

SOLUCIONES PARA LA DESTRUCCION DE LOS RESIDUOS DE COP

En muchas partes del mundo las existencias de antiguos contaminantes orgánicos persistentes (COP) – por ejemplo, los bifenilos policlorados (PCB), los plaguicidas organoclorados, los retardantes de llama bromados y las sustancias químicas fluoradas – representan una amenaza para la salud humana y el medio ambiente. Estos residuos de COP deben ser destruidos o transformados de manera irreversible, con ayuda de métodos sostenibles que se ajusten, en la máxima medida posible, a los siguientes criterios:

- Un 100% de real eficiencia de destrucción – considerando los elementos de entrada y salida en todos sus estados (gaseoso, líquido y sólido);
- Completa contención de todos los elementos de salida del proceso, para permitir la realización de pruebas – y un nuevo procesamiento si es necesario – a fin de garantizar un 100% de eficiencia de destrucción;
- Ninguna liberación incontrolada desde el proceso.

Incineradores de residuos peligrosos

Durante las cuatro últimas décadas, la incineración fue el método principal de destrucción de contaminantes orgánicos. Sin embargo, existen varios problemas relacionados con esta tecnología.

Idealmente, la incineración de compuestos orgánicos a temperaturas superiores a 850 °C, con suficiente turbulencia y exceso de oxígeno, debe dar lugar a productos finales no tóxicos, por ejemplo, CO₂ y H₂O. Sin embargo, es inevitable que ocurran reacciones secundarias que dan lugar a la formación de subproductos tóxicos, especialmente cuando los residuos que se incineran contienen halógenos y precursores de PCDD y PCDF (especialmente bifenilos policlorados, clorofenoles, clorobenzenos y otros compuestos aromáticos clorados) (Blumenstock et al., 2000; Huang and Buekens, 2001; Jiang et al., 1997; McKay, 2002) y compuestos bromados similares que conducen a la formación de PCDD y PCDF y de PXDD y PXDF (Weber and Kuch, 2003; Schüller and Jager, 2004). La aplicación de regulaciones cada vez más estrictas, que exigen un control más eficaz de la contaminación del aire y una vigilancia más estricta de las emisiones gaseosas, ha dado como resultado una reducción considerable de las liberaciones de PCDD y PCDF al aire, pero en determinadas circunstancias ha producido un aumento de las liberaciones a los residuos del control de la contaminación del aire. Sin embargo, las liberaciones prove-

nientes del manejo de los residuos, junto con productos no intencionales de la combustión incompleta, liberados al aire y contenidos en los residuos de los incineradores de desechos peligrosos, pueden ocasionar la contaminación del entorno de la planta incineradora y contribuir a los reservorios de estos subproductos, dependiendo de la tecnología utilizada, de las condiciones de funcionamiento de la planta y de la gestión de los residuos sólidos. (Weber et al., 2008). Los subproductos tóxicos que se liberan, como por ejemplo, los PCDD Y PCDF (carcinógenos reconocidos), pueden entrar a la cadena alimentaria (Malisch et al., 1999). La literatura científica describe varios casos de ese tipo (Goovaerts et al., 2008; Holmes et al., 1994, 1998; Kim et al. 2006; Lovett et al., 1998).

Un factor limitante de la incineración es su costo relativamente alto (DOE, 1999; Haglund, 2007), especialmente en el caso de los incineradores que utilizan tecnología avanzada en sus dispositivos de control de la contaminación, de supervisión y de tratamiento de los residuos. Los costos suben también con el transporte de residuos peligrosos hasta la planta incineradora. Los hornos de cemento funcionan a temperaturas de 1450 °C o superiores, pero solo unos cuantos cumplen los requisitos técnicos necesarios para la incineración de COP, y aún no se ha demostrado su alta eficiencia de destrucción. Un funcionamiento eficaz requiere de equipos de alto precio para los procesos de mezcla, de alimentación de los hornos y de supervisión (Rahuman et al., 2000).

Hasta ahora no se dispone de una evaluación completa de la eficiencia de destrucción de la incineración (tanto de los incineradores de residuos peligrosos como de los hornos de cemento) (Weber, 2007). Sin embargo, algunas pruebas sugieren que los incineradores logran una eficiencia de destrucción más baja que la lograda por ciertas tecnologías sin combustión (Rahuman et al., 2000).

Estas complicaciones, junto con la oposición pública a la incineración de residuos peligrosos y residuos de COP, han favorecido la investigación de métodos de destrucción alternativos y sin combustión.

Métodos de destrucción sin combustión

Estas tecnologías utilizan procesos físicos y químicos de transformación de los residuos de COP en sustancias menos dañinas. Actualmente operan a escala comercial, en uno o más países, tecnologías de alta temperatura, sin combustión, con licencia para destruir las existencias de COP. Aquí se describen somera-

mente cuatro de ellas. Se presentan, además, dos tecnologías muy interesantes:

- Una tecnología de destrucción que opera bajo condiciones de reacción suaves (temperatura y presión ambientes); y
- Una tecnología para extraer los retardantes de llama bromados de los residuos plásticos.

Reducción química en fase gaseosa (RQFG)

Esta tecnología consiste en la reducción química en fase gaseosa de los compuestos orgánicos mediante hidrógeno a temperaturas de 850°C o superiores y a baja presión. Los compuestos orgánicos son reducidos a metano, cloruro de hidrógeno (neutralizado posteriormente) y cantidades menores de hidrocarburos de bajo peso molecular. La tecnología puede tratar residuos líquidos y sólidos con alto contenido de DDT, de hexaclorobenceno (HCB), de PCDD y PCDF, además de transformadores, condensadores y aceites con PCB. Se necesita un tratamiento previo para los residuos sólidos y líquidos. La configuración de la metodología es modular: puede ser fija y también transportable.

Si es necesario, todas las emisiones y los residuos pueden ser capturados y reprocesados. No se han detectado PCDD Y PCDF en el gas producido por el proceso, pero sí se han detectado estas sustancias, a niveles bajos, en el quemador de gas natural que se utiliza para calentar el recipiente de reacción (UNEP, 2004). Los desechos sólidos entrantes generan residuos sólidos, pero estos reunirían las condiciones para ser depositados en rellenos sanitarios, aunque el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP, 2003) indica que pueden contener trazas de COP.

Los datos sobre eficiencia de destrucción entregados por la empresa Eco Logic para las instalaciones existentes en Australia y Canadá muestran valores de ED > 99.9999 % para los PCB, el DDT y el HCB, y > 99.9995 % para los PCDD y PCDF (Eco Logic, 2002). El diseño modular de las instalaciones permite doblar el rendimiento de 150 toneladas por mes o 1800 toneladas por año. El PNUMA (EPA 2005) afirmó que esta tecnología no era considerada eficaz en función del costo, pero en fecha más reciente informó que actualmente "está siendo modificada para mejorar su eficacia en función del costo" (EPA, 2010).

Descomposición catalizada por bases (DCB)

Este proceso, desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (US EPA), consiste en dos pasos separados:

primero se usa la desorción térmica por calentamiento indirecto, a temperaturas de 200 a 400 °C, para la descontaminación de los medios tratados; posteriormente, mediante una reacción química, se destruyen los COP en forma de sustancias químicas puras o de concentrados obtenidos por la desorción. La deshalogenación se produce cuando se mezclan sustancias químicas seleccionadas, incluyendo el hidróxido de sodio (una base), con los contaminantes condensados y calentados a 236 °C en un reactor. Si el aceite base no cumple los criterios de eliminación, es enviado de vuelta al reactor y calentado nuevamente. Esta tecnología es capaz de remediar líquidos, suelos, lodos residuales y sedimentos contaminados, especialmente con PCB y PCDD y PCDF. Los suelos tratados pueden ser usados como relleno en el mismo lugar. La tecnología funciona como una instalación fija o puede diseñarse para funcionar como unidades móviles (EPA, 2005; Rahuman et al., 2002; UNEP, 2004).

En comparación con las instalaciones más antiguas, las plantas actuales están equipadas con dispositivos para la depuración y el filtrado de los efluentes gaseosos. Los informes indican que la concentración de las emisiones es baja y que la masa total de efluentes gaseosos emitidos es de órdenes de magnitud mucho menores que la de los incineradores (UNEP, 2004).

Un reactor DCB puede procesar entre 2 y 12 toneladas de COP por día, y si se aumenta el número de módulos, se pueden lograr rendimientos más elevados. La alta eficiencia de destrucción (de 4 a 6 nueves) [99,99 a 99,9999 %] quedó demostrada para los PCB, los OCP y los PCDD y PCDF en las pruebas de tratabilidad y en operaciones de rutina (UNEP, 2004). El tratamiento DCB es corto, los requerimientos de energía son moderados y los costos de operación y mantenimiento son relativamente bajos. Se estima que los costos de operación de un sistema DCB a escala completa equivalen a menos del 25% de los costos de operación de la incineración (Rahuman et al., 2000).

Oxidación en agua supercrítica (OASC)

Muchas tecnologías de destrucción de sustancias químicas se basan en la reacción de los compuestos orgánicos con radicales hidróxilo. En agua supercrítica, los contaminantes orgánicos se vuelven altamente solubles al agua y reaccionan rápidamente con los oxidantes añadidos. Los productos finales de la descomposición son dióxido de carbono, agua y ácidos y sales minerales. La fase supercrítica del

agua se produce en condiciones de alta temperatura y presión, por ejemplo, 374 °C y 24 a 28 MPa (EPA, 2005; Rahuman et al., 2000; Veriansyah et Kim, 2007). Los gases efluentes no contienen óxidos de nitrógeno, gases ácidos o partículas, y contienen menos de 10 ppm de monóxido de carbono. (Environment Australia, 1997). La OASC es apropiada para el tratamiento de suelos, lodos residuales y residuos líquidos contaminados con PCB y plaguicidas, por ejemplo, o con desechos militares peligrosos, en concentraciones bajas o altas. La tecnología es muy fácil de transportar. (IHPA, 2008; Marulanda, 2010).

Las plantas actuales de OASC usan materiales resistentes a la corrosión. Si es necesario, todas las emisiones y residuos pueden ser capturados para su reprocesamiento. (UNEP, 2004).

Tanto la EPA (2005) como Rahuman et al. (2000) afirman que no se han encontrado datos sobre la eficiencia de destrucción, sin embargo el PNUMA (UNEP, 2004) mencionó una alta eficacia demostrada de la tecnología. IHPA (2008) menciona una ED de seis a ocho nueves para concentraciones muy bajas de plaguicidas. Para los residuos que contienen un máximo de 20 % de carbono orgánico, la OASC se considera mucho menos costosa que la incineración (Boock, 1996). Debido a algunos problemas de operación, la situación industrial actual de la OASC es limitada. Veriansyah y Kim (2007) afirman que si se refuerza la inversión en nuevas tecnologías potencialmente superiores a la incineración, sería posible eliminar las actuales limitaciones técnicas de la OASC. En fecha algo más reciente, Marulanda (2010) sugirió que los aspectos económicos y el rendimiento de una unidad móvil en América del Sur podrían transformar a la OASC en una alternativa económicamente viable a la incineración en los países sudamericanos.

Reducción por sodio

Esta tecnología fija o transportable se ha utilizado ampliamente para eliminar in situ los contenidos bajos y altos de PCB presentes en el aceite de los transformadores. El principio básico es la reducción de los PCB con sodio metálico dispersado en aceite mineral, con lo que se obtienen, como productos finales, bifenilos no halogenados, cloruro de sodio, aceite a base de petróleo y agua.

Los informes indican que la capacidad para tratar el aceite de los transformadores es de 15.000 litros por día. No se han dado a conocer datos sobre la eficiencia de destrucción de esta tecnología y hay información insuficiente respecto de la caracterización de los

residuos. Además, como en cualquier proceso que no involucra la destrucción del transformador propiamente tal, hay preocupación por los residuos de PCB en los materiales porosos de los transformadores cuando el aceite de transformador es tratado in situ. Sin embargo, este enfoque se ha utilizado en forma amplia para el tratamiento de los PCB por más de dos décadas. (UNEP, 2004).

Molienda en molino de bolas / Deshalogenación mecanoquímica (MCD)

Los molinos de bolas son reactores de deshalogenación mecanoquímica de alto rendimiento, para la destrucción de los PCB y otros contaminantes clorados orgánicos y su conversión en hidrocarburos precursores. La deshalogenación reductiva se produce en presencia de un metal alcalino y una fuente de hidrógeno con baja acidez. Puede aplicarse a materiales contaminados y también a sustancias químicas altamente concentradas o puras, independientemente de su estado. Los contaminantes son eliminados directamente en el interior del material contaminado. (Birke et al., 2004; UNEP, 2004). Aunque la degradación mecanoquímica se efectúa a bajas temperaturas, en el interior de los materiales molidos se producen temperaturas de hasta varios miles de grados Celsius cuando un grano choca a alta velocidad con una superficie sólida (Heinicke, 1984). El producto final en polvo puede necesitar un tratamiento posterior (IHPA, 2008).

Existen molinos de bolas de diferentes tamaños y tipos de construcción, lo que hace posible el tratamiento de varias toneladas de material. La reducción mecanoquímica es eficaz en función de los costos y también ofrece beneficios ambientales. dado su bajo consumo de energía. Debido a sus condiciones de reacción leve y al diseño de un sistema cerrado, no se esperan emisiones dañinas al medio ambiente (Birke et al., 2004; UNEP, 2004).

IHPA (2008) menciona que la ED de la molienda en molino de bolas es de 4 a 5 nuevas. Birke et al. (2004) afirma que los PCB en matrices sólidas o líquidas pueden ser destruidos hasta niveles no detectables en un lapso que fluctúa entre algunos minutos y algunas horas. Sin embargo, debido a que la experiencia comercial con esta tecnología es actualmente muy limitada, también es limitada la información disponible acerca de sus emisiones, eficacia, productos intermedios de descomposición y otros parámetros importantes para la operación a nivel industrial. También quedan por responder algunas cuestiones importantes respecto de la eficiencia de

la tecnología y de la cantidad y toxicidad de los agentes necesarios para el proceso (IHPA, 2008). Cuando se aplicó a suelos contaminados con plaguicidas en un emplazamiento de Nueva Zelandia, el sistema de molienda en molino de bolas redujo los niveles de plaguicidas en los suelos en menos del 90 por ciento. Además hubo preocupación por las posibles liberaciones de PCDD y PCDF al aire durante el procesamiento, y también por los niveles potencialmente problemáticos de los agentes del proceso que quedaron en los suelos tratados (PCE, 2010; PCE, 2008).

Proceso CreaSolv®

Los retardantes de llama bromados (BFR) son extraídos de los residuos plásticos mediante el proceso CreaSolv®. Algunos polímeros específicos de los residuos plásticos son disueltos en forma selectiva por solventes patentados y luego precipitados mediante otras formulaciones patentadas. Esto sigue a la pre separación de otros residuos, de manera que el material que ingresa a la extracción con solventes contiene una alta proporción (generalmente $\geq 75\%$) del tipo de plástico que se busca recuperar (Malcolm Richard, 2011). Los desarrolladores – Crea-Cycle GmbH, en cooperación con el Instituto Fraunhofer IVV – informan que el volumen de solvente utilizado es muy pequeño en relación al plástico tratado ($< 1\%$), porque los solventes son reciclados. El único solvente que se elimina del proceso es la pequeña fracción en la cual se separan y se concentran los BFR y demás contaminantes. Los productos finales del proceso son polímeros reciclados utilizables, concentrados ricos en BFR y, si están presentes, una fracción insoluble rica en metales (Creacycle; Mäurer and Schlummer, 2004).

El proceso ha sido aplicado a escala de laboratorio y de planta piloto. Por ejemplo, luego de quitarles la batería, se trataron teléfonos móviles posconsumo y se obtuvo un rendimiento de partículas de polímeros apropiado para los procesos de extrusión y moldeado por inyección. (Mäurer and Schlummer, 2004). En otro ejemplo, se trataron con éxito residuos de poliestireno expandido (EPS), a escala piloto, para producir EPS reexpandible, que es comparable al poliestireno virgen en cuanto a usabilidad. (Mäurer and Knauf, 2005). En un estudio de factibilidad a pequeña escala, los BFR y los PBDD y PBDF, que estaban presentes como co-contaminantes, fueron eliminados exitosamente de los residuos plásticos en las plantas canadienses de desmantelamiento de residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (RAEE) (Schlummer et al, 2008).

El Programa de Acción sobre Residuos y Recursos (WRAP) financió un estudio realizado por Freer (2005) con el fin de evaluar los posibles impactos de cuatro procesos nuevos para recuperar residuos eléctricos y electrónicos de plástico que contienen BFR, en comparación con los rellenos sanitarios y la incineración, con y sin recuperación de energía. De todos ellos, el proceso CreaSolv® obtuvo la mejor calificación en lo que respecta al consumo de energía y al potencial de oxidación fotoquímica, y quedó en segundo lugar, detrás de la incineración con recuperación de energía, en el aporte potencial más bajo al calentamiento global. El estudio concluyó que los dos procesos basados en solventes, CreaSolv® and Centrevap® tenían el mejor desempeño ambiental, y observó además que el proceso CreaSolv® se distinguía en forma especial por su “baja pérdida de solventes y alta eficiencia en la recuperación de solventes.”

Una revisión reciente de la gestión de plásticos que contienen BFR, hecha por Nnorm and Osibanjo (2008), observó que otros estudios financiados por el WRAP habían encontrado que el proceso CreaSolv® tenía un mejor desempeño que el proceso Centrevap® en la remoción de los BFR de los polímeros de los RAEE. Sin embargo se indicaba que ambos procesos constituían alternativas financieramente viables frente a los rellenos sanitarios y la incineración, como opciones para la gestión de los plásticos de los RAEE. Los revisores concluyeron que estos métodos basados en solventes para remover los BFR “ofrecen actualmente la mejor opción comercial y ambiental de gestión racional de residuos plásticos que contengan BFR,” y sugirieron que la comercialización de estos procesos ayudará a reducir las exportaciones de residuos de RAEE a los países en desarrollo.

Los BFR concentrados que se recuperan en el proceso pueden ser destruidos mediante otras tecnologías sin combustión o transformados de manera irreversible en reactivos de procesos industriales.

Cuestiones a las que se debe dar respuesta

Un criterio importante para la evaluación de las tecnologías de destrucción de los COP es la posible formación de nuevos COP y de otros subproductos tóxicos a lo largo del proceso. Durante la combustión de residuos peligrosos pueden formarse PCDD y PCDF (ver más arriba). Sin embargo, las condiciones de operación de numerosas tecnologías sin combustión también tienen el potencial para generar PCDD y PCDF si están presentes

los precursores pertinentes (Weber, 2007). Un ejemplo de ello es la reducción química en fase gaseosa (RQFG), en la que si el gas del producto o el aire ambiente usado para la combustión contienen especies cloradas, pueden generarse PCDD y PCDF. Con el fin de cumplir los criterios técnicos fundamentales para la destrucción de los COP, el gas del producto y el aire de la combustión deben ser tratados de manera adecuada (Rahuman et al., 2000). Además, el proceso del tratamiento BCD puede dar como resultado el aumento de la concentración de especies cloradas inferiores, creando así una posible preocupación respecto de los PCDD y PCDF, donde los congéneres inferiores son mucho más tóxicos que los congéneres superiores. Por lo tanto es esencial que el proceso reciba una adecuada supervisión para garantizar que la reacción prosiga hasta completarse (Rahuman et al., 2000). Un estudio de laboratorio sobre la destrucción de PCB mediante la oxidación en agua supercrítica (OASC) mostró que en las operaciones realizadas a temperaturas más bajas pueden formarse cantidades considerables de PCDD y PCDF (Weber, 2004). Los operadores deben garantizar que los procesos operen en condiciones (especialmente temperatura y tiempos de permanencia) que eviten esta formación. En muchos casos, sin embargo, no faltan evaluaciones de las tecnologías sin combustión en lo que respecta a la formación de PCDD y PCDF (Weber, 2004, 2007).

¿Cómo elegir la tecnología más adecuada?

Probablemente no hay una tecnología "perfecta" para la destrucción de los COP. Son muchos los criterios que juegan un rol en la decisión sobre cuál tecnología más adecuada para cada caso específico. Una norma básica de desempeño para las tecnologías de destrucción de COP es la eficiencia de destrucción. La eficiencia de destrucción (ED) es una comparación entre la cantidad de un COP específico que ingresa a un proceso y la cantidad total de ese COP que es liberada en todos los elementos de salida del proceso, por ejemplo, en las emisiones gaseosas y líquidas, al igual que en los residuos sólidos. Sin embargo, otra medida que se utiliza a veces es la eficiencia de destrucción y remoción (EDR), que solo considera la cantidad de un COP específico que es liberada en las emisiones al aire. Lamentablemente, muchos de los informes sobre la eficiencia de una tecnología solo informan sobre los EDR y algunas veces los EDR son presentados erróneamente como ED (Costner, 2004). Ambas

mediciones deben entenderse en relación con las concentraciones no detectables de COP. Los datos sobre estas mediciones indican valores límites de detección de "menos de", no indican valores cero. Debido a ello, los valores calculados de ED y EDR se acercan, sin llegar nunca, al 100 %. Por lo tanto, una eficiencia de destrucción de >99.9999 % puede considerarse como realmente de un 100 % (Rahuman et al., 2000). Aunque los análisis químicos y toxicológicos de todos los flujos de salida son caros, deben realizarse con la frecuencia suficiente para garantizar que la tecnología cumple el criterio básico de ED >99.9999 % en todas las condiciones de operación, como por ejemplo, puesta en marcha, detenciones, operaciones de rutina y posibles eventos críticos (Rahuman et al., 2000). Weber (2007) afirma que las ED tienen que ser determinadas mediante un seguimiento de largo plazo, que dure incluso meses y que corresponda a la duración completa de los proyectos de destrucción de los COP,

Los costos de una tecnología son, por supuesto, factores limitantes importantes. Varían significativamente debido a la variación del contenido de COP del material que será tratado, del volumen de ese material y el transporte a distancia (cuando se aplican tecnologías ex situ). Los costos de la inversión inicial pueden ser altos; sin embargo, los costos de tratamiento con las tecnologías recientemente desarrolladas y menos optimizadas pueden disminuir en el futuro, algo que no es probable en el caso del enfoque maduro de la incineración (Haglund, 2007).

Cuando se está decidiendo sobre una tecnología de destrucción deben considerarse también otros criterios económicos, sociales, ambientales y técnicos. Estos son, entre otros (Environment Australia, 1997; IHPA, 2008;

Lodolo, 2002; Rahuman et al., 2000; Veeriansyah and Kim, 2007; Weber, 2007):

- Capacidad de la tecnología para tratar los residuos en la(s) forma(s) física(s) en que se presentan (líquido, sólido, tamaño de los granos), con el determinado contenido de carbón orgánico y la determinada necesidad de pretratamiento de los residuos
- Capacidad de la instalación
- Aplicabilidad local
- Aptitud de los residuos para ser transportados y movilidad de las instalaciones
- Fiabilidad y mantención de la instalación
- Volúmenes de flujos secundarios de residuos y el contenido de los subproductos de reacción tóxicos bajo todas las condiciones de operación, incluyendo períodos inestables y diseño de sistema cerrado

- Riesgos vinculados con el funcionamiento de la tecnología (flexibilidad de carga, control transitorio, gestión de emergencias, desmantelamiento de la instalación)
- Aceptación pública

Al considerar los principios de la química verde (vinculados al uso de tecnologías de fabricación y producción con conciencia ecológica), debe darse preferencia a los procesos que se realizan a temperatura y presión atmosférica ambientales. Esto garantiza la disminución del consumo de energía y una mayor posibilidad de transporte de la instalación. Además, todo reactivo o material iniciador debe ser barato, no tóxico y de fácil almacenamiento; hay que evitar los subproductos tóxicos y, finalmente, pero no menos importante, el método debe mostrar una alta eficiencia de destrucción. Esto subraya la necesidad de que se diseñen nuevos reactores y se realicen nuevas investigaciones.

Conclusiones

Aunque la incineración de las antiguas reservas de COP es todavía la tecnología de destrucción más utilizada, no puede considerarse "limpia"; existe preocupación por su alto costo, falta información amplia sobre su eficiencia de destrucción y no es transportable. Una tecnología que sea transportable, aplicable localmente, sostenible y que destruya los COP obsoletos a un costo razonable significaría un gran avance en la destrucción de estas sustancias químicas (IHPA, 2008). Las tecnologías sin combustión que son innovadoras tienen la posibilidad de transformarse en ese tipo de tecnología; sin embargo deben garantizarse algunas condiciones específicas:

- disponibilidad de recursos de largo plazo,
- una fuerte conciencia ambiental e
- investigación científica sólida, que cuente con respaldo político y un financiamiento adecuado para garantizar el progreso tecnológico continuo.

Además, como cierta información necesaria (por ejemplo, la posible formación de PCDD y PCDF durante el proceso de destrucción) es proporcionada hasta ahora casi exclusivamente por las empresas que desarrollan y venden las tecnologías (Weber, 2007), resulta indispensable que se realicen evaluaciones independientes y se hagan públicos los resultados. Debe demostrarse la factibilidad y durabilidad de las tecnologías con pruebas de demostración reales, hechas en terreno en países y regiones con infraestructura limitada y ausencia de los servicios convencionales de suministros (IHPA, 2008).

SOLUCIONES PARA LA DESTRUCCION DE LOS RESIDUOS DE COP

Literature

- Birke V., Mattik J., Runne D., 2004. Mechanochemical reductive dehalogenation of hazardous polyhalogenated contaminants. *Journal of Materials Science* 39, 5111–5116.
- Blumenstock M., Zimmermann R., Schramm K.W., Kettrup A., 2000. Influence of combustion conditions on the PCDD/F-, PCB-, PCBz- and PAH-concentrations in the post-combustion chamber of a waste incineration pilot plant. *Chemosphere* 40,987–993.
- Boock L .T., 1996. A quantitative analysis of reactions in supercritical water: experimental kinetics and mechanistic modeling. Ph.D. Dissertation. The University of Delaware.
- Costner P., 2004. Non-combustion technologies for the destruction of PCBs and other POPs wastes: Civil society, international conventions and technological choices. Greenpeace International, Amsterdam, June 2004.
- Creacycle, undated. The CreaSolv® Process, <http://www.creacycle.de/DerCreaSolvProzessQQid-20-38QQlang-english>.
- DOE, 1999. Waste Incineration at the Savannah River Site, U.S. Department of Energy Audit Report. DOE/IG-0453. (1999).
- Eco Logic, 2002. Contaminated Soil and Sediment Treatment Using the GPCRTM/TORBED®Combination. October 2002, <http://www.torftech.com/start.htm>
- EPA, 2005. Reference Guide to Non-combustion Technologies for Remediation of Persistent Organic Pollutants in Stockpiles and Soil, EPA-542-R-05-006, December 2005, Washington DC, <http://www.clu-in.org/POPs>
- EPA, 2010. Reference guide to non-combustion technologies for remediation of persistent organic pollutants in soil, EPA 542-R-09-007 second edition – 2010 . United States Environmental Protection Agency.
- Environment Australia, 1997. Appropriate technologies for the treatment of scheduled wastes. Review Report No 4, November 1997, www.environment.gov.au
- Freer, E., 2005. Life cycle assessment Study: SUMMARY REPORT - Selected Treatment Processes for WEEE Plastics Containing Brominated Flame Retardants. For Axion Recycling on behalf of Waste Resources Action Programme (WRAP) Project Ref: E4833, August 2005. http://www.creacycle.de/images/stories/e5c-2006.11._wrap_final_report-appendix_5-_environmental_impact_analysis.pdf
- Goovaerts P., Trinh H.T., Demond A.H., Towey T., Chang S.C., Gwinn D., Hong B., Franzblau A., Garabrant D., Gillespie B.W., Lepkowski J., Adriaens P., 2008. Geostatistical modeling of the spatial distribution of soil dioxin in the vicinity of an incinerator. 2. Verification and calibration study. *Environmental Science and Technology* 42, 3655–3661.
- Haglund P., 2007. Methods for treating soils contaminated with polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, and other polychlorinated aromatic compounds. *Ambio* 36, 467–474.
- Heinicke G., 1984. Tribochemistry. Akademie-Verlag, Berlin.
- Holmes S.J., Jones K.C., Miller C.E., 1994. PCDD/PCDF contamination of the environment at Bolsover UK. *Organohalogen Compounds* 24, 373–377.
- Holmes S.J., Green N., Lohmann R., Jones K.C., 1998. Concentrations of PCDD/PCDFs in soil around a point source. *Organohalogen Compounds* 39, 257–260.
- Huang H., Buekens A., 2001. Chemical kinetic modeling of De novo synthesis of PCDD/F in municipal waste incinerators. *Chemosphere* 44, 1505–1510.
- International HCH and Pesticides Association (IHPA), 2002. NATO/CCMS pilot study fellowship report. Evaluation of demonstrated and emerging remedial action technologies for the treatment of contaminated land and groundwater (Phase III). Retrieved July 10, 2006, from <http://clu-in.org/download/partner/vijgen/vijgentext.pdf>
- International HCH and Pesticides Association (IHPA), 2008. Obsolete pesticides. A „burning“ question. Conference report, Utrecht, The Netherlands, September 2008.
- Jiang K., Li L., Chen Y., Jin J., 1997. Determination of PCDD/Fs and dioxin-like PCBs in Chinese commercial PCBs and emissions from a testing PCB incinerator. *Chemosphere* 34, 941–950.
- Kim K.S., Kim J.G., Shin S.K., Chung I.R., Kim K.S., Song B.J., Jeong M.J., 2006. Levels and congener profiles of PCDD/Fs in the environmental media in the vicinity of the waste incinerator, South Korea. *Organohalogen Compounds* 68, 2264–2267.
- Laine D.F., Cheng I.F., 2007. The destruction of organic pollutants under mild reaction conditions: A review. *Microchemical Journal* 85, 183-193.
- Lodolo A., 2002. Training workshop „Initial National POPs Inventory – INPOPSI“, 16–17 May 2002 Brno, Czech Republic.
- Lovett A.A., Foxall C.D., Ball D.J., Creaser C.S., 1998. The Panteg monitoring project: comparing PCB and dioxin concentrations in the vicinity of industrial facilities. *Journal of Hazardous Materials*, 61, 175–185.
- McKay G., 2002. Dioxin characterisation, formation and minimisation during municipal solid waste. (MSW) incineration: review. *Chemical Engineering Journal* 86, 343–368.
- Malcolm Richard, G., Mario, M., Javier, T., & Susana, T., 2011. Optimization of the recovery of plastics for recycling by density media separation cyclones. *Resources, Conservation and Recycling*, 55(4), 472–482.
- Malisch R., Gleadle A., Wright C., 1999. PCDD/F in meat samples from domestic farm animals and game. *Organohalogen Compounds* 43, 265–268.
- Marulanda, V. & Bolaños, G., 2010. Supercritical water oxidation of a heavily pcb-contaminated mineral transformer oil: Laboratory-Scale data and economic assessment. *The Journal of Supercritical Fluids*, 54(2), 258–265.
- Mäurer, A.; Knauf, U., 2005. Recycling of EPS-waste to expandable polystyrene. FAKUMA Forum 2005. Friedrichshafen, 20. October 2005. http://www.creacycle.de/images/stories/2005.10.20_fakuma_eps-loop.pdf?phpMyAdmin=3YWg

3TY3Fwx5szw4jy1vC6g8tf&phpMyAdmin=168fc401cb4cc955191a9e0c52e0d626

- Mäurer, A.; Schlummer, M., 2004. Good as new. Waste Management World, May-June (2004), pp 33–43.
- Nnorom, I.; Osibanjo, O., 2008. Sound management of brominated flame retarded (BFR) plastics from electronic wastes: State of the art and options in Nigeria. Resources, Conservation and Recycling 52: 1362–1372
- Parliamentary Commissioner for the Environment (PCE), 2010. Investigation into the remediation of the contaminated site at Mapua – Update Report. <http://www.pce.parliament.nz/publications/all-publications/investigation-into-the-remediation-of-the-contaminated-site-at-mapua-4>
- Parliamentary Commissioner for the Environment (PCE), 2008. Investigation into the remediation of the contaminated site at Mapua. <http://www.pce.parliament.nz/publications/all-publications/investigation-into-the-remediation-of-the-contaminated-site-at-mapua-4>
- Rahuman M.M.S.M., Pistone L., Trifiro F., Miertus S., 2000. Destruction technologies for polychlorinated biphenyls (PCBs). ICS-UNIDO PUBLICATIONS. Nov. 2000
- Schlummer, M., et al., 2008. Using the Creasolv® process to recycle polymers from Canadian waste plastics containing brominated flame retardants. Organohalogen compounds 70: 2139–2142.
- Schöler, D.; Jäger, J., 2004. Formation of chlorinated and brominated dioxins and other organohalogen compounds at the pilot incineration plant VERONA. Chemosphere 54: 49–59
- UNEP, 2003. Technical Guidelines on the Environmentally Sound Management of Persistent Organic Pollutants as Wastes. UNEP/CHW/OEWG/1/INF/6 25, March 2003.
- UNEP, 2005. Ridding the World of POPs: A Guide to the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. http://www.pops.int/documents/guidance/beg_guide.pdf
- UNEP, 2004. STAP of the GEF. Review of Emerging, Innovative Technologies for the Destruction and Decontamination of POPs and the Identification of Promising Technologies for Use in Developing Countries."GF/8000-02-02-2205, January 2004, <http://www.unep.org/stapgef/home/index.htm>
- Veriansyah B., Kim J.D., 2007. Supercritical water oxidation for the destruction of toxic organic wastewaters: A review. Journal of Environmental Sciences 19, 513–522.
- Weber, R.; Kuch, B., 2003. Relevance of BFRs and thermal conditions on the formation pathways of brominated and brominated–chlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans. Environ. Int. 29: 699–710
- Weber, 2004. Relevance of PCDD/Fs formation for the evaluation of POPs destruction technologies – PCB destruction by supercritical water oxidation (SCWO). Organohalogen Compounds 66, 1263–1269.
- Weber R., 2007. Relevance of PCDD/PCDF formation for the evaluation of POPs destruction technologies – Review on current status and assessment gaps. Chemosphere 67, 109–117.
- Weber R., Gaus C., Tysklind M., Johnston P., Forter M., Hollert H., Heinisch E., Holoubek I., Lloyd-Smith M., Masunaga S., Maccarelli P., Santillo D., Seike N., Symons R., Machado Torres J.P., Verta M., Varbelow G., Vijgen J., Watson A., Costner P., Woelz J., Wycisk P., Zennegg M., 2008. Dioxin- and POP-contaminated sites – contemporary and future relevances and challenges. Environmental Science and Pollution Research 15, 363–393

Grupo de Trabajo de IPEN sobre dioxinas, PCB y residuos

El Grupo de Trabajo de IPEN sobre dioxinas, PCB y residuos fue creado en mayo de 2001, en Suecia, luego de aprobarse el texto del Convenio de Estocolmo. El Grupo de Trabajo, dentro de sus posibilidades y recursos, trabaja para garantizar que las medidas destinadas a enfrentar el problema de las dioxinas, los PCB y los residuos sean interpretadas adecuadamente y queden totalmente incorporadas, en cada país, a las actividades de apoyo y a los planes nacionales de aplicación del Convenio de Estocolmo. Además trabaja para promover en cada región y país, políticas y prácticas orientadas a la eliminación de las dioxinas y los PCB, y orientadas asimismo a la reducción y eliminación de los residuos y a la gestión adecuada de los materiales residuales.

IPEN Dioxin, PCB and Waste Working Group

c/o Arnika Association

Toxics and Waste Programme

Chlumova 17

Prague 3

Czech Republic

130 00

phone/fax: +420 222 781 471

e-mail: ipen-dioxin@arnika.org

website: IPEN: <http://www.ipen.org>

<http://english.arnika.org>

