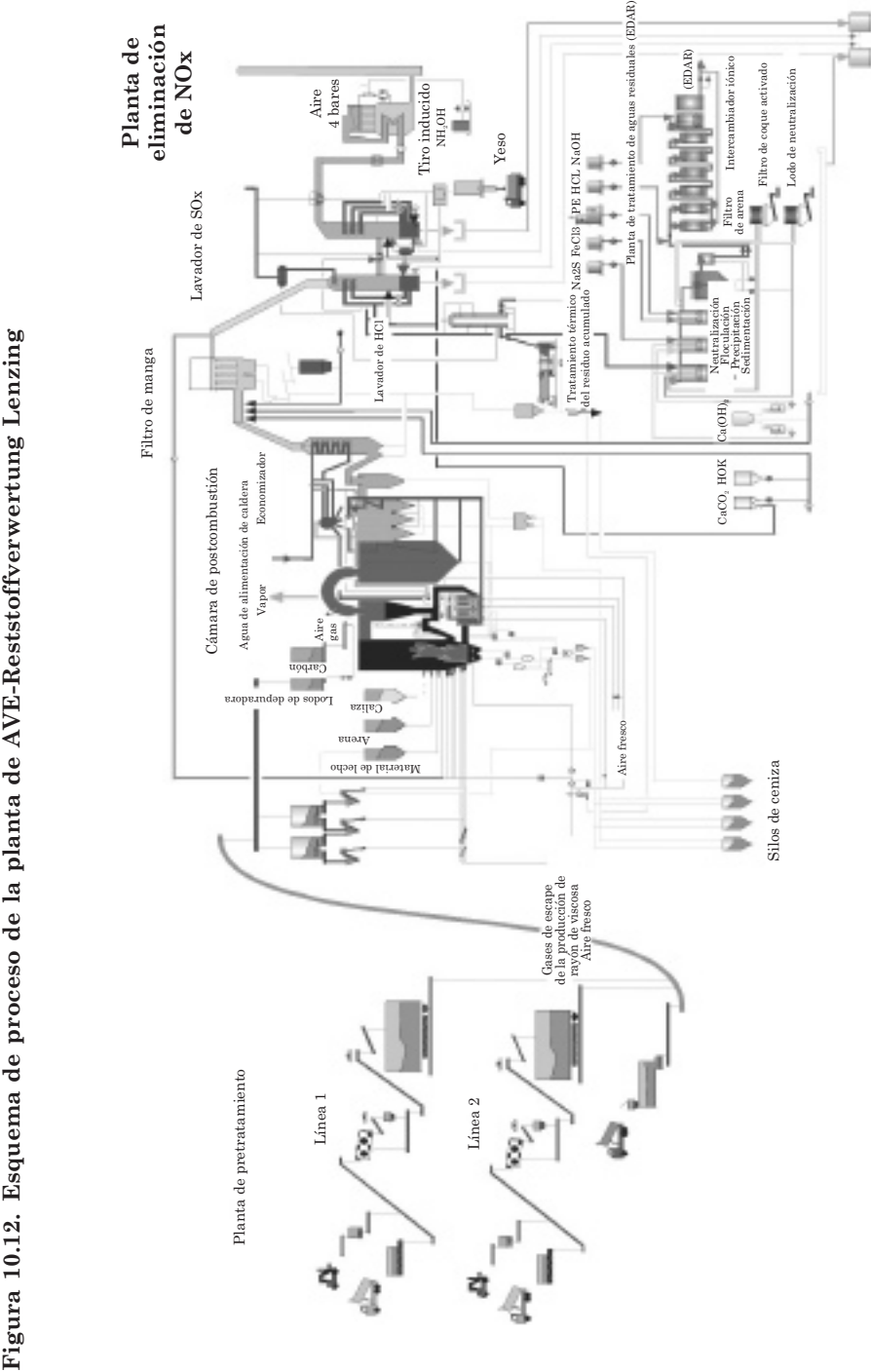
de la planta es de unos 110 MW en carga continua. La planta está construida para el tratamiento de residuos con un poder calorífico mixto de 6,5-29 MJ kg⁻¹.

La cantidad de residuos requerida se define como la producción térmica, y es de unos 7-60 toneladas por hora.

Concepto de la planta

En la figura siguiente se muestra un esquema de proceso de la planta de AVE-Reststoffverwertung Lenzing. La planta se compone básicamente de las siguientes unidades:

- suministro;
- tratamiento y almacenamiento de residuos;
- combustión en lecho fluidizado con refrigerador y cámara de postcombustión;
- caldera de recuperación;
- dispositivos de tratamiento de gases de combustión secos, húmedos y catalíticos;
- tratamiento de aguas residuales.



Admisión, tratamiento y almacenamiento de residuos

Los residuos suministrados, como materiales de envases, descartes, fracciones ligeras y residuos de madera, son declarados por el proveedor y verificados aleatoriamente por el operador; después de ser machacados y molidos, son almacenados provisionalmente en dos búnkeres situados junto a la caldera. La alimentación de los residuos al pulverizador, su distribución en el búnker diario y su descarga desde el mismo se realiza procurando una buena homogeneización.

El lodo de depuradora se bombea directamente en dos tolvas de carga que descargan por el fondo, y se almacenan provisionalmente en un silo. Normalmente, el lodo de depuradora se estabiliza e incinera unas pocas horas después del suministro. En todos los casos, el transporte desde el lugar de pretratamiento a la sala de la caldera se realiza periódicamente con una cinta transportadora tubular.

Introducción de residuos y suministro de aire de combustión

Los residuos triturados, como plásticos, descartes, reboses de tamizado y residuos de madera pueden ser alimentados desde la tolva de carga a la zona de combustión mediante 3 transportadores neumáticos. Para lodo de depuradora, se dispone de una línea de transporte separada con husillo como dispositivo de dosificación. Para fuel-oil y gas natural, hay instalados quemadores de gas y lanzas de fuel-oil. El carbón puede alimentarse mediante una planta de dosificación separada.

El gas de escape de la planta vecina de producción de rayón de viscosa, que contiene H_2S (sulfuro de hidrógeno) y CS_2 (disulfuro de carbono) se utiliza como aire de combustión. El gas de escape del tratamiento y almacenamiento de residuos es sometido a eliminación de partículas con filtros de manga y se descarga a la atmósfera.

El aire de combustión se inyecta a la cámara de combustión a través de la unidad de válvulas, dos niveles de aire secundario y varios elementos relacionados con el proceso como transportadores neumáticos y placas de fluidización en la zona de cenizas.

La dosificación de determinados residuos, los combustibles adicionales y el aire de combustión son regulados por un sistema de control de combustión. La demanda de aire y combustible se calcula en línea. Los parámetros más importantes, como poder calorífico y demanda de aire de combustión, son calculados automáticamente a partir de los datos de proceso, siendo adaptados a los residuos combustionados.

Combustión en lecho fluidizado con cámara de postcombustión

El sistema de combustión se compone básicamente de:

- cámara de combustión sin refrigeración con forma ligeramente cónica en el fondo y forma cilíndrica en la parte superior;

- ciclón;
- cámara de postcombustión;
- sistema de recirculación para el material del lecho con un sifón y un refrigerador del lecho fluidizado.

Los residuos se mezclan homogéneamente en la parte inferior de la cámara de combustión y se transportan a través de la cámara de combustión con aire de combustión. A fin de realizar una separación previa de SO_2 , se agrega cal de forma continua al reactor de lecho fluidizado de AVE-Reststoffverwertung Lenzing. Este es un procedimiento necesario, ya que el aire de escape de la producción de rayón de viscosa que se utiliza como aire de combustión contiene grandes cantidades de compuestos sulfurosos.

El material del lecho es separado del gas de combustión por un ciclón y es alimentado al sifón y refrigerador del lecho fluidizado. Una cantidad controlada de material del lecho pasa sobre el refrigerador del lecho fluidizado para extraer calor del mismo, bien para producir y sobrecalentar vapor, bien para regular la temperatura de la cámara de combustión.

Los gases de combustión que salen del ciclón se combustionan totalmente en la cámara de postcombustión a una temperatura y tiempo de residencia suficientes.

Caldera de recuperación

Los gases de combustión que salen de la cámara de postcombustión pasan por dos zonas verticales vacías para evaporación, una zona horizontal con superficies de calentamiento colgantes para evaporación y sobrecalentamiento, un sistema de ciclones en batería y un precalentador para agua de alimentación.

El sistema de vapor está conectado al de la empresa adyacente, Lenzing AG. El agua de alimentación es bombeada desde el sistema de agua de alimentación existente al bidón de la caldera, a través del precalentador de agua de alimentación. El agua pasa, mediante la denominada circulación natural, por las superficies de evaporación del refrigerador del lecho fluidizado y de la caldera de recuperación, y se evapora en un cierto grado. El vapor es separado del agua en el tambor de vapor, siendo conducido a la red de vapor de Lenzing AG a través del sobrecalentador. Los primeros sobrecalentadores están dispuestos en la caldera de recuperación, y los últimos en el refrigerador del lecho fluidizado.

Utilización de la energía

Los parámetros de vapor del vapor fresco producido son 78 bares y 500 °C. La electricidad es producida por las turbinas de Lenzing AG. La mayor parte del vapor es retirado a 4 bares de las turbinas e introducido en el sistema de vapor de proceso de Lenzing AG. La demanda global de vapor de proceso es varias veces mayor que la cantidad producida, existe todo el año y es cubierta por otro reactor

de lecho fluidizado, dos calderas de licor residual y una caldera de reserva con combustión a fuel-oil y gas.

Limpieza de gases de combustión y emisiones a la atmósfera

Limpieza seca de gases de combustión seco: el sistema seco de limpieza de gases de combustión está construido como reactor de circulación con un filtro de manga corriente abajo. La temperatura del gas de combustión es regulada por la caldera a un valor constante de unos 160 °C.

El sistema seco de limpieza de gases de combustión se utiliza para eliminación de partículas, precipitación de metales pesados y separación previa de componentes ácidos como HCl, HF y SO₃. Es posible dosificar cal, caliza y coque activado a los conductos antes del filtro de manga. El polvo separado es recirculado a otra parte.

Limpieza húmeda de gases de combustión: el sistema húmedo de limpieza de gases de combustión consiste en un lavador de corriente paralela con circulación de agua ácida, un lavador a contracorriente con suspensión de yeso, separadores de gotas después de cada lavador y un precalentador de gas mediante vapor corriente abajo. El primer paso se utiliza para la separación de componentes ácidos como HCl, HF, y SO₃, así como para la separación de componentes volátiles.

El segundo paso se utiliza para la separación de SO₂. La suspensión de yeso de un flujo parcial es deshidratada. El agua residual de ambos lavadores es tratada en la planta de tratamiento de aguas residuales. El agua residual limpia es devuelta en parte al primer paso. Se inyecta caliza en forma seca como agente neutralizante.

Limpieza catalítica de gases de combustión: el sistema catalítico de limpieza de gases de combustión se aplica sobre el gas limpio con precalentamiento mediante un intercambiador de calor gas/gas y un precalentador de vapor a alta presión. Se utiliza para reducción de NO_x y oxidación de contaminantes orgánicos como dioxinas y furanos.

Toda la planta está diseñada con fuertes precauciones de protección medioambiental, lo que significa que los elementos particulares de la planta están dimensionados y dispuestos de modo que los valores límite prescritos puedan ser observados incluso en caso de que se registren las máximas cargas de contaminantes posibles en los residuos a combustionar.

Los valores de emisión alcanzados por el reactor de lecho fluidizado se muestran en la Tabla 10.85.

Tabla 10.85. Emisiones a la atmósfera del reactor de lecho fluidizado de AVE-Reststoffverwertung Lenzing

Parámetro	Emisión ^a (mg Nm ⁻³)
Polvo	0,6
HCl	0,8
HF	0,02
SO ₂	4,1
C _{org}	0,6
CO	2,3
NO _x como NO ₂	14,6
Σ Pb, Cr, Zn	0,003
Σ As, Co, Ni, Sb, Cu, Mn, V, Sn	0,00075
Cd+Tl	0,001
Hg	0,003
NH ₃	1,8
PCDD+PCDF	0,05 ng Nm ⁻³

^a Valores medios semihorarios en mg Nm⁻³; las emisiones de dioxinas se dan en ng Nm⁻³ (11 % O₂; gas de combustión seco; condiciones normales)

Tratamiento de aguas residuales

La planta de tratamiento de aguas residuales consta de las siguientes unidades: Neutralización, precipitación, floculación y sedimentación y tratamiento posterior con filtros de grava, intercambiador iónico y filtro de coque activado. Para neutralización se agrega lechada de cal.

Residuos finales

Por lo que respecta a los residuos de combustión, AVE-RVL Lenzing es cogió un concepto de proceso con los siguientes objetivos:

- minimización de la cantidad de residuos;
- concentración de contaminantes en pequeñas cantidades de residuos;
- baja concentración de metales pesados volátiles en la parte principal de la ceniza;
- minimización del contenido de PCDD/F en la parte predominante de la ceniza;
- reducción del contenido de Al metálico en la ceniza.

Para ello, la mayor parte de la ceniza se separa en una batería de ciclones al final de la zona de sobrecalentamiento. Una parte de esta ceniza fina es recirculada

de nuevo a la cámara de combustión, a fin de reducir los componentes volátiles y oxidar la mayor parte del Al metálico.

Se acumulan los siguientes residuos:

Ceniza de lecho: ceniza gruesa y materiales que interfieren, como fragmentos féreos y piedras, que son separados por una criba gruesa y un separador magnético.

Ceniza gruesa: parte de arriba de la criba gruesa de la ceniza del lecho.

Chatarra férrea: deparada mediante separadores magnéticos de la ceniza del lecho.

Ceniza de la eliminación previa de polvo: ceniza fina con un tamaño de gránulo entre 40 y 100 μm , que se separa en la batería de ciclones en una rango de temperaturas entre 900 y 400 $^{\circ}\text{C}$. Además, puede haber ceniza fina aspirada por el separador de aire en el ciclo de ceniza del sistema de combustión.

Ceniza del economizador y del filtro de manga: ceniza muy fina ($<40 \mu\text{m}$) que se forma en la zona de gases de combustión después de la eliminación previa de partículas en un rango de temperatura entre 400 y 160 $^{\circ}\text{C}$, así como en el sistema de limpieza seca de gases de combustión. La fracción de masa de ceniza muy fina es inferior al 30 % de la ceniza global, pero contiene la mayor parte de la carga de metales pesados volátiles y PCDD/F. La ceniza muy fina puede someterse a postratamiento térmico en un horno rotativo. Dado que de todos modos esta ceniza se desecha bajo tierra y ya tiene las propiedades requeridas sin tratamiento, el horno rotativo sólo se utilizó al principio de la fase de prueba.

Lodo de neutralización de la planta de tratamiento de aguas residuales: lodo inorgánico deshidratado en prensas filtrantes de cámara.

Yeso: procedente del lavador en suspensión y deshidratado en la centrífuga.

Las cenizas de lecho, gruesa y de eliminación previa de polvo se retiran y desechan en vertedero.

La ceniza del economizador y del filtro de manga, así como el lodo de neutralización, son exportados como residuos peligrosos y se desechan bajo tierra.

10.3.4.2. PLANTA DE LECHO FLUIDIZADO PARA RESIDUOS PELIGROSOS SELECCIONADOS Y NO PELIGROSOS CON RECUPERACIÓN DE CALOR, PE, FILTRO DE MANGA, LAVADOR HÚMEDO Y RCS

Reactores de lecho fluidizado de la planta incineradora de Arnoldstein

El reactor de lecho fluidizado de la planta incineradora de residuos de Arnolds-tein fue modernizado en 2000 y funciona de forma continua desde enero de 2001. En 2001, se incineraron 26000 toneladas de residuos peligrosos y no peligrosos (residuos aceitosos, mezclas de disolventes y agua, residuos de madera tratada y sin tratar, envases de madera, residuos plásticos, lodos y aguas residuales). El catálogo de referencias de los residuos aceptados para tratamiento térmico puede encontrarse en la planta de incineración de residuos (www.abrg.at). Los datos generales sobre el reactor de lecho fluidizado de la planta incineradora de Arnoldstein se indican en la Tabla 10.86.

Tabla 10.86. Datos generales del reactor de lecho fluidizado de la planta incineradora de residuos de Arnoldstein (año de referencia: 2001)

Reactor de lecho fluidizado de Arnoldstein	
Operador	Asamer Becker Recycling Gesellschaft mbH
Inauguración	1994
Inauguración tras la reconversión	31.12.2000
Tecnología de combustión	Reactor de lecho fluidizado
Productividad	26000 t
Valor calorífico medio de los residuos	5000-30000 kJ kg ⁻¹
Potencia térmica	8 MW
Horas de funcionamiento (en prueba)	7300

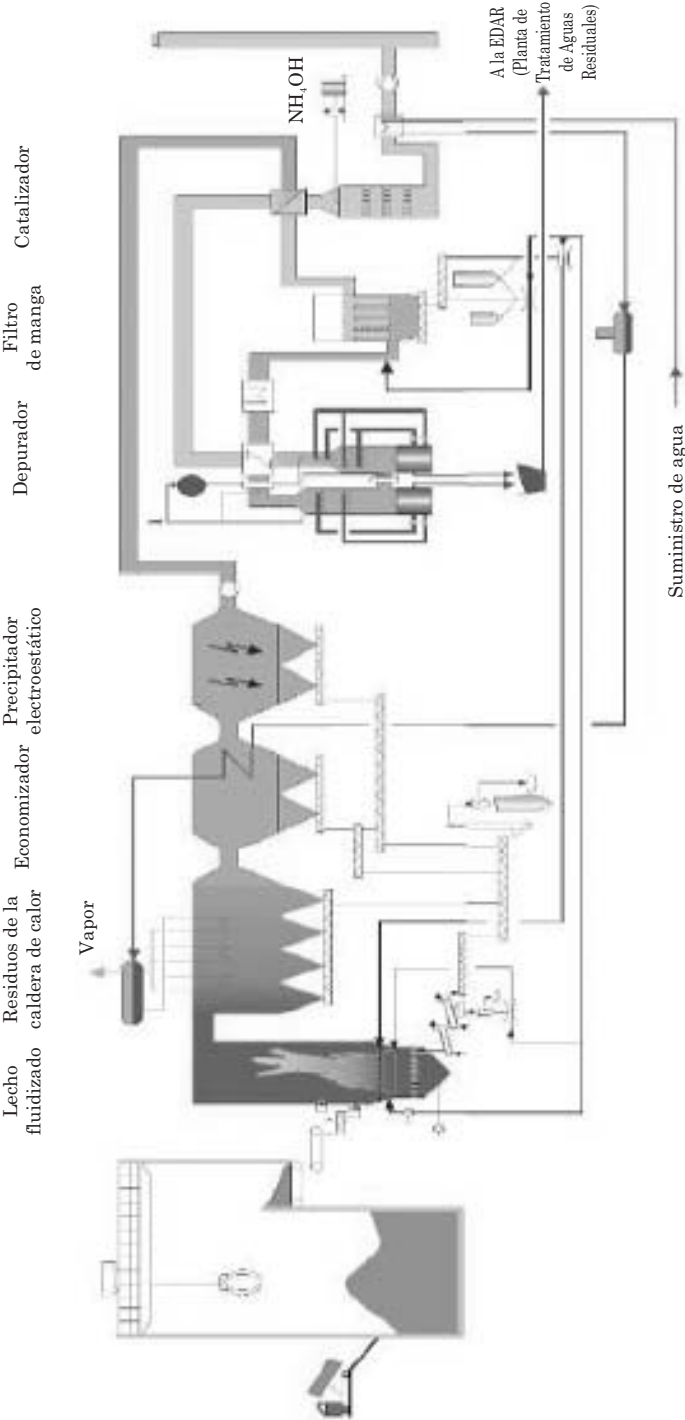
Concepto de la planta

En la Figura 10.13 se muestra un esquema del proceso. La planta consta básicamente de las siguientes unidades:

- zona de tratamiento para machacado y trituración de los residuos;
- zona de almacenamiento intermedio de los residuos;
- sistema de combustión: reactor de lecho fluidizado con caldera de recuperación;
- dispositivos de limpieza de gases de combustión: Precipitador electrostático, lavado húmedo en dos etapas con lavador de NaOH, proceso por inyección de flujo y sistema de limpieza catalítica de gases de combustión (aplicación al gas limpio);
- planta central de tratamiento de aguas residuales.

Si es necesario, se utiliza fuel-oil para las fases de arranque y parada.

Figura 10.13. Esquema de los reactores de lecho fluidizado de Arnoldstein



En la Tabla 10.87 se muestran los flujos de salida de los reactores de lecho fluidizado de la planta incineradora de Arnoldstein.

Tabla 10.87. Flujos de salida de los reactores de lecho fluidizado de la planta incineradora de Arnoldstein (año de referencia: 2001)

Salidas	
Vapor (25 bares; 180°C)	4,5 t h ⁻¹
Ceniza	9000 t año ⁻¹
Chatarra férrea	170 t año ⁻¹
Torta de filtro	200 t año ⁻¹
Aguas residuales	13000 m ³ año ⁻¹
Gases de combustión	15500 Nm ³ h ⁻¹

Admisión, tratamiento y almacenaje de residuos

Los residuos suministrados son declarados por el proveedor y siempre son inspeccionados visualmente por el operador de la planta incineradora. Según el residuo y el proveedor, se toman muestras separadas o mixtas de forma regular, a fin de determinar diversos parámetros como pH, poder calorífico, pérdida por calcinación, halógenos, metales pesados, densidad y otros. Los residuos son almacenados provisionalmente en cajas. Inmediatamente antes de su combustión, son transportados al búnker de residuos mediante una grúa. Las fracciones de residuos líquidos son almacenadas provisionalmente en tanques.

Introducción de residuos y suministro de aire de combustión

Mediante una grúa, se alimentan al búnker residuos mixtos, machacados y triturados. El fondo de este búnker está construido en forma de una cinta transportadora que se mueve lentamente. Los residuos descargados del búnker caen a otra cinta transportadora y son transportados a una tolva de carga con un husillo de dosificación. Con este husillo de dosificación, los residuos sólidos son cargados regularmente a un esparcidor, que distribuye los residuos uniformemente en el lecho fluidizado. Los residuos líquidos se inyectan mediante una lanza. Para la fase de arranque de la planta hay instalados dos quemadores a fuel-oil. El aire de escape de las instalaciones y tanques de almacenamiento de residuos se utiliza como aire de combustión.

El aire de combustión se introduce en la cámara de combustión como aire secundario mediante inyectores, y como aire de transporte para la ceniza de lecho recirculada. Para regular la dosificación de residuos, fuel-oil y aire de combustión, hay instalado un sistema de control de combustión.

Cámara de combustión

La cámara de combustión está construida en forma de un sistema de lecho fluidizado estacionario sin refrigeración, con revestimiento refractario. Inmediatamente encima del reactor de lecho fluidizado estacionario se encuentra la zona de postcombustión con inyección de aire secundario. La cal hidratada y la caliza del proceso por inyección de flujo son transportadas neumáticamente a la cámara de combustión para la separación previa de SO_2 .

Caldera de recuperación

La caldera de recuperación está construida como una caldera horizontal con superficies de calentamiento por radiación en la primera parte, y superficies de convección en la segunda. Estas superficies de calentamiento son superficies de calentamiento puramente evaporativo. La caldera de recuperación horizontal va seguida de un precalentador del agua de alimentación. En el sistema de energía, se produce vapor saturado, que se envía a la red de vapor local mediante una válvula reductora de presión.

Sistema de limpieza de gases de combustión y emisiones a la atmósfera

Eliminación de partículas: la eliminación de partículas de los gases que salen de la caldera se realiza mediante un precipitador electrostático. La temperatura de los gases de combustión que entran en el precipitador electrostático depende de la carga de la caldera y del tiempo de recorrido.

Limpieza húmeda de gases de combustión: el sistema húmedo de limpieza de gases de combustión consiste en un lavador de co-corriente con agua de circulación ácida, y de un lavador a contracorriente con NaOH como agente neutralizante. Cada lavador va seguido de un separador de gotas. El calor de los gases de combustión que entran en el lavador se transfiere a los gases de combustión que salen del lavador mediante un intercambiador de calor gas/gas. La temperatura de salida puede regularse mediante un precalentador de gas calentado por vapor corriente abajo.

Proceso por inyección de flujo: la unidad de inyección de flujo consiste en un canal de gas de combustión con inyección de coque de horno, caliza y cal hidratada, y de un filtro de manga. La temperatura operativa es de unos 120 °C.

Los reactivos químicos añadidos se recirculan varias veces y luego se inyectan en la cámara de combustión.

Limpieza catalítica de gases de combustión: el sistema de limpieza catalítica de gases de combustión está construido como una aplicación sobre gas limpio con un sistema de transferencia de calor (intercambiador de calor gas/gas). Tiene la función exclusiva de reducción de NO_x . Como agente reductor se utiliza una solución acuosa de amoníaco (25 %). Después del sistema de limpieza catalítica,

los gases de combustión se enfrían en un intercambiador de calor. El calor se utiliza para precalentar el agua del tanque de agua de alimentación.

Mediante estos pasos de limpieza, se consiguen los niveles de emisión que se muestran en la Tabla 10.88.

Tabla 10.88. Emisiones a la atmósfera de la planta incineradora de residuos de Arnoldstein (año de referencia: 2001)

Parámetro	Emisión (mg Nm ⁻³) ^a	Masa total (kg año ⁻¹) ^{b,d}	Emisiones específicas (g t ⁻¹) ^{c,d}
Partículas*	1,5	169,73	6,53
HCl	0,14	15,84	0,61
HF	0,038	4,3	0,16
SO ₂ *	<5	565,75	21,76
C _{org} *	<1	113,15	4,35
CO*	<5	565,75	21,76
NO _x como NO ₂ *	<150	16972,5	652,79
Cd	0,003	0,34	0,013
Hg	0,003	0,34	0,013
PCDD+PCDF	0,022 ng Nm ⁻³	2,489 mg año ⁻¹	0,096 µg t ⁻¹

* Medición continua.

^a Valores medios semihorarios en mg Nm⁻³; las emisiones de dioxinas se indican en ng Nm⁻³ (11 % O₂; gas de combustión seco; condiciones normales).

^b En kg año⁻¹, dioxinas en mg año⁻¹.

^c Emisiones relativas a una tonelada de residuos tratados en g t⁻¹; emisiones de dioxinas en µg t⁻¹.

^d La masa total y las emisiones específicas se calculan en base a los valores medios semihorarios, usando la cantidad de gas de combustión seco (5388 Nm³ t⁻¹ residuos); calculada a partir del volumen horario de gas de combustión de 15500 Nm³, las horas de funcionamiento y la entrada de residuos) y la cantidad de residuos (26000 t año⁻¹).

Tratamiento de aguas residuales y emisiones al agua

Las aguas residuales de los reactores de lecho fluidizado (13000 m³ año⁻¹ o 36 m³ h⁻¹) y lixiviados de vertedero se limpian en la planta de tratamiento de aguas residuales. Después de su limpieza mediante precipitación de metales pesados, neutralización y precipitación de yeso, las aguas residuales son evacuadas a las aguas receptoras.

Mediante estos pasos de limpieza se consiguen los niveles de emisión indicados en la Tabla 10.89.

Tabla 10.89. Parámetros de las aguas residuales (muestra compuesta) de la planta incineradora de Arnoldstein, después del tratamiento de aguas residuales (año de referencia: 2001)

Parámetro	Valor medido (mg l ⁻¹)
Valor del pH	7,2
Sustancias filtrables	7
As	<0,01
Cd	<0,05
Cr total	<0,05
Cu	<0,05
Fluoruros	8
Ni	0,06
Hg	<0,005
Pb	<0,1
Sb	<0,1
Sulfatos (SO ₄)	8000
Zn	<0,5
Cianuros (fácil liberación)	<0,1
NH ₄ -N	127
COT	25
Fenol	<0,1
EOX	<0,1

Residuos finales

Los residuos finales derivados de todo el proceso (ceniza de lecho, ceniza volante, yeso y torta de filtro) se mezclan, se retiran y se eliminan en vertedero. La chatarra metálica se recicla.

Tabla 10.90. Datos químicos de las cenizas de la combustión en lecho fluidizado de la planta incineradora de Arnoldstein (año de referencia: 2001)

Parámetro	Valor medido (mg kg ⁻¹) (seco)	Valor límite
Hg	<1	20/3000
As	55	5000
Pb	2550	10000
Cd	20	5000

Tabla 10.91. Concentración de contaminantes en el eluido de cenizas de la planta incineradora de Arnoldstein (año de referencia: 2001)

Parámetro	Concentración		
	Valor límite en eluido (mg kg ⁻¹) (seco)	Valor límite en concentrado (mg l ⁻¹) (seco)	Valor medido (mg kg ⁻¹) (seco)
Residuo de evaporación	100000	30000	46000
Valor del pH	6-13	2-11,5	10,2
Sb	50	5	1
As	50	5	<1
Pb	100	10	<1
Cr total	300	30	<0,5
Cr (VI) como Cr	20	2	<0,2
Co	100	10	<0,5
Cu	100	10	<0,5
Ni	500	50	<0,5
Hg	0,5	0,05	<0,05
Tl	20	2	<0,5
V	200	20	<1
Zn	1000	100	<0,5
Sn	1000	100	<1
F	500	50	55
Amoniaco como N	10000	1000	825

10.3.4.3. HORNO DE PARRILLA REFRIGERADO POR AGUA CON COGENERACIÓN, ELIMINACIÓN DE PARTÍCULAS CON CICLONES, RNCS Y ELIMINACIÓN DE NO_x MEDIANTE RCS CON ALTO NIVEL DE PARTÍCULAS, Y FILTRO DE MANGA

Capacidad 175000 t/año

3 líneas de incineración, 2 de 12,5 t/h cada una y 1 de 15,5 t/h

horno de corriente inversa con parrilla inversa o con parrilla de alimentación refrigerada por agua

Temperatura de incineración 850 °C con un tiempo de residencia de >2 segundos

Inauguración: 1984, ampliación: 1998 (línea 3), modernización: 2000 (parrilla con recinto de agua)

Reducción de las emisiones a la atmósfera

El sistema de limpieza de gases residuales consta de los siguientes componentes:

Línea 1+2:

- Ciclón
- Enfriador por evaporación
- Sistema de flujo por corriente con filtro de manga
- Catalizador para eliminación de NO_x

Línea 3:

- RNCS
- Ciclón
- Catalizador para eliminación de NO_x (alto nivel de polvo)
- Enfriador por evaporación
- Sistema de flujo por corriente con filtro de manga

Cantidad de gas residual por línea: $2 \times 70000 \text{ m}^3/\text{h}$
 $1 \times 88000 \text{ m}^3/\text{h}$

Fabricante: Noell KRC GmbH

Características especiales: Recirculación del gas residual después del multiciclón (corriente derivada aprox. 20-25 % de la cantidad de gas residual a 300-400 °C, economizador a 190 °C, inyección en una constricción entre la cámara de incineración secundaria y la cámara de incineración).

Tabla 10.92. Valores medios medidos en el gas limpio (valores operativos)

Parámetro	Unidad	Media diaria	Media diaria	Media anual	Porcentaje (del tiempo de operación anual)	
		Mínima	Máxima	(año de referencia 2000)	msh ¹ >vl ³	md ² >vl
Medición continua						
Partículas totales	mg/m³	0,04	15,15	0,45	0,0	0,0
HCl	mg/m³	0,24	15,15	3,27	0,0	0,5
SO _x	mg/m³	0,56	42,56	11,41	0,0	0,0
NO _x	g/m³	15,42	249	166	0,0	2,2
Total C	mg/m³	0,02	0,41	0,41	0,0	0,5
CO	mg/m³	1,29	70,67	6,39	0,2	0,5
Hg ²	mg/m³	0,00014	0,01717	0,00413	0,04	0,0
Medición periódica (valor medio o periodo de muestreo)						
HF	mg/m³			<0,1		
Cd, Tl	mg/m³			0,0017		
Σ Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn	mg/m³			<0,01		
PCDD/PCDF, I-TE	ng/m³			0,0053		

¹ msh-media semihoraria

² md-media diaria

³ vl-valor límite

Tabla 10.93. Dispositivos de medición continua

Agente tóxico	Dispositivo de medición
Partículas	Sick RM 210
HCl	Perkin Elmer MCS 100 E
C _{total}	M&A Thermo FID
SO ₂	Perkin Elmer MCS 100 E
NO _x	Perkin Elmer MCS 100 E
CO	Perkin Elmer MCS 100 E
Hg	Perkin Elmer ACE 100 Mercem
O ₂ (incineración secundaria)	Perkin Elmer MCS 100 E
Temperatura (incineración secundaria)	NiCr-Ni
Temperatura (gas residual)	Sensycon PT 100

Tabla 10.94. Grados de deposición en la limpieza del gas residual

Agente tóxico	Concentración en (mg/m ³)		Grado de deposición en %
	Antes de la limpieza	Después de la limpieza	
HCl	1700	10	99,4
HF	10	1	90
SO _x	400	50	87,5
NO _x	400	200	50
Polvo	800	10	98,7
Cd/Tl	5	0,05	99
Hg	1	0,05	95
Otros metales pesados	100	0,5	99,5
PCDD/PCDF (ng I-TE/m ³)	10	0,1	99

Reducción de las emisiones al agua

La limpieza de gas no produce agua residual, ya que la planta utiliza el proceso seco acondicionado.

Utilización de la energía (año de referencia 1999)

Producción de calor

Producción de calor total:	115000 MWh
Consumo interno:	50000 MWh
Producción de calor, uso externo:	65000 MWh

Producción de vapor

Producción de vapor fresco: 580000 t/año

Producción de electricidad

Producción de electricidad en total: 95000 MWh

Consumo interno (incl. suministros adicionales): 23100 MWh

Producción de energía eléctrica: 71900 MWh

Tabla 10.95. Eficiencia energética (valor calorífico medio supuesto $H_u \approx 11500$ kJ/kg)

Cantidad de residuos combustiónados: aprox. 174.100 t		Energía en (MWh)		Eficiencia energética en (%)		
		Electricidad	Calor	Electricidad	Calor	Total
	generada	95.000	115.000	17 22,7 ¹	20,6 27,5 ¹	37,6 50,2 ¹
	emitida	71.900	65.000	12,9 17,2 ¹	11,7 15,6 ¹	24,6 32,8 ¹

¹ Eficiencia energética teniendo en cuenta una eficiencia de combustión del 75 % del aporte de energía.

Residuos-escoria

El contenido de agentes tóxicos presenta los siguientes rangos:

Tabla 10.96. Calidad de la escoria-MTD2

COT	0,1-2 %
Pérdida por calcinación	<3 %
PCDD/F	15 ng I-TE/kg
Cl ⁻	4100 mg/kg
SO ₄ ²⁻	21000 mg/kg
Fluoruros	600 mg/kg
As	1-20 mg/kg
Cd	1-25 mg/kg
Cr	100-1000 mg/kg
Cu	500-5000 mg/kg
Hg	0,01-0,5 mg/kg
Ni	30-600 mg/kg
Pb	300-6000 mg/kg
Zn	300-10000 mg/kg

Emisiones/inmisiones de ruido

En los lugares de inmisión prominentes se observan valores de inmisión aceptables según el apartado 2.321 de las IT sobre Ruido.

Costes

- Costes de inversión incl. planificación: 130 × 106 DM
- Costes de tratamiento específicos: 120-339 DM/t

10.3.4.4. INCINERADORA DE PARRILLA PARA TRATAMIENTO DE RSU, LODOS DE DEPURADORA Y RESIDUOS QUÍMICOS CON RNCS (UREA), TGC CON BICARBONATO DE Na SECO, INYECCIÓN DE CARBÓN ACTIVADO Y GENERACIÓN DE ELECTRICIDAD

Información general

La planta es propiedad y está operada por Tecnoborgo S.p.A.: 51 % Tesa S.p.A., que es la empresa municipal de tratamiento de residuos y aguas residuales de la ciudad de Piacenza, y 49 % una empresa privada.

A destacar: Elevado precio de venta de electricidad (contrato CIP6), Financiación de proyectos

Los residuos tratados son: residuos sólidos municipales, lodo de alcantarillado –suministrado en forma líquida (3% de sólidos) y secado *in situ*; residuos clínicos, recibidos en cajas rígidas de plástico y cartón.

Datos de diseño/construcción

- técnica de combustión: Parrillas reciprocantes de acción inversa, 2 × 8,5 t/h;
- capacidad de la planta: diseño 136000 t/año; permiso 105000 t/año; rango de VCI: 7540-13400 kJ/kg; nominal: 9600 kJ/kg;
- capacidad térmica diseñada de la parrilla:: 2 × 22,7 MW;
- caldera de vapor, 39 bares, 390 °C; diseño horizontal, 3 pasos verticales libres y 1 horizontal;
- valorización de energía: Electricidad para exportación y uso interno, vapor sólo para uso interno;
- turbogenerador: 11,5 MW;
- sistema de TGC (tratamiento de gases de combustión): Proceso seco, con inyección de carbón activado y RNCS;
- eliminación de NO_x mediante RNCS (urea sólida). Eliminación de polvo mediante 1 PE de 2 campos (Precipitador Electrostático) + 1 filtro de manga. Lavador seco con inyección separada corriente arriba de bicarbonato. Eliminación de dioxinas mediante inyección de carbón activado antes del filtro de manga;
- el TGC no produce agua residual. Tratamiento de aguas residuales (precipitación) y evacuación al alcantarillado;

- tratamiento de cenizas de fondo: eliminación de chatarra férrea mediante enfriamiento de choque, desecho de las cenizas en vertedero;
- residuos sólidos de TGC: cenizas volantes y productos de reacción (sales): desecho en vertedero
- valorización de materias: recuperación de metales férreos;
- inauguración: 2002;
- cumple plenamente con la DIR-2000 (Directiva sobre Incineración de Residuos).

Datos operativos

- año de referencia (para los datos siguientes): 2003;
- productividad: 105000 t/año. Residuos sólidos urbanos 90,5 %, residuos industriales 8 %, residuos clínicos 0,5 %, lodos de alcantarillado 1 %;
- PCN medio: 9630 kJ/kg;
- horas de funcionamiento incluidas horas a carga parcial (operatividad): 7530 h/año;
- consumo de reactivos: Bicarbonato: 15 kg/t // Urea: 2.2 kg/t // Carbón activado: 0.2 kg/t // Polielectrolitos: 13,5 kg/tds;
- electricidad importada: 203280 kWh;
- consumo de electricidad: 8774674 kWh;
- electricidad producida, kWh, exportada: 56680800 kWh;
- recuperación de materias: Metales férreos: 2 %;
- residuos finales: Ceniza de fondo a vertedero: 21 % // Cenizas volantes + productos de reacción: 2,9 %.

Medición de concentraciones continuas en gas limpio. Media anual/Máx. 24h/ Máx. 1/2h (a lo largo del año), en mg/Nm³:

Partículas totales: 1,2/1,3/0,8

HCl: 7,8/8,7/9,8

HF: 1,3/1,7

SO_x como SO₂: 3,2/5,3/48

TOC: 1,5/3,2/5,7

CO: 10/15/60

NO_x: 180/199/400

Valor medio de muestreos de concentración en gas limpio (medición periódica de sustancias listadas en la DIR-2000) :

Cd + Tl: 0,000007 mg/Nm³

Hg: 0,000026 mg/Nm³

Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V+Sn: 0,0041 mg/Nm³

PCDD/F: 0,004 ngiteq/m³

Muestras de concentración en gas limpio: (sustancias no listadas en la DIR-2000)

NH₃: 8,9 mg/Nm³

Concentraciones en el agua residual limpia:

Total sólidos en suspensión: 42 mg/l

Cd: <límite

Pb: 0,01 mg/l

Cr: 0,01 mg/l

Cu: 0,03 mg/l

Ni: 0,01 mg/l

Zn: 0,14 mg/l

pH: 7,8

Economía

Costes de inversión: 60 millones de € (IVA no incluido, valor de 2001)

Canon de proceso: 92,1 € /t (incluye costes de inversión, costes operativos, eliminación de residuos, ingresos por energía y materias, IVA no incluido, valor 2004); 276,4 €/t para residuos clínicos.

10.3.4.5. INCINERADORA DE PARRILLA DE RSU Y RESIDUOS INDUSTRIALES CON PE, LAVADOR HÚMEDO, EVAPORACIÓN DE EFLUENTES, RCS Y GENERACIÓN DE ELECTRICIDAD CON VAPOR A ALTA PRESIÓN

Información general

La planta es propiedad de una empresa privada, Azalys, y está operada por Novergie para el municipio de Carrieres sous Poissy, Yvelines, Île-de-France.

En ella se tratan residuos sólidos urbanos y residuos industriales

A destacar:

- elevados parámetros del vapor;
- alta eficiencia energética;
- evaporación y cristalización de efluentes acuosos;
- eliminación de NO_x y de dioxinas mediante RCS;
- financiación de proyectos.

Datos de diseño/construcción

- técnica de combustión: Parrillas reciprocantes, 2 × 7,5 t/h;
- capacidad de la planta: 115000 t/año; VCI nominal: 10260 kJ/kg;
- capacidad térmica diseñada de la parrilla: 2 × 21,4 MW;
- caldera de vapor, 46 bares, 365 °C; diseño vertical, 4 pasos;
- valorización de la energía: Electricidad para exportación y uso interno, vapor sólo para uso interno
- turbogenerador: 9.3 MW;
- sistema de TGC (tratamiento de gases de combustión): PE, lavadores húmedos, PE húmedo, RCS, evaporación-cristalización;

- eliminación de partículas mediante PE. Lavadores húmedos, 3 etapas: lechada de cal/HCl, lechada de cal/ SO_x , lavador venturi. Eliminación de dioxinas y NO_x mediante SCR (bajo nivel de polvo, 280 °C);
- no hay efluentes acuosos;
- efluentes de TGC: tratamiento de aguas residuales (precipitación, floculación, filtración) + evaporación y cristalización in situ fuera de línea (recuperación de sales);
- otros efluentes acuosos se reutilizan en la planta (TGC);
- cenizas de fondo: enfriamiento de choque, eliminación de chatarra férrea, almacenamiento para envejecimiento, recuperación para construcción de carreteras;
- residuos sólidos de TGC: cenizas volantes: se mezclan con cemento y se eliminan en vertedero (para residuos peligrosos). Torta de filtro: se mezcla con ceniza volante y cemento y se elimina en vertedero (para residuos peligrosos). Productos de reacción (sales);
- valorización de materias: Cenizas de fondo para construcción de carreteras, metales férreos;
- inauguración: 1998;
- cumple con los requisitos de emisiones de la DIR-2000 (Directiva sobre Incineración de Residuos) desde 7/1998.

Datos operativos

- año de referencia (para los datos siguientes): 2003;
- productividad: 106200 t/año, 69 % residuos urbanos, 31 % industriales;
- PCN medio: 11390 kJ/kg;
- horas de funcionamiento incluidas horas a carga parcial (operatividad): línea 1: 8102/8760 h; línea 2: 6500/8760 (Parada 3 meses por obras; disponibilidad: 8000 h);
- consumo de reactivos: Cal: 3,8 kg/tw;
- entrada de energía: Elec.: 9500 MWh, o sea, 80 kWh/t de residuos (el turbo-generador también estuvo parado durante las obras) // vapor para el proceso de incineración (desaireador, soplado de hollín...);
- consumo de energía: Elec.: 16 316 MWh, o sea, 153 kWh/tw de residuos (incluida la importación de 80 kWh/t_w);
- producción de energía: generada: 501 kWh/t_w/exportada 353 kWh/t_w;
- recuperación de materias: Cenizas de fondo para construcción de carreteras: 23 600 t/año // Metales férreos: 289 t/año;
- residuos finales: Cenizas volantes: 2345 t/año // de filtro: 476 t/año // Sales: 1528 t/año;
- concentraciones máximas en 24h en el gas limpio (medición continua): HCl: <8 mg/Nm³ // SO_x <15 mg/Nm³ // COT: <2 mg/Nm³ // CO: <25 mg/Nm³ // NOX: <60 mg/Nm³;
- concentraciones medias en el gas limpio (medición periódica), 4 muestreos: Cd: <0,009 mg/Nm³ // Hg: <0,045 mg/Nm³ // Sb: <0,009 mg/Nm³ // As: <0,0015 mg/Nm³ // Pb: <0,016 mg/Nm³ // Cr: <0,09 mg/Nm³ // Co: <0,0017 mg/Nm³ // Cu: <0,0045 mg/Nm³ // Mn: <0,012 mg/Nm³ // Ni: <0,05 mg/Nm³ // V: <0,0023 mg/Nm³;
- PCDD/F (1 muestreo): 0,07 ngiteq/ Nm³.

10.3.4.6. INCINERADORA DE PARRILLA QUE TRATA RESIDUOS URBANOS, RESIDUOS INDUSTRIALES, LODOS DE DEPURADORA Y DESCARTES MEDIANTE RNCS, PE, LAVADO HÚMEDO (EVAPORACIÓN EN LÍNEA DEL EFLUENTE), FILTROS DE MANGA Y COGENERACIÓN

Información general

La planta es propiedad de una autoridad municipal, Sidompe (122 municipios, Île-de-Francia, oeste de Paris), y está operada por CNIM.

Trata residuos urbanos, residuos industriales, descartes de clasificación, lodo de depuradora fresco (22 % de materia seca).

A destacar:

- TGC sin efluentes acuosos;
- co-combustión de lodo de alcantarillado fresco con los residuos;
- caldera de agua caliente para alimentar una red de calefacción centralizada y una caldera de vapor para generación de electricidad;
- planta con largo historial con remodelaciones sucesivas;
- ISO 14001 desde 1999;
- OHSAS 18001 (Seguridad e Higiene, 2003).

Datos de diseño/construcción

- técnica de combustión: Parrillas reciprocante de acción inversa, $2 \times 10\text{t/h} + 1 \times 14,7\text{t/h}$;
- capacidad de la planta: 240000 t/año; VCI nominal: 7955 kJ/kg; rango líneas 1 y 2: 5025 - 10050 kJ/kg; rango 3ª línea: 5025-10470 kJ/kg;
- capacidad térmica diseñada de la parrilla: $2 \times 22\text{ MW} + 1 \times 32,6\text{ MW}$;
- vapor/agua caliente y diseño de la caldera;
- líneas 1 y 2: agua caliente 37 bares, 220 °C; calderas de agua caliente, diseño vertical, 2 pasos
- línea 3: valor 42 bares 380 °C; caldera de vapor, diseño vertical, 4 pasos
- valorización de la energía;
- agua caliente (de las líneas 1 y 2) a la red de calefacción centralizada. Satisface la demanda de calor de un equivalente de 5000 habitantes;
- vapor (de la línea 3) al grupo turbogenerador para exportación y uso interno;
- turbogenerador: 7 MW (vapor de la línea 3 solamente);
- sistema de TGC (tratamiento de gases de combustión): PE, lavadores húmedos y evaporación en línea corriente arriba, con inyección de carbón activado en el evaporador corriente arriba y en los lavadores húmedos;
- eliminación de partículas mediante 2 PE de 3 campos (líneas 1 y 2) o 1 filtro de manga (línea 3). Lavadores húmedos de 2 etapas: cal y NaOH. Doble inyección de carbón activo: antes del primer filtro de manga y en el lavador húmedo. RNCS, con urea (en 2005);

- el TGC no produce agua residual (evaporación en línea de los efluentes acuosos);
- otros efluentes acuosos: Reutilización en la planta + tratamiento de aguas residuales (precipitación) y evacuación al alcantarillado. En 2005 está previsto que no haya ningún efluente desechado;
- ceniza de fondo: enfriamiento de choque y primera eliminación de metales férricos *in situ*. Externamente: segunda eliminación de chatarra férrea, eliminación de chatarra no férrea, almacenamiento para envejecimiento, recuperación para construcción de carreteras;
- residuos sólidos de TGC: cenizas volantes a vertedero;
- valorización de materias: Ceniza de fondo para construcción de carreteras, metales férricos y no férricos (externamente);
- inauguración (fases principales): 1974 dos parrillas, 1986 dos calderas de agua caliente, 1993 tercera línea con su caldera + 3 TGC (húmedo sin efluente), 2003 inyección de lodo de depuradora, 2004 eliminación de dioxinas, 2005 eliminación de NO_x;
- cumple con los requisitos de emisiones de la DIR-2000 (Directiva sobre Incineración de Residuos) desde abril de 2004, excepto la eliminación de NO_x por RCS, que debe inaugurarse en 9/2005.

Datos operativos

- año de referencia (para los datos siguientes): 2003;
- productividad 194964 t/año; 67 % residuos urbanos, 30 % industriales, 3 % lodo de depuradora;
- PCN medio: 9610 kJ/kg;
- horas de funcionamiento incluidas horas a carga parcial (operatividad): L1: 7854 h/año, L2: 7624 h/año, L3: 7662 h/año;
- consumo de reactivos: Cal 508 t/año, NaOH 71 t/año, urea, carbón activado, agua dulce: 162043 m³/año;
- entrada de energía: Electricidad: 2688 MWh (cuando la línea 3 está parada);
- consumo de electricidad: 19 GWh, incluida electricidad importada;
- salida de energía: Electricidad exportada: 28285 MWh // Calor exportado: 66706 MWh;
- recuperación de materias: Cenizas de fondo para construcción de carreteras: 37477 t/año // Metales férricos: 3079 t/año;
- residuos finales: Ceniza volante: 5123 t/año;
- concentraciones en el gas limpio (medición continua): «Media anual, más la máxima media semihoraria y la máxima media diaria»:
- HCl en mg/Nm³: 0,4/<2,5/<5
- CO en mg/Nm³: 12,3/<30/<80
- concentraciones medias en el gas limpio (medición periódica); 2 muestreos:
- Cd: <0,012 mg/Nm³ // // Tl: <0,004 mg/Nm³ // Cd + Tl: <0,016 mg/Nm³ // Hg: <0,026 mg/Nm³ // Sb: <0,014 mg/Nm³ // As: <0,005 mg/Nm³ // Pb: <0,061 mg/Nm³ // Cr: <0,006 mg/Nm³ // Co: <0,005 mg/Nm³ // Cu: <0,021 mg/Nm³ // Mn: <0,006 mg/Nm³ // Ni: <0,006 mg/Nm³ // V: <0,005 mg/Nm³

- Sb + As + Pb + Cr + Co + Cu + Mn + Ni + V: 0,127 mg/Nm³
- PCDD/F (1 muestreo): 0,036 ng iteq/Nm³
- concentraciones en el agua residual limpia (sustancias listadas en la DIR):
- total sólidos en suspensión: 9,4 mg/l // Hg: <0,002 mg/l // Cd: <0,01mg/l // As: <0,01mg/l// Pb: 0,09 mg/l// Cr: <0,05 mg/l // Cu: 0,14 mg/l // Ni: <0,05 mg/l // Zn: 0,16 mg/l
- PCDD/F: 0,005 ng i-TEQ/l

10.3.4.7. INCINERADORA DE PARRILLA QUE TRATA RSU, RESIDUOS INDUSTRIALES Y COMERCIALES, CON RNCS Y TGC SEMIHÚMEDO Y ENVÍO DE VAPOR A 20 BARES Y 260 °C A LA RED DE CALEFACCIÓN CENTRALIZADA

Información general

El propietario de la planta es la empresa municipal Sitdce (Syndicat Intercommunal de Traitement des Dechets de Colmar et Environ) (cliente final). El operador es SCCU (Societe Colmarienne de Chauffage Urbain).

Tipos de residuos: Residuos sólidos urbanos y residuos industriales y comerciales.

A destacar: La energía recuperada se envía totalmente a la red de calefacción centralizada de Colmar (4 km de conducciones).

Datos de diseño/construcción

- Técnica de combustión: Parrilla reciprocante de acción inversa, 2 × 6 t/h
- Capacidad de la planta: Nominal 78000 t/año. Efectiva: 80-82000 t/año. Rango de PCI diseñado: 5440-9210 kJ/kg.
- Capacidad térmica diseñada de la parrilla: 2 × 14.5 MW.
- Caldera de vapor: 20 bares, 260 °C, diseño vertical, con sobrecalentador y economizador.
- Valorización de energía: Sólo calor; vapor enviado a la planta de calefacción, conectada a su vez a la red de calefacción centralizada.
- Sistema de TGC (tratamiento de gases de combustión): RNCS + proceso semihúmedo + inyección de carbón activo.
- Eliminación de partículas por filtro de manga. Lavador semihúmedo de lechada de cal de cal hidratada. Inyección de carbón activo antes del lavador. RNCS (urea sólida).
- Efluentes acuosos: No hay efluente acuoso del TGC. Otros efluentes acuosos (extracción de cenizas de fondo, purgas de las calderas, limpieza de suelos y vías de acceso): Tratamiento de aguas residuales (precipitación) y evacuación al alcantarillado.
- Cenizas de fondo: enfriamiento de choque, eliminación de chatarra férrea y no férrea, y recuperación para construcción de carreteras.

- Residuos sólidos de TGC: Cenizas volantes y productos de reacción (sales) a vertedero para residuos peligrosos.
- Valorización de materias: Cenizas de fondo para construcción de carreteras. Metales férreos y no férreos recuperados. Residuos de criba 0,4 % a vertedero.
- Inauguración (fases principales): 1998; modernización del TGC en 2002 (eliminación de NO_x y de dioxinas).
- Cumple los requisitos de emisiones de la DIR-2000 desde octubre de 2002.

Datos operativos

- año de referencia (para los datos siguientes) 2003;
- productividad: 80 400 t/año; 70 % residuos urbanos, 10 % suministro directo público, 18 % residuos industriales y comerciales;
- PCI medio: 10050-11700 kJ/kg;
- horas de funcionamiento incluidas horas a carga parcial (operatividad): línea 1: 8500 h/año, línea 2: 8350 h/año;
- producción de energía: Calor exportado: 124 000 MWh;
- consumo de reactivos: Cal hidratada: 1420 t/año; Urea: 235 t/año; Carbón activado: 45 t/año; Agua: 59000 m³/año;
- recuperación de materias: Cenizas de fondo para construcción de carreteras: 14800 t/año; metales férreos: 2450 t/año; Metales no férreos: 100 t/año;
- residuos finales: Cenizas de fondo a vertedero: 200 t/año; residuos de TGC: 3350 t/año;
- concentraciones medias anuales en el gas limpio (medición continua):
- Partículas: 1,7 mg/Nm³ // HCl: 6,8 mg/Nm³ // HF: 0,1 mg/Nm³ // SO_x: 9,5 mg/Nm³ // COT: 1,9 mg/Nm³ // CO: 15,4 mg/Nm³ // NO_x: 178 mg/Nm³
- concentraciones en el gas limpio (medición periódica de sustancias listadas en la DIR-2000) :
- Cd: 0,0054 mg/Nm³ // Tl: 0,0128 mg/Nm³ // Cd+Tl: <0,019 mg/Nm³ // Hg: 0,0014 mg/Nm³ // Sb: 0,039 mg/Nm³ // As: 0,029 mg/Nm³ // Pb: 0,017 mg/Nm³ // Cr: 0,016 mg/Nm³ // Co: 0,005 mg/Nm³ // Cu: 0,056 mg/Nm³ // Mn: 0,01 mg/Nm³ // Ni: 0,139 mg/Nm³ // V: 0,009 mg/Nm³
- Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V: <0,28 mg/Nm³
- PCDD/F: 0,006 ngiteq/Nm³
- concentraciones en el gas limpio (sustancias no listadas en la DIR-2000): NH₃: 7,3 mg/Nm³
- concentraciones en el agua residual limpia (sustancias listadas en la DIR-2000) :
- M.E.S.: 90 mg/l // Hg: <0,0001 mg/l // Cd: 0,012 mg/l // As: 0,003 mg/l // Pb: 0,137 mg/l // Cr: 0,044 mg/l // Cu: 0,41 mg/l // Ni: 0,05 mg/l // Zn: 0,46 mg/l
- PCDD/F: <0,010 ngiteq/l.
- agua residual limpia (no listada en la DIR-2000): 5,5<pH<8,5

Economía

Costes de inversión: Planta 92 millones de Francos Franceses, Conexión a la planta de calefacción 24 MFF (IVA no incluido, valor de 1986 // En 2002, el €o substituyó al Franco Francés, con una equivalencia de 1 € = 6,55957 FF) + Conformidad con DIR: 6,3 millones € (IVA no incluido, valor de 2002).

10.3.4.8. INCINERADORA DE PARRILLA QUE TRATA RSU, RESIDUOS INDUSTRIALES Y RESIDUOS CLÍNICOS, CON RNCS, TGC SECO Y GENERACIÓN DE ELECTRICIDAD

Información general

La planta es propiedad del Syndicat Inter Arrondissement de Valorisation et d'Elimination des Déchets (Siaved) de los distritos de Denain y Saint Amand.

Los residuos tratados son residuos sólidos municipales, descartes de clasificación, aguas residuales industriales y residuos clínicos recibidos en recipientes metálicos.

A destacar la combustión simultánea de residuos clínicos y la larga historia de la planta con sucesivas modernizaciones, no hay residuos finales de materias.

Datos de diseño/construcción

- técnica de combustión: Parrillas reciprocantes de acción inversa, 2 × 5,5 t/h;
- capacidad nominal (permiso): 88000 t/año;
- PCI diseñado: nominal: 8375 kJ/kg; rango: 4600-9210 kJ/kg;
- capacidad térmica de la parrilla: 2 × 1,8 MW;
- caldera de vapor: 40 bares, 360 °C, diseño vertical, 3 pasos;
- valorización de energía: Electricidad para exportación y uso interno, vapor sólo para uso interno;
- turbogenerador: 6 MW;
- sistema de TGC (Tratamiento de Gases de Combustión): RNCS + Lavadores secos + inyección de carbón activado;
- eliminación de partículas mediante 1PE (1 campo) y 1 filtro de manga. Inyección de carbón activado y de bicarbonato antes del 2º eliminador de partículas (filtro de manga). Eliminación de NO_x por RNCS (NH₃), 900 °C;
- efluentes acuosos: El TGC no produce agua residual. El agua residual industrial interna se evapora en el horno, al agua sanitaria es evacuada al sistema municipal de tratamiento de aguas residuales, el agua de lluvia se envía al río;
- cenizas de fondo: enfriamiento de choque, eliminación de chatarra férrea, recuperación para construcción de carreteras;
- valorización de materias: Cenizas de fondo: para construcción de carreteras // Cenizas volantes y productos de reacción: recuperación mediante almacenamiento bajo tierra // Metales férreos // Metales no férreos;

- inauguración (fases principales): 1976 Construcción del horno, 2000 Carbón activado + bicarbonato, 2004 Caldera + RNCS;
- cumple plenamente con la DIR desde 10/2004.

Datos operativos

- año de referencia (para los datos siguientes): Diseño/2004/2005 previsión;
- productividad: 88000 t/año, 80 % residuos municipales, 15 % descartes de clasificación, 5 % residuos clínicos.;
- PCN medio: 8370 kJ/kg;
- horas de funcionamiento incluidas horas a carga parcial (operatividad): 8000 h/año;
- consumo de reactivos: Bicarbonato: 28 kg/t, Amoniac NH₃: 3,1 kg/t, Carbón activado: 0,5 kg/t, Agua dulce: 0,2 m³/t;
- aporte de energía: gas de petróleo;
- consumo de electricidad: 80 kWh/t;
- electricidad generada: 530 kWh/t;
- recuperación de materias;
- cenizas de fondo. Proporción 24 %. Recuperadas para construcción de carreteras;
- cenizas volantes, productos de reacción. Proporción: 28 kg/tw. Recuperación por almacenaje bajo tierra;
- metales férreos;
- metales no férreos;
- residuos finales de materias: ninguno;
- concentraciones en el gas limpio (medición continua);
- Partículas totales: 3,27 mg/Nm³ // HCl: 4,16 mg/Nm³ // HF: 0,15 mg/Nm³ // SOX: 1,94 mg/Nm³ // COT: 1,10 mg/Nm³ // CO: 18,81 mg/Nm³ // NO_x: 137,54 mg/Nm³ // NH₃: 30,28 mg/Nm³
- concentraciones en el gas limpio (medición periódica de sustancias listadas en la DIR)
- Cd: 0,0003 mg/Nm³ // Tl: <0,0128 mg/Nm³ // Hg: 0,0044 mg/Nm³ // Sb: 0,0013 mg/Nm³ // As: <0,0128 mg/Nm³ // Pb: 0,0264 mg/Nm³ // Cr: 0,0079 mg/Nm³ // Co: <0,0128 mg/Nm³ // Cu: 0,0025 mg/Nm³ // Mn: 0,0232 mg/Nm³ // Ni: <0,0130 mg/Nm³ // V: <0,0128 mg/Nm³ PCDD/F: 0,013 ngiteq/Nm³,
- concentraciones en el gas limpio (medición periódica de sustancias no listadas en la DIR): NH₃: 30,28 mg/Nm³.

Economía

Costes de inversión: 20 millones € (para la fase de reconversión de la RNCS y las calderas).

10.3.4.9. INCINERADORA DE PARRILLA QUE TRATA RSU, DESCARTES DE CLASIFICACIÓN Y LODOS, CON RNCS, TGC SECO Y SUMINISTRO DE CALOR A CALEFACCIÓN CENTRALIZADA Y CENTRAL ELÉCTRICA LOCAL

Información general

La planta es propiedad de la empresa Sivom de Metz para la ciudad de Metz, y está operada por Haganis.

Tipo de residuos: residuos sólidos urbanos y descartes de clasificación + Lodos (65 % por gravedad en las tolvas de residuos a incinerar).

Datos de diseño/construcción

- técnica de combustión: Parrilla reciprocante, 2×8 t/h;
- capacidad: 90000 t/año de residuos & 18 000 t/año de lodos;
- PCN diseñado: 9210 kJ/kg;
- capacidad térmica diseñada de la parrilla: $2 \times 20,5$ MW;
- caldera de vapor: 24 bares, 325 °C, diseño horizontal, 3 pasos verticales, 1 paso horizontal;
- valorización de energía: Vapor exportado a una red de calefacción central y a la Central Eléctrica de Metz;
- Sistema de TGC (Tratamiento de Gases de Combustión): Proceso seco con inyección de carbón activado;
- eliminación de NO_x , mediante RNCS con urea en el primer paso de la caldera. Lavadores secos antes del filtro de manga. Eliminación de partículas mediante 2 filtros de manga. Eliminación de dioxinas mediante inyección de carbón activado;
- efluentes: El TGC no produce efluentes acuosos. La purga continua se recicla al extractor de cenizas de fondo;
- cenizas de fondo: enfriamiento de choque, eliminación de chatarra férrea, eliminación de chatarra no férrea (separador magnético por corrientes de Foucault), almacenamiento para envejecimiento;
- residuos sólidos de TGC: Cenizas volantes a vertedero. Torta de filtro a vertedero separado;
- valorización de materias;
- cenizas de fondo para construcción de carreteras;
- metales férreos;
- metales no férreos;
- reciclaje de sales sódicas residuales;
- inauguración de toda la planta: 2001;
- cumple plenamente con la DIR (Directiva sobre Incineración de Residuos) desde 2001.

Datos operativos

Reactivos: Bicarbonato sódico, carbón activado, urea líquida (32 %).

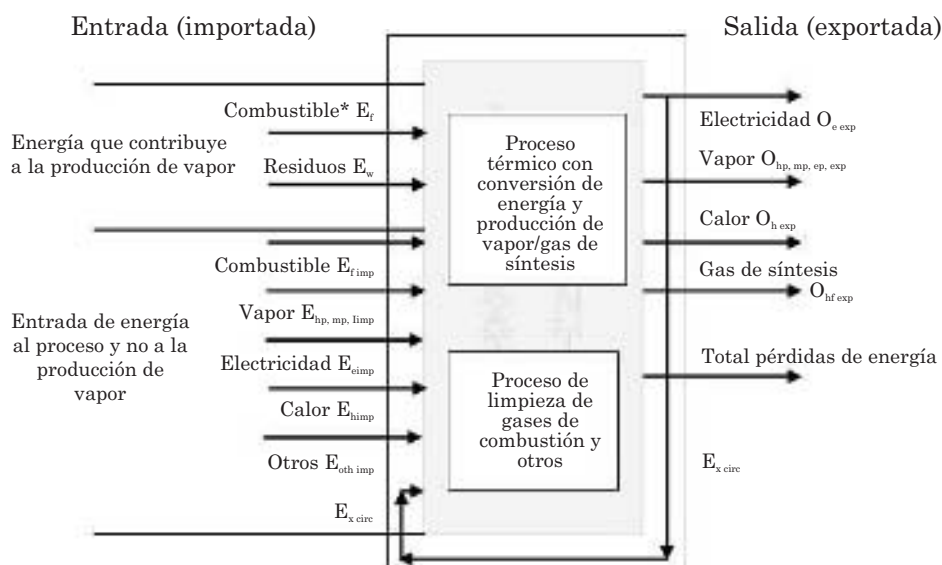
10.4. Metodología de cálculos de energía y ejemplo de cálculo

En este documento aparecen datos calculados y recopilados por miembros del *Subgrupo de Energía (SGE) del TWG*. Este anexo detalla el método de cálculo desarrollado y utilizado por algunos de los miembros del subgrupo al recopilar los datos presentados. Hay que señalar que existen varios métodos para el cálculo de la eficiencia energética, aunque se considera que facilitar el método desarrollado y utilizado por el subgrupo del TWG puede ayudar al lector a entender la base de las cifras derivadas por el trabajo del subgrupo de energía.

10.4.1. Explicaciones generales de los términos y límites del sistema del cálculo de energía

A efectos del BREF, el cálculo se restringió a la «planta incineradora» de residuos. El esquema siguiente resume las entradas y salidas del sistema utilizadas por el SGE del BREF:

Figura 10.14. Resumen de entradas y salidas del sistema de energía utilizadas por el SGE del BREF



* Ej. combustible para quemadores auxiliares

Los principales flujos de energía en las incineradoras de residuos pueden resumirse como sigue:

a) Entradas de energía (importada)

- sólo se incluyen las entradas de energía importada para el proceso de incineración en sí (ver también el apartado d). Esto incluye, por ejemplo, la energía requerida para el funcionamiento de una trituradora de residuos voluminosos;
- la energía requerida para el funcionamiento, por ejemplo, de una planta entera de RDF (in situ o externamente) está (a efectos de cálculo) fuera de los límites del sistema y no se incluye en el cálculo (aunque hay que señalar que podría ser muy significativa si se realizara un cálculo con unos límites de ciclo de vida más amplios);
- no se incluye la energía requerida para la recogida, transporte y pretratamientos externo de residuos que no sean necesarios para el proceso de incineración;
- se incluyen como entradas otras energías importadas a la instalación (p.ej.: electricidad, gas natural para recalentamiento de gases de combustión y/o fuel-oil para quemadores auxiliares) siempre que se utilicen para cubrir total o parcialmente los requisitos de energía del proceso de incineración.

b) Conversión de energía

Es la energía de los residuos/combustibles que es convertida en la incineradora a otra forma (ej: vapor o gas de síntesis) para exploración o circulación.

c) Salidas de energía (exportada)

- sólo se incluye la cantidad real de energía exportada (es decir, la producción bruta menos la energía circulada y consumida como pérdidas para la realización del proceso en sí);
- el consumo de energía auxiliar *in situ*, como iluminación o calefacción de las oficinas, sólo debe tenerse en cuenta en los cálculos de eficiencia si se dispone de tales cifras y se desea un balance muy preciso. De lo contrario, esta influencia se considera pequeña y es despreciable;
- cuando se utilice energía *in situ* para otro proceso (ej: secado de lodo de depuradora o para un sistema de calefacción centralizada), se considera como una salida (exportación).

d) Energía circulada como pérdidas de energía (para explicación, ver figura anterior)

Se trata de la energía generada por el proceso (ej: vapor/calor/electricidad) que luego es utilizada en el proceso en sí. Esta energía no se considera como una entrada al sistema, ya que no ha sido importada desde fuera de los límites del sistema. No obstante, se considera importante que dicha circulación (si compensa pérdidas de energía) sea identificada (ya que sustituye energía importada) y por tanto se incluya en la lista de chequeo.

10.4.2. Ejemplo de cálculo de PCN utilizado por el subgrupo de energía

Los datos requeridos para el cálculo están generalmente disponibles en la planta incineradora, y se miden o calculan a partir de cifras de dimensionamiento, como parámetros de vapor.

Método para calcular el PCN de residuos incinerados separados o mezclados.

$$c = (1.133 \times (m_{st\ w}/m) \times c_{st\ x} + 0.008 \times T_b)/1.085 \text{ (GJ/tonelada)}$$

**c = poder calorífico (neto) inferior (VCN) del residuo incinerado
con $m_{st\ w}/m \geq 1$
(GJ/tonelada)**

$$m_{st\ w} = m_{st\ x} - (m_f \times (c_f/c_{st\ x}) \times \eta_b)$$

$m_{st\ w}$ = cantidad de vapor producido a partir de los residuos en el periodo de tiempo correspondiente a $m_{st\ x}$, p.ej: por año (toneladas/año)

$m_{st\ x}$ = cantidad total de vapor producido en un periodo de tiempo definido, ej: por año (t/año)

m_f = cantidad de combustible con producción de vapor (ver E_f en la lista) en el periodo de tiempo correspondiente a $m_{st\ x}$, ej: por año (toneladas/año)

m = cantidad de residuos incinerados (ver E_w en la lista) en un periodo de tiempo definido para $m_{st\ x}$, ej: por año (toneladas/año)

$c_{st\ x}$ = entalpía neta del vapor (entalpía del vapor menos entalpía del agua de la caldera) (GJ/tonelada)

ver p.ej: Tablas de Vapor VDI, en general constante para cada planta individual

c_f = poder calorífico neto del combustible con producción de vapor, ver tabla 1 (GJ/tonelada)

T_b = temperatura del gas de combustión tras la caldera (a 4-12 % O_2 en gas de combustión) (°C)

0,008 = contenido específico de energía del gas de combustión (GJ/tonelada x °C)

1,133 y 1,085 = constantes en la ecuación de regresión

η_b = eficiencia del intercambio de calor (próxima a 0,80)

Referencia:

La ecuación básica para el cálculo del PCN está tomada de:

«Technology of Waste Incineration in Theory and Practice (Verbrennungstechnik von Abfällen in Theorie und Praxis)», 1995 ed. by Reimann, D.O.; Hämmerli, H.; and VDI «Steam Tables», 1968 ed. by Schmidt, E.

Ejemplo de cálculo de PCN para un RSU medio:

Parámetros de vapor 40 bares, 400 °C, $C_{st\ hp}$ = 3,217 GJ/tonelada
 agua de caldera 3,2 bares, 135 °C $C_{st\ bw}$ = 0,565 GJ/ tonelada
 (constante para esta planta incineradora) $C_{st\ x}$ = 2,652 GJ/ tonelada

$m_{st\ hp}$ = 404623 (tonelada de vapor a AP)
 m_f = 95,875 (tonelada de combustible) (fuel-oil ligero)
 C_f = 42.73 GJ/ tonelada
 η_b = eficiencia del intercambio de calor (próxima a 0,80)
 $M_{st\ w}$ = $m_{st\ hp} - (m_f \times (c_f/c_{st\ x}) \times 0,80)$
 = 404623-(95,875 (tonelada)x (42,73/2,652) x 0,80) =
 404623-1236 = 403387 (tonelada)
 m = 126692 toneladas de residuos sólidos urbanos (RSU) mixtos
 T_b = 220 °C (a 6-11 % O₂ en el gas de combustión)
 C = $(1,133 \times (m_{st\ w}/m_x \times c_{st\ x}) + 0,008 \times T_b)/1,085$
 C = $(1,133 \times (403387/126692) \times 2,652) + 0,008 \times 220)/$
 1,085 = (9,567 +1,760)/1,085

PCN = C = 10440 GJ/ tonelada = 2900 MWh/tonelada como media de RSU mixtos

10.4.3. Datos operativos básicos para tres ejemplos de cálculo de energía

Las cifras y datos operativos anuales pueden recogerse utilizando la lista que se muestra a continuación

La lista que se muestra incluye los datos para el ejemplo de cogeneración y exportación. En lugar de crear una lista individual para los datos operativos básicos de una planta, el uso de una lista de chequeo individual ofrece una mayor precisión y reduce el riesgo de olvidar datos que deban ser tenidos en cuenta para el método de cálculo de energía (véanse Tablas 10.97, 10.98 y 10.99).

Tabla 10.97. Datos para el cálculo de eficiencia energética, lista de chequeo 1

Cuestionario/lista de chequeo		Periodo contabilizado	Ejemplo de cálculo
Nombre de la planta:	Planta incineradora con cogeneración		
Ámbito del balance de energía: Planta incineradora sólo			
INFORMACIÓN QUE DEBE FACILITARSE PARA CÁLCULOS DE ENERGÍA COMO BASE PARA RESULTADOS SOBRE EFICIENCIA Y ENERGÍA DE LA PLANTA. LOS CAMPOS AMARILLOS DEBEN RELLENARSE CON LOS DATOS RELEVANTES PARA LA PLANTA, LO MÁS PRECISOS POSIBLE			
Datos básicos			
Nombre de la planta:	Ejemplo de cálculo de cogeneración de calor y electricidad según el capítulo 3.5.4.3 (borrador 2) del BREF		
Empresa			
Dirección			
Persona de contacto			
Teléfono			
Fax			
E-mail			

Aporte de energía de los residuos a E_w

Cantidad de todos los tipos de residuos incinerados, de todo tipo y composición	Cantidad total de residuos incinerados	126692 [Mg](t)	E_w
En los que se incluyen residuos para recuperación de energía		0 [Mg](t)	

Energía importada con producción de vapor/calor E_f cantidad (sólo hay que rellenar una columna)

Energía importada que contribuye a la producción de vapor/calor, ej. para quemadores auxiliares, arranques y paradas en proporción ¹ , etc.	Gas natural		NCV [GJ/10 ³ Nm ³]	0,0 [MWh]	0,000 [1000 Nm ³]	E_f
	Gas de digestión		NCV [GJ/10 ³ Nm ³]	0,0 [MWh]	0,000 [1000 Nm ³]	E_f
	Fuel-oil ligero	42730	Hu [GJ/Mg]	0,0 [m ³]	95,9 [Mg](t)	E_f
	Fuel-oil pesado		NCV [GJ/Mg]	0,0 [m ³]	0,0 [Mg](t)	E_f
	Otros gasóleos		NCV [GJ/Mg]	0,0 [m ³]	0,0 [Mg](t)	E_f
	Lignito		NCV [GJ/Mg]		0,0 [Mg](t)	E_f
	Turba		NCV [GJ/Mg]		0,0 [Mg](t)	E_f
	Antracita		NCV [GJ/Mg]		0,0 [Mg](t)	E_f
	Coque		NCV [GJ/Mg]		0,0 [Mg](t)	E_f
	Madera		NCV [GJ/Mg]		0,0 [Mg](t)	E_f
	RDFISRF		NCV [GJ/Mg]		0,0 [Mg](t)	E_f
	Otros		NCV [GJ/Mg]		0,0 [Mg](t)	E_f
	Agua caliente, calefacción centralizada				0 [MWhh]	E_f

¹ Si no puede determinarse exactamente, puede suponer 50 % con y 50 % sin generación de calor en caso de poco uso de combustible auxiliar y 70 % con y 30 % sin generación de calor en casa de mayor uso de combustible auxiliar

Energía importada con producción de vapor/calor E_f cantidad !sólo hay que rellenar una columna!

Energía importada que no contribuye a la producción de vapor/calor, ej.: para quemadores auxiliares, arranques y paradas en proporción ¹ , etc.	Gas natural		NCV [GJ/10 ³ Nm³]	0,0 [MWh]	[1000 Nm³]	E _{f imp}
	Gas de digestión		NCV [GJ/10 ³ Nm³]	0,0 [MWh]	[1000 Nm³]	E _{f imp}
	Metano		NCV [GJ/Mg]	0,0 [MWh]	[1000 Nm³]	E _{f imp}
	Fuel-oil ligero	42730	Hu [GJ/Mg]	0,0 [m³]	95,9 [Mg](t)	E _{f imp}
	Fuel-oil pesado		NCV [GJ/Mg]	0,0 [m³]	0,000 [Mg]	E _{f imp}
	Gasóleo, otros gasóleos		NCV [GJ/Mg]	0,0 [m³]	0,000 [Mg]	E _{f imp}
	Electricidad				180,0 [MWhh]	E _{f imp}
	Agua caliente, calefacción centralizada				0,000 [MWhh]	E _{f imp}
	Vapor a presión en llamarada baja	Cantidad de vapor			0,000 [Mg](t)	E _{st hp,mp,lp imp}
		Parámetros de vapor		[bar], [°C]		
		Agua de caldera/condensado		[°C]		
	Vapor a presión a llamarada baja	Cantidad de vapor			0,000 [Mg](t)	E _{st hp,mp,lp imp}
		Parámetros de vapor		[bar], [°C]		
		Agua de caldera/condensado		[°C]		
alternativa: Vapor en MWh _{h/s}				0 [MWhh]	E _{st hp,mp,lp imp}	
Otros		NCV [GJ/Mg]		0,000 [Mg](t)	E _{other imp}	

Tabla 10.98. Datos para el cálculo de eficiencia energética, lista de chequeo 2

Energía circulada $E_{x\text{ circ}}$	Energía total $E_{x\text{ circ}}^*$	cantidad	Demanda y pérdida de $E_{x\text{ circ}}^{**}$		
Energía producida utilizada en el proceso como energía circulada. Para valores BREF/EUGH de eficiencia energética y demanda propia, sólo se tienen en cuenta las pérdidas de energía (demanda)	Electricidad		17520,0 [MWhe]	17520,0 [MWhe]	$E_{x\text{ circ}}$
	Vapor a presión a llamada baja	Cantidad de vapor?	32458 [Mg](t)	32458 [Mg](t)	$E_{st\text{ hp,mp,lp circ}}$
		Parámetros de vapor	[bar], [°C]	40 bar, 400°C	
		Agua de caldera/condensado	[°C]	135 °C	
	Vapor a presión a llamada baja	Cantidad de vapor?	68000 [Mg](t)	6800 [Mg](t)	$E_{st\text{ hp,mp,lp circ}}$
		Parámetros de vapor	[bar], [°C]	40 bar, 400 °C	
		Agua de caldera/condensado	[°C]	0 °C	
	Vapor a presión a llamada baja	Cantidad de vapor ^a	0 [Mg](t)	0 [Mg](t)	$E_{st\text{ hp,mp,lp circ}}$
		Parámetros de vapor	[bar], [°C]		
		Contraflujo de vapor	[°C]		
	alternativa: Vapor en MWh_{Min}		0 [MWhh]	0 [MWhh]	$E_{st\text{ hp,mp,lp circ}}$
	Agua caliente, calefacción centralizada ³		3760 [MWhh]	3760 [MWhh]	$E_{h\text{ circ}}$
	Otros	NCV [GJ/Mg]		0,000 [Mg](t)	$E_{other\text{ circ}}$

* En esta columna debe indicarse la energía circulada total ($E_{x\text{ circ}}$ total).

** Sólo la parte de la energía circulada total de * que se utilice para cubrir las pérdidas/demanda total del proceso. Estas pérdidas pueden llegar como máximo a $E_{x\text{ circ}}$ circulada, pero en general son bastante menores. Para control propio, son necesarias las informaciones de los puntos.

³⁻⁶ Para hallar no sólo el consumo sino incluso las pérdidas reales del proceso, es necesario distinguir entre energía auto-producida que se circula y sólo se usa a efectos de cubrir las pérdidas de energía, p.ej. calentar el gas de combustión antes de la chimenea o sistema de RCS, sin influir en la producción de vapor/calor, y la energía utilizada para diversos fines de cubrir pérdidas de energía más influenciar/aumentar la producción de vapor/calor circulando esta energía, p.ej. para calentar el aire de combustión en la cámara de combustión o el agua de caldera/condensado, así como para la limpieza parcial de la caldera con vapor. Para tener este hecho en cuenta, el uso de la energía circulada debe describirse de forma breve en las líneas siguientes bajo los puntos³⁻⁶, indicando también la cantidad total correspondiente, p.ej. para calentar el gas de combustión o el agua de la caldera, para evitar malentendidos.

Breve descripción de la energía circulada consumida y cantidad total correspondiente:

³ Consumo para calentar los gases de combustión antes de la RCS = 32458 Mg/a
³ Vapor a alta fusión para soplado de hollín, 10 % de 68000 Mg/a
⁴
⁵ Calentamiento de las naves de la planta
⁶

Si hay uso múltiple de la energía circulada consumida, es decir, en más de una etapa, indíquese, por favor.

Energía exportada $O_{x\text{ exp}}$			cantidad	
Energía exportada	Electricidad		31730,0 [MWhe]	$O_{e\text{ exp}}$
	Vapor a presión a llamarada baja	Cantidad de vapor	0,000 [Mg](t)	$O_{st\text{ hp,mp,lp exp}}$
		Parámetros de vapor	[bar], [°C]	
		Agua de caldera/condensado	[°C]	
	Vapor a presión a llamarada baja	Cantidad de vapor	0,000 [Mg](t)	$O_{st\text{ hp,mp,lp exp}}$
		Parámetros de vapor	[bar], [°C]	
		Agua de caldera/condensado	[°C]	
	Vapor a presión a llamarada, baja	Cantidad de vapor	0,000 [Mg](t)	$O_{st\text{ hp,mp,lp exp}}$
		Parámetros de vapor	[bar], [°C]	
		Agua de caldera/condensado	[°C]	
	Vapor a presión a llamarada, baja	Cantidad de vapor	0,000 [Mg](t)	$O_{st\text{ hp,mp,lp exp}}$
		Parámetros de vapor	[bar], [°C]	
		Agua de caldera/condensado	[°C]	
	Calor Alternativa agua caliente, calor de calefacción en $MWh_{h/a}$	Cantidad de agua caliente	0,000 [Mg](t)	$O_{h\text{ exp}}$
		Efluente de agua caliente	[°C]	
		Contraflujo de agua caliente	[°C]	
	alternativa: Vapor en $MWh_{h/a}$		0 [MWhh]	$O_{st\text{ hp,mp,lp exp}}$
	agua caliente, calefacción centralizada		0,000 [MWhh]	137375,000 [MWhh]
	Otros	NCV [GJ/Wg]		0,000 [Mg](t)

Tabla 10.99. Datos para el cálculo de eficiencia energética, lista de chequeo 3
Producción térmica/valor calorífico/contenido de O₂

Producción térmica total de toda la planta	54,0 [MW]
Valor calorífico neto (VCN) medio de los residuos, estimado por el operador	no hay información
Valor calorífico neto (VCN) medio de los residuos, calculado por el operador	10,440 [GJ/Mg]
Valor calorífico neto (VCN) medio de los residuos, según la fórmula del BREF/MTO	10,439 [GJ/Mg]
Eficiencia de la caldera	83,0 [%]
Contenido de O ₂ del gas crudo (después de la caldera), seco	8,0 [%]
Contenido de O ₂ después de la chimenea del gas limpio, seco	8,5 [%]

Producción de vapor/agua caliente

Vapor/agua caliente producido por la caldera o donde se produzca vapor/calor utilizable durante todo el proceso de incineración, ej. por combas de calor, RCS con recuperación de calor, economizadores en el tratamiento térmico de residuos	Vapor a presión a llamarada, baja después de la caldera	Cantidad de vapor		404623 [Mg](t)
		Parámetros de vapor	[bar], [°C]	40 bar/400°C
		Contraflujo de condensado	[°C]	135°C
	Vapor a presión a llamarada, baja en otros puntos	Cantidad de vapor		0,000 [Mg](t)
		Parámetros de vapor	[bar], [°C]	
		Contraflujo de condensado	[°C]	
	Vapor	alternativa: Vapor producido en MWh _{h_{va}}		0 [MWhh]
	Agua caliente después de la caldera	Cantidad de agua caliente		0,000 [Mg](t)
		Efluente de agua caliente	[°C]	
		Contraflujo de agua caliente	[°C]	
	Agua caliente en otros puntos	Cantidad de agua caliente		0,000 [Mg](t)
		Efluente de agua caliente	[°C]	
		Contraflujo de agua caliente	[°C]	
	agua caliente, calefacción centralizada			0,000 [MWhh]

Gas de combustión/Gas limpio

Temperatura del gas de combustión después de la chimenea (correspondiente al punto de los datos anteriores para producción de vapor o agua caliente)		220 [°C]
Caudal volumétrico de gas limpio (condiciones estándar, seco)	3 líneas	96603 [Nm³/h]
Caudal volumétrico de gas limpio como total anual para toda la planta (condiciones estándar, seco)	3 líneas	655000000 [Nm³/a]
Temperatura del gas de combustión después de la chimenea		120 [°C]

10.4.4. Fórmulas para cálculos de energía con datos operativos básicos para tres ejemplos de cálculo de energía

Las cifras y datos operativos básicos anuales son la base para el cálculo de los resultados de energías específicas y porcentajes de eficiencias.

Para poder agregar los datos relativos al consumo/producción/exportación de distintas fuentes de energía, se han referido a GJ. No obstante, lo más común es reportar la energía eléctrica en MW_{he}, y el vapor, calor y agua caliente en MW_{h/st}, por lo que los ejemplos están calculados con estas unidades.

Para permitir la comparación entre distintas plantas de incineración de forma fácil y fiable, se adoptan fórmulas simples, basadas todas ellas en balances anuales. En algunos casos se han utilizado factores de equivalencia internacionales para conversiones de energía, a fin de obtener los balances de energía.

Método 1: energía específica (es decir, por tonelada de residuos tratados) anual neta requerida y recuperada por la instalación, expresada en forma de cifras de energía absolutas y equivalentes (N), en relación con la cantidad de residuos incinerados (periodo de investigación de un año).

El valor específico para la cantidad d energía producida, exportada o requerida por tonelada de entrada de residuos se obtiene dividiendo simplemente los datos anuales por la productividad. El resultado ofrece información específica para la planta considerada, ya que el PCN de los residuos en sí no se tiene en cuenta.

Esta técnica utiliza totales anuales para calcular cifras separadas para:

- demanda específica total de energía de toda la planta por tonelada de entrada de residuos, Nop sp,
- producción/exportación específica total de energía eléctrica por tonelada de entrada de residuos, Ne sp prod/exp,
- producción/exportación específica total de calor y vapor por tonelada de entrada de residuos, Nh/st sp prod/exp,
- producción/exportación específica total de energía eléctrica y de calor/vapor de toda la planta por tonelada de entrada de residuos, Ne+h/st sp prod/exp.

Método 2: Porcentaje de rendimiento (η)

Este método calcula el porcentaje global de energía requerido y recuperado por la instalación en relación con el aporte de energía de los residuos para producción de vapor, así como con otros aportes de energía (ej: combustibles auxiliares), es decir, en relación con el aporte total de energía a la planta.

Dado que se incluye el contenido de energía de la entrada de residuos, una ventaja de este método es que es posible realizar comparaciones entre plantas de incineración, independientemente del tipo de residuos. Este método de cálculo se

utiliza ampliamente y sus resultados suelen comprenderse bien. Si no se conoce el PCN de los residuos, puede obtenerse conociendo el vapor producido.

En este método, se calculan valores de eficiencia separados para producción/consumo de electricidad y calor, utilizando cifras absolutas así como equivalentes. Estas cifras pueden sumarse para dar una cifra de eficiencia total.

Esta técnica utiliza totales anuales para toda la planta a fin de calcular cifras separadas para:

- porcentaje de demanda de energía de toda la planta en relación al aporte total de energía, $\eta_{op\ sp}$
- porcentaje de producción/exportación de energía eléctrica en relación con el aporte total de energía, $\eta_{e\ sp\ prod/exp}$
- porcentaje de producción/exportación de calor y vapor en relación con el aporte total de energía, $\eta_{h/st\ sp\ prod/exp}$
- porcentaje de producción/exportación de energía eléctrica y de calor/vapor en relación con el aporte total de energía, $\eta_{e+h/st\ sp\ prod/exp}$

Las ecuaciones básicas son:

a) en cifras absolutas

En este caso, todos los datos de electricidad y calor deben contarse no como equivalentes, sino como cifras medidas, ej: MWh_e y MWh_h o en GJ_e y GJ_h , y todos los demás con su contenido de energía

b) en cifras equivalentes

Aquí, todos los datos de electricidad y calor deben contarse como equivalentes, p.ej: $MWh_{e\ equ}$ y $MWh_{h\ equ}$, y todos los demás con su contenido de energía

Demanda específica de energía de toda la planta en relación con la cantidad de residuos incinerados:

$$N_{op\ sp} = (E_f + E_{x\ imp} + E_{x\ circ}) / m$$

a) como $MWh_{op\ abs}/t$ (de residuos) o $GJ_{op\ abs}/t$ (de residuos)

b) como $MWh_{op\ equ}/t$ (de residuos) o $GJ_{op\ equ}/t$ (de residuos)

Ejemplos de demanda específica de energía en relación con los datos de base de la tabla 1 en la sección 3 y el Capítulo 3.5.5 del BREF

- a) planta sólo con producción de electricidad (absoluto)
 $N_{op\ sp} = (1138 + 1318 + 51269) / 126692 = 0,424 MWh_{h\ abs}/t$
- b) planta sólo con producción de electricidad (equivalente)
 $N_{op\ sp} = (1138 + 1612 + 80226) / 126692 = 0,655 MWh_{h\ equ}/t$

- a) planta sólo con producción de calor/vapor (absoluto)
 $N_{op\ sp} = (1138 + 18838 + 33749) / 126692 = 0,424 \text{ MW}_{h\ abs}/t$
- b) planta sólo con producción de calor/vapor (equivalente)
 $N_{op\ sp} = (1138 + 47717 + 34121) / 126692 = 0,655 \text{ MW}_{h\ equ}/t$
- a) planta con cogeneración (absoluto)
 $N_{op\ sp} = (1138 + 1318 + 51269) / 126692 = 0,424 \text{ MW}_{h\ abs}/t$
- b) planta con cogeneración (equivalente)
 $N_{op\ sp} = (1138 + 1612 + 80226) / 126692 = 0,655 \text{ MW}_{h\ equ}/t$

Porcentaje de demanda específica total de energía de toda la planta en relación con el aporte total de energía

$$\eta_{op\ abs} = ((E_f + E_{x\ imp} + E_{x\ circ}) / (E_f + E_{x\ imp} + E_w)) \times 100 \{ \%$$

Ejemplos de porcentaje de demanda de energía en conexión con los datos de base de la tabla 1 en la sección 3.

- a) planta sólo con producción de electricidad (absoluto)
 $\eta_{op\ abs} = ((1138 + 1318 + 51269) / (1138 + 1318 + 367406)) * 100 = 14,5 \{ \%$
- b) planta sólo con producción de electricidad (equivalente)
 $\eta_{op\ equ} = (1138 + 1612 + 80226) / (1138 + 1612 + 367406)) * 100 = 22,4 \{ \%$
- a) planta sólo con producción de calor/vapor (absoluto)
 $\eta_{op\ abs} = (1138 + 18838 + 33749) / (1138 + 1318 + 367406)) * 100 = 13,9 \{ \%$
- b) planta sólo con producción de calor/vapor (equivalente)
 $\eta_{op\ equ} = (1138 + 47717 + 34121) / (1138 + 1612 + 367406)) * 100 = 19,9 \{ \%$
- a) planta con cogeneración (absoluto)
 $\eta_{op\ abs} = (1138 + 1318 + 51269) / (1138 + 1318 + 367406)) * 100 = 14,5 \{ \%$
- b) planta con cogeneración (equivalente)
 $\eta_{op\ equ} = (1138 + 1612 + 80226) / (1138 + 1612 + 367406)) * 100 = 22,4 \{ \%$

Electricidad específica total producida en relación con la cantidad de residuos incinerados:

$$N_{e\ sp\ prod} = (O_{e\ exp} + E_{circ}) / m$$

Electricidad específica total exportada en relación con la cantidad de residuos incinerados:

$$N_{e\ sp\ exp} = (O_{e\ exp}) / m$$

a) as $MWh_{op\ abs}/t$ (de residuos) o $GJ_{op\ abs}/t$ (de residuos)

b) as $MWh_{op\ equ}/t$ (de residuos) o $GJ_{op\ equ}/t$ (de residuos)

Ejemplos de electricidad específica producida y exportada:

- a) planta sólo con producción de electricidad (absoluto)
 $N_{e\ sp\ prod} = (17520+50800)/126692 = 0,539\ MWh_{e\ abs}/t$
 $N_{e\ exp} = (50800)/126692 = 0,401\ MWh_{e\ abs}/t$
- b) planta sólo con producción de electricidad (equivalente)
 $N_{e\ sp\ prod} = ((17520 + 50800)*2.6316)/126692 = 1,419\ MWh_{e\ equ}/t$
 $N_{e\ exp} = (50800*2.6316)/126692 = 1,055\ MWh_{e\ equ}/t$
- a) planta sólo con producción de calor/vapor (absoluto)
 $N_{e\ sp\ prod} = (0)/126692 = 0,0\ MWh_{e\ abs}/t$
 $N_{e\ exp} = (0)/126692 = 0,0\ MWh_{e\ abs}/t$
- b) planta sólo con producción de calor/vapor (equivalente)
 $N_{e\ sp\ prod} = (0)/126692 = 0,0\ MWh_{e\ equ}/t$
 $N_{e\ exp} = (0)/126692 = 0,0\ MWh_{e\ equ}/t$
- a) planta con cogeneración (absoluto)
 $N_{e\ sp\ prod} = (17520 + 31730)/126692 = 0,389\ MWh_{e\ abs}/t$
 $N_{e\ exp} = (31730)/126692 = 0,250\ MWh_{e\ abs}/t$
- b) planta con cogeneración (equivalente)
 $N_{e\ sp\ prod} = ((17520 + 31730)*2.6316)/126692 = 1,023\ MWh_{e\ equ}/t$
 $N_{e\ exp} = (31730*2.6316)/126692 = 0,659\ MWh_{e\ equ}/t$

Porcentaje de electricidad total producida y exportada en relación con el aporte total de energía:

$$\eta_{e\ abs} = ((O_e + E_{c\irc})/(E_f + E_{x\ imp} + E_w)) \times 100 \{ \% \}$$

Ejemplos de porcentajes de electricidad producidos y exportados:

- a) planta sólo con producción de electricidad (absoluto)
 $\eta_{e\ abs\ prod} = (17520 + 50800)/(1138 + 1318 + 367406)*100 = 18,5\ (\%)$
 $\eta_{e\ abs\ exp} = (50800)/(1138 + 1318 + 367406)*100 = 13,7\ (\%)$
- b) planta sólo con producción de electricidad (equivalente)
 $\eta_{e\ equ\ prod} = ((17520 + 50800)*2.6316)/(1138 + 1612 + 367406)*100 = 48,6\ (\%)$
 $\eta_{e\ equ\ exp} = (50800*2.6316)/(1138 + 1612 + 367406)*100 = 36,1\ (\%)$
- a) planta sólo con producción de calor/vapor (absoluto)
 $\eta_{e\ abs\ prod} = (0)/(1138 + 1318 + 367406)*100 = 0\ (\%)$
 $\eta_{e\ abs\ exp} = (0)/(1138 + 1318 + 367406)*100 = (\%)$
- b) planta sólo con producción de calor/vapor (equivalente)
 $\eta_{e\ equ\ prod} = (0)/(1138 + 1612 + 367406)*100 = 0\ (\%)$
 $\eta_{e\ equ\ exp} = (0)/(1138 + 1612 + 367406)*100 = 0\ (\%)$
- a) planta con cogeneración (absoluto)
 $\eta_{e\ abs\ prod} = (17520 + 31730)/(1138 + 1318 + 367406)*100 = 13,3\ (\%)$
 $\eta_{e\ abs\ exp} = (31730)/(1138 + 1318 + 367406)*100 = 8,8\ (\%)$
- b) planta con cogeneración (equivalente)
 $\eta_{e\ equ\ prod} = ((17520 + 31730)*2.6316)/(1138 + 1612 + 367406)*100 = 35,0\ (\%)$
 $\eta_{e\ equ\ exp} = (31730*2.6316)/(1138 + 1612 + 367406)*100 = 22,6\ (\%)$

Calor/vapor específico total producido en relación con la cantidad de residuos incinerados:

$$N_{h/st\ sp\ prod} = (O_{h/st\ exp} + E_{h/st\ circ})/m$$

Calor/vapor específico total exportado en relación con la cantidad de residuos incinerados:

$$N_{h/st\ sp\ exp} = (O_{h/st\ exp})/m$$

a) as $MWh_{op\ abs}/t$ (de residuos) o $GJ_{op\ abs}/t$ (de residuos)

b) as $MWh_{op\ equ}/t$ (de residuos) o $GJ_{op\ equ}/t$ (de residuos)

Ejemplos de calor/vapor específico producido y exportado:

a) planta sólo con producción de electricidad (absoluto)

$$N_{h/st\ sp\ prod} = (33749 + 0)/12669 = 0,266\ MWh_{h/st\ abs}/t$$

$$N_{h/st\ exp} = (0)/126692 = 0,0\ MWh_{h/st\ abs}/t$$

b) planta sólo con producción de electricidad (equivalente)

$$N_{h/st\ sp\ prod} = (34121 + 0)/126692 = 0,269\ MWh_{h/st\ equ}/t$$

$$N_{h/st\ exp} = (0)/126692 = 0,0\ MWh_{h/st\ equ}/t$$

a) planta sólo con producción de calor/vapor (absoluto)

$$N_{h/st\ sp\ prod} = (33749 + 242443)/126692 = 2,180\ MWh_{h/st\ abs}/t$$

$$N_{h/st\ exp} = (242443)/126692 = 1,914\ MWh_{h/st\ abs}/t$$

b) planta sólo con producción de calor/vapor (equivalente)

$$N_{h/st\ sp\ prod} = (34121 + 242443)/126692 = 2,183\ MWh_{h/st\ equ}/t$$

$$N_{h/st\ exp} = (242443)/126692 = 1,914\ MWh_{h/st\ equ}/t$$

a) planta con cogeneración (absoluto)

$$N_{h/st\ sp\ prod} = (33749 + 137375)/126692 = 1,351\ MWh_{h/st\ abs}/t$$

$$N_{h/st\ exp} = (137375)/126692 = 1,084\ MWh_{h/st\ abs}/t$$

b) planta con cogeneración (equivalente)

$$N_{h/st\ sp\ prod} = (34121 + 150961)/126692 = 1,461\ MWh_{h/st\ equ}/t$$

$$N_{h/st\ exp} = (150961)/126692 = 1,192\ MWh_{h/st\ equ}/t$$

Porcentaje de calor/vapor total producido y exportado en relación con el aporte total de energía:

$$\eta_{h/st\ abs} = ((O_{h/st} + E_{h/st\ circ})/(E_f + E_{x\ imp} + E_w)) \times 100 \{ \%$$

Ejemplos de porcentajes de calor/vapor producidos y exportados:

a) planta sólo con producción de electricidad (absoluto)

$$\eta_{h/st\ abs\ prod} = (33749 + 0)/(1138 + 1318 + 367406) \times 100 = 18,5 \{ \%$$

$$\eta_{h/st\ abs\ exp} = (0)/(1138 + 1318 + 367406) \times 100 = 13,7 \{ \%$$

b) planta sólo con producción de electricidad (equivalente)

$$\eta_{h/st\ equ\ prod} = (34121 + 0)/(1138 + 1612 + 367406) \times 100 = 48,6 \{ \%$$

$$\eta_{h/st\ equ\ exp} = (0)/(1138 + 1612 + 367406) \times 100 = 36,1 \{ \%$$

a) planta sólo con producción de calor/vapor (absoluto)

$$\eta_{h/st\ abs\ prod} = (33749 + 242443)/(1138 + 1318 + 367406) \times 100 = 71,3 \{ \%$$

$$\eta_{h/st\ abs\ exp} = (242443)/(1138 + 1318 + 367406) \times 100 = 62,6 \{ \%$$

- b) planta sólo con producción de calor/vapor (equivalente)
 $\eta_{h/st \text{ equ prod}} = (34121 + 242443)/(1138 + 1612 + 367406)*100 = 66,4(\%)$
 $\eta_{h/st \text{ equ exp}} = (242443)/(1138 + 1612 + 367406)*100 = 58,2 (\%)$
- a) planta con cogeneración (absoluto)
 $\eta_{h/st \text{ abs prod}} = (33749 + 137375)/(1138 + 1318 + 367406)*100 = 9,1 (\%)$
 $\eta_{h/st \text{ abs exp}} = (131730)/(1138 + 1318 + 367406)*100 = 0,0 (\%)$
- b) planta con cogeneración (equivalente)
 $\eta_{h/st \text{ equ prod}} = (34121 + 150961)/(1138 + 1612 + 367406)*100 = 9,2 (\%)$
 $\eta_{h/st \text{ equ exp}} = (150961)/(1138 + 1612 + 367406)*100 = 0,0 (\%)$

Electricidad y calor/vapor específico total producido en relación con la cantidad de residuos incinerados:

$$N_{e+h/st \text{ sp prod}} = N_{e \text{ sp prod}} + N_{h/st \text{ sp prod}}$$

Electricidad y calor/vapor específico total exportado en relación con la cantidad de residuos incinerados:

$$N_{e+h/st \text{ sp exp}} = N_{e \text{ sp exp}} + N_{h/st \text{ sp exp}}$$

a) as $MWh_{op \text{ abs}}/t$ (de residuos) o $GJ_{op \text{ abs}}/t$ (de residuos)

b) as $MWh_{op \text{ equ}}/t$ (de residuos) o $GJ_{op \text{ equ}}/t$ (de residuos)

Ejemplos de calor/vapor específico producido y exportado:

- a) planta sólo con producción de electricidad (absoluto)
 $N_{e+h/st \text{ sp prod}} = 0.539 + 0.266 = 0,805 MWh_{e+h/st \text{ abs}}/t$
 $N_{e+h/st \text{ exp}} = 0.401 + 0 = 0,401 MWh_{e+h/st \text{ abs}}/t$
- b) planta sólo con producción de electricidad (equivalente)
 $N_{e+h/st \text{ sp prod}} = 1.419 + 0.269 = 1,688 MWh_{e+h/st \text{ equ}}/t$
 $N_{e+h/st \text{ exp}} = 1.055 + 0 = 1,055 MWh_{e+h/st \text{ equ}}/t$
- a) planta sólo con producción de calor/vapor (absoluto)
 $N_{e+h/st \text{ sp prod}} = 0 + 2.180 = 2,180 MWh_{e+h/st \text{ abs}}/t$
 $N_{e+h/st \text{ exp}} = 0 + 1.914 = 1,914 MWh_{e+h/st \text{ abs}}/t$
- b) planta sólo con producción de calor/vapor (equivalente)
 $N_{e+h/st \text{ sp prod}} = 0 + 2.183 = 2,183 MWh_{e+h/st \text{ equ}}/t$
 $N_{e+h/st \text{ exp}} = 0 + 1.914 = 1,914 MWh_{e+h/st \text{ equ}}/t$
- a) planta con cogeneración (absoluto)
 $N_{e+h/st \text{ sp prod}} = 0.389 + 1.351 = 1,740 MWh_{e+h/st \text{ abs}}/t$
 $N_{e+h/st \text{ exp}} = 0.250 + 1.084 = 1,334 MWh_{e+h/st \text{ abs}}/t$
- b) planta con cogeneración (equivalente)
 $N_{e+h/st \text{ sp prod}} = 1.023 + 1.461 = 2,484 MWh_{e+h/st \text{ equ}}/t$
 $N_{e+h/st \text{ exp}} = 0,659 + 1.192 = 1,851 MWh_{e+h/st \text{ equ}}/t$

Porcentaje de electricidad y calor/vapor total producido y exportado en relación con el aporte total de energía:

$$\eta_{e+h/st\ abs} = \eta_{e\ abs} + \eta_{h/st\ abs} \{\%\}$$

$$\eta_{e+h/st\ equ} = \eta_{e\ equ} + \eta_{h/st\ equ} \{\%\}$$

Ejemplos de porcentajes de calor/vapor producidos y exportados:

a) planta sólo con producción de electricidad (absoluto)

$$\eta_{e+h/st\ abs\ prod} = 18,5 + 9,1 = 27,6 \{ \%$$

$$\eta_{e+h/st\ abs\ exp} = 13,7 + 0 = 13,7 \{ \%$$

b) planta sólo con producción de electricidad (equivalente)

$$\eta_{e+h/st\ equ\ prod} = 48,6 + 9,2 = 57,8 \{ \%$$

$$\eta_{e+h/st\ equ} = 36,1 + 0 = 36,1 \{ \%$$

a) planta sólo con producción de calor/vapor (absoluto)

$$\eta_{e+h/st\ abs\ prod} = 0 + 71,3 = 71,3 \{ \%$$

$$\eta_{e+h/st\ abs\ exp} = 0 + 62,6 = 62,6 \{ \%$$

b) planta sólo con producción de calor/vapor (equivalente)

$$\eta_{e+h/st\ equ\ prod} = 0 + 66,4 = 66,4 \{ \%$$

$$\eta_{e+h/st\ equ\ exp} = 0 + 58,2 = 58,2 \{ \%$$

a) planta con cogeneración (absoluto)

$$\eta_{e+h/st\ abs\ prod} = 13,3 + 46,3 = 59,6 \{ \%$$

$$\eta_{e+h/st\ abs\ exp} = 8,6 + 37,1 = 5,7 \{ \%$$

b) planta con cogeneración (equivalente)

$$\eta_{e+h/st\ equ\ prod} = 35,0 + 50,0 = 85,0 \{ \%$$

$$\eta_{e+h/st\ equ\ exp} = 22,6 + 40,8 = 63,3 \{ \%$$

Eficiencia de la caldera en la producción de calor/vapor en cifras absolutas en relación con el aporte de energía total para producción de calor/vapor:

$$\eta_b = (E_{h/st\ caldera} / (E_f + E_w)) \times 100 \{ \%$$

O, debido a pérdidas de energía en la ceniza de fondo, vaciado de agua de la caldera y radiación, se estima que sólo un 97 % del calor liberado por el horno pasa a la caldera

$$\eta_b (97 \%) = (E_{h/st\ caldera} / 0,97 \times (E_f + E_w)) \times 100 \{ \%$$

Ejemplos de eficiencia de la caldera en la producción de calor/vapor en cifras absolutas en relación con el aporte total de energía para la producción de calor/vapor:

$$\eta_b = (E_{h/st\ boiler} / (E_f + E_w)) \times 100 = (289207 / (1138 + 367407)) \times 100 = 80,9 \{ \%$$

$$\eta_b (97 \%) = (E_{h/st\ caldera} / 0,97 \times (E_f + E_w)) \times 100 = (289207 / (0,97 \times (1138 + 367407))) \times 100 = 83,4 \{ \%$$

10.4.5. Ecuaciones para calcular la eficiencia de la planta (Pl_{ef})

Las cifras y datos operativos básicos anuales son la base para el cálculo de las cifras de eficiencia de la planta para los 3 ejemplos que se incluyen. Ambos cálculos ofrecen una cifra de la eficiencia total de una planta (Pl_{ef}), pero con distintas correlaciones.

La energía exportada (vendida) menos la parte neta de la energía importada se divide por la demanda de energía total para el proceso de incineración, incluida la limpieza de los gases de combustión, generación de calor y electricidad, etc.

Dado que el cálculo no tiene en cuenta el contenido energético de los residuos, sólo permite la comparación de las eficiencias de incineradores que procesan residuos similares.

$$Pl_{ef} = (O_{exp} - (E_f + E_{imp})) / (E_f + E_{imp} + E_{circ})$$

Todas las cifras como equivalentes de acuerdo con el BREF, Capítulo 3.5.6

E_f = entrada de energía anual al sistema por combustibles con producción de vapor (GJ/y)

E_{imp} = energía importada anual (Nota: la energía de los residuos tratados (E_w) no se incluye)

E_{circ} = energía circulada anual

O_{exp} = energía exportada anual (total combinado de calor más electricidad como equivalentes)

Para el cálculo de Pl_{ef} se utilizan las cifras de la sección 3, y de los anexos 2 y 3:

planta sólo con electricidad (13,7 % abs) exportación (en equivalentes)
 $Pl_{ef} = (133685 - (1138 + 1612)) / (1138 + 1612 + 80226) = 1,58$

planta sólo con calor/vapor (vapor 62,6 % abs) exportación (en equivalentes)
 $Pl_{ef} = (242443 - (1138 + 47717)) / (1138 + 47717 + 34121) = 2,33$

planta con cogeneración (H = 37,1 % abs y P = 8,6 % abs) exportación (en equivalentes)
 $Pl_{ef} = (234462 - (1138 + 1612)) / (1138 + 1612 + 80226) = 2,79$

Si la cifra resultante es 0 o <0:

Esto significa que no se exporta (BREF) o produce (ECJ) energía, sino que se requiere energía importada. Esto puede ser debido a que no se recupera energía, o a que la energía recuperada es consumida por el proceso de incineración en sí, por lo que no hay energía disponible para exportación o incluso se requiere energía importada

Si el resultado es mayor que 1:

Esto muestra que la planta, menos la energía importada con la producción de vapor, exporta (BREF) o produce (ECJ) más energía de la requerida para operar todo el proceso de incineración de residuos.

Este cálculo no requiere conocimiento del contenido de energía del residuo. No obstante, el resultado estará influenciado por el contenido de energía de los residuos, y cabe esperar que los residuos con mayor contenido energético produzcan mayores exportaciones de energía, y por tanto mayores valores de Pl_{ef} .

10.5. Ejemplo de evaluación con múltiples criterios utilizada para la selección de sistemas de TGC

Las tablas siguientes presentan un ejemplo del modo en que, en un proyecto real, se realizó la evaluación para la selección de un sistema de TGC:

Tabla 10.100. Ejemplo de evaluación con criterios múltiples para la selección de un sistema de TGC

Criterios				
Proceso		Semi-húmedo	Seco con filtro doble	Seco con filtro simple
1. CONSERVACIÓN DE RECURSOS NATURALES				
a. materias primas & EFICIENCIA (Dir. IPPC Criterio N.º 9)	m³/t _{res}	0,2	—	—
agua				
reactivos		cal	bicarb	bicarb
tipo	kg/t _{res}	18	26	26
cantidad	kg/t _{res}	5	5	5
tipo 2 (amoníaco)	kg/t _{res}	0,6	0,6	0,6
tipo 3 (carbón activado)				
consumo de energía		—	—	—
combustible auxiliar	kg/t _{res}	25	30	20
electricidad				
b. recuperación y reciclaje (Dir. IPPC Criterio N.º 3)	kg/t _{res}			
recuperación de energía				
recuperación de metales				
recuperación de materiales de construcción		—	posible	—
recuperación de sales				
2. EMISIONES				
a. técnicas con bajos residuos (Dir. IPPC Criterio N.º 1)				
efluentes líquidos		—	—	—
residuos sólidos				
Cantidad de residuos de TGC	kg/t _{res}	54	—	45
Cenizas volantes		—	25	—
Sales		—	20	—
Calidad de los residuos de TGC/sales	cálculos	sódicos	sódicos	
b. emisiones e impactos (criterios N.º 6 y 10 de la Dir. IPPC)				
emisiones a la atmósfera				
contaminantes				
ruido				
olores				
emisiones al agua				
emisiones a través de residuos				

Tabla 10.100. Ejemplo de evaluación con criterios múltiples para la selección de un sistema de TGC (continuación)

Criterios			
Proceso	Semi-húmedo	Seco con filtro doble	Seco con filtro simple
3. RIESGOS (Dir. IPPC Criterios N.º 2, 10, 11)	Bajos	Ninguno	Ninguno
riesgos de sustancias peligrosas	insignif.	insignif.	insignif.
Compuestos químicos			
riesgo de emisiones			
riesgo de accidentes			
4. ECONOMÍA			
Costes y beneficios (Dir. IPPC anexo 4 introducción)			
anualidad (principal de la inversión más intereses)	2,8 20,3	3,5 20,4	2,7 20,9
costes operativos	23,1	23,9	23,6
operatividad			
duración de la construcción			

Tabla 10.101. Ejemplo de evaluación de costes con criterios múltiples para comparar las opciones de sistemas de TGC

200000 tw/año								
Proceso Reactivo(s)			Semihúmedo Cal		Seco Filtro Doble Bicarbonato		Seco Filtro simple Bicarbonato	
D). Costes variables:								
Reactivos:	Unidad (u)	Coste (€/u)	Ctdad. (u/tw)	Coste (€/tw)	Ctdad. (u/tw)	Coste (€/tw)	Ctdad. (u/tw)	Coste (€/tw)
cal	Kg	0,1	18	1,8				
bicarbonato sódico	Kg	0,2			26	5,2	26	5,2
amoníaco	Kg	0,15	5	0,8	5	0,8	5	0,8
carbón activado	Kg	1,5	0,6	0,9	0,6	0,9	0,6	0,9
Servicios:								
agua	m³	0,5	0,2	0,1				
electricidad	kWh	0,4	25	1,0	30	1,2	20	0,8
1. Total reactivos y servicios		€/t _w		3,8		7,3		6,9
Residuos y efluentes:								
cenizas volantes	Kg	0,27			25	6,8		
residuos de TGC	Kg	0,27	54	14,6			45	12,2
sales	Kg	0,20			20	4,0		
2. Total residuos y efluentes		€/t _w		14,6		10,8		12,2
TOTAL 1+2		€/t _w		18,4		10,8		19,0
3. Total personal		€/t _w		0,2		0,2		0,2
4. Total mantenimiento diario		€/t _w		0,5		0,6		0,5
D). Costes fijos:								
5. Previsión mantenimiento y renovación		€/t _w		1,3		1,6		1,2
6. Anualidad (inversión principal + intereses)*		€/t _w		2,8		3,5		2,7
Total costes variables 1+2+3+4		€/t _w		19,1		18,8		19,7
Total costes variables 5+6		€/t _w		4,1		5,0		3,9
COSTE GLOBAL		€/t _w		23,1		23,9		23,6

* Tipo fijo 6 % - duración 20 años.

