

Distr. general
23 de noviembre de 2015

Español
Original: inglés



**Convenio de Estocolmo
sobre Contaminantes
Orgánicos Persistentes**

Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes

11ª reunión

Roma, 19 a 23 de octubre de 2015

**Informe del Comité de Examen de los Contaminantes
Orgánicos Persistentes sobre la labor realizada en
su 11ª reunión**

Adición

**Evaluación de la gestión de los riesgos del éter de decabromodifenilo (mezcla
comercial, c-decaBDE)**

En su 11ª reunión, el Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes, en su decisión POPRC-11/1, aprobó la evaluación de la gestión de los riesgos del éter de decabromodifenilo (mezcla comercial, c-decaBDE) sobre la base del proyecto que figuraba en la nota de la Secretaría (UNEP/POPS/POPRC.11/2). El texto de la evaluación de la gestión de los riesgos, en su forma enmendada, se reproduce en el anexo de la presente adición y no ha sido objeto de revisión editorial oficial.

Anexo

ÉTER DE DECABROMODIFENILO
(mezcla comercial, c-decaBDE)

EVALUACIÓN DE LA GESTIÓN DE LOS RIESGOS

Preparada por el grupo de trabajo entre reuniones sobre el éter de decabromodifenilo
Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes

Octubre de 2015

Índice

Resumen.....	4
1. Introducción.....	5
1.1 Identidad química de la sustancia propuesta.....	5
1.2 Conclusiones del Comité de Examen en relación con la información del anexo E.....	7
1.3 Fuentes de datos.....	7
1.4 Situación del producto químico en los convenios y foros internacionales.....	8
1.5 Medidas de control adoptadas a nivel nacional o regional.....	8
2. Información resumida sobre la evaluación de la gestión de los riesgos.....	10
2.1 Definición de las medidas de control que pueden adoptarse.....	11
2.2 Eficacia y eficiencia de las medidas de control que pueden adoptarse para lograr la reducción de los riesgos.....	12
2.3 Información sobre alternativas (productos y procedimientos), cuando proceda.....	18
2.3.1 Sustancias alternativas.....	19
2.3.2 Plásticos.....	20
2.3.3 Textiles.....	22
2.3.4 Otros usos.....	24
2.3.5 Técnicas alternativas y materiales intrínsecamente ignífugos.....	24
2.3.6 Normas, requisitos y soluciones en materia de seguridad contra incendios.....	27
2.4 Resumen de la información sobre los efectos en la sociedad de la aplicación de las posibles medidas de control.....	29
2.4.1 Salud pública, ambiental y laboral.....	29
2.4.2 Agricultura, including la acuicultura y la silvicultura.....	31
2.4.3 Biota (diversidad biológica).....	31
2.4.4 Aspectos económicos y costos sociales.....	32
2.4.5 Avances hacia el desarrollo sostenible.....	35
2.5 Otras consideraciones.....	35
3. Síntesis de información.....	36
3.1 Resumen de la información sobre el perfil de riesgo.....	36
3.2 Resumen de la información sobre la evaluación de la gestión de los riesgos.....	37
3.3 Medidas de gestión de los riesgos recomendadas.....	38
4. Declaración final.....	39

Resumen

1. En 2013, Noruega presentó una propuesta para incluir el éter de decabromodifenilo de calidad comercial (c-decaBDE) en la lista de contaminantes orgánicos persistentes del Convenio de Estocolmo. En la décima reunión del Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes (COP), celebrada en 2014, se decidió que era probable que el BDE-209, componente principal del c-decaBDE, como resultado de su transporte a larga distancia en el medio ambiente, tuviera efectos adversos importantes para la salud humana y el medio ambiente que justificaran la adopción de medidas a nivel mundial. Quedó establecido un grupo de trabajo especial encargado de preparar una evaluación de la gestión de los riesgos del c-decaBDE, con arreglo al anexo F del Convenio, que el Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes examinaría en su 11ª reunión, en octubre de 2015.

2. El c-decaBDE es una sustancia química de producción intencional que consiste en el congénere totalmente bromado de decaBDE o BDE-209 ($\geq 90\%$ a 97%), con pequeñas cantidades de éter de nona y octabromodifenilo. Durante más de diez años se han investigado los posibles efectos del c-decaBDE en la salud y el medio ambiente, y la sustancia ha sido objeto de restricciones y medidas de gestión de los riesgos de carácter voluntario en algunos países y regiones y en algunas empresas. Con todo, algunos países siguen produciendo c-decaBDE en todo el mundo.

3. El c-decaBDE es un aditivo piroretardante que tiene diversas aplicaciones, como, por ejemplo, plásticos, textiles, adhesivos, selladores, revestimientos y tintas. Los plásticos que contienen c-decaBDE se usan en equipos eléctricos y electrónicos, cables, tuberías y alfombras. En los textiles, el c-decaBDE se utiliza principalmente en tapicerías, persianas, cortinas y colchones para edificios públicos y viviendas, y en el sector del transporte. La cantidad de c-decaBDE usada en plásticos y textiles a nivel mundial varía, pero hasta cerca de un 90% del c-decaBDE termina en productos de plástico y en equipos electrónicos, mientras que el resto se usa en revestimientos textiles, muebles tapizados y colchones.

4. En todas las etapas del ciclo de vida del c-decaBDE se producen emisiones al medio ambiente, aunque se supone que las más elevadas se registran durante su vida útil y al convertirse en desecho. Los equipos eléctricos y electrónicos tienen un promedio de diez años de vida útil, por lo que el c-decaBDE seguirá liberándose al medio ambiente durante los años en que esos artículos estén en uso. La medida de control más eficaz para reducir las liberaciones de c-decaBDE y su principal componente, el BDE-209, sería incluir el BDE-209 (c-decaBDE) en el anexo A del Convenio sin exenciones específicas. También será esencial que se adopten medidas de control eficaces en relación con la manipulación de los desechos que contengan c-decaBDE. Debido al uso histórico y actual del c-decaBDE como piroretardante, muchos productos en uso se convertirán en desechos en el futuro. Una manera de destruirlo es la incineración controlada, a altas temperaturas, de los desechos que contengan c-decaBDE, y el uso de sistemas para eliminar los compuestos de dioxinas y furanos bromados que puedan producirse en el proceso, junto con la monitorización continua y el estricto cumplimiento de las directrices del Convenio sobre las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales y el tratamiento ambientalmente racional de las cenizas volantes. En el documento UNEP/POP/COP.7/INF/22 se describen otros métodos y también se explican las limitaciones en el reciclado.

5. Según el artículo 6 del Convenio, los desechos se eliminarán de manera que el contenido del contaminante orgánico persistente se destruya o se transforme irreversiblemente para que dejen de tener las características de contaminante orgánico persistente o, de no ser así, se elimine de forma ambientalmente racional cuando la destrucción o transformación irreversible no represente la opción preferible desde el punto de vista del medio ambiente, o su contenido de contaminante orgánico persistente sea bajo. Por esta razón no se recomienda, y debe evitarse, el reciclado de aquellos materiales que contengan una cantidad de c-decaBDE por encima del valor límite de bajo contenido de COP. En los últimos tiempos, se ha detectado BDE-209 en algunos artículos producidos con material reciclado, en particular artículos en contacto con alimentos, lo que denota cuán difícil es controlar el contenido de c-decaBDE en el material plástico destinado al reciclado y la posibilidad de que el reciclado contribuya a la exposición humana al c-decaBDE. Los datos de la monitorización también demuestran que el reciclado contribuye en gran medida a la contaminación ambiental y a los riesgos para la salud de las poblaciones locales, en particular en los países en desarrollo donde el reciclado tiene lugar en el sector no estructurado. Las soluciones técnicas de las que se dispone para lograr una gestión de esos desechos más sostenible, por ejemplo, separando los componentes que contienen productos químicos peligrosos, no existen todavía a escala industrial, sobre todo, en los países en desarrollo. Posiblemente una restricción del uso del c-decaBDE tenga efectos económicos en la industria de reciclado, pero es difícil pronosticar los costos económicos y los beneficios de esa

restricción. En estos momentos se desconoce si el reciclado de plásticos y textiles que contienen c-decaBDE es una práctica generalizada y los datos de que se dispone sugieren que los efectos socioeconómicos de no reciclar el c-decaBDE posiblemente sean limitados.

6. A nivel de países o regiones, es indispensable que se haga un análisis de los efectos económicos en las instalaciones de reciclado. Lo que pudiera definirse como solución óptima dependerá con mucho del contexto económico y cultural, en el que funcione el sistema. Habrá que tener en cuenta el costo de la fuerza de trabajo, la estructura de la economía, que incluye el importante sector no estructurado, el marco reglamentario existente y las posibilidades y límites de la aplicación de la ley para hallar soluciones que puedan mejorar la situación respecto de los efectos ambientales, los riesgos para los trabajadores y los ingresos económicos.

7. La información presentada durante la evaluación de la gestión de los riesgos y la experiencia colectiva de que se tiene noticias permiten inferir que posiblemente se tropiece con dificultades en algunos sectores, por ejemplo, con las piezas de repuesto difíciles de sustituir en las industrias aeroespacial y automotriz. Algunas Partes han señalado dificultades para el reciclado. Debido a los problemas que podrían causar algunos artículos y productos en uso o productos reciclados que contienen decaBDE, que se están exportando, sobre todo a países en desarrollo y países con economías en transición, otros expertos se opusieron a la exención del reciclado debido a la falta de capacidad para identificar y analizar productos que contienen decaBDE. Otras medidas de gestión de los riesgos podrían ser la obligación de etiquetar nuevos artículos que contengan decaBDE.

8. Sin embargo, ya se dispone en la red comercial de algunas alternativas químicas al decaBDE de calidad comercial, que no son COP, en materiales plásticos y textiles. Además, también se dispone de alternativas no químicas y soluciones técnicas tales como materiales no inflamables y barreras físicas, respectivamente. Según la información del anexo F y otros datos disponibles, los mercados de productos textiles, mobiliario y equipos electrónicos están dejando de usar el c-decaBDE, y la mayoría de las aplicaciones, si no todas, se han sustituido o están en proceso de sustitución.

9. Cabe esperar que la reducción o eliminación del c-decaBDE a nivel mundial tenga efectos positivos sobre la salud humana y el medio ambiente. El BDE-209, principal componente del c-decaBDE, y sus productos de degradación se detectan con mucha frecuencia en interiores y al aire libre, y en algunos organismos la sustancia está presente en niveles cercanos o equivalentes a las concentraciones que producen efectos neurotóxicos y alteraciones en el desarrollo y el sistema endocrino.

10. El Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes recomienda que, de conformidad con el párrafo 9 del artículo 8 del Convenio, la Conferencia de las Partes en el Convenio de Estocolmo considere la posibilidad de incluir el componente de éter de decabromodifenilo (BDE-209) del c-decaBDE en el anexo A, con exenciones específicas para algunas piezas de repuesto esenciales que son difíciles de sustituir y aún estar por definir en las industrias automotriz y aeroespacial, y de especificar las medidas de control conexas.

1. Introducción

11. El 13 de mayo de 2013, Noruega en su condición de Parte en el Convenio de Estocolmo, presentó una propuesta de inclusión del éter de decabromodifenilo (mezcla comercial, c-decaBDE) en los anexos A, B o C del Convenio. La propuesta (UNEP/POPS/POPRC.9/2) se presentó de conformidad con el artículo 8 del Convenio y fue examinada por el Comité de Examen de los COP en su novena reunión, celebrada en octubre de 2013, en la que el Comité convino en que se cumplieran los criterios del anexo D. En su décima reunión, celebrada en octubre de 2014, el Comité evaluó el proyecto de perfil de riesgo del decaBDE de calidad comercial (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2) de conformidad con el anexo E, lo aprobó (UNEP/POPS/POPRC.10/10) y decidió establecer un grupo de trabajo entre reuniones encargado de preparar una evaluación de la gestión de los riesgos que entrañaba la sustancia (decisión POPRC-10/2).

12. En el presente documento se utiliza la abreviatura c-decaBDE para designar los productos de decaBDE de calidad técnica o comercial. El éter de decabromodifenilo (BDE-209) se refiere al único éter de difenilo polibromado (PBDE) totalmente bromado, que a veces se identifica como decaBDE.

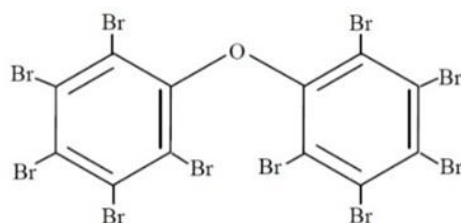
1.1 Identidad química de la sustancia propuesta

13. La evaluación de la gestión de los riesgos versa sobre el decaBDE de calidad comercial y su componente principal, el BDE-209. El decaBDE de calidad comercial es una formulación de PBDE muy usada como aditivo piroretardante en textiles y plásticos, que también se utiliza en adhesivos y en revestimientos y tintas (ECHA, 2013b). El c-decaBDE consiste principalmente en el congénere

BDE-209 ($\geq 97\%$), con bajos niveles de otros congéneres de PBDE, como el éter de nonabromodifenilo (0,3% a 3%) y el éter de octabromodifenilo (0% a 0,04%). Según Chen *et al.* (2007), el contenido de octaBDE y nonaBDE de dos productos a base de c-decaBDE procedentes de China era del orden de entre 8,2% y 10,4%, lo que indica que algunas mezclas comerciales pueden presentar un mayor grado de impurezas. Históricamente, se ha informado de un contenido de entre 77,4% y 98% de BDE-209 y de cantidades más pequeñas de los congéneres de nonaBDE (0,3% a 21, 8%) y octaBDE (0% a 0, 85%) (ECHA, 2012a; U.S. EPA, 2008; RPA, 2014). Es habitual que los tri, tetra, penta, hexa y heptaBDE estén presentes en concentraciones inferiores al 0,0039% por peso (ECB, 2002; ECHA, 2012a). Trazas de otros compuestos, que se consideran compuestos de difenilo hidroxibromado pueden estar presentes también como impurezas. Además, en algunos productos que contienen c-decaBDE se han encontrado impurezas como dibenzoparadióxinas polibromadas y dibenzofuranos polibromados (PBDD y PBDF) (Ren *et al.*, 2011).

14. En el gráfico 1 y los cuadros 1 y 2 que figuran a continuación se muestran los datos químicos del BDE-209, componente principal del c-decaBDE (ECHA, 2012a). Según la información disponible, el c-decaBDE puede adquirirse en todo el mundo gracias a varios productores y proveedores (Ren *et al.*, 2013, RPA, 2014) y se comercializa bajo distintos nombres (cuadro 1).

Figura 1. Fórmula estructural



Cuadro 1

Identidad química del c-decaBDE y su principal componente, el BDE-209

Número de CAS:	1163-19-5 ¹
Nombre CAS:	Benceno, 1,1'-oxibis[2,3,4,5,6-pentabromo-]
Nombre en la UIQPA:	2,3,4,5,6-Pentabromo-1-(2,3,4,5,6-pentabromofenoxi)benceno
Número EC:	214-604-9
Nombre EC:	Éter de bis(pentabromofenilo)
Fórmula molecular:	C ₁₂ Br ₁₀ O
Peso molecular:	959,2 g/mol
Sinónimos:	éter de decabromodifenilo, óxido de decabromodifenilo, óxido de bis(pentabromofenilo), óxido de decabromobifenilo, decabromo fenoxibenceno, benceno 1,1' oxibis, decabromo derivado, decaBDE, DBDPE ² , DBBE, DBBO, DBDPO
Nombres comerciales	DE-83R, DE-83, Bromkal 82-ODE, Bromkal 70-5, Saytex 102 E, FR1210, Flamecut 110R. El FR-300-BA, que se producía en la década de 1970, ya no se comercializa (ECA, 2010).

¹ Anteriormente se usaban también los números de CAS 109945-70-2, 145538-74-5 y 1201677-32-8, pero ya se han suprimido oficialmente, aunque es posible que todavía los empleen algunos proveedores y fabricantes.

² La abreviatura DBDPE se usa también para designar el decabromodifeniletano, núm. de CAS 84852-53-9.

Cuadro 2

Sinopsis de las propiedades fisicoquímicas pertinentes del c-decaBDE y su principal componente, el BDE-209

Propiedad	Valor	Referencia
Estado físico a 20°C y 101,3 kPa	Polvo cristalino fino de color blanco a blanquecino	ECB (2002)
Punto de fusión/congelación	300°C a 310°C	Dead Sea Bromine Group (1993), citado en ECB (2002)
Punto de ebullición	Se descompone a >320°C	Dead Sea Bromine Group (1993), citado en ECB (2002)
Presión de vapor	4,63×10 ⁻⁶ Pa a 21°C	Wildlife International Ltd (1997), citado en ECB (2002)
Solubilidad en el agua	<0,1 µg/l a 25°C (método de elución en columna)	Stenzel y Markley (1997), citado en ECB (2002)
Coefficiente de reparto n-octanol/agua, K _{ow} (valor de log)	6,27 (medido por el método de columna generadora) 9,97 (estimado usando el método de cromatografía líquida de alta eficacia)	MacGregor y Nixon (1997), Watanabe y Tatsukawa (1990) respectivamente, citado en ECB (2002)
Coefficiente de reparto octanol-aire K _{oa} (valor de log)	13,1	Kelly <i>et al.</i> (2007)

1.2 Conclusiones del Comité de Examen en relación con la información del anexo E

15. En su décima reunión, el Comité llegó a la conclusión de que “el c-decaBDE es una sustancia sintética que, hasta donde se conoce, no se da en la naturaleza y que se utiliza como pirorretardante en muchas aplicaciones en todo el mundo. En todas las regiones investigadas siguen produciéndose liberaciones de c-decaBDE al medio ambiente. El BDE-209 (o decaBDE), principal componente del c-decaBDE, es persistente en el medio ambiente y se bioacumula y biomagnifica en varias especies de peces, aves y mamíferos, así como en redes tróficas. Hay pruebas de sus efectos adversos en parámetros tan importantes como la reproducción, la supervivencia y los sistemas nervioso y endocrino. El c-decaBDE también se degrada a PBDE bromados en menor grado y se sabe que son persistentes, bioacumulativas y tóxicas, muy persistentes y muy bioacumulativas, y poseen las propiedades de los COP. Los congéneres bromados en menor grado contribuyen a la toxicidad del BDE-209. Debido a la desbromación y a las acumulaciones históricas de congéneres de penta y octaBDE de calidad comercial en el medio ambiente, los organismos se ven expuestos a una compleja mezcla de PBDE que, al combinarse, plantean un peligro mayor que el BDE-209 por sí solo. Los niveles de BDE-209 medidos en algunas especies de la biota, incluidos los niveles tróficos superiores, como aves y mamíferos, en la fuente y en regiones remotas, se aproximan a las concentraciones que producen los efectos mencionados y apuntan a que el BDE-209, junto con los demás PBDE, representa un importante motivo de preocupación en relación con la salud humana y el medio ambiente. Por tanto, es probable que el c-decaBDE y su principal componente, el BDE-209, como resultado de su transporte a larga distancia en el medio ambiente, tengan efectos adversos importantes para la salud humana y el medio ambiente que justifiquen la adopción de medidas a nivel mundial”.

16. El Comité decidió también establecer un grupo de trabajo especial encargado de preparar una evaluación de la gestión de los riesgos, en la que se analizaran las medidas de control que pudieran introducirse en relación con el decaBDE, de conformidad con el anexo F del Convenio de Estocolmo, y que el Comité examinaría en su siguiente reunión.

1.3 Fuentes de datos

17. La evaluación de la gestión de los riesgos se elaboró a partir de la información que figura en el perfil de riesgo (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2) y la información del anexo F presentada por las Partes y otros interesados, entre ellos las organizaciones no gubernamentales y la industria. Presentaron información ocho Partes y observadores, a saber, Australia, Canadá, China, Estados Unidos de América, Japón, Malí, Países Bajos y Serbia, y las siguientes organizaciones no gubernamentales, que tienen la condición de observadoras: Asociación Europea de Fabricantes de Automóviles (ACEA), Foro Científico y Ambiental del Bromo, ICL-Industrial Projects, Paxmyer AB y la Red Internacional de Eliminación de COP. Todas las comunicaciones presentadas en relación con el anexo F pueden consultarse en el sitio web del Convenio (www.pops.int).

18. Se incluyó bibliografía científica obtenida de bases de datos científicos, como la Web of Science del Instituto para la Información Científica y PubMed, y también de documentos que no son de dominio público, como informes gubernamentales, evaluaciones de los riesgos y el peligro, fichas descriptivas de la industria, etc.

1.4 Situación del producto químico en los convenios y foros internacionales

19. En 1992, en el plan de acción del Convenio para la Protección del Medio Marino del Atlántico Nordeste (OSPAR) se atribuyó prioridad a los piroretardantes bromados. En 1998, el c-decaBDE se incluyó, junto con los demás PBDE, en la lista de productos químicos que requieren medidas prioritarias y en el Programa Conjunto de Evaluación y Vigilancia del OSPAR. El OSPAR ha promovido la adopción de medidas en la UE sobre estrategias de reducción de los riesgos relacionados con el decaBDE de calidad comercial y la legislación relativa a los desechos electrónicos.

20. En 1995, los países miembros de la OCDE acordaron supervisar un compromiso voluntario de la industria contraído por algunos de los fabricantes mundiales de piroretardantes bromados, entre ellos el decaBDE de calidad comercial, de adoptar determinadas medidas de gestión de los riesgos. Ese compromiso voluntario de la industria se aplicó en los Estados Unidos, Europa y el Japón. Desde entonces, Europa dejó de producir c-decaBDE y en los Estados Unidos se está dejando de producir. Paralelamente a esta labor, la OCDE realizó una investigación de las prácticas de gestión de los desechos en sus países miembros respecto de los productos que contienen piroretardantes bromados. Los resultados de esa investigación se incluyen en el Informe sobre la Incineración de Productos que Contienen Piroretardantes Bromados (OCDE, 1998). En el marco del Programa de la OCDE sobre Medio Ambiente, Salud y Seguridad se preparó un Perfil de evaluación inicial de conjuntos de datos de detección sobre el BDE-209, que fue aprobado en la SIAM 16, y más tarde hizo suyo la Reunión Conjunta de la OCDE en 2003. Las notas informativas sobre peligros y riesgos del decaBDE de calidad comercial y otros cuatro piroretardantes bromados se actualizaron en 2005, 2008 y 2009 (OCDE, 2014). Los PBDE, en particular el BDE-209, se consideran productos químicos que son motivo de preocupación en el “State of the science of endocrine disrupting chemicals” (“Estado del conocimiento científico sobre los productos químicos que alteran el sistema endocrino”) elaborado por la OMS y el PNUMA (OMS/PNUMA, 2013), debido a que pueden alterar el sistema endocrino.

1.5 Medidas de control adoptadas a nivel nacional o regional

21. Hace más de diez años que el c-decaBDE es objeto de examen por sus posibles efectos en la salud y el medio ambiente. En algunos países y regiones, así como en algunas de las principales empresas electrónicas, se han adoptado medidas para restringir el uso del c-decaBDE (para una sinopsis, véanse UNEP/POPS/POPRC.9/2 y Ren *et al.*, 2011).

22. En Europa hay reglamentos en vigor sobre el decaBDE de calidad comercial en la Unión Europea y Noruega. En virtud de la Directiva Europea sobre Restricciones a la Utilización de Determinadas Sustancias Peligrosas en Aparatos Eléctricos y Electrónicos (RUSP), la Unión Europea prohibió el uso de PBDE, incluido el c-decaBDE, en esos aparatos en concentraciones superiores al 0,1% por peso en materiales homogéneos. Pese a que esta legislación entró en vigor en febrero de 2008, al principio el equipo médico quedó exento. Sin embargo, en junio de 2011, se eliminó esa exención y los dispositivos médicos quedaron incluidos en el ámbito de aplicación de la RUSP con efecto a partir del 22 de julio de 2014. En 2012, la Unión Europea determinó que el c-decaBDE era una sustancia persistente, bioacumulativa y tóxica, muy persistente y muy bioacumulativa y la incluyó en la Lista de sustancias propuestas que son motivo de gran preocupación en el Reglamento relativo al registro, la evaluación, la autorización y la restricción de las sustancias y mezclas químicas (REACH). La Unión Europea está sopesando una propuesta para restringir la fabricación, los usos y la comercialización del c-decaBDE como sustancia y como componente de otras sustancias o mezclas, en concentraciones iguales o superiores al 0,1% por peso. También se ha propuesto la restricción de artículos que contienen c-decaBDE en concentraciones superiores al 0,1% por peso. Sin embargo, se propone n derogaciones en el caso de artículos del mercado de segunda mano, los aparatos eléctricos y electrónicos sujetos a la prohibición existente para esos productos, artículos usados en los sectores automotriz y aeronáutica, por ejemplo, en la producción, el mantenimiento, la reparación o la modificación de toda aeronave o componente que pueda instalarse y haya sido producido de conformidad con un certificado de tipo o un certificado de tipo restringido (ECHA, 2014a) y en el caso de piezas de repuesto difíciles de sustituir usadas para la reparación y el mantenimiento de vehículos que ya no se fabrican. Además, según pruebas de que se dispone, todo parece indicar que las restricciones propuestas no surtirán efectos negativos adicionales en los materiales reciclados. Habrá que reunir más información para confirmar que efectivamente el reciclado no se verá afectado. En Noruega están prohibidas la producción, importación, exportación, comercialización y utilización de c-decaBDE en concentraciones del 0,1% o más como sustancia y como componente de preparados y

artículos. Esta prohibición, que entró en vigor en 2008, abarca todos los usos del c-decaBDE excepto en medios de transporte. Además, el c-decaBDE está incluido en el Reglamento sobre los Desechos, en virtud del cual los desechos que contengan c-decaBDE en una concentración igual o superior al 0,25% deben manipularse como desechos peligrosos.

23. En América del Norte, el primer país en adoptar una restricción fue el Canadá, que en 2008 prohibió la fabricación de los PBDE, entre ellos, el decaBDE de calidad comercial, en el Reglamento de los PBDE (Environment Canada, 2008). En agosto de 2010, los ministerios del Medio Ambiente y Sanidad del Canadá publicaron una estrategia definitiva revisada de gestión de los riesgos de los PBDE, en la que se reiteraba el objetivo de reducir al mínimo posible la concentración de PBDE en el medio ambiente del Canadá. Esto dio lugar a un acuerdo por el cual tres grandes productores mundiales de c-decaBDE aceptaron voluntariamente dejar de importar la sustancia a ese país. El acuerdo voluntario estipulaba el cese de la exportación y venta de c-decaBDE para aparatos eléctricos y electrónicos antes de fines de 2010, para el transporte y los usos militares antes de fines de 2013 y para todos los demás usos antes de fines de 2012 (Environment Canada, 2010). El 4 de abril de 2015, el Canadá publicó un proyecto de reglamento por el que se prohibía el uso, la venta, la oferta de venta y la importación de tetraBDE, pentaBDE, hexaBDE, heptaBDE, octaBDE, nonaBDE y decaBDE y productos que los contuvieran (por ejemplo, resinas, mezclas y polímeros). El reglamento propuesto excluye los artículos manufacturados. El Canadá ha celebrado consultas sobre su plan de regulación de los PBDE en productos que no sean mezclas, polímeros y resinas:

<http://www.chemicalsubstanceschimiques.gc.ca/fact-fait/glance-bref/pbde-eng.php>. En los Estados Unidos también está en marcha una eliminación voluntaria. El 17 de diciembre de 2009, como resultado de las negociaciones celebradas con la Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos (U.S. EPA), los dos productores estadounidenses de c-decaBDE y el mayor importador de ese país anunciaron sus compromisos con la eliminación voluntaria de la sustancia en el país (anexo F, Estados Unidos de América). El compromiso consistía en reducir la fabricación nacional, la importación y la venta de c-decaBDE a partir de 2010. Posteriormente, la EPA alentó a otros importadores de c-decaBDE a sumarse a esta iniciativa. Además, la U.S. EPA propuso una actualización de la Norma sobre Nuevos Usos Importantes de los PBDE y, al mismo tiempo, una norma de prueba para el pentaBDE, el octaBDE y el decaBDE de calidad comercial conforme a la sección 4 de la Ley de Control de Sustancias Tóxicas. Según la propuesta, en la norma de prueba se exigiría la reunión de información necesaria para determinar los efectos en la salud humana o el medio ambiente de la fabricación y el procesamiento de esos PBDE de calidad comercial u otras actividades en que estén presentes. En la propuesta, la U.S. EPA declaró su intención de promulgar la Norma sobre Nuevos Usos Importantes para todo el que tuviera intención de fabricar (e importar) o procesar cualquiera de esos productos químicos para una actividad catalogada como nuevo uso importante, y una norma de prueba con arreglo a la sección 4 de la Ley de Control de Sustancias Tóxicas, si se determinaba que la fabricación (incluida la importación) o el procesamiento de PBDE de calidad comercial, inclusión hecha de los destinados a artículos, no hubiese cesado antes del 31 de diciembre de 2013. Además, la U.S. EPA, como parte de su Programa Diseño para el Ambiente, ayudó a establecer la Asociación sobre Piroretardantes para Muebles, iniciativa conjunta de la industria del mueble, los fabricantes de productos químicos, los grupos defensores del medio ambiente y la U.S. EPA, con el objeto de conocer mejor las opciones de seguridad contra incendios de que disponía la industria del mueble. Las asociaciones de este tipo han ayudado a las industrias textil y de las espumas a abandonar rápidamente el uso de los piroretardantes bromados (U.S. EPA, 2014b). Por otra parte, en los Estados Unidos, varios Estados también han impuesto restricciones a la fabricación o el uso del c-decaBDE en determinadas aplicaciones, en particular, colchones, cubrecolchones acolchados y otros enseres de cama, sillones y sofás, muebles y otros productos electrónicos (U.S. EPA, 2014a). En la base de datos estatal de la normativa sobre productos químicos de los Estados Unidos se ofrece información actualizada acerca de los reglamentos estatales (véase <http://www.chemicalspolicy.org/chemicalspolicy.us.state.database.php> (LSCP, 2015)).

24. En Asia, se han adoptado restricciones en China, la India y Corea. En la revisión de la ley RUSP de China (Medida Administrativa sobre el Control de la Contaminación Causada por Productos Informáticos Electrónicos) se impuso una restricción al uso del c-decaBDE en los aparatos eléctricos y electrónicos (BSEF, 2012). Según la información presentada por China en relación con el anexo F, está prohibido el uso de PBDE en los aparatos eléctricos y electrónicos en concentraciones superiores al 0,1% por peso y se exige etiquetado ambiental de los productos. Los desechos eléctricos y electrónicos se deben manipular de conformidad con la legislación sobre los desechos de aparatos eléctricos y electrónicos (Jinhui *et al.*, 2015; BSEF, 2015a). Además, se ha informado de que en China los desechos electrónicos que contengan piroretardantes a base de PBDE deben separarse y eliminarse como desechos peligrosos (Jinhui *et al.*, 2015). Recientemente, China anunció también que prohibiría el uso de PBDE en los automóviles con un límite de concentración de 0,1% a partir del 1 de enero de 2016. La restricción se aplicará a partes de los vehículos de pasajeros con menos de nueve

plazas (vehículos de la categoría 1M). La norma se aplica solamente a los fabricantes chinos y a las empresas internacionales que participan en empresas mixtas con fabricantes chinos. En el caso de modelos existentes que ya estén rodando o en producción, la norma se irá introduciendo gradualmente y se aplicará a partir del 1 de enero de 2018 (Chemical Watch 2015). En 2008, Corea promulgó una ley que incluye restricciones a los productos electrónicos y los vehículos que han llegado al final de su vida útil. Las exenciones, los valores límite y las sustancias restringidas son los mismos que los contemplados en la Directiva RUSP de la Unión Europea. El c-decaBDE está exento de la lista de sustancias peligrosas usadas en aplicaciones poliméricas en virtud del Reglamento sobre el Reciclado de Recursos en Automóviles y Aparatos Electrónicos (BSEF, 2012). En mayo de 2012 entró en vigor en la India un reglamento sobre gestión y manipulación de los desechos eléctricos y electrónicos. En el capítulo correspondiente a la restricción del uso de determinadas sustancias peligrosas del reglamento se restringe el uso de los PBDE en aparatos eléctricos y electrónicos a un límite máximo del 0,1% (BSEF, 2012, 2015b). En el Japón, en virtud de la Ley de Control de Sustancias Químicas, los volúmenes de producción o importación anuales de BDE-209 deben notificarse junto con los volúmenes de transporte (anexo F, Japón).

25. Además de todas esas medidas adoptadas por los países, la industria ha emprendido iniciativas voluntarias para la eliminación del c-decaBDE. Además, las empresas que participan en el Foro Científico y Ambiental del Bromo (BSEF) suscribieron un acuerdo con la U.S. EPA y las autoridades canadienses para eliminar voluntariamente la producción, importación y venta de c-decaBDE en el Canadá y los Estados Unidos a finales de 2013. Asimismo, la industria automotriz, representada por la ACEA, se ha comprometido como última aportación a la consulta pública del Comité sobre Análisis Socioeconómico (SEAC) a propósito de la restricción prevista en el Reglamento relativo al registro, la evaluación, la autorización y la restricción de las sustancias y preparados químicos, de la Unión Europea, a eliminar totalmente el c-decaBDE a nivel mundial, a más tardar a mediados de 2018 en la producción mundial y los nuevos adelantos. En América del Norte y China también se encuentra en marcha la eliminación. Muchas empresas de productos electrónicos ya han eliminado el uso de c-decaBDE, o se han comprometido a hacerlo, en cumplimiento de la Directiva RUSP de la UE, entre ellas Philips, Electrolux, Sony, Dell, Intel, Sharp, Apple y Hewlett Packard (Ren *et al.*, 2011). Otros interesados del sector industrial también han emprendido iniciativas voluntarias o se han sumado a ellas. Desde 1986, en Alemania se encuentra vigente un acuerdo voluntario relativo al uso y la producción de todos los PBDE en la industria alemana debido a la posible presencia de dioxinas y furanos bromados en los productos (Leisewitz & Schwarz, 2001). Ese compromiso solo tuvo un efecto limitado (Leisewitz & Schwarz, 2001). Por otra parte, algunos grandes fabricantes de muebles a nivel mundial han eliminado el uso de los PBDE, en particular el c-decaBDE, y varios fabricantes de colchones promueven la venta de colchones sin PBDE (véase, por ejemplo, <http://mattresszine.com/mattress-news/pbde-free-manufacturer-product-list/>). IKEA, junto con muchas otras empresas, está promoviendo activamente el mobiliario sin PBDE. Además, se han emprendido iniciativas voluntarias para controlar y reducir las emisiones al medio ambiente de decaBDE de calidad comercial. Es más, la Asociación Europea sobre Piroretardantes (EFRA) y la organización mundial del sector, el Foro Científico y Ambiental del Bromo (BSEF), han puesto en marcha una iniciativa voluntaria en virtud de la cual las empresas participantes se proponen gestionar, monitorizar y reducir al mínimo las emisiones industriales de piroretardantes bromados de alto volumen de producción, entre ellos el decaBDE, mediante la asociación con la cadena de suministro (VECAP, 2012). Esta iniciativa, denominada Programa de Acción para el Control Voluntario de las Emisiones (VECAP), comenzó en Europa en 2004, pero posteriormente se ha introducido también en América del Norte y el Japón.

2. Información resumida sobre la evaluación de la gestión de los riesgos

26. Como se señala en el perfil de riesgo, el c-decaBDE se produce en grandes cantidades en todo el mundo (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2, UNEP/POPS/POPRC.10/INF/5). En el pasado, el c-decaBDE representaba entre el 75% y el 80% de la producción total mundial de PBDE (KemI, 2005; RPA, 2014). Además, la producción mundial de decaBDE de calidad comercial en el período 1970-2005 fluctuó entre 1,1 y 1,25 millones de toneladas, prácticamente la misma cantidad que la de PCB (Breivik, 2002).

27. Los múltiples usos y aplicaciones del c-decaBDE se examinan en el perfil de riesgo (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2, véase también el cuadro 1, UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6), pero pueden dividirse en dos categorías principales, a saber, plásticos y polímeros, y textiles. Como se explica en detalle en el perfil de riesgo, el uso de c-decaBDE en estas aplicaciones varía entre los distintos países y regiones. Además, como se explica en el perfil de riesgo, las emisiones de

c-decaBDE al medio ambiente se producen en todas las etapas de su ciclo de vida, es decir, durante la producción, formulación y otros usos de primer y segundo orden en aplicaciones industriales y profesionales, así como durante la vida útil de los artículos, su eliminación como desechos y las operaciones de reciclado (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2 y las referencias incluidas). Los datos de la monitorización confirman que el c-decaBDE se libera y distribuye en el medio ambiente por esas rutas (UNEP/POPS/POPRC.10/INF/5) y probablemente seguirá haciéndolo durante un período prolongado.

28. Se han realizado varias evaluaciones de las emisiones basadas en modelos (UK EA, 2009; RPA, 2014; ECHA, 2014a; Earnshaw *et al.*, 2013). En conjunto, estas evaluaciones indican que las emisiones de c-decaBDE durante la vida útil y durante la eliminación de productos (como desechos) son las fuentes más importantes de liberaciones, y concuerdan con los datos de monitorización del medio ambiente notificados (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2). El decaBDE de calidad comercial contribuye también a las emisiones de PBDE menos bromados así como de dioxinas y furanos bromados (PBDD/F), que durante todo el ciclo de vida útil de los PBDE y del c-decaBDE se forman de manera no intencional (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2).

29. Es necesario considerar la posibilidad de aplicar medidas de control a todas las fuentes de exposición y liberaciones citadas, en particular, la producción y el uso, y en la etapa de gestión de los desechos.

2.1 Definición de las medidas de control que pueden adoptarse

30. El objetivo del Convenio de Estocolmo (artículo 1) es proteger la salud humana y el medio ambiente frente a los COP. Ese objetivo puede lograrse con la inclusión del c-decaBDE en los anexos A, B o C del Convenio, posiblemente acompañada de exenciones para ciertos usos o finalidades aceptables. Teniendo en cuenta la probabilidad de que el BDE-209, componente principal del c-decaBDE, como resultado de su transporte a gran distancia en el medio ambiente, tenga unos efectos adversos para el medio ambiente y para la salud humana que justifiquen la adopción de medidas a nivel mundial (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2, UNEP/POPS/POPRC.10/10) y teniendo presente el principio de precaución establecido en el artículo 1 del Convenio, toda estrategia de reducción de los riesgos asociados al c-decaBDE debería encaminarse a la reducción y eliminación de las emisiones y liberaciones de c-decaBDE en la mayor medida posible. La medida de control más eficaz sería incluir el c-decaBDE en el anexo A del Convenio sin ninguna exención para su producción ni para su uso.

31. De incluirse el c-decaBDE en el Convenio, habrá que cumplir lo dispuesto en el artículo 6 1) d) ii), esto es, que los desechos se eliminen de un modo tal que el contenido del contaminante orgánico persistente se destruya o se transforme irreversiblemente de manera que no presente las características de COP, de lo contrario, que sea eliminado en forma ambientalmente racional cuando la destrucción o la transformación irreversible no representen la opción preferible desde el punto de vista del medio ambiente, o su contenido de contaminante orgánico persistente sea bajo. Las Partes deberán también considerar la posibilidad de aplicar medidas de reducción de las emisiones y usar las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales en la etapa de gestión de los desechos. Además, las Partes pondrán empeño en elaborar estrategias apropiadas para detectar los sitios contaminados con c-decaBDE. Si se detectan sitios contaminados y se emprende su saneamiento, este deberá llevarse a cabo de forma ambientalmente racional.

32. En caso de que la Conferencia de las Partes convenga en estipular exenciones específicas o finalidades aceptables, también deberá considerarse la posibilidad de adoptar medidas de reducción de emisiones y el uso de las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales durante la producción y fabricación. Otras medidas vinculadas a posibles exenciones o finalidades aceptables podrían ser la obligación de identificar todo producto que contenga c-decaBDE con una etiqueta adecuada e informativa u otro medio, tal como se acordó al incluir el hexabromociclododecano (SC-6/13). Posiblemente el etiquetado de productos que contienen COP sea una medida necesaria para la gestión eficaz de los productos cuando se conviertan en desechos. Además, el etiquetado de los contenedores de desechos con COP es una medida de seguridad básica e importante para el éxito de cualquier sistema de gestión de los desechos. Cada contenedor de desechos debería llevar una etiqueta que indicara cuál es (p. ej., un número de identificación), el COP que contiene y el nivel de riesgo (Convenio de Basilea, 2015b).

33. Algunas Partes han señalado la necesidad de una posible exención al reciclado acorde con los BDE incluidos en la lista. Observando que hay motivo de preocupación respecto de algunos artículos, productos en uso y productos reciclados que contienen decaBDE, que se exportan sobre todo a países en desarrollo y países con economías en transición, los expertos africanos se opusieron a que se eximiera el reciclado debido a la falta de capacidad para identificar y analizar productos que contienen

decaBDE. Por otra parte, algunas asociaciones de la industria del transporte han señalado la necesidad de exenciones para el uso del decaBDE de calidad comercial en la reparación y modificación de aeronaves con arreglo a los certificados de tipo vigentes y para piezas de repuesto funcionales antiguas que se usan en la reparación y el mantenimiento de vehículos que ya no se fabrican. La necesidad de esas exenciones también se ha propuesto en el marco del proceso en marcha relativo a las restricciones, en el que la SEAC apoya una exención para la industria automotriz. La Asociación de Fabricantes de Vehículos del Canadá ha planteado que si se prohíbe la producción y el uso del decaBDE de calidad comercial, no se podrá prestar servicios ni proveer de piezas de repuesto a vehículos que ya están en el mercado. Por otra parte, según la empresa Boeing y las asociaciones de las industrias aeroespacial y de defensa de Europa, el c-decaBDE está siendo sustituido en gran medida en los productos nuevos, pero no para todos los usos. Además, la industria de la aviación y la industria aeroespacial señalaron la necesidad de usar c-decaBDE como pirorretardante en componentes y piezas de repuesto de aviones, en concreto en toda una gama de artículos poliméricos, textiles y eléctricos. La industria automotriz, representada por la ACEA, ha presentado una solicitud de exención para las piezas de repuesto que tienen propiedades funcionales y que ya no se fabrican. Las piezas que solo se usan con fines decorativos no se pueden considerar parte de la exención. Esta solicitud guarda relación con los requisitos de someter a ensayos a los vehículos originales que ya no se producen en masa y con frecuencia no lo han sido por algún tiempo, la posibilidad de realizar prueba no existe en el caso concreto de componentes funcionales. Por otra parte, es probable que los fabricantes de piezas de repuesto de esos componentes funcionales dejen de fabricarlos, lo que, a la larga, dará por resultado que esas piezas de repuesto no se puedan conseguir ni someter a ensayo y, por ende, serán peligrosas e incumplirán las obligaciones nacionales de suministrarlas durante al menos 10 años después del cese de su producción masiva. En el peor de los casos, no se podrán reparar los vehículos, de manera que se convertirán en desechos.

34. La eliminación del c-decaBDE podría incluir la sustitución de pirorretardantes, resinas y materiales y la modificación del diseño de los productos, y también una reconsideración de los requisitos de seguridad contra incendios. Como se explica más adelante en el capítulo 2.3 del presente documento, existen alternativas accesibles para todos los usos del c-decaBDE, aunque el perfil de riesgo de todas ellas es diferente (ECHA, 2014a; U.S. EPA, 2014a). Es más, el c-decaBDE ya ha sido sustituido por otros pirorretardantes en una amplia gama de aplicaciones (KemI, 2005).

2.2 Eficacia y eficiencia de las medidas de control que pueden adoptarse para lograr la reducción de los riesgos

35. Para reducir las emisiones de c-decaBDE será preciso imponer medidas de control en todas las etapas del ciclo de vida.

36. Si bien es sabido que los desechos son una fuente importante de emisiones de c-decaBDE, recientemente se dio a conocer que la fuente principal son los artículos en uso (RPA, 2014; ECHA, 2014a). Son varias las opciones que podrían contemplarse para la gestión de los posibles riesgos que traen consigo esos artículos, pero la medida de control más eficaz para poner coto a las emisiones mundiales es prohibir la producción y el uso del c-decaBDE en los artículos y evitar el reciclado de productos que contengan c-decaBDE en todo el mundo. Según la información presentada en la sección 2.3, la eliminación del c-decaBDE en los productos nuevos es técnicamente viable y se puede lograr en poco tiempo, puesto que ya se dispone de alternativas accesibles para todos los usos conocidos. Ahora bien, durante un tiempo después de la entrada en vigor en todo el mundo de una prohibición o restricción al uso de la sustancia, los artículos en uso seguirían contribuyendo a las emisiones ambientales. Es difícil calcular con exactitud el tiempo que esos productos seguirán siendo una fuente de emisiones de c-decaBDE. Las estimaciones de la vida útil de los productos que contienen c-decaBDE varían según el producto (por ejemplo, aparatos eléctricos y electrónicos o muebles tapizados) y según la región. Además, el c-decaBDE se usa en una gama de productos tan amplia que resulta difícil estimar la vida útil de cada tipo de producto. En las estimaciones de las emisiones europeas se empleó un promedio de vida útil de diez años (Earnshaw *et al.*, 2013). Según Buekens y Yang (2014), los aparatos eléctricos y electrónicos tienen una vida útil de entre tres y 12 años en todo el mundo; los de más tamaño tienen una vida útil más prolongada. En China se estima entre diez y 16 años la vida útil de la mayoría de los productos eléctricos y electrónicos, excepto en el caso de las computadoras, cuya vida útil, según datos, fluctúa entre cuatro y seis años (Yuan, 2015). En algunos países en desarrollo, posiblemente la vida útil de algunos productos que contienen c-decaBDE se prolongue un poco más.

37. Además de las liberaciones que se producen durante la vida útil de los artículos, también son motivo de gran preocupación las que tienen lugar cuando los productos y artículos se convierten en desechos (UK EA, 2009; ECA 2014 a,b). Tras la inclusión del c-decaBDE en el Convenio de Estocolmo se establecería, como de costumbre, un nivel de concentración para un bajo contenido

de COP en cooperación con el Convenio de Basilea, que a su vez, también según costumbre, se encargaría de determinar los métodos que constituyen una eliminación ambientalmente racional. La introducción de medidas de gestión de los desechos, en particular en relación con los productos y artículos cuando se convierten en desechos, de conformidad con el artículo 6 del Convenio, se lograría la eliminación eficaz y eficiente de desechos que contengan c-decaBDE en concentraciones superiores a un bajo contenido de COP, para que ese contenido sea destruido o eliminado de manera ambientalmente racional. En esas medidas se determinaría también la adecuada manipulación, recogida, transporte y almacenamiento de los desechos y se garantizaría que las emisiones y correspondientes exposiciones al c-decaBDE se reduzcan al mínimo. El establecimiento de un bajo valor de COP y las directrices elaboradas por el Convenio de Basilea contribuirán a que las Partes eliminen los desechos que contienen c-decaBDE de manera ambientalmente racional (UNEP/CHW.12/INF/9).

38. Cabe prever que el c-decaBDE esté presente en plásticos y textiles en varias corrientes de desechos tales como vehículos al final de su vida útil, desechos eléctricos y electrónicos, y desechos textiles y mezclados. No hay mucha información sobre los niveles de c-decaBDE en esas corrientes de desechos. Para que las medidas de carácter mundial sean eficaces, la manipulación adecuada de los desechos podría incluir la determinación de los materiales que contienen BDE-209 a fin de facilitar la destrucción del contenido de COP de los desechos (UNEP/CHW.12/INF/9). En las corrientes de desechos podrían clasificarse los materiales que contienen c-decaBDE, ya sea manualmente o mediante el uso de sistemas automatizados de selección y separación. La clasificación automatizada no siempre será viable porque los materiales que contienen c-decaBDE no siempre son fáciles de detectar si no se cuenta con equipos técnicos modernos o porque los desechos que contienen la sustancia están mezclados con otros materiales, lo cual, técnicamente, dificulta mucho más la clasificación. No obstante, la elaboración de un inventario de los desechos que contienen c-decaBDE podrá ayudar a las Partes, y también a la industria, a detectar fracciones de desechos que puedan contener la sustancia y facilitar su clasificación adecuada, aunque más rudimentaria, también por métodos manuales. Según estudios publicados recientemente por el Consejo Nórdico de Ministros, actualmente se puede lograr obtener un reciclado de plásticos mucho mejor con procesos de tratamiento de desechos eléctricos y electrónicos basados en métodos elementales, como el desmontaje y la separación manual de los desechos, que con otros procedimientos sumamente mecanizados y automatizados. Los métodos basados en tecnologías menos complejas entrañan costos relativamente más altos y pueden parecer poco atractivos en un sector, en el que los adelantos tecnológicos parecen vitales.

39. En dos documentos de orientación, elaborados en el marco del Convenio de Estocolmo¹, se señalan las tecnologías y los métodos comunes para la identificación y clasificación de los desechos que contienen éteres de difenilo polibromado (PBDE) incluidos en el Convenio, así como para su reciclado. Estos métodos son compatibles con la clasificación tanto manual como automatizada de los desechos. Sin embargo, la industria de reciclado en la práctica separa los plásticos según el contenido total de bromo y no por el tipo de pirorretardante bromado que sean (UNEP/POPS/POPRC.6/2/Rev.1).

40. En un estudio reciente de los Países Bajos se informaba del destino final de los BDE que son COP (incluido el BDE-209) en las corrientes de desechos plásticos. En general los BDE que son COP se encontraron en muy pocos automóviles o desechos electrónicos. En cambio, la presencia de BDE-209 era muy frecuente en el material triturado procedente de desechos eléctricos y electrónicos o automóviles (entre 92% y 100%) y en los gránulos de plástico reciclado (100%) en concentraciones superiores a las de otros BDE que son COP (IVM/IVAM, 2013). En Europa se ha formulado un plan de responsabilidad ampliada del productor en la directiva sobre vehículos al final de su vida útil (2000/53/EC), en la que se establece que los materiales procedentes de esos vehículos tienen que ser reciclados para cumplir el estricto cupo de reciclado del 85%. En otros países también están imponiéndose obligaciones legales de reciclar (p. ej. ya existen en Corea y se están implantando en la India). El porcentaje general de reciclado de vehículos al final de su vida útil se aproxima al 85% (EUROSTAT/2015). Suecia ha informado de que los plásticos procedentes de estos vehículos suelen terminar en la fracción ligera de la trituración, que suele incinerarse y, en algunos casos, fracciones específicas van a parar a vertederos. En Noruega se encontró BDE-209 en el tapizado de los automóviles procedentes de Asia, en niveles de entre 1,5% y 2,5% p/p. En este país los componentes de desechos se consideran peligrosos si contienen más de un 0,25% de c-decaBDE y una vez triturados se incineran. En Alemania, las piezas de plástico de gran tamaño procedentes de vehículos al final de su vida útil por lo general se reciclan, aunque cerca de un 10% se vuelve a utilizar. La fracción ligera

¹ Orientaciones para el inventario de éteres de bifenilos polibromados (PBDE) enunciados en el Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes.

de la trituración de alto valor calorífico se incinera o se usa para la recuperación de energía; la de bajo poder calorífico, cuyo contenido en minerales es superior, puede usarse en la construcción de vertederos o para el relleno de minas (RPA, 2014). En el citado estudio de los Países Bajos no se encontró BDE-209 en las piezas de automóviles europeos al final de su vida útil, pero sí en el 59% de las piezas de automóviles estadounidenses y asiáticos ensamblados antes de 2001. Una vez analizadas, se registraron concentraciones de entre <2 y 23.000 µg/g (IVM/IVAM, 2013 y cuadros 2 y 3, respectivamente, de UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6). En conjunto, estos estudios demuestran la necesidad de clasificar y eliminar partes que contengan c-decaBDE antes de las operaciones de destrucción (es decir, trituración) y reciclado, lo cual sería una medida importante y eficaz para evitar que prosiga la distribución del c-decaBDE presente en los desechos. Cabe señalar, no obstante, que posiblemente no se puedan separar las partes que contienen c-decaBDE debido a la diversidad de ellas en los vehículos al final de su vida útil. No se dispone de tecnologías de clasificación después de la trituración capaces de separar fracciones que contengan c-decaBDE a escala industrial, sobre todo en los países en desarrollo. Las políticas de responsabilidad ampliada del productor, que abarcan hasta la etapa de la vida de un producto en que se convierte en desecho inclusive, podrían desempeñar un papel fundamental en la aplicación de esas prácticas. La industria automotriz ha dejado en claro que los cupos de reciclado existentes y los recién aprobados no se podrán cumplir si no se deroga el reciclado de vehículos al final de su vida útil.

41. La destrucción de los desechos que contienen c-decaBDE de conformidad con los artículos 6.1 d) ii) y 6.2 del Convenio contribuiría a eliminar las emisiones procedentes de los desechos y la exposición a estos. Hay distintas técnicas disponibles para la manipulación de los desechos que contienen COP de manera ambientalmente racional (Convenio de Basilea, 2015a, b; Convenio de Estocolmo, 2012a). La incineración controlada, durante la cual el pirorretardante se descompone, es una manera de eliminar los desechos que contienen c-decaBDE (ECHA, 2014). En general se considera que la manera más eficaz de destruir COP tales como el c-decaBDE y los PBDE, o los productos que contengan estas sustancias, es la incineración a altas temperaturas, como la que se lleva a cabo en los incineradores de desechos peligrosos y mediante la co-incineración en hornos de cemento (Convenio de Basilea, 2015a). Los pruebas realizadas demuestran que, en determinadas condiciones, en particular en las instalaciones de incineración de desechos sólidos municipales con tecnología de punta, la incineración de desechos que contienen COP puede dar origen a la formación de dibenzodioxinas polibromadas (PBDD), dibenzofuranos polibromados (PBDF), dibenzoparadiioxinas bromocloradas (PXDD) y dibenzofuranos bromoclorados (PXDF) (NCM, 2005; ECA, 2011; Convenio de Estocolmo, 2012a; Weber y Kuch, 2003). Esos productos de incineración, formados a partir de desechos que contienen c-decaBDE, pueden destruirse a temperaturas muy elevadas de funcionamiento continuo con emisiones al medio ambiente controladas hasta cierto punto mediante sistemas de tratamiento de los gases de combustión, aunque también se formarán cenizas volantes, que habrán de eliminarse en un vertedero de desechos peligrosos. La eficacia de la incineración y las condiciones de funcionamiento de los sistemas de tratamiento de los gases de combustión revisten gran importancia para las emisiones de dioxinas resultantes (NCM, 2005; EBFRI, 2005). Algunos países y regiones de todo el mundo cuentan con capacidad para incinerar COP, ya sea en incineradores de desechos peligrosos o mediante coprocesamiento en hornos de cemento. Sin embargo, no existen datos generales acerca de la capacidad mundial de incineración. Hay que considerar que no existe capacidad técnicamente suficiente para incinerar desechos peligrosos en el caso de los COP, ni siquiera en los países industrializados. De resultas de ello, en breve habrá que considerar la posibilidad de transporte y sus efectos en el medio ambiente. Otros países, como los Países Bajos, tienen exceso de capacidad.

42. Cuando la destrucción o la transformación irreversible no son la opción preferible desde el punto de vista ambiental para el tratamiento de desechos cuyo contenido de COP supera el nivel estipulado como bajo contenido, pueden usarse otras técnicas de eliminación ambientalmente racional. Una posibilidad son los vertederos especialmente diseñados, aunque no se conoce bien el destino a largo plazo del c-decaBDE en esos lugares y, además, se considera que estos son la principal fuente de emisiones de c-decaBDE procedente de los desechos (ECHA, 2014a). Gracias a la monitorización del lixiviado de los vertederos se ha detectado la presencia de BDE-209 (SFT, 2009; Chen *et al.*, 2013) y se ha constatado que el BDE-209 es el congénere de PBDE predominante en los sedimentos de los vertederos (SFT, 2009). Con todo, el vertido es la forma más habitual de eliminación de desechos en muchos países, lo que hace que se acumulen desechos que contienen c-decaBDE en los vertederos (U.S. EPA, 2007). Los desechos que contienen c-decaBDE por encima del nivel de bajo contenido de COP solo pueden eliminarse en los vertederos especialmente diseñados para evitar la lixiviación y el derrame de productos químicos peligrosos que se describen en las orientaciones del Convenio de Basilea (Convenio de Basilea, 1995, 2015a, b; Convenio de Estocolmo, 2012a). Los desechos que contienen menos c-decaBDE que el nivel de bajo contenido de COP se eliminarán de manera

ambientalmente racional, de conformidad con la legislación nacional y los reglamentos, normas y directrices internacionales que correspondan.

43. Otro motivo de preocupación son los fangos (biosólidos) resultantes del tratamiento de las aguas residuales. Se ha observado que estos fangos, que pueden usarse para fertilizar suelos agrícolas, contienen BDE-209 en muchos casos (de Wit *et al.*, 2005; NEA, 2012; NERI, 2003; Ricklund *et al.*, 2008a, b; Earnshaw *et al.*, 2013). En numerosos países, los fangos procedentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales se incineran o eliminan en vertederos, a causa de su alto contenido de contaminantes del medio ambiente. Si la concentración de decaBDE en los fangos que se consideran desechos excedieran los límites de bajo contenido de COP definidos en el artículo 6, párrafo 2 c) del Convenio, se deberán considerar desechos peligrosos. La prevención y la reducción al mínimo de los desechos que contienen COP son la primera etapa, y la de la gestión ambientalmente racional de esos desechos, en sentido general. En las Directrices del Convenio de Estocolmo sobre mejores técnicas disponibles y mejores prácticas ambientales se subraya la importancia de la reducción de las fuentes, en particular la reducción al mínimo de la cantidad de desechos, así como de la toxicidad y de otras características peligrosas (Convenio de Estocolmo, 2012a). En el párrafo 2 de su artículo 4, el Convenio de Basilea exhorta a las Partes a “reducir al mínimo la generación de desechos peligrosos y otros desechos”. La prevención debería ser la opción preferente en toda política de gestión de los desechos. De conformidad con el marco para la gestión ambientalmente racional de los desechos peligrosos y otros desechos, la necesidad de gestionar los desechos o los riesgos y costos asociados a esa gestión se reducen si no se generan desechos y se logra que los desechos generados sean menos peligrosos (PNUMA, 2013a).

44. Otra opción de gestión de los desechos es la recuperación de energía. Los desechos plásticos que contienen pirorretardantes pueden destruirse en los incineradores para recuperar energía. La incineración con recuperación de energía es un proceso mediante el cual la energía generada durante la combustión de los desechos plásticos se recupera y utiliza para generar calor o electricidad para uso doméstico o industrial. En la Unión Europea se ha informado de que una parte de las fracciones de desechos plásticos triturados procedentes de vehículos al final de su vida útil se incinera para la recuperación de energía (IVM/IVAM, 2013; RPA, 2014). En Alemania, en 2010, el 40% de la fracciones trituradas procedentes de vehículos al final de su vida útil se incineró para recuperar energía y las piezas de plástico de gran tamaño de esa misma procedencia se reciclaron en su mayor parte y se reutilizaron en un 10% (RPA, 2014).

45. La prohibición de reciclar materiales que contienen c-decaBDE contribuiría a la eliminación de los riesgos que entrañan ese proceso y la exposición continua a productos y desechos. Para reducir las emisiones de c-decaBDE será preciso adoptar medidas de gestión de desechos en consonancia con el artículo 6 d) del Convenio a fin de reducir o eliminar las liberaciones procedentes de existencias y desechos que contienen c-decaBDE en proporción superior al nivel de bajo contenido de COP, incluidos los productos y artículos cuando se convierten en desechos. En las recomendaciones del Comité de Examen de los COP sobre la eliminación de los PBDE de la corriente de desechos se señala que el objetivo es eliminar los PBDE de las corrientes de reciclado con la mayor rapidez posible. De lo contrario, será inevitable que aumenten la contaminación humana y ambiental y la dispersión de los PBDE en matrices de las que resulta imposible la recuperación desde el punto de vista técnico o económico, con la consiguiente pérdida de credibilidad del reciclado a largo plazo (decisión POPRC-6/2).

46. Aunque los materiales que contienen c-decaBDE pueden reciclarse varias veces sin que se pierda más que una pequeña cantidad de la sustancia (Hamm *et al.*, 2001, citado en Earnshaw *et al.*, 2013), esta práctica seguirá propagando el c-decaBDE en el medio ambiente y propiciando la exposición de los seres humanos. Se desconoce la fracción de los plásticos reciclados usados para producir nuevos artículos (ECHA 2014a). Sin embargo, mientras más productos reciclados con bajas concentraciones de BDE-209 haya en el mercado, más difícil será determinar los desechos que contienen c-decaBDE. Como parte de la mezcla de desechos plásticos que serán objeto de reciclado, los materiales plásticos que contienen c-decaBDE probablemente se incorporen a productos nuevos a los que será difícil dar seguimiento. Se ha encontrado BDE-209 en productos fabricados a partir de materiales plásticos reciclados, entre ellos artículos que están en contacto con los alimentos (Samsonek y Puype, 2013; Puype *et al.*, 2015). En 10 de 49 artículos se midió el BDE-209 en concentraciones que fluctuaron entre 10 y 1922 mg/kg (Samsonek y Puype, 2013). En un estudio reciente se encontró BDE-209 en artículos que están en contacto con alimentos, como las tapas de termos y un cortador de huevos fabricado con desechos eléctricos y electrónicos reciclados (Puype *et al.*, 2015). Esos estudios demuestran de manera fehaciente que los productos fabricados con material reciclado que contiene c-decaBDE regresan al mercado y que algunos de ellos, como los juguetes y los artículos que están en contacto con los alimentos, son productos que se usan de tal manera que pueden representar una amenaza para la salud humana.

47. Además, algunos desechos que contienen c-decaBDE terminan en países que no cuentan con la infraestructura ni la tecnología necesarias para eliminar desechos de manera ambientalmente racional. Los países en desarrollo, acuciados por dificultades económicas, carecen de la infraestructura necesaria para gestionar racionalmente los desechos peligrosos, lo cual les plantea problemas específicos (OIT, 2012). Dado que las opciones de gestión ambientalmente responsables de los desechos requieren tecnología avanzada y cuantiosas inversiones financieras, en la actualidad es muy frecuente el movimiento transfronterizo de desechos eléctricos y electrónicos, en muchos casos ilícito, hacia países en desarrollo, en los que el reciclado es más barato (SAICM/ICCM.2/INF/36). Las estimaciones que se han hecho de las exportaciones transfronterizas de esos desechos eléctricos y electrónicos varían muchísimo (examinadas por Breivik *et al.*, 2014). Es más, se ha informado de que del total de desechos eléctricos y electrónicos que se recogen en los países desarrollados con destino al reciclado, el 80% va a parar a países en desarrollo donde cientos de miles de trabajadores del sector no estructurado se ocupan de reciclarlo (OIT, 2012). Los procesos de reciclado no regulados pueden representar un riesgo para los trabajadores y la población en general que quedan expuestos a productos químicos tóxicos (U.S. EPA, 2014a; Bi *et al.*, 2007; Qu *et al.*, 2007; Tue *et al.*, 2010; Tsydenova y Bengtsson, 2011). Por ejemplo, los aparatos eléctricos y electrónicos que contienen c-decaBDE y otras sustancias tóxicas suelen reciclarse en condiciones que dan lugar a una liberación relativamente alta de BDE-209 al medio ambiente, además de provocar la contaminación de los lugares donde se manipulan (Zhang *et al.*, 2014) y a la exposición de niños (Xu *et al.*, 2014) y trabajadores (Tue *et al.*, 2010). Como se señaló en otros párrafos, los países en desarrollo carecen de la infraestructura necesaria para la gestión racional de los desechos peligrosos. En consecuencia, esta gestión suele realizarse en el sector no estructurado con técnicas rudimentarias, y lo más habitual es que los desechos eléctricos y electrónicos y los artículos que contienen c-decaBDE terminen quemándose al aire libre o vertiéndose en basureros (Li *et al.*, 2013; Gao *et al.*, 2011; OIT, 2012).

48. En los últimos años, la infraestructura para la recogida y el reciclado de equipo electrónico se ha ampliado considerablemente, sobre todo en Europa y en partes de Asia, gracias a técnicas automatizadas de recolección de metales y materiales plásticos procedentes de aparatos electrónicos. Entre el 25% y el 30% de los desechos eléctricos y electrónicos generados anualmente consiste en materiales plásticos, de los cuales se recicla menos del 10%. Según un análisis de caudal másico realizado en los Países Bajos, el 22% de los BDE que son COP presentes en desechos eléctricos y electrónicos termina en plásticos reciclados. El mismo estudio revela que en el sector automotriz el 14% de los BDE que son COP termina en materiales plásticos reciclados y el 19% en piezas de segunda mano (reutilizadas) (IVM, 2013). Además, se ha detectado BDE-209 en el 100% de los materiales aislantes y relleno de alfombras analizados y en el 25% de los juguetes de plástico; estos productos estaban hechos con plástico reciclado (IVM, 2013). En los Estados Unidos, entre el 15% y el 20% de los desechos equipos eléctricos y electrónicos era reciclado y entre el 80% y el 85% se incineraba o iba a parar a vertederos (U.S. EPA, 2007). No se conoce a ciencia cierta la situación de los desechos textiles en Europa y otras regiones. No obstante, según la Agencia Europea de Sustancias y Mezclas Químicas (ECHA), en la UE no se reciclan textiles que contengan c-decaBDE (ECHA, 2014a). Hay incertidumbre en cuanto al nivel de reciclado de textiles en las Partes y en lo referente al contenido de decaBDE. Por tal motivo, es difícil definir si una restricción al reciclado de textiles que contengan decaBDE tendría repercusiones económicas para la industria de reciclado de textiles.

49. En la actualidad, un promedio de cerca del 20% del total de desechos plásticos de la UE se recicla todos los años, de ese total solo una pequeña fracción son plásticos piroretardantes (RPA, 2014; ECHA, 2014a, EERA 2015). En la UE hoy día, 30% de los residuos de aparatos eléctricos y electrónicos contiene piroretardantes y solo un 5% de los plásticos que van a parar a plantas especializadas en reciclado de plásticos de los residuos de aparatos eléctricos y electrónicos, como promedio, consiste en plásticos con piroretardantes bromados (EERA 2015; ECHA, 2014a). En los Estados Unidos, se espera que el reciclado de equipos eléctricos y electrónicos aumente en el futuro debido a los requisitos que imponen las leyes estatales, pero en 2012 solo 9% del total de desechos plásticos generado se recuperó para el reciclado (U.S. EPA, 2014a,c). En cuanto a los textiles, ni la UE ni los Estados Unidos reciclan este material o en todo caso, en forma muy limitada (ECHA, 2014a; U.S. EPA, 2014a; RPA, 2014).

50. Las publicaciones existentes sobre los niveles de BDE-209 en las corrientes de desechos de Europa dan a entender que los niveles de BDE-209 son inferiores al límite de detección en los plásticos mezclados de aparatos electrodomésticos pequeños mezclados (C2), los aparatos electrodomésticos pequeños (P32) y televisores de pantalla plana mezclados (P42), mientras que los plásticos mezclados procedentes de monitores con tubos de rayos catódicos (P31) y televisores con tubos de rayos catódicos, p.ej. las computadoras y los televisores más viejos, pueden contener una media de 3200 y 4400 ppm de BDE-209 (Wager *et al.*, 2011). En un estudio de los desechos eléctricos y electrónicos realizado en Nigeria se informó de que se había detectado BDE-209 en el 15% (24

de 159) de los televisores que fueron objeto de las pruebas. La concentración fluctuaba entre 0,086% hasta un máximo de 23,7% para una media de 5,7%. Se detectó decaBDE de calidad comercial en 4,5% de los tubos de rayos catódicos de las computadoras sometidas a pruebas (10 de 224). En los monitores de las computadoras, las concentraciones fueron del orden de entre 0,26% a 5,4%, para una media de 1,28%.

51. En el anexo A del Convenio se han incluido mezclas de PBE de calidad comercial, a saber mezclas de c-pentaBDE (tetra y pentaBDE) y octaBDE (hexa y heptaBDE), así como exenciones específicas para el reciclado. Para ayudar a las Partes en la aplicación de estrategias para reducir el reciclado de materiales que contienen PBDE, el Comité de Examen de los COP (decisión POPRC-6/2, UNEP/POPS/POPRC.6/2/Rev.1) estableció un conjunto de recomendaciones que también son pertinentes para el c-decaBDE. En síntesis, el Comité recomendó eliminar los PBDE de las corrientes de reciclado tan pronto como sea posible. Para cumplir esta recomendación, los artículos que contengan PBDE deben separarse de la corriente de desechos antes del reciclado. De lo contrario, será inevitable que aumenten la contaminación humana y ambiental y la dispersión de los PBDE en matrices de las que resulta imposible la recuperación desde el punto de vista técnico o económico. Además, los PBDE no se deben diluir, porque esa no es la manera de reducir la cantidad total presente en el medio ambiente.

52. A los efectos de clasificar los desechos que contienen c-decaBDE para su gestión ambientalmente racional y evitar o reducir al mínimo el reciclado de artículos que lo contienen, es imprescindible aplicar técnicas eficaces de detección y separación de los materiales que contienen pirorretardantes. Cuando no se disponga de esas técnicas y se considere que las concentraciones superan el nivel de bajo contenido de COP, se debe ser precavido y evitar el reciclado. Además, los desechos que contengan c-decaBDE no se deben exportar a países en desarrollo porque, en general, carecen de la capacidad y tecnología suficientes para tratarlos de forma ambientalmente racional y la protección de los trabajadores es escasa o inexistente.

53. La producción y la transformación industrial del c-decaBDE también contribuyen a las emisiones de la sustancia (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2). Aunque en general se considera que en esas etapas del ciclo de vida las emisiones son pequeñas, el efecto de la producción y el uso industrial en el medio ambiente puede ser considerable y probablemente dependa de la tecnología empleada y las prácticas de gestión. La ausencia de tendencias decrecientes en el medio ambiente con posterioridad a la adopción por la industria de medidas voluntarias para reducir las emisiones durante la producción y el uso industrial (ECHA, 2014a) es un indicio de que durante el ciclo de vida útil y en la etapa en que los productos se convierten en desechos se registran muchas más emisiones que durante la producción y que hace falta que se prohíba la producción para eliminar por completo las liberaciones de c-decaBDE en esas etapas de su ciclo de vida útil, así como las procedentes de los artículos en uso.

54. La prohibición de la producción y el uso del BDE-209, principal componente del c-decaBDE, acompañada de medidas de gestión de desechos encaminadas a reducir o eliminar las liberaciones procedentes de las existencias y los desechos, en particular de los productos y artículos que se convierten en desechos, sería una manera eficiente de eliminar todas las emisiones de BDE-209 y puede considerarse también la opción más apropiada para la eliminación del BDE-209 en el marco del Convenio de Estocolmo.

55. La otra opción sería incluir el componente BDE-209 del decaBDE de calidad comercial en los anexos A, B o C, junto con las exenciones o usos aceptables. Sin embargo, según la información presentada por las Partes en relación con el anexo F, todo parece indicar que se dispone de alternativas técnicamente viables para todas las aplicaciones. No obstante, ya en octubre de 2014, algunos observadores de la industria expresaron sus dudas respecto del mantenimiento y la sustitución de piezas de repuesto que ya no se fabrican en artículos que están en uso y señalaron que tal vez fuese necesario aprobar exenciones en el sector del transporte. La aviación y la industria automotriz están en proceso de eliminar el c-decaBDE y algunos materiales y componentes todavía podrían contener la sustancia. La industria automotriz, representada por la ACEA, ha manifestado ya que a nivel mundial la eliminación del decaBDE de calidad comercial será efectiva a mediados de 2018 en la producción actual y los nuevos adelantos. De ahí que solo sea necesaria la exención en el caso de algunas piezas de repuesto con propiedades funcionales que ya no se fabrican. Además, un número reducido de Partes ha planteado la posibilidad de que sea necesaria una exención para el reciclado acorde con lo que se ha acordado en ocasiones anteriores en relación con BDE que son COP. Otras Partes se oponen a la exención del reciclado debido a que carecen de la capacidad para detectar y analizar productos que contienen decaBDE.

2.3 Información sobre las alternativas (productos y procesos), cuando proceda

56. La U.S. EPA y la ECHA publicaron hace poco evaluaciones detalladas sobre alternativas químicas al c-decaBDE (U.S. EPA, 2014a; ECHA, 2014a). La evaluación de la U.S. EPA ofrece información detallada en relación con la salud humana y los peligros ecológicos de 29 sustancias y mezclas que podrían ser alternativas al c-decaBDE en diversas aplicaciones (véase el cuadro 4 de UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6). En el informe publicado por la ECHA se analizan 13 productos químicos que se seguirán estudiando y evaluando como alternativas al c-decaBDE (ECHA, 2014a; véase el cuadro 5 de UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6). Con anterioridad se habían realizado otras evaluaciones de alternativas al c-decaBDE (LSCP, 2005; Illinois, 2006; CPA, 2007; DME, 2007; ECB, 2007; Washington, 2008; Maine, 2010; ENFIRO, 2013). En el proyecto de investigación ENFIRO se evaluaron opciones de sustitución de determinados piroretardantes bromados comparando los datos sobre los peligros y poniendo a prueba su capacidad ignífuga y su comportamiento en diferentes usos.

57. Hasta la fecha, en la mayoría de las evaluaciones de las alternativas al c-decaBDE/BDE-209 se ha hecho hincapié en la sustitución del c-decaBDE con productos químicos alternativos (es decir, sustancias con propiedades piroretardantes que puedan sustituir directamente al c-decaBDE en los artículos). No obstante, en algunas de las evaluaciones se describen alternativas existentes que ofrecen una mejor protección contra incendios (ECHA, 2014a; U.S. EPA, 2014a).

58. Más adelante, en las secciones 2.3.2 a 2.3.5 y en el documento UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6 se ofrece una sinopsis de las alternativas disponibles al c-decaBDE.

59. A continuación (cuadro 3) se indican las categorías de materiales y los sectores y productos en los que se ha usado o se usa c-decaBDE en todo el mundo (para más información, véanse también los cuadros 1, 6 y 7 de UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6).

Cuadro 3

Resumen de los polímeros en que se utiliza c-decaBDE como piroretardante y su aplicación final por categoría

Grupo de polímero	Aplicaciones finales								
	Equipo electrónico	Cables	Edificios públicos	Material de construcción	Automóviles	Aviación	Productos para el almacenamiento y la distribución	Textiles	Emulsiones y revestimientos acuosos
Poliiolefinas ¹ (PE, PP, EVA)	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Estirenos ² (PS, HIPS, ABS)	x		x	x	x	x	x		
Termoplásticos de ingeniería ³ (Poliésteres (PET, PBT), PA, PC, PC-ABS, PEE-HIPS)	x	x	x	x	x	x		x	x
Termoestables ⁴ (UPE, resinas epóxicas, resinas de melamina)	x		x	x	x	x	x	x	x
Elastómeros ³ (Caucho EPDM, PUR termoplásticos, EVA)	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Emulsiones y revestimientos acuosos ⁶	x	x	x	x	x			x	x

Fuente: U.S. EPA, 2014a (cuadro 2.3.1)

¹ Poliiolefinas: polietileno (PE), polipropileno (PP), etilvinilacetato (EVA).

² Estirenos: poliestireno (PS), poliestireno de alto impacto (HIPS), acrilonitrilo butadieno estireno (ABS).

³ Termoplásticos de ingeniería: poliésteres (tereftalato de polibutileno (PBT), tereftalato de polietileno (PET), poliamidas (PA, náilon), policarbonato (PC) y PC-ABS, éter polifenilénico-poliestireno de alta densidad (PE-HD), éter PE HIPS.

⁴ Plásticos termoestables: poliésteres no saturados (UPE), resinas epóxicas, resinas de melamina.

⁵ Elastómeros: caucho etileno-propileno-dieno-monómero (EPDM), poliuretanos termoplásticos (PUR termoplásticos), EVA.

⁶ Emulsiones y revestimientos acuosos: emulsión acrílica, emulsión de policloruro de vinilo (PVC), emulsión de cloruro de vinilo-etileno y emulsión de uretano.

2.3.1 Sustancias alternativas

60. Al elegir un sustituto del c-decaBDE hay que tomar en consideración diversas cuestiones. Según el párrafo 3 del artículo 3 del Convenio de Estocolmo, las Partes que dispongan de sistemas de reglamentación y evaluación de nuevos productos químicos adoptarán medidas reglamentarias para prevenir la producción y utilización de nuevas sustancias que posean las características de COP. Asimismo, según el párrafo 4 del artículo 3, las Partes tendrán en consideración los criterios del anexo D al evaluar los plaguicidas o productos químicos que estén en uso. Además, según instrucciones del Comité de Examen de los COP en relación con las alternativas y los productos sustitutivos, las alternativas deberán estar disponibles y ser accesibles, eficientes y técnicamente viables (UNEP/POPS/POPRC.5/10/Add.1). Por otra parte, lo ideal sería que la sustancia sustitutiva no entrañase un aumento considerable de los costos de fabricación ni de los costos resultantes de los daños causados al medio ambiente y a la salud humana. No obstante, en el caso de usuarios intermediarios, es posible que los costos de fabricación no sean necesariamente la cuestión más importante cuando se sustituya un producto químico por otro. Por ejemplo, en el caso de los polímeros de ingeniería, que son materiales de propiedades mecánicas excepcionales, la función general se considera más importante que el precio (KemI, 2005). Asimismo, en las aplicaciones para las que están estudiándose sustancias sustitutivas, primero se determinará mediante una evaluación si es necesario una acción piroretardante y, en caso afirmativo, hasta qué punto puede lograrse una protección contra incendios adecuada sin provocar efectos adversos para el medio ambiente y la salud humana (ECHA, 2014a). Por ejemplo, como se examina en la sección 2.3.5 del presente documento, en el caso de los aparatos eléctricos y electrónicos, los piroretardantes resultan innecesarios cuando se eliminan las fuentes de ignición o disminuyen las necesidades de voltaje de las operaciones (LCSP, 2005).

61. Según la ECHA (2014a), la elección de un producto sustitutivo por la industria “dependerá de la fecha para la que se prevea la adopción de nuevas medidas regulatorias y de la facilidad con que pueda usarse el sustituto del c-decaBDE”. Dicho de otro modo, se supone que es menos probable que los usuarios intermedios elijan una sustancia alternativa que esté sometida a regulación en relación con la gestión de los riesgos, o vaya a estarlo en el futuro. También se supone que esos usuarios elijan una de las denominadas alternativas de uso inmediato, esto es, una sustancia de propiedades técnicas parecidas a las de la sustancia ya en uso, que pueda introducirse en el proceso de fabricación con un esfuerzo mínimo. No obstante, es posible que la sustitución de un producto químico por otro exija más cambios en la formulación de los productos o la transición a otros tipos de polímeros, y tal vez los fabricantes que cambien de piroretardantes tengan que probar distintas sustancias o combinaciones de estas para determinar si los nuevos aditivos cumplen los requisitos de rendimiento en los productos finales (U.S. EPA, 2014a).

62. Los perfiles de riesgo generados por EPA (U.S. EPA, 2014a; cuadro 4 de UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6) denotan que “algunas de las sustancias químicas alternativas tienen perfiles de riesgos similares al del c-decaBDE, otras presentan desventajas en determinados parámetros de peligro y otras tienen perfiles preferibles al del c-decaBDE. Los piroretardantes con perfiles parecidos son persistentes, pueden ser bioacumulativos y suelen acarrear peligro de carcinogenicidad, neurotoxicidad del desarrollo y toxicidad por dosis reiteradas. Otras alternativas suscitan preocupación por peligros relacionados con otras variables, por ejemplo, la toxicidad acuática, y presentan ventajas y desventajas con respecto al c-decaBDE. Se prevé que los polímeros grandes sean más seguros porque su tamaño limita la biodisponibilidad. Pero, por desgracia, se desconoce su destino a largo plazo en el medio ambiente, y, además, los polímeros halogenados pueden generar dioxinas y furanos halogenados durante la combustión. En el informe no se evalúan los subproductos de la combustión” (U.S. EPA, 2014a). De la información sobre peligros y riesgos que se ofrece en ECHA (2014a) se infieren conclusiones parecidas.

63. Entre las distintas categorías de alternativas químicas, todo parece indicar que los piroretardantes bromados pueden ser sustitutos de uso inmediato para muchas de las aplicaciones del c-decaBDE (ECHA, 2014a; U.S. EPA, 2014a). Además, se ha comprobado que las combinaciones viables de piroretardantes no halogenados y polímeros pueden sustituir al c-decaBDE en la mayoría de sus usos. Algunas de esas combinaciones pueden redundar en un rendimiento superior al de la combinación de c-decaBDE y polímeros (ENFIRO, 2013; véase el cuadro 8 del documento UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6).

64. Desde el punto de vista industrial, es decir, desde una perspectiva técnica y económica centrada en los costos de fabricación, se ha determinado que el decabromodifeniletano (DBDPE) es la alternativa más viable al c-decaBDE (ECHA, 2014a). Según el Ministerio del Medio Ambiente del Canadá, el DBDPE es un sustituto eficaz en función de los costos para las aplicaciones de c-decaBDE que interesan a los productores canadienses, y se dice que la sustitución del c-decaBDE por el DBDPE “probablemente [esté ya] en marcha” en Estados Unidos y Canadá (ECHA, 2014a). También se ha señalado que el DBDPE es la sustancia que más probabilidades tiene de sustituir al c-decaBDE en la Unión Europea (ECHA, 2014a). Sin embargo, según la EPA, el DBDPE presenta “un riesgo elevado de toxicidad del desarrollo” y “un riesgo elevado de bioacumulación”. Estas etapas calificaciones extremas se asignaron usando valores de modelos predictivos o criterios profesionales. La calificación de “riesgo muy elevado de persistencia” se basó en datos empíricos (U.S. EPA, 2014a). Además, el DBDPE está siendo objeto de una evaluación en la Unión Europea debido a que es motivo de preocupación la posibilidad de que muestre propiedades persistentes, bioacumulativas y tóxicas o muy persistentes y muy bioacumulativas (ECHA, 2014b; UK EA, 2007). Otras sustancias también pueden ser alternativas técnicamente viables y a un precio razonable para determinados usos del c-decaBDE. El etilen bis (tetrabromoftalimida) (EBTBP) es otro piroretardante bromado que puede reemplazar al c-decaBDE en muchas de sus aplicaciones (ECHA, 2014a). Sin embargo, según el documento de ECHA (2014a), en el que se compara el precio de mercado del c-decaBDE con el de sus alternativas, la información obtenida en el sitio web de suministros Alibaba.com indica que el EBTBP es más caro que el c-decaBDE y el DBDPE. Por tanto, desde el punto de vista de los costos de fabricación, el EBTBP podría ser una opción menos atractiva que el DBDPE. No obstante, no se debe perder de vista que en el costo no se tiene en cuenta la eficacia de la alternativa.

65. En las secciones que siguen, 2.3.2 a 2.3.4, se examinan más a fondo las sustancias alternativas para sustituir al c-decaBDE en plásticos, textiles y otros usos, y en el cuadro 4 de UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6 se ofrece información detallada sobre los peligros para la salud y el medio ambiente de las alternativas al c-decaBDE seleccionadas por la EPA (2014). De igual modo, en el cuadro 5 de UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6 se describen en detalle las 13 sustancias alternativas señaladas en la propuesta de restricción de los Estados Unidos, su aplicabilidad a distintos usos, precio, carga, consecuencias para el medio ambiente y la salud, y viabilidad económica (para más detalles, véase también ECHA, 2014a). En el cuadro 8 de UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6 se presentan las combinaciones de piroretardantes no halogenados y polímeros definidas en el proyecto ENFIRO y en el cuadro 9 de UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6 se muestran otras alternativas mencionadas en el anexo F.

2.3.2 Plásticos

66. La industria del plástico es con mucho el principal usuario de piroretardantes, por eso las mayores cantidades de estas sustancias se suministran a los fabricantes del sector (KemI, 2005). La cantidad de c-decaBDE usado en plásticos y textiles a nivel mundial varía, pero hasta un 90% termina en plásticos y equipo electrónico, y el resto en revestimientos textiles, muebles tapizados y colchones (ECHA, 2014a; U.S. EPA, 2014a). Al igual que cualquier otro aditivo, los fabricantes de materia prima eligen un piroretardante concreto por sus propiedades inherentes y su compatibilidad con el polímero a fin de cumplir las especificaciones del producto final establecidas por los clientes industriales (por ejemplo, un fabricante de automóviles o muebles). En el sector automotriz esto significa que la especificación del usuario final solo prescribe los requisitos de desempeño de los componentes. No determina la elección de material de los proveedores.

67. Los principales usos finales del c-decaBDE en los plásticos son las aplicaciones en aparatos eléctricos y electrónicos, en particular, carcasas, enrollados y cables y pequeños componentes eléctricos (U.S. EPA, 2014a; véase el cuadro 1 de UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6). En los Estados Unidos, según los datos notificados, el c-decaBDE se usó fundamentalmente en paneles delanteros y traseros de los televisores hechos de poliestireno de alto impacto (Levchick, 2010) y también en conectores electrónicos hechos con distintos tipos de nailon o con tereftalato de polibutileno (PBT) relleno de vidrio. También se han utilizado plásticos con piroretardantes a base de c-decaBDE en edificios, materiales de construcción, productos para el almacenamiento y la distribución tales como tarimas plásticas, y en el sector del transporte (automóviles, aeronaves, trenes y buques). Debido a las restricciones impuestas al uso de c-decaBDE en los aparatos eléctricos y electrónicos en mercados importantes como Europa y China, muchas de las grandes empresas del sector han dejado de usar la sustancia (KemI, 2005; U.S. EPA, 2014a). El uso del c-decaBDE se ha eliminado en aplicaciones finales como los paneles delanteros y traseros de los televisores hechos con polietileno de alto impacto y los conectores electrónicos hechos con distintos tipos de nailon o con tereftalato de polibutileno (PBT) (Levchik, 2010 en U.S. EPA, 2014a). El 22 de julio de 2014 entró en vigor en la Unión Europea la prohibición de utilizar el piroretardante en instrumental eléctrico o electrónico de uso médico. Sin embargo, los plásticos con piroretardantes a base de c-decaBDE

siguen usándose en todo el mundo en diversos aparatos eléctricos y electrónicos de uso doméstico, como aspiradoras (tanto en la carcasa como en algunos componentes internos) y lavadoras. En estos electrodomésticos, las carcasas suelen ser de polipropileno (PP), poliestireno de alto impacto o acrilonitrilo butadieno estireno (ABS) (U.S. EPA, 2014a; Levchick, 2010). Otro uso aún vigente en todo el mundo son los pequeños componentes eléctricos, como tomas de corriente o luces decorativas y cables, que suelen ser de polietileno de alta densidad (PE), PP o polifenileno (PPE) (U.S. EPA, 2014a; Levchick, 2010). A nivel mundial, el c-decaBDE también sigue usándose plásticos a base de PBT y las poliamidas (PA), que se encuentran en componentes eléctricos y piezas de automóvil y fontanería tales como carcasas, interruptores y otros pequeños componentes internos de aparatos eléctricos de mayor tamaño (Weil y Levchik, 2009). En la mayoría de aplicaciones de polímeros plásticos en las que suele usarse c-decaBDE se dispone de otros piroretardantes que ya están empleándose (KemI, 2005).

68. La industria de aviación sigue usando c-decaBDE en cables eléctricos, componentes internos y aparatos eléctricos y electrónicos de los aviones más antiguos y las naves espaciales. En el sector del transporte, el c-decaBDE sigue utilizándose en plásticos para aparatos eléctricos y electrónicos, plásticos reforzados, componentes del motor y piezas internas, así como en el interior de los automóviles. También se usa en otros medios de transporte (U.S. EPA, 2014a; véase el cuadro 1 de UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6). La mayoría de los plásticos con piroretardantes que se usan en los vehículos (que suelen ser poliamidas) se encuentran en el compartimento del motor. Otra pieza importante que también se trata con estos aditivos es la mampara cortafuegos situada entre el motor y la cabina del conductor. No obstante, hay que señalar que en Europa los requisitos en materia de protección contra incendios en los vehículos no son muy estrictos, por lo que la mayoría de los plásticos usados en la industria automovilística no contienen piroretardantes (IVM, 2013). Ahora bien, la mayoría de los fabricantes de automóviles aplican la US Federal Motor Safety Standard (FMVSS) 302 para sus productos que van al mercado mundial. Además, en el caso de autobuses, las medidas de protección contra incendios se tienen que cumplir en todos los países de la CEPE, según la directiva 118 de esa entidad.

69. Según informes, China sigue usando c-decaBDE en los juguetes (anexo F, China; Chen *et al.*, 2009) y en la industria del caucho sintético como piroretardante en las cintas transportadoras de las minas, en particular las minas de carbón subterráneas, y en la fabricación de las bandas que se usan para sellar los conductos de aire de los sistemas de ventilación de las minas (anexo F, Australia). Hasta hace poco, el c-decaBDE también se usaba en los Estados Unidos para fabricar tarimas plásticas para el transporte (U.S. EPA 2014a), pero la empresa que los producía ya no existe (U.S. EPA, comunicación personal), y tres Estados (Maine, Oregón y Vermont) han prohibido la fabricación, venta y distribución de tarimas plásticas que contengan c-decaBDE (Maine, 2008; Oregon, 2011; Vermont, 2013).

70. En lo que se refiere a los plásticos usados en los aparatos eléctricos y electrónicos, las estrategias de sustitución van desde cambiar el sistema de resinas y los piroretardantes hasta rediseñar por completo el producto propiamente dicho. En la sección 2.3.3 se describen con más detalle algunas técnicas alternativas, entre ellas la reconfiguración del diseño. Según la propuesta de restricción de la Unión Europea, en la que se evaluaron diferentes alternativas al c-decaBDE, al parecer hay ocho productos químicos que podrían sustituirlo en los polímeros plásticos (ECHA, 2014a):

- a) Decabromodifeniletano (DBDPE);
- b) Bisfenol A bis(fosfato difenílico) (BDP/BAPP);
- c) Resorcinol bis(fosfato difenílico) (RDP);
- d) Etilenbis(tetrabromoftalimida) (EBTBP);
- e) Hidróxido de magnesio (MDH);
- f) Fosfato trifenílico (TPP);
- g) Trihidróxido de aluminio (ATH);
- h) Fósforo rojo.

71. Además, un fabricante ha informado de la disponibilidad de sistemas piroretardantes ecológicos idóneos como alternativa al c-decaBDE. En los cuadros 5 a 9 de UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6 se figura una reseña de los polímeros plásticos que contienen c-decaBDE y los piroretardantes alternativos disponibles para esos usos, incluidas las aplicaciones intermedias.

72. En los cuadros 5 a 9 de UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6 se ofrece información detallada sobre los usos y aplicaciones, carga, costos y peligros de las alternativas al c-decaBDE en los plásticos. En los plásticos y polímeros, el c-decaBDE se usa normalmente en cargas de entre un 10% y un 15% por peso, aunque en algunos casos se ha informado de cargas de hasta un 20% (ECHA, 2012c). Según el fabricante, los resultados logrados con Paxymer® son excelentes y de probada eficacia en PP y PE, y registra niveles de adición de entre 2% y 32%, según la aplicación y el uso final. Se sabe que las cargas y los costos de otras alternativas usadas en los plásticos fluctúan de 1% a 60% y de 1 a 12 euros/kg, respectivamente (véanse los cuadros 5 a 9 de UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6).

73. En determinados usos, los plásticos deben cumplir requisitos reglamentarios de protección contra incendios que son especificaciones obligatorias. El cumplimiento de esos requisitos se controla mediante pruebas de inflamabilidad bien definidas, como las de la Comisión Electrotécnica Internacional (CEI), o los reglamentos y procedimientos de aprobación de Underwriters' Laboratories Inc. (UL); estos últimos se aplican fundamentalmente en el mercado de los Estados Unidos (KemI, 2005). Sin embargo, si bien estos reglamentos son obligatorios para el mercado, no existen normativas en materia de incendios que obliguen a usar determinados piroretardantes con el fin de cumplir esas normativas o reglamentos. De ahí que sean los propios fabricantes quienes determinen la técnica que van a usar. El piroretardante ideal para los plásticos debe ser compatible (es decir, no alterar las propiedades mecánicas del plástico), no modificar el color del plástico, tener buena estabilidad a la luz y ser resistente al paso del tiempo y la hidrólisis. Además, un piroretardante químico ideal debería ser compatible y comenzar su actividad térmica antes de que comience la descomposición del plástico, no causar corrosión, no provocar efectos fisiológicos nocivos y no emitir gases tóxicos, o al menos no en cantidades elevadas. Lo ideal sería que también fuese lo más barato posible. Sin embargo, como se señaló antes, en el caso de los polímeros de ingeniería la función es generalmente más importante que el precio, factor este que no es necesariamente el más importante a la hora de escoger una alternativa (KemI, 2005). Como ya se señaló en otro párrafo, en Europa los vehículos no están sometidos a una reglamentación muy rigurosa en materia de protección contra incendios. No obstante, la mayoría de fabricantes se ciñe a la norma federal 302 sobre seguridad de vehículos motorizados de los Estados Unidos en lo referente a su producción mundial. Por otra parte, en el caso de los autobuses, según la CEPE 118, las normas de protección contra incendios se tienen que cumplir en todos los países de la CEPE.

74. En resumen, hay alternativas eficientes, técnicamente viables al uso del c-decaBDE como piroretardante en plásticos (y caucho sintético) y están disponibles en el mercado (ECHA, 2014a). El DBDPE es tal vez la sustancia con más probabilidades de sustituir al c-decaBDE en la mayoría de los plásticos, pero algunas de las demás alternativas o técnicas no químicas pueden ofrecer una alternativa al c-decaBDE más sostenible a largo plazo que el DBDPE (ECHA, 2014a).

2.3.3 Textiles

75. El c-decaBDE se ha aplicado tradicionalmente a los textiles como un revestimiento de envés en combinación con el óxido de antimonio, que es un sinergista (LCSP, 2005). La combinación de halógeno y óxido de antimonio solo puede aplicarse tópicamente en un pegamento de resina. Primero se mezcla el c-decaBDE con el óxido de antimonio y luego se mezcla la dispersión acuosa resultante con una emulsión polimérica que contenga, por ejemplo, caucho natural o sintético, etilvinilacetato, un copolímero de estireno-butadieno o PVC (ECHA, 2012c). La combinación piroretardante de c-decaBDE y óxido de antimonio puede representar entre un 18% y un 27% del peso total del producto (Washington, 2006). Por regla general, hay que aplicar mayores cargas de piroretardante a las telas ligeras que a las más pesadas. Los revestimientos de envés ignífugos son efectivos en una amplia gama de tejidos, como, por ejemplo, poliamida/nailon, polipropileno, acrílicos y mezclas como el nailon-poliéster.

76. En los Estados Unidos, el c-decaBDE se emplea en aplicaciones textiles para medios de transporte (autobuses de transporte público, trenes, aeronaves y buques), en cortinas que se usan en espacios ocupacionales públicos, mobiliario de lugares de alto riesgo ocupacional, como hogares de ancianos, hospitales, cárceles y hoteles, y en el ejército, para lonas, tiendas y ropa protectora, pero no en prendas de vestir de consumo (LCSP, 2005; BSEF, 2007, citado en U.S. EPA 2014a). Sin embargo, en varios Estados de los Estados Unidos ya no se permite el uso del c-decaBDE en la tapicería residencial ni en los colchones (LCSP, 2015). En la Unión Europea, el c-decaBDE también se usa en cortinas y muebles domésticos (en espumas, rellenos y revestimientos de envés), sobre todo en los países que cuentan con determinadas normas de protección contra incendios, como el Reino Unido (ECHA, 2014a). En el Japón, los asientos de los vehículos representan el 60% del c-decaBDE empleado, y otro 15% se destina a otras aplicaciones de la industria textil (Sakai *et al.*, 2006). Según fuentes de la industria del mueble de los Estados Unidos, en el 99% de los casos no será necesario usar piroretardantes químicos para cumplir las normas nacionales pendientes de aprobación relativas a la

tapicería residencial (Illinois, 2007; Maine, 2007a). Lo mismo ocurre en Europa. En pruebas realizadas con 320 combinaciones de 20 tejidos de forro y 18 tipos de relleno de muebles tapizados para el mercado de la Unión Europea, el 38% de las combinaciones sin pirorretardante superaron la prueba de los fósforos y la de los cigarrillos, y de las que solo superaron la de cigarrillos, el 62% eran combinaciones sin pirorretardante (CBUF, citado en Guillaume *et al.*, 2008).

77. La falta de etiquetado y de información sobre el uso de los pirorretardantes en los productos de consumo dificulta la evaluación de las fuentes de exposición humana. Son varias las certificaciones de etiquetado verde o ecológico que pueden indicar que un determinado producto no contiene pirorretardantes. Con todo, los pirorretardantes se siguen usando mucho en los muebles. Por ejemplo, en un estudio en que se analizaron 102 muestras de espuma de poliuretano extraídas de sofás particulares adquiridos en los Estados Unidos de 1985 a 2010, se detectaron pirorretardantes en el 85% de las muestras. En el 52% de los sofás adquiridos después de 2005 se detectó fosfato de tris (1,3-dicloroisopropilo) (TDCPP) y en el 18% de las muestras se detectaron componentes relacionados con la mezcla de Firemaster550. Además, en el 13% de las muestras se observó una mezcla de pirorretardantes de organofosfato no halogenado (Stapleton *et al.*, 2012). En este estudio no se analizaron los revestimientos de tela de la espuma, que es donde cabría esperar la presencia de c-decaBDE.

78. La sustitución del c-decaBDE en los textiles no se hace directamente debido a la complejidad de los productos finales y el amplio conjunto de posibles métodos de sustitución. Estos métodos son los pirorretardantes sucedáneos, las fibras alternativas, las fibras intrínsecamente ignífugas, capas que actúa como barrera y fibras no textiles. No obstante, hay algunas opciones asequibles que pueden sustituir los usos del c-decaBDE en los muebles, los colchones, las cortinas y otras aplicaciones textiles. Las opciones de sustitución de textiles van desde los pirorretardantes con aditivos bromados como el DBDPE hasta técnicas alternativas y materiales intrínsecamente ignífugos que se describen en la sección 2.3.3 del presente documento.

79. Sobre la base de su compatibilidad técnica con los procesos existentes y su precio en comparación con el c-decaBDE, varias partes interesadas de la industria europea han confirmado que, de todas las alternativas al c-decaBDE, la preferida por el sector textil sería el DBDPE (ECHA, 2014a; RPA, 2014; Klif, 2008). Sin embargo, el hincapié que se hace en las soluciones inmediatas podría limitar el pensamiento innovador que se necesita para hallar soluciones eficaces y ambientalmente racionales (LCSP, 2009).

80. Para los tejidos sintéticos hay sustitutos del c-decaBDE, pero su solubilidad en el agua hace que duren poco ya que se “pierden” con los lavados. Las fibras naturales son más fáciles de tratar con pirorretardantes químicos que los tejidos sintéticos, y ya se cuenta con sustitutos no halogenados del c-decaBDE para la celulosa natural o las fibras proteicas como el algodón, la lana, el rayón (viscosa, modal y lyocell) y el lino, a saber:

- a) Polifosfatos de amonio;
- b) Dimetilfosfono (N-metilol) propionamida;
- c) Ácidos fosfónicos como el éster de (3-([hidroximetil]amino)-3-oxopropil)-dimetilo;
- d) Sal de amonio urea tetraquis (hidroximetil) fosfonio.

81. En este caso, se entiende por copolimerización la inclusión de un aditivo en el proceso de hilado de la fibra por fusión para que el pirorretardante se convierta en un componente físico más de la matriz de la fibra. El pirorretardante más común para el poliéster es el tereftalato de polietileno con fósforo incorporado en la cadena principal del poliéster. Este poliéster modificado se usa en la mayoría de las aplicaciones textiles, es resistente al lavado y se considera un buen sustituto del pirorretardante de c-decaBDE y antimonio. El poliéster representa el 30% de la producción mundial de fibra (véase la figura 1 de UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6). Las principales aplicaciones son prendas de vestir y cortinas. Las cortinas de poliéster son intrínsecamente ignífugas, pueden lavarse con agua, ya que los pirorretardantes fosfatados forman parte de la cadena principal del polímero y no son hidrosolubles (LCSP, 2005).

82. La ECHA (2014a) y la EPA (US. EPA, 2014a) han examinado la información sobre los peligros y riesgos de las alternativas mencionadas. Si bien no hay una sustancia única que pueda sustituir al c-decaBDE en las aplicaciones textiles (cuadros 11 y 12 del documento UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6), es evidente, dada la multitud de opciones disponibles en el mercado, que existen alternativas viables (LCSP, 2005). Así lo corrobora un estudio de los productos químicos que se usan habitualmente en la industria textil (KemI 2014, véase el cuadro 13 de UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6), en el que se mencionan varios pirorretardantes halogenados y no

halogenados. Se ha determinado que las siete sustancias siguientes son las que tienen más probabilidades de sustituir al c-decaBDE en el sector textil (ECHA, 2014a):

- a) Trihidróxido de aluminio (ATH);
- b) Hidróxido de magnesio (MDH);
- c) Fosfato tris(1,3-dicloro-2-propilo) (TDCPP);
- d) Etilenbis(tetrabromoftalimida) (EBTBP);
- e) 2, 2' oxibis[5,5-dimetilo-1,3,2-dioxafosforinano]2, 2'-disulfuro;
- f) Tetrabromobisfenol A bis(2,3-éter dibromopropílico) (TBBPA) (solo en aplicaciones poliméricas);
- g) Fósforo rojo;
- h) Decabromodifeniletano (DBDPE).

2.3.4 Otros usos

83. Además del uso en productos textiles y plásticos, el c-decaBDE se emplea en sellantes, adhesivos, espuma arquitectónica y revestimientos, así como en algunas aplicaciones de los edificios y construcción. El c-decaBDE se utiliza en paneles para muros y techos, por lo general hechos de compuestos de fibra de vidrio y poliéster no saturado, baldosas y alfombras de calidad comercial. La sustancia también se usa, por ejemplo, en materiales de aislamiento, espumas de poliolefina y materiales de techado tales como membranas y películas para colocar bajo el tejado y proteger zonas de construcción (cuadro 1 de UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6). Además, puede encontrarse en componentes de sistemas de ventilación, como recubrimientos y aislantes de conductos. En la propuesta de restricción del c-decaBDE formulada por la Unión Europea se señalaron los seis productos químicos siguientes como sustancias alternativas para esas aplicaciones:

- a) Hidróxido de magnesio (MDH);
- b) Trihidróxido de aluminio (ATH);
- c) Etileno bis(tetrabromoftalimida) (EBTBP);
- d) Mezcla sustituida de aminofosfatos (sistemas intumescentes a base de fósforo y nitrógeno);
- e) Fósforo rojo
- f) Decabromodifeniletano (DBDPE).

2.3.5 Técnicas alternativas y materiales intrínsecamente ignífugos

84. Son preferibles las alternativas que mediante la sustitución del material o el diseño eliminen el uso de pirorretardantes químicos y al mismo tiempo cumplan las normas de protección contra incendios y los requisitos de rendimiento, sobre todo si incluyen sustancias de baja toxicidad y contienen materiales reciclables o susceptibles de convertirse en abono (New York State, 2013). Las evaluaciones de viabilidad técnica y económica de las alternativas al c-decaBDE se centran principalmente en los productos químicos alternativos que puedan sustituir directamente al c-decaBDE en los artículos (sección 2.3.2 del presente documento). Sin embargo, las propiedades pirorretardantes también pueden lograrse aplicando técnicas alternativas tales como el uso de materiales intrínsecamente ignífugos y diversas soluciones técnicas, como las barreras, o modificando por completo el diseño del producto. Por ejemplo, las fuentes de alimentación pueden revestirse de metal para eliminar la necesidad de pirorretardantes, o incluso extraerse del producto, como se ha hecho con las impresoras y los teléfonos recargables (LCSP, 2005). Los materiales intrínsecamente ignífugos pueden cumplir las normas contra incendios sin necesidad de procesamientos especiales ni aditivos químicos. Además, la protección se incorpora a las fibras y, por tanto, es menos probable que se desgaste o se pierda con los lavados (DuPont, 2010). Las alternativas técnicas mencionadas pueden usarse en gran cantidad de materiales y aplicaciones, ya se emplean en productos textiles, equipo electrónico, aeronaves y vehículos de transporte terrestre, y en algunos casos pueden sustituir al c-decaBDE. En los cuadros 14 y 15 de UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6 se ofrecen ejemplos de distintas técnicas alternativas y sus características y de productos finales relacionados con esta evaluación.

Materiales plásticos

85. Una alternativa al uso de pirorretardantes químicos es la modificación del rediseño del producto mismo. Esta opción ha reemplazado con éxito al c-decaBDE en varias aplicaciones en aparatos eléctricos y electrónicos. Modificaciones del diseño del producto como i) la separación de los componentes de alto voltaje, que requieren una mayor protección antideflagrante, de los componentes de bajo voltaje y ii) la reducción de las necesidades de voltaje para el funcionamiento, que hace innecesarias las carcasas tratadas con pirorretardante.

86. Otra alternativa es extraer del producto la fuente de alimentación, modificación habitual en numerosos aparatos, entre ellos, impresoras y teléfonos recargables. Las fuentes de alimentación separadas suelen ser cargadores conectados al cable de alimentación que no van integrados en el aparato propiamente dicho. De este modo se reducen las necesidades de protección pirorretardante de la carcasa electrónica. La modificación del diseño de los productos y su aplicación exige más labor de investigación y desarrollo que la sustitución del c-decaBDE por otro pirorretardante químico, pero es una alternativa más sostenible a largo plazo.

87. En determinados productos electrónicos puede usarse metal o plásticos intrínsecamente pirorretardantes como materiales alternativos. Se consideran preferibles las opciones que eliminan el uso de pirorretardantes sin dejar de cumplir las normas de protección contra incendios y las especificaciones de rendimiento, sobre todo cuando en el producto se usan sustancias químicas menos tóxicas y los productos o materiales pueden reciclarse o convertirse en abono (CPA, 2015). Con la eliminación de los pirorretardantes bromados (incluido el c-decaBDE) en muchos de sus productos, como computadores portátiles, monitores, unidades centrales de procesamiento y servidores, la empresa Apple Inc. ha demostrado que es posible llevar a cabo una sustitución de materiales que reduzca o elimine el uso de esas sustancias (Apple Inc.). Apple Inc. sustituyó las carcasas electrónicas de policarbonato por carcasas de aleación de aluminio, y de esa manera erradicó los pirorretardantes (Apple Inc.). Algunos fabricantes internacionales de equipo electrónico (Ericsson Network Technologies, Electrolux, IBM, Atlas Copco, Sony Ericsson y Hewlett Packard) informaron de que habían dejado de usar, o nunca habían usado, c-decaBDE en sus productos (KemI, 2005).

88. También se ha demostrado que con la introducción de barreras metálicas ignífugas que separen o aislen las partes más inflamables del producto se hace innecesario el uso de pirorretardantes como el c-decaBDE (LCSP, 2005).

89. En la evaluación de la Unión Europea (ECHA 2014a) se propuso que las siguientes técnicas alternativas podrían sustituir al c-decaBDE como pirorretardante en los plásticos: sistemas intumescentes, nanocompuestos, grafito expansible, supresores de humo, mezclas poliméricas, uso de materiales intrínsecamente retardantes y rediseño de productos. Estas técnicas se describen en detalle en el cuadro 14 de UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6. Otra opción es fabricar el artículo en cuestión superponiendo capas de polímero, unas con alto contenido de pirorretardante y otras con escaso o nulo contenido. Al parecer, esta técnica ofrece un rendimiento parecido al que se obtendría tratando todo el polímero con pirorretardante, y al mismo tiempo contribuye a conservar las propiedades mecánicas del material (ECHA, 2012c).

90. El uso de materiales intrínsecamente pirorretardantes es otra técnica alternativa que cabe tener en cuenta. Los polímeros halogenados, como el PVC, retardan la aparición de la llama porque liberan radicales de halógeno durante la combustión. Este efecto pirorretardante suele potenciarse añadiendo sinérgicos como el óxido de antimonio a las mezclas poliméricas halogenadas. Sin embargo, al igual que los pirorretardantes bromados, estos polímeros pueden generar dioxinas y ácidos durante la combustión, por lo que no son un material pirorretardante alternativo de preferencia (Blomqvist *et al.*, 2007a). Los siguientes polímeros son materiales intrínsecamente pirorretardantes cuyo uso cabría considerar para sustituir a los polímeros basados en c-decaBDE, como tereftalato de polibutileno (PBT) o poliamida/nailon (DME, 2006):

- a) Policetona sin halógenos (alternativa considerablemente más costosa que el PBT y la poliamida);
- b) Termoplásticos de alto rendimiento como la polisulfona, la poliariletercetona (PAEK) o la polietersulfona (PES).

91. Para determinados usos, los materiales intrínsecamente pirorretardantes pueden incluir cambios de diseño mediante el uso de carcasas metálicas y otras reconfiguraciones. Los polímeros que se carbonizan, como las poliimididas, las poliamidas, los poliésteres de cristal líquido, el sulfuro de polifenileno, los poliarilenos y muchos plásticos termoestables también tienden a ser más resistentes al fuego. Cuando el polímero base posee propiedades pirorretardantes, según su uso final, puede lograrse

un grado suficiente de resistencia al fuego sin necesidad de pirorretardantes químicos o con cargas mucho menores (ECHA, 2012c).

92. En las publicaciones o en los sitios web comerciales se mencionan algunos ejemplos de los nuevos materiales intrínsecamente pirorretardantes, que suelen promocionarse como sustitutos del c-decaBDE (ECHA, 2012c; Albemarle, 2013; Great Lakes, 2013; PR Newswire, 2010). Tal vez sea necesario modificar el diseño de los productos para adoptar esos materiales alternativos, cuya aplicación exigirá más actividades de investigación y desarrollo que la sustitución inmediata del c-decaBDE por una sustancia pirorretardante. Sin embargo, los beneficios adicionales son las mejoras en el medio ambiente y la salud pública..

Textiles

93. Un procedimiento alternativo para lograr la protección pirorretardante en los muebles es la modificación del diseño de los productos a fin de incorporar materiales ignífugos o tecnologías de barrera (LCSP, 2005). Las opciones de diseño de productos pueden cumplir todas las normas de seguridad contra incendios vigentes y en trámite de aprobación. Hay dos métodos adecuados: 1) el uso de tejidos de revestimiento hechos con materiales intrínsecamente ignífugos, y 2) la colocación de barreras resistentes al fuego entre el tejido de revestimiento y la espuma de relleno inflamable.

94. La resistencia al fuego de diversas fibras y telas varía enormemente. Si el material textil es ignífero o de baja inflamabilidad puede evitarse el uso de pirorretardantes. Algunas fibras sintéticas son intrínsecamente igníferas, como la aramida, la viscosa, el novoloid, las poliamidas y la melamina. Algunas de estas fibras están comenzando a usarse bastante en tapicerías y colchones. Tradicionalmente se han utilizado para cumplir las normas más estrictas en aplicaciones como los equipos de protección de los bomberos, los trajes de los astronautas y la ropa para pilotos de carreras. Algunas fibras intrínsecamente igníferas, como los polihaloalquenos, contienen halógenos tales como el policloruro de vinilo y el bromuro de vinilo, y otras no, como las poliaramidas y las fibras de melamina (LCSP, 2005; véase el cuadro 10 de UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6). Otros materiales intrínsecamente pirorretardantes son el rayón con un aditivo de fósforo, las fibras de poliéster y las aramiditas (Weil y Levchik, 2009). Además, algunos materiales naturales como el cuero y la lana tienen propiedades igníferas intrínsecas y, según lo tupido que sea el tejido, pueden cumplir los requisitos de protección contra incendios sin necesidad de tratamiento pirorretardante. Por tanto, algunos materiales naturales, como la lana, pueden usarse como materiales de barrera en los muebles (Klif, 2011).

95. Otro procedimiento es mezclar fibras naturales y fibras sintéticas, toda vez que los tratamientos pirorretardantes resultan más eficaces en las primeras. La mezcla de fibras es un método común de reducir la inflamabilidad de las fibras inflamables. El poliéster suele mezclarse con algodón, y cuando el material resultante, conocido como polialgodón, tiene menos de un 50% de poliéster, puede superar la prueba de inflamabilidad vertical simple. Por otra parte, las mezclas de algodón y nailon se suelen usar para reducir la inflamabilidad del algodón (Gnosys *et al.*, 2010), así como las mezclas de algodón o poliéster con melamina. Algunas telas para tapicería, colchones y cortinas son mezclas de fibras intrínsecamente igníferas combinadas con otras de menos resistencia a las llamas. En algunos casos, las fibras más “sensibles”, como el algodón o el poliéster, pueden combinarse con fibras más resistentes a la llama, como la melamina, para formar un tejido que resulte satisfactorio tanto por ser cómodo como por su resistencia al fuego (LCSP, 2005).

96. Un aspecto importante de la protección contra incendios en los muebles y los colchones es el uso de barreras entre el tejido de la superficie y la espuma del interior. En los colchones, la industria ha cambiado el rumbo y las barreras pirorresistentes ya son de uso común (Maine, 2007b; IKEA, 2014). Estas barreras se fabrican con fibras intrínsecamente pirorretardantes como la lana, las para-aramidas, las melaminas, las fibras modacrílicas o la fibra de vidrio, y no dependen del uso de sustancias químicas pirorretardantes. Es más, muchas de estas fibras están hechas con materiales no halogenados. También se pueden crear barreras mezclando fibras baratas y fibras intrínsecamente igníferas de alto costo. Estas barreras protegen el relleno del colchón, futón o canapé de muelles contra la combustión. Rodean por completo los materiales internos y deben combinarse con costuras de borde, cinta e hilos pirorretardantes (LCSP, 2005). Además de mezclas de fibras, muchos fabricantes utilizan guata de algodón tratada con ácido bórico. Este material de algodón es la barrera más económica y se usa para ayudar a cumplir los requisitos de seguridad contra incendios. Sin embargo, el uso de ácido bórico es motivo de preocupación, ya que se sospecha que es tóxico para el sistema reproductivo humano. En unos estudios realizados con animales, las ratas y los ratones expuestos a ácido bórico a través de la alimentación antes del apareamiento y durante este sufrieron efectos reproductivos adversos (Weir y Fisher, 1972; NTP, 1990, citado en Departamento de Salud del Estado de Nueva York, 2013). Las láminas plásticas también se han utilizado como barreras, en

especial las fabricadas con plásticos intrínsecamente ignífugos como el neopreno (policloropreno) (LCSP, 2005).

97. En el sector textil, al igual que en los plásticos, la seguridad contra incendios también puede lograrse con el uso de sistemas intumescentes (Klif, 2011; U.S. EPA, 2014a). La intumescencia es la formación de una espuma carbonosa que actúa a modo de aislante térmico. Por lo general, un sistema intumescente consiste en la combinación de una fuente de carbono para generar masa carbonosa, un compuesto que genera ácido y un compuesto de descomposición que produce gases de soplado para formar la espuma carbonosa (Weil y Levchik, 2009). Esta espuma alcanza un espesor entre 10 y 100 veces superior al revestimiento aplicado originalmente y aísla el material de base gracias a su baja conductividad térmica, lo que hace que estos sistemas sean eficientes para reducir la inflamabilidad y la exposición de los gases de humo (KemI, 2006). Desde hace 20 años se comercializan varios sistemas intumescentes vinculados a aplicaciones textiles que han demostrado con creces su enorme potencial. Tres ejemplos de sistemas intumescentes son el uso de espumas expansibles impregnadas de grafito, los tratamientos de superficie y las tecnologías de barrera a base de materiales poliméricos (Klif, 2011). Puede que algunos sistemas intumescentes no sean aplicables a los mismos tipos de textiles que los revestimientos de envés basados en piroretardantes bromados.

2.3.6 Normas, requisitos y soluciones en materia de seguridad contra incendios

98. La sociedad necesita sistemas para reducir y prevenir los incendios y proteger las vidas humanas. Año tras año, los incendios son causa de lesiones, muertes y destrucción de bienes inmuebles en todo el mundo. Por otra parte, según se ha informado, el uso de algunos piroretardantes y la contaminación ambiental y carga corporal humana consiguientes son mayores en los países que cuentan con una reglamentación estricta en materia de seguridad contra incendios que en aquellos cuya normativa es más flexible (Klif, 2011), cuestión que conviene tener en cuenta al tratar de sustituir los piroretardantes peligrosos.

99. Según la conclusión de un estudio en el que se compararon las estadísticas sobre incendios de Europa, los Estados Unidos de América y Nueva Zelanda, la causa más común y la frecuencia de accidentes en los incendios domésticos con víctimas mortales se producen por descuidos al fumar y en la cocina, así como debido a la presencia de muebles tapizados y textiles (NIFV, 2009). Las víctimas más frecuentes son los adultos varones, los niños y los ancianos, y otro factor importante en ese tipo de incendios es el consumo de alcohol. La mayoría de los incendios mortales se produce en la sala de estar o el dormitorio, de noche y durante el fin de semana, y guardan relación con muebles (tapizados), textiles, dispositivos técnicos o prendas de vestir. En Europa, los muebles tapizados han tenido que ver en casi la mitad de las muertes en incendios domésticos, y en los Estados Unidos los muebles tapizados fueron el inicio del 18% de los incendios que provocaron muertes (ACFSE, 2001; NFPA, 2013). La espuma de poliuretano de los muebles tapizados es una de las principales fuentes de humo tóxico (Molyneux *et al.*, 2014; Stec *et al.*; 2011). Según las estadísticas de Noruega, el 23% de los incendios domésticos empieza en la cocina y el 19% y el 9% en salas de estar y dormitorios con muebles tapizados, respectivamente (NFPA, 2014).

100. La resistencia al fuego de un material o producto se somete a pruebas para determinar principalmente su combustibilidad, facilidad de extinción, tasa de propagación de la llama, tasa de desprendimiento de calor y formación de humo (Weil y Levchik, 2009). Los requisitos de los productos en materia de prevención de incendios suelen depender del uso previsto (p. ej., los requisitos para los edificios institucionales son más estrictos que para las viviendas). Por lo general, los reglamentos de protección contra incendios prescriben el cumplimiento de normas técnicas elaboradas por organizaciones de normalización como la ISO, la Comisión Electrotécnica Internacional (CEI) o el Comité Europeo de Normalización (CEN) y empresas de asesoría y certificación en materia de seguridad como Underwriters' Laboratory Inc. (UL). Sin embargo, ni las normas nacionales de protección contra incendios ni las normas técnicas exigen el uso de productos químicos piroretardantes específicos para cumplir los requisitos de seguridad contra incendios. Además, los resultados que se obtienen con estos productos no siempre corresponden a los de una situación de incendio real. Antaño, el Reino Unido, Irlanda y California se apoyaban en los resultados de los ensayos a llama abierta, realizados con muebles tapizados, lo que dio lugar a que se usaran más los piroretardantes bromados y aumentara la carga corporal (UNEP/POPS/POPRC.10/10.Add.2, UNEP/POPS/POPRC.10/INF/5). En el Reino Unido ya están modificándose las directrices de los ensayos para la reglamentación. Es posible que el vigente ensayo de "fósforos y cigarrillos", en el que el tejido de revestimiento se pone a prueba encima de una espuma de poliuretano ignífuga, se sustituya por ensayos en los que se evalúe la resistencia al fuego del compuesto final real (DBIS, 2014). Con este cambio, según el Departamento de Negocios, Innovación y Habilidades del Gobierno del Reino Unido, se reducirá hasta en un 50% el uso actual de piroretardante. En California,

las normas de inflamabilidad de los muebles han cambiado a tal punto que cabe descartar el uso futuro del pirorretardante en esa aplicación concreta (TB117-2013).

101. Los pirorretardantes pueden ralentizar la propagación del fuego y el consiguiente desprendimiento de calor durante por poco tiempo para que las personas puedan escapar, pero también pueden aumentar la toxicidad de las emisiones. Las emisiones tóxicas pueden reducirse combinando el uso de un pirorretardante con la introducción de un material que actúe de barrera. La toxicidad del fuego es la principal causa de muertes y lesiones en los incendios, aunque las autoridades reguladoras no suelen tenerla en cuenta. Durante un incendio se generan diversos gases tóxicos, algunos de los cuales tienen que ver con la presencia de pirorretardantes bromados. La combustión de materiales tratados con pirorretardantes halogenados durante los incendios accidentales y la incineración de desechos que contengan esas sustancias puede aumentar la toxicidad de los efluentes ígneos al incrementar la liberación de COI, gases ácidos como el bromuro de hidrógeno y dioxinas y furanos bromados y clorados (Simonson *et al.*, 2000; Blomqvist *et al.*, 2007b; Shaw *et al.*, 2010). Además, algunos estudios indican que los pirorretardantes bromados en combinación con el antimonio producen grandes cantidades de monóxido de carbono y cianuro de hidrógeno, dos de los principales agentes asfixiantes en los incendios (Molyneux *et al.*, 2014; Stec *et al.*, 2011). Por tanto, una reducción general de los materiales pirorretardantes puede reducir el riesgo de problemas de salud para los bomberos y la población en general, siempre que por otros medios se pueda lograr la protección contra incendios. A tenor de estas conclusiones, un grupo de científicos ha puesto en duda los beneficios generales del uso de estas sustancias en la protección contra incendios (Jayakody *et al.*, 2000; DiGangi *et al.*, 2010).

102. La protección contra incendios en viviendas y edificios institucionales puede reforzarse con campañas educativas anuales que centren la atención en el uso de componentes eléctricos, velas, chimeneas, estufas y detectores de humo, etc. en condiciones de seguridad. Los requisitos de facilidad de acceso a salidas de emergencia y equipos de extinción de incendios como mangueras, rociadores automáticos, extintores y mantas contra incendios son medidas importantes para prevenir y reducir las pérdidas por esta clase de siniestros y facilitar la salida de los edificios en llamas. Otra de las soluciones son los denominados cigarrillos de “propensión reducida a la ignición”, que se apagan solos si se dejan de fumar. Esta innovación, con la que al parecer se han reducido en un 41% las muertes por incendios causados por cigarrillos en el Estado de Nueva York, ya es obligatoria en Australia, el Canadá, los Estados Unidos y la Unión Europea. Una solución aplicable a los productos eléctricos podría ser la incorporación de un sensor térmico que desconecte el objeto en cuestión si se recalienta. También se previenen incendios mediante el control periódico y la renovación del cableado eléctrico.

103. Durante el almacenamiento, por ejemplo en depósitos, se puede asegurar la protección contra incendios con prácticas de gestión. Según la información presentada por la IPEN en relación con el anexo F, en el caso de las tarimas plásticas, se puede lograr la protección contra incendios sin necesidad de pirorretardantes si se aplican prácticas de gestión como el almacenamiento en tarimas (por ejemplo, regulando la altura de apilamiento de tarimas y la cercanía entre una pila y otra) o utilizando rociadores automáticos contra incendios.

104. Según la información facilitada por la industria aeronáutica, los productos aeroespaciales están sujetos a estrictas normas de aeronavegabilidad y especificaciones de certificación estrictas, que imponen estándares de desempeño, que incluyen la inflamabilidad. En la sección 2.1 de ECHA, 2014 figura una sinopsis de este proceso. Estos requisitos de resistencia al fuego y protección contra incendios tienen por objeto prevenir o controlar los incendios tanto en vuelo, donde las opciones de escapar son muy limitadas, como después de un accidente, momento en que lo prioritario es evacuar de incendios alimentados por el combustible. Estas cuestiones determinan la elección de las sustancias que se habrán de usar. Previsiblemente hay partes y componentes de las aeronaves que resistirán el fuego durante un tiempo específico, según el lugar y la aplicación, y los materiales usados en el interior no deben producir humo tóxico ni excesivo calor al quemarse. Por esas razones, se aplican materiales como los pirorretardantes en zonas calientes y propensas al incendio (por ejemplo, alrededor de los motores). Las autoridades encargadas de la aeronavegabilidad, como la Agencia Europea de Seguridad Aérea (EASA), la Administración de la Aviación Civil de China (CAAC), Transport Canada Civil Aviation (TCCA), la Agência Nacional de Aviação Civil (ANAC), la Administración Australiana de Seguridad de la Aviación Civil (CASA) y la Administración Federal de Aviación de los Estados Unidos (FAA) tienen la responsabilidad de establecer, administrar y hacer

cumplir las normas de inflamabilidad². En los últimos 40 años, se ha demostrado que estas normas de inflamabilidad para el sector de la aviación reducen en un factor de tres la probabilidad de muerte por incendio en un accidente con posibilidades de sobrevivir (FAA, 2010) (Boeing Company, comunicación personal).

2.4 Resumen de la información sobre los efectos en la sociedad de la aplicación de las posibles medidas de control

105. Cabe esperar que la reducción o eliminación del c-decaBDE a nivel mundial tenga efectos positivos en la salud humana y el medio ambiente. En su décima reunión, el Comité de Examen de los COP llegó a la conclusión de que era probable que el BDE-209, el principal componente del c-decaBDE, en los niveles actuales de exposición y efectos y como consecuencia de su transporte a larga distancia en el medio ambiente, tuviese efectos adversos importantes en la salud humana y el medio ambiente que justificasen la adopción de medidas a nivel mundial (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2).

2.4.1 Salud pública, ambiental y laboral

106. El BDE-209 se detecta en abundancia en el medio ambiente de todo el mundo y algunas especies animales presentan cargas corporales elevadas, en especial determinadas especies de aves, pero también nutrias y zorros que viven en zonas urbanas y suburbanas (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2). Además, en algunos animales como ranas, peces y aves, los niveles de BDE-209 están cerca o dentro de la escala de las concentraciones que, según se informa, perturban el desarrollo y el sistema endocrino y producen efectos neurotóxicos. Se ha informado de que las concentraciones de BDE-209 en el bacalao del Ártico, especie clave para el ecosistema de la región, presentan un nivel que podría provocar efectos adversos, lo que a su vez podría incidir negativamente en las poblaciones de la especie y en todo el ecosistema ártico. A esta preocupación se añaden los posibles efectos combinados y a dosis bajas de BDE-209 y otros PBDE de acción parecida, así como la posibilidad de que los factores estresantes provoquen efectos múltiples (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2, UNEP/POPS/POPRC.7/INF/16). Uno de los efectos positivos de la imposición de medidas de control es la disminución de las emisiones, gracias a lo cual disminuirán con el tiempo la exposición y bioacumulación en los seres humanos y la fauna y flora silvestres. Por tanto, la prohibición o restricción del c-decaBDE a nivel mundial es una medida que contribuirá a la protección y conservación de los organismos y ecosistemas árticos, cuya situación se considera especialmente comprometida a causa de los COP (AMAP, 2009; UNEP/POPS/POPRC.7/INF/16).

107. A corto plazo, el efecto más positivo de la imposición de medidas de control a nivel mundial posiblemente se produciría en interiores y en la salud pública; ya que al poner fin al uso de c-decaBDE en textiles y equipos en interiores se reducirán y, en última instancia, eliminarán los niveles de c-decaBDE en el polvo. Con las medidas de control también terminarían por reducirse los niveles de la sustancia en productos agrícolas como la leche y los derivados lácteos, el pescado y diversos productos cárnicos. En los seres humanos, la exposición al BDE-209 tiene lugar desde las primeras etapas del desarrollo y continúa durante toda la vida. La sustancia está presente en la sangre, el plasma y la leche materna y se transfiere al feto por medio de la placenta durante etapas fundamentales del desarrollo. Las principales fuentes de exposición humana que se conocen en la actualidad son el polvo y los alimentos contaminados (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2). Debido a su hábito de llevarse la mano a la boca, los lactantes y niños de corta edad presentan más carga corporal de BDE-209 y otros PBDE que los adultos, y se ha determinado que constituyen un grupo vulnerable que podría estar en peligro, en especial a causa de la toxicidad neuroendocrina y para el desarrollo neurológico observada en estudios realizados con animales (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2). Por tanto, la eliminación o restricción del uso del c-decaBDE será especialmente beneficiosa para el crecimiento del menor.

² Ejemplos de normas civiles de inflamabilidad: EASA (e.g., CS 25.853, Appendix F) – <https://www.easa.europa.eu/system/files/dfu/CS-25%20Amdendment%2016.pdf> CAAC (e.g., 第25.853条, 附录 F) – <http://www.caac.gov.cn/B1/B6/201112/P020111209503321901800.pdf> TCCA (e.g. 525.853, Appendix F) – <https://www.tc.gc.ca/eng/acts-regulations/regulations-sor96-433.htm#v> ANAC (referencias US 14 CFR 25) <http://www2.anac.gov.br/biblioteca/rbac/RBAC25EMD136.pdf> CASA – (p.ej., Part 90 Subdivision 3.2, referencias 14 CFR 25.853) – http://www.comlaw.gov.au/Details/F2011C00871/Html/Text#_Toc306971168 FAA (e.g., §25.853, Apéndice F) – http://www.ecfr.gov/cgi-bin/text-idx?tpl=/ecfrbrowse/Title14/14cfr25_main_02.tpl

108. La eliminación o restricción del uso de c-decaBDE también mejorará la protección de la salud de los trabajadores, sobre todo en los países en desarrollo donde los equipos de protección personal son insuficientes, y se reducirá la exposición humana y ambiental a productos de degradación tóxicos como los PBDE menos bromados, las dioxinas y los furanos polibromados (PBDD y PBDF), el pentabromofenol y el hexabromobenceno. Los productos de degradación tóxicos, entre ellos los PBDD y los PBDF, se forman de diversas maneras; durante el procesamiento térmico (extrusión, moldeado y reciclado), la producción de plásticos, la fotólisis, la preparación de alimentos (cocción de pescado) y la eliminación de desechos (Vetter *et al.*, 2012; Kajiwara *et al.*, 2008, 2013a, b; Hamm *et al.*, 2001; Ebert y Bahadir, 2003; Weber y Kuch, 2003; Thoma y Hutzinger, 1987; Christiansson *et al.*, 2009; UNEP/POPS/POPRC.6/INF/6). En cuanto a la exposición ocupacional, hay constancia de niveles elevados de BDE-209 en determinadas profesiones (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2). Además, en un estudio realizado con 12 bomberos de los Estados Unidos se observó que presentaban concentraciones elevadas de BDE-209 en la sangre (la sustancia representaba más del 50% de la concentración total de PBDE en el suero) y grandes cantidades de PBDD y PBDF (Shaw *et al.*, 2013). Según los autores del estudio, “las PBDD y los PBDF pueden contribuir de forma sustancial a una toxicidad similar a la de la dioxina en los bomberos” y la exposición laboral a esos compuestos durante la extinción de incendios es considerable. Por tanto, es probable que la exposición contribuya a unos indicadores de salud adversos, posibilidad que también avalan los datos aportados por otros estudios, en los que se constata de que los bomberos presentan tasas de cáncer elevadas, incluidos los cuatro tipos siguientes, que pueden estar relacionados con la exposición a las PCDD y los PCDF, como mieloma múltiple, linfoma no hodgkiniano y cáncer de próstata y testicular (Hansen *et al.*, 1990; IARC, 2010; Le Masters *et al.*, 2006; Kang *et al.*, 2008). Por otra parte, los estudios también indican que cuando se aplican las medidas adecuadas, como equipos de protección personal y sistemas de ventilación, la exposición puede reducirse considerablemente. Según un estudio reciente, gracias a la aplicación de medidas adecuadas de gestión de los riesgos, el BDE-209 no supone un riesgo para la salud de los trabajadores de una planta de reciclado de aparatos electrónicos de Suecia (Rosenberg *et al.*, 2011; Thuresson *et al.*, 2006). En cambio, los trabajadores de países en desarrollo y países con economías en transición probablemente estén más expuestos al BDE-209 y otras sustancias que los trabajadores de los países desarrollados, ya que en ellos no existen o no suelen aplicarse medidas de reducción de los riesgos (Tsydenova y Bengtsson, 2011; UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2; OIT, 2012).

109. Los niveles de c-decaBDE suelen ser más elevados en las inmediaciones de los desagües de aguas residuales y de las plantas de reciclado y tratamiento de desechos electrónicos (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2). Por tanto, la gestión ambientalmente racional de los desechos es importante para lograr un nivel adecuado de protección de la salud humana y el medio ambiente, sobre todo en los países en desarrollo, donde los desechos suelen manipularse en condiciones precarias, sin el uso de los procesos industriales modernos, y donde los trabajadores no suelen disponer de suficiente protección. Teniendo en cuenta que el uso del c-decaBDE en los aparatos eléctricos y electrónicos está muy extendido y que los desechos electrónicos son la corriente de desechos que más rápido crece en todo el mundo (StEP, 2013), es lógico que estos aparatos y desechos sean motivo de preocupación especial. El año pasado se generaron en todo el mundo casi 50 millones de toneladas de desechos electrónicos, lo que equivale a unos siete kilogramos por cada habitante del planeta. Además, se exportan millones de toneladas de productos electrónicos obsoletos a países en desarrollo y países con economías en transición, principalmente de Asia sudoriental, y cada vez más, a África occidental y Europa oriental. Otros destinos cada vez más frecuentes de productos y artículos al final de su vida útil son Senegal, Uganda, Marruecos, Colombia, Perú, Kenya, Sudáfrica, Camboya e Iraq (Ni y Zeng, 2009; Zoeteman *et al.*, 2010; Schluep *et al.*, 2009, en OIT, 2012). En estos países, el sector no estructurado suele encargarse del tratamiento, con la contaminación ambiental y los riesgos consiguientes para la salud de la población local. Buena parte de la mano de obra son mujeres y niños (OIT, 2012). En China, país que hoy recibe la mayor proporción de todos los desechos electrónicos del mundo, los niveles de BDE-209 en el suelo de los vertederos y las plantas de reciclado de los desechos electrónicos son muy elevados (OIT, 2012; Wang *et al.*, 2010, 2011a, b, 2014; Gao *et al.*, 2011; Li *et al.*, 2013). Además de los trabajadores, expuestos a causa de su labor, las personas que residen cerca de las plantas de producción y reciclado también tienen niveles elevados de BDE-209 en la sangre (véase UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2). En Bangladesh y Nicaragua, los niños que viven y trabajan en vertederos de desechos presentan una combinación de BDE-209 y otros productos químicos peligrosos en la sangre (Linderholm *et al.*, 2011; Athanasiadou *et al.*, 2008). Por otro lado, se calcula que con la incineración al aire libre de los desechos electrónicos que contienen PBDE se liberan al medio ambiente toneladas de PBDD y PBDF y de PCDD y PCDF (Zennegg *et al.*, 2009). Según Ma *et al.* (2009), las concentraciones de EQT de PBDD y PBDF en una instalación de reciclado de desechos electrónicos de China superaban las concentraciones de EQT de PCDD y PCDF en las muestras ambientales. Además, el plástico de los desechos electrónicos que contienen c-decaBDE

también llegan, a través del reciclado de material plástico, a los artículos en contacto con alimentos, lo que contribuye a aumentar la exposición humana y al riesgo para la salud (Samsonok y Puype, 2013; Puype *et al.*, 2015). Aunque el reciclado de materiales que no contienen productos químicos peligrosos reporta beneficios ambientales y económicos, es preciso evitar el reciclado de los materiales tratados con COP y otras sustancias peligrosas a fin de proteger la salud humana y el medio ambiente. Al evitar el reciclado de materiales que contengan c-decaBDE también puede disminuir el riesgo de que esos materiales contaminados sean exportados a países en desarrollo. Cuando no se reciclen materiales que contengan COP es importante también proteger la credibilidad del reciclado, estimular la gestión sostenible de las corrientes de desechos y fomentar la innovación en la industria del reciclado, al igual que en otras industrias. El aspecto negativo de no permitir ese reciclado podría ser, por una parte, la pérdida del material que se recicla (recursos), costos adicionales para las empresas que reciclan debido a la actividad de separación y desmontaje y al aumento del uso de materiales vírgenes (recursos) (UNEP/POPS/POPRC.6/2/Rev.1). En lo que respecta a los problemas con que tropiezan los países en desarrollo a causa de los desechos eléctricos y electrónicos, la OIT (2012) destaca la complejidad del transporte ilícito de esos desechos y propone varias soluciones, entre ellas, que la regulación y aplicación efectivas se combinen con incentivos para las empresas de reciclado en el sector no estructurado para que no se dediquen a procesos destructivos y oficialicen al sector no estructurado de reciclado de desechos eléctricos y electrónicos. Otros proponen que la debida aplicación de la ley y la colaboración internacional son fundamentales en la solución del problema del transporte ilícito (Ni y Zeng, 2009). Las publicaciones disponibles plantean diferentes métodos de gestión y reciclado de los desechos eléctricos y electrónicos (p.ej. Bleher *et al.* 2014, UNEP 2012, UNEP/POPS/POPRC.6/2/Rev.1). Algunos de los métodos propuestos, como son 1) no permitir el reciclado de desechos que contengan COP, 2) reciclar plásticos que no contengan pirorretardantes e incinerar plásticos contaminados con COP en combinación con la recuperación de energía y 3) reciclar todos los plásticos, incluso los pirorretardantes por debajo del nivel de umbral legalmente determinado, cumplen los objetivos del Convenio de Estocolmo y deben ser factibles también para los países en desarrollo. Los distintos métodos difieren en la manera de manipular la fracción que contiene c-decaBDE en el pirorretardante y la ventaja económica para la industria (Bleher *et al.* 2014).

2.4.2 Agricultura, incluidas la acuicultura y la silvicultura

110. La eliminación del c-decaBDE beneficiaría la agricultura y la salud de los seres humanos y las especies silvestres, ya que pondría fin a la dispersión generalizada de ese COP en el suelo. La contaminación del suelo agrícola con BDE-209 es un problema mundial que en parte está vinculado al uso de fangos cloacales como fertilizante (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2). Sellström (2005) y de Wit (2005) demostraron que los niveles de BDE-209 en los terrenos fertilizados con fangos cloacales eran entre cien y mil veces más altos que en los lugares de referencia. Cuando el suelo se abona con esos fangos, el BDE-209 se transfiere a la biota y puede terminar acumulándose en los organismos que están en el nivel superior de la cadena trófica (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2). La aplicación de fangos cloacales a la tierra de cultivo es una forma de gestionar esos residuos y al mismo tiempo explotar con fines agrícolas una materia orgánica y unos nutrientes vegetales fundamentales. Sin embargo, como se señala en otros párrafos, la práctica contribuye a las liberaciones de BDE-209 al medio ambiente, y además, puede agravar los riesgos humanos y ecológicos debidos a la presencia en los fangos de contaminantes orgánicos como el BDE-209. En consecuencia, toda medida que se adopte para rebajar los niveles de BDE-209 en los fangos cloacales o para controlar mejor el uso de estos como fertilizante probablemente tendrá efectos positivos, pues en última instancia reducirá los niveles de la sustancia en los productos agrícolas.

2.4.3 Biota (diversidad biológica)

111. La eliminación del c-decaBDE es imprescindible para evitar el incremento de los niveles de este producto químico en las especies silvestres que ya estén en riesgo. Los efectos adversos registrados suscitan la preocupación de que el c-decaBDE pueda tener incidencia en los niveles de población y ecosistemas, y, a la larga, afectar a la diversidad biológica (véase la sección 2.4.1 en UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2). Además de la amenaza que representa la sustancia, por sí sola o en combinación con otros COP, para los ecosistemas árticos y la diversidad biológica (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2, UNEP/POPS/POPRC.7/INF/16), otro motivo de preocupación es que, por sí solos o combinados, el c-decaBDE y otros productos químicos, en concentraciones significativas desde el punto de vista del medio ambiente, pueden retrasar el desarrollo y la metamorfosis de las ranas (Shricks *et al.*, 2006; Qin y Xia, 2010) y alterar la anatomía y la función del sistema vocal de las ranas macho (Ganser, 2009). En su Lista Roja de especies amenazadas™, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) ha determinado que los anfibios son la más amenazada de todas las clases de vertebrados analizadas, y dentro de ellos las ranas, el 41% de cuyas especies está en peligro de extinción, por lo que insta a adoptar medidas inmediatas para proteger a las poblaciones de anfibios de todo el mundo (UICN, 2014; véase también Stuart *et al.*,

2004). Las extinciones y las disminuciones drásticas de las especies de anfibios se han atribuido a la pérdida de hábitat, la contaminación, los incendios, el cambio climático, las enfermedades y la explotación excesiva (UICN, 2014; Hayes *et al.*, 2010). Los productos químicos antropogénicos pueden agravar la disminución de las poblaciones de anfibios por cuanto afectan al sistema inmunológico y la respuesta inmunológica, el desarrollo y crecimiento de las larvas, la capacidad para evitar la depredación, el éxito reproductivo y las tasas de supervivencia (Carey y Bryant, 1995; véase también Hayes *et al.*, 2010). Las alteraciones del sistema vocal de las ranas macho y los retrasos en la metamorfosis y el desarrollo provocados por la exposición al c-decaBDE pueden tener consecuencias para la aptitud física (éxito reproductivo, capacidad depredadora, etc.) a lo largo de todo el ciclo de vida y, en última instancia, para la regeneración de las poblaciones (van Allen *et al.*, 2010; Hayes *et al.*, 2010). Por tanto, los efectos adversos observados en las ranas indican que el c-decaBDE puede ser uno de los contaminantes que contribuyen a la disminución de las poblaciones mundiales de estos anfibios.

2.4.4 Aspectos económicos y costos sociales

112. Según datos como los precios, la accesibilidad y la disponibilidad de las distintas alternativas y la información sobre las medidas reglamentarias y el uso en diferentes países, los costos socioeconómicos de la aplicación de una prohibición o restricción del uso del c-decaBDE serían pequeños y se compensarían con los beneficios generados por la eliminación o regulación. Un factor importante que se analiza en la propuesta de restricción de la UE es que, si bien el c-decaBDE es hoy por hoy menos costoso que las alternativas evaluadas, esta diferencia de costo podría variar gradualmente conforme aumente la demanda de alternativas (ECHA, 2014a).

113. Para los fabricantes que aún producen c-decaBDE, los costos dependerán de la medida en que una restricción o prohibición afecte a la producción y al mercado de las alternativas químicas al c-decaBDE, y también de los costos técnicos que entrañe el paso del c-decaBDE a otras alternativas en las plantas de fabricación (ECHA, 2014a). Sin embargo, se sabe que el c-decaBDE solo se fabrica en unos pocos países del mundo, por lo que la restricción y prohibición de la fabricación no conllevarán costos directos (ni efectos) para la mayoría de los países, y solo afectarán al pequeño número de fabricantes, que todavía producen c-decaBDE, algunos de los cuales ya producen y comercializan alternativas. Además, la información disponible indica que las mismas plantas de fabricación y cadenas de producción que hoy fabrican c-decaBDE pueden fabricar alternativas. Por tanto, cabe suponer que la transición tendrá un costo bajo para la industria en todo el mundo.

114. La restricción también podría afectar a la economía de los importadores y proveedores de c-decaBDE, y a los usuarios industriales y profesionales de fases posteriores. Sin embargo, la mayoría de los importadores y los proveedores también importa y vende otros productos químicos, entre ellos sustancias alternativas al c-decaBDE (ECHA, 2014a). Del mismo modo, los importadores de artículos que contienen c-decaBDE podrán seguir importando artículos tratados con pirorretardantes alternativos. Por lo que respecta a los usuarios industriales y profesionales de fases posteriores, se sabe que no todos tienen la misma capacidad de abandonar el c-decaBDE y adoptar una alternativa. Aunque la mayoría está en condiciones de realizar esta transición sin demasiados costos añadidos, los comentarios formulados por la industria aeronáutica durante una consulta pública efectuada en la Unión Europea indican que la sustitución inmediata del c-decaBDE en determinados productos utilizados en aeronaves y equipo informático de uso militar podría resultar difícil (ECHA, 2014a). Según la industria aeroespacial, esta dificultad obedece sobre todo a los obstáculos técnicos, los costos y las limitaciones de tiempo que se derivan de la elaboración, la capacitación y la certificación de materiales alternativos para aeronaves que cumplan los rigurosos requisitos de rendimiento técnico y seguridad, y a la complejidad de la cadena de suministro (ECHA, 2014a). Algunas asociaciones de la industria automotriz han expresado inquietudes parecidas y han solicitado exenciones para algunas piezas de repuesto que ya no se fabrican pero no para partes que se siguen produciendo. El razonamiento utilizado por la industria es diferente, porque solo se ocupa de la viabilidad práctica de una sustitución, sobre todo en las piezas de repuesto con propiedades funcionales, que ya no se fabrican.

115. La inclusión del c-decaBDE en el Convenio de Estocolmo sin una exención al reciclado significaría que las fracciones que contengan c-decaBDE con un valor superior al bajo contenido de COP no se reciclarían y esto podría repercutir en el reciclado de los materiales procedentes de productos que contengan c-decaBDE. El reciclado de los plásticos de desechos eléctricos y electrónicos en particular y del plástico de vehículos al final de su vida útil podría verse afectado p. ej., IVM/IVAM, 2013; véase también la sección 2.2). El volumen actual de plástico que se recicla es limitado y la fracción de plástico que contiene c-decaBDE es pequeña (Sinha-Khetriwal *et al.*, 2005; Widmer *et al.*, 2005; Hicks *et al.*, 2005; Streicher-Porte *et al.*, 2005; véanse también los párrafos 47 y 48 de la sección 2.2). Los procesos de reciclado de vehículos al final de su vida útil y de desechos de

aparatos eléctricos y electrónicos se centra en estos momentos en la recuperación de metal, porque la fracción de plástico se considera de menos valor debido a su calidad (Sinha-Khetriwal *et al.*, 2005), Widmer *et al.*, 2005; Hicks *et al.*, 2005; Streicher-Porte *et al.*, 2005). Por consiguiente, se considera que son pocos los efectos socioeconómicos de la adopción de las medidas necesarias para que esos productos plásticos no se reciclen al convertirse en desechos.

116. El reciclado del plástico es conveniente en sentido general debido al aprovechamiento de recursos, pero se debe equilibrar con la importancia de evitar el reciclado de plásticos que contengan productos químicos peligrosos. Si en el futuro el reciclado de ese material aumenta, entonces habrá que aplicar técnicas de separación para garantizar la calidad del material plástico reciclado, lo que puede hacer que la sociedad incurra en costos ya sea en la forma de inversión en equipo para clasificar los desechos plásticos o en el aumento de la necesidad de operarios manuales. Cuando no se logran medios eficaces para detectar decaBDE en los desechos, los efectos del reciclado podrían ser mucho más altos que el que se supone ya que en la práctica se puede excluir cualquier material que contenga bromo, lo que limitaría aún más la cantidad de material disponible para el reciclado. La tecnología utilizada después de la trituración para separar la fracción valiosa de plástico es costosa, así como la tecnología para extraer bromo. De necesitarse rendimientos importantes, esto puede representar una barrera a la entrada en el mercado de nuevos participantes en el mercado de reciclado de desechos de aparatos eléctricos y electrónicos.

117. A nivel regional o de países, es indispensable realizar un análisis de los efectos económicos para las instalaciones de reciclado. Lo que podría definirse como solución óptima depende con mucho del contexto económico y cultural en que funciona el sistema (Sinha-Khetriwal *et al.*, 2005). Hay que tener en cuenta el costo de la mano de obra, la estructura de la economía, que incluye al importante sector no estructurado, el marco regulatorio existente y las posibilidades y límites de la aplicación de la ley para hallar soluciones que puedan mejorar la situación respecto de los efectos ambientales, los riesgos laborales y los ingresos económicos (Sinha-Khetriwal *et al.*, 2005). Los beneficios para el medio ambiente y las ventajas socioeconómicas derivadas del aumento de la calidad y del uso de plásticos reciclados (menor uso de plástico virgen), así como un precio más alto en el mercado pueden entonces compensar el costo más elevado de reciclar.

118. El precio de mercado del material plástico reciclado se determina por su calidad, su idoneidad para sustituir el plástico virgen y el precio de los plásticos vírgenes. La presencia de productos químicos peligrosos afecta negativamente el precio de mercado del material reciclado (NCM, 2015b). En un estudio del Organismo Sueco de Productos Químicos (KEMI) se llega a la conclusión de que una de las principales barreras al aumento del uso de materiales reciclados en los nuevos productos es el riesgo de que el material pueda contener sustancias peligrosas (KemI, 2012). También apoyan esta conclusión otras fuentes (entre ellas, Wäger *et al.*, 2010; Stenvall *et al.*, 2013; NCM, 2015b), todas las cuales destacan que las sustancias peligrosas son un obstáculo al reciclado de material procedente de desechos de aparatos eléctricos y electrónicos.

119. El reciclado de materiales que contienen decaBDE en diversos artículos nuevos puede dificultar la identificación de los artículos que contienen decaBDE y el tratamiento posterior. Por otra parte, es importante llevar el control de las Corrientes de desechos para evitar que el decaBDE vaya a parar a nuevos artículos, lo que surtiría efectos adversos en los seres humanos y acarrearía costos económicos debidos al incremento de los problemas de salud (NCM, 2014b; Bellanger *et al.*, 2015; Hauser *et al.*, 2015; Trasande *et al.*, 2015; Legler *et al.*, 2015; HEAL, 2014; véase también el párrafo 122). Existen técnicas y métodos para separar con eficacia los desechos que contienen PBDE y tratarlos por separado (ECHA Background Document, 2015; Sinha-Khetriwal *et al.*, 2005; Widmer *et al.*, 2005; Hicks *et al.*, 2005; Streicher-Porte *et al.*, 2005; véanse también las orientaciones³). Por esa razón, es necesario un límite de concentración para las mezclas y artículos situados en el mercado a fin de garantizar que a) una mayoría de artículos plásticos se pueda reciclar y b) el decaBDE no esté presente en concentraciones altas en artículos hechos con material reciclado (RAC/SEAC, 2015). Cuando se instalan tecnologías más avanzadas, el gasto de capital necesario es considerable pero después los gastos corrientes son bajos (NCM 2014a, 2015c). Aunque las técnicas de separación pueden significar gastos de funcionamiento y de gestión elevados, probablemente se compensen con la mejora del reciclado y una mayor cantidad de material reciclado (NCM 2014a, 2015c). Los métodos que utilizan tecnologías menos complejas, como la separación, la clasificación o la trituración más simple de desechos de aparatos eléctricos y electrónicos puede dar por resultado costos relativamente más altos según sea el costo de la mano de obra, pero también puede beneficiar a la sociedad debido al

³ Orientaciones para el inventario de los éteres de bifenilos polibromados (PBDE) enunciados en el Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes.

aumento del empleo. Los procesos de tratamiento de los desechos de aparatos eléctricos y electrónicos con importantes elementos de tecnologías menos complejas pueden actualmente lograr mucha mejor calidad en el plástico recuperado que las alternativas muy mecanizadas y automatizadas y también mayores beneficios cuantificados (NCM, 2015a; NZMOE, 2013). El costo general se compensa mediante un mejor reciclado de materiales. Además, los beneficios ambientales son considerables (NCM, 2015c).

120. Según el documento UNEP/POPS/COP.7/INF/22, “La gestión de los desechos influye en todos los sectores de la sociedad y la economía. Interesa a las autoridades locales, regionales y nacionales y requiere de un marco jurídico, un mecanismo financiero y una coordinación eficaz entre los ciudadanos y las autoridades a todos los niveles. Por otra parte, es impracticable la buena gestión de los derechos sin un nivel de inversión suficiente. Para garantizar un sistema de gestión de los desechos coherente, es importante que todas las acciones a los diferentes niveles apliquen una estrategia acordada en común. Por tanto, es necesario, o al menos conveniente, (que las autoridades nacionales y regionales) analicen y determinen la estrategia nacional de gestión de los desechos. La implementación exitosa de cualquier sistema de gestión de los desechos, en particular en los países en desarrollo, posiblemente requiera la transferencia de tecnologías apropiadas y la creación de capacidad de conformidad con el artículo 12 del Convenio”.

121. Además de los costos para la industria, la restricción de la comercialización del c-decaBDE puede afectar el empleo de las empresas fabricantes de la sustancia y los agentes de la cadena de suministro, incluidos los importadores y exportadores de la sustancia propiamente dicha y de los artículos que la contienen. Otros ámbitos que también pueden verse afectados en ese mismo sentido son la recogida, la clasificación y el reciclado de desechos. Los efectos en el empleo dependen, por ejemplo, de si las empresas también producen o venden las sustancias sustitutivas del c-decaBDE. Según la ECHA (2014), no hay ningún motivo para suponer diferencias entre el c-decaBDE y sus alternativas en lo que respecta a la cantidad de trabajadores que requiere la producción de artículos y productos que contengan una u otra sustancia, y los efectos negativos para el empleo (de haberlos) en unas empresas se compensarían con los efectos positivos en otras. Dicho de otro modo, los efectos en el empleo son principalmente distributivos y no acarrear un costo para la sociedad como tal. Ahora bien, la redistribución del personal siempre conlleva algunos costos de ajuste, por ejemplo, los derivados del desempleo de los trabajadores durante el tiempo que tardan en encontrar un nuevo trabajo, aunque en la práctica resulta difícil calcular esos costos de ajuste (ECHA, 2014). El empleo en la industria de desechos y reciclado probablemente también se verá afectado por mecanismos parecidos (véanse, por ejemplo, OIT, 2012; NCM, 2015b). En general, la disminución de las ganancias tenderá a traducirse en menos puestos de trabajo, pero con la posible aparición de nuevas actividades, como la clasificación de desechos, podría aumentar la necesidad de mano de obra. No está claro, pues, cuál será el efecto neto en el empleo en el sector del reciclado.

122. Abundando en la cuestión de los costos sociales, según un nuevo informe del Consejo Nórdico de Ministros y algunas publicaciones científicas recientes, los disruptores endocrinos (EDC) como el c-decaBDE representan una carga económica onerosa para la sociedad (NCM, 2014b; Bellanger *et al.*, 2015; Hauser *et al.*, 2015; Trasande *et al.*, 2015; Legler *et al.*, 2015). Según el informe del Consejo Nórdico de Ministros, los efectos negativos que provocan los EDC en la salud reproductiva de los varones suponen un costo anual para los países de la Unión Europea de entre 59 y 1.200 millones de euros como mínimo en capacidad de trabajo perdida y aumento de los gastos sanitarios. Parecidas son las conclusiones de Hauser *et al.* (2015), cuyo estudio cifra en casi 15.000 millones de euros anuales los costos de los trastornos y las enfermedades reproductivas masculinas en la Unión Europea. En Bellanger *et al.* (2015), tal vez el más importante de estos estudios, se da a entender que los PBDE, entre otros EDC, son un factor de peso en la incidencia de deficiencias y enfermedades neuroconductuales en la Unión Europea, y es muy probable que supongan un costo de más de 150.000 millones de euros al año. No obstante, dado que las publicaciones del Consejo Nórdico de Ministros, Bellanger *et al.* (2015) y Hauser *et al.* (2015) se centran en EDC, enfermedades y trastornos específicos, es probable que los costos sociales totales provocados por los EDC sean muy superiores a lo que indican esos estudios. Según Trasande *et al.* (2015), solo los EDC que presentan más probabilidades de causar enfermedades y trastornos ya suponen un costo de 157.000 millones de euros anuales, lo que equivale al 1,23% del producto interior bruto de la UE. Esta conclusión está respaldada por un informe anterior elaborado por la Alianza para la Salud y el Medio Ambiente (HEAL) en la Unión Europea (HEAL, 2014). Según el informe, que recoge los costos relacionados con el tratamiento de esterilidad humana, criptorquidismo, hipospadias, cáncer de mama, cáncer de próstata, TDAH, autismo, sobrepeso, obesidad y diabetes, pero no cáncer de testículo, los costos totales en la Unión Europea relacionados con la exposición a los EDC pueden oscilar nada menos que entre 13.000 y 31.000 millones de euros al año (HEAL, 2014).

123. A los costos para los sistemas de salud y bienestar hay que añadir los costos relativos a la gestión de los desechos que contienen c-decaBDE y la rehabilitación de los suelos y sedimentos contaminados, tareas costosas en tiempo y dinero, a juzgar por la experiencia con otros COP como los bifenilos policlorados.

124. En la propuesta de restricción de la Unión Europea se considera que la restricción de la producción y el uso del c-decaBDE planteada es una medida proporcional para controlar los riesgos derivados de su producción y uso. Más concretamente, se señala que la eficacia en función de los costos es del mismo orden de magnitud (o inferior) que las restricciones ya impuestas en el marco de la REACH al mercurio, producto químico que en unas evaluaciones anteriores realizadas por la Unión Europea (sobre el mercurio y el fenilmercurio) se consideró que suscitaba un nivel de preocupación equivalente al de las sustancias persistentes, bioacumulativas y tóxicas y que tenía propiedades de transporte a larga distancia (ECHA, 2014a).

2.4.5 Avances hacia el desarrollo sostenible

125. La eliminación del c-decaBDE es compatible con los planes de desarrollo sostenible que tratan de reducir las emisiones de productos químicos tóxicos y vinculan la seguridad de las sustancias químicas, el desarrollo sostenible y la reducción de la pobreza. La gestión ambientalmente racional de las “sustancias químicas tóxicas”, incluidos los desechos, forma parte del Programa 21, la Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (CNUMAD, 1992a, b) y el Enfoque Estratégico para la Gestión de los Productos Químicos a Nivel Internacional (SAICM). El Plan de Acción Mundial del SAICM contiene medidas concretas para contribuir a la reducción de los riesgos mediante la promoción del uso de alternativas seguras y eficaces a los productos químicos, incluidas las alternativas no químicas a las sustancias químicas orgánicas que son extremadamente tóxicas, persistentes y bioacumulativas (PNUMA, 2006). La Estrategia de Política Global del SAICM establece que los COP son productos químicos cuya producción y uso deben detenerse y que deben ser sustituidos con productos más seguros, todo ello con carácter prioritario.

126. Desde el punto de vista de la economía circular, el diseño para el reciclado y el etiquetado es importante a fin de mejorar la calidad y cantidad de los materiales reciclados (NCM, 2014c). Con la aplicación de técnicas y sistemas que permitan la separación de los componentes que contengan productos químicos peligrosos y su eliminación de forma ambientalmente racional, la gestión de los desechos será más sostenible, sobre todo en lo que respecta a la recuperación, reciclado y reutilización de materiales (véase la sección 2.2).

127. En los países en desarrollo, la formalización del sector de reciclado de desechos electrónicos, es decir, la integración del sector no estructurado en una gestión de desechos formal, puede ser una forma de crear de empleo sostenible y al mismo tiempo reducir los efectos negativos para el medio ambiente y la salud de las actividades de reciclado que generan liberaciones de COP y otras sustancias peligrosas (OIT, 2012).

2.5 Otras consideraciones

128. La inclusión del c-decaBDE en el anexo A sin exenciones llevaría aparejada la aplicación de medidas de control que fueran fáciles de comunicar, por lo que deberían ser eficaces e idóneas, incluso en países que tienen una infraestructura limitada para regular los productos químicos. La información sobre las alternativas puede obtenerse y transmitirse fácilmente, de ser necesario. Con respecto a la monitorización del medio ambiente y a la vigilancia biológica, el c-decaBDE puede añadirse a los programas de vigilancia de otros COP ya existentes. Es posible que los países sin la infraestructura necesaria para vigilar adecuadamente la producción y el uso del c-decaBDE requieran más recursos e infraestructura. Sin embargo, gracias a algunos adelantos recientes en química analítica, es posible vigilar y cuantificar el c-decaBDE a la par que otros PBDE como los congéneres de tetra, penta, hexa y heptaBDE enumerados en el Convenio, sin costos adicionales considerables. Esos métodos de espectrometría de masa avanzados proporcionan información precisa acerca de las cantidades de BDE-209 en una matriz y, por tanto se suelen usar para determinar los niveles en muestras del medio ambiente y la biota. Los métodos de espectrometría de masas se pueden usar también para determinar los niveles de BDE-209 en productos/artículos en uso y en los desechos, pero este no es un método que utilicen las empresas que se dedican al tratamiento y reciclado de los desechos, que habitualmente se basan en métodos de clasificación más rudimentarios basados en el contenido total de bromo para la selección y la clasificación (UNEP/POPS/POPRC.6/2/Rev.1). No se dispone de tecnologías analíticas avanzadas en el sector de gestión de los desechos a escala industrial.

129. Las Partes en el Convenio, para las cuales ha entrado en vigor alguna enmienda, deberán cumplir las obligaciones previstas en sus artículos. Antes, para ayudar a las Partes a cumplir sus obligaciones, el Convenio de Estocolmo preparaba orientaciones para el inventario de los COP

incluidos en el Convenio, con el objeto de que las Partes aplicasen paso por paso la metodología para inventariar los COP de inclusión reciente y elaborar estrategias y planes de acción (decisión SC-6/12; PNUMA, 2014a, b). El propósito del inventario es ayudar a las Partes en la recopilación de datos de referencia nacionales sobre los COP incluidos en la lista, información que puede ser de utilidad para los coordinadores nacionales del Convenio, el coordinador del proceso de examen y actualización de los planes nacionales de aplicación y los equipos de tareas encargados de establecer el inventario. También será de interés para otros interesados que estén tratando de eliminar COP incluidos en el Convenio. Además, se han elaborado otros tipos de orientaciones, como, por ejemplo, las directrices formuladas en el marco del Convenio de Basilea.

130. Un posible reto es la determinación de cuáles artículos o productos contienen una sustancia química determinada. Consciente de ese reto, el SAICM, en la Conferencia Internacional sobre la Gestión de los Productos Químicos (SAICM/ICCM.2/15) señaló que había una necesidad mundial de información sobre el contenido de sustancias químicas en los productos durante todo su ciclo de vida. Se inició entonces un programa voluntario para intercambiar información sobre el contenido de sustancias químicas en los productos en la cadena de valor a nivel mundial.

131. A los efectos de elaborar estrategias eficaces que puedan llevar a la eliminación del c-decaBDE, las Partes tienen que conocer a cabalidad la situación en que se encuentran en relación con la sustancia. De incluirse el c-decaBDE en el Convenio, la Conferencia de las Partes tal vez desee actualizar las “Orientaciones para el inventario de los éteres de polibromodifenilos (PBDE) incluidos en el Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes” a fin de ayudar a las Partes en el Convenio a cumplir las obligaciones contraídas en virtud del Convenio y prestarles asistencia en la eliminación del c-decaBDE (PNUMA, 2014a).

3. Síntesis de la información

3.1 Resumen de la información sobre el perfil de riesgo

132. En su décima reunión, celebrada en 2014, el Comité de Examen de los COP aprobó el perfil de riesgos y decidió que era probable que el componente de éter de decabromodifenilo (BDE-209) del c-decaBDE, como resultado de su transporte a larga distancia en el medio ambiente, tuviera efectos adversos importantes para la salud humana y el medio ambiente que justificaran la adopción de medidas a nivel mundial.

133. El BDE-209 es muy persistente en el suelo y los sedimentos, pero también se sabe que se desbroma a PBDE bromados en menor grado en el medio ambiente y la biota. A causa de la desbromación, los organismos se ven expuestos a una mezcla compleja de PBDE, en la que figuran los BDE que son COP ya incluidos en el Convenio.

134. El BDE-209 es un contaminante muy extendido cuya presencia se ha detectado en regiones urbanas, rurales y remotas de todo el mundo. En el Ártico y otras regiones apartadas, el BDE-209 se encuentra en diversos compartimentos ambientales como son el aire, los sedimentos, la nieve, el hielo y la biota. Tanto los procesos oceánicos como los atmosféricos contribuyen al transporte a larga distancia del BDE-209 en el medio ambiente, aunque se considera que el mecanismo principal de esa propagación es su unión con partículas en la atmósfera.

135. Debido a que el BDE-209 es muy poco soluble en el agua, la vía de exposición más importante en las redes tróficas acuáticas y terrestres es la alimentación. Pese a que algunos estudios no demuestran ninguna bioacumulación de BDE-209 y a que se ha observado una dilución trófica (factor de magnificación trófica <1), hay noticia de la existencia de bioacumulación en algunos organismos acuáticos y terrestres. La ambigüedad de los datos disponibles sobre bioacumulación del BDE-209 es en gran medida reflejo de las diferencias en la ingesta, el metabolismo y la eliminación que caracterizan a las distintas especies.

136. El c-decaBDE se detecta por doquier en la biota, y en algunas especies se han encontrado cargas corporales elevadas. La madre puede transmitir BDE-209 a su prole y esa exposición tiene lugar durante las primeras fases del desarrollo. Se ha informado de esa transmisión de la madre a los huevos o a la prole en peces, anfibios, aves y renos. En los seres humanos, la exposición al BDE-209 tiene lugar en las primeras fases de desarrollo en el útero mediante transmisión por medio de la placenta y después del nacimiento por medio de la lactancia. Además, según se ha informado, la carga corporal de BDE-209 y otros PBDE es más elevada en los lactantes y niños de corta edad que en los adultos debido a una mayor exposición al polvo.

137. Hay pruebas de que el BDE-209 puede producir efectos adversos para la salud reproductiva y las crías de peces, lombrices de tierra, ratones y ratas, así como efectos neurotóxicos y en el desarrollo

en anfibios, roedores y seres humanos. Otro motivo de preocupación es la posibilidad de que la combinación de BDE-209 y otros PBDE en concentraciones ambientalmente importantes cause neurotoxicidad del desarrollo en los seres humanos y las especies silvestres. Según los datos disponibles sobre toxicidad, el BDE-209 puede actuar como disruptor endocrino e interferir con la homeostasis de la hormona tiroidea en los peces, los anfibios, las ratas, los ratones y los seres humanos, y con la homeostasis de las hormonas esteroideas. La desbromación y la exposición conjunta al BDE-209 y otros PBDE que actúan en forma parecida, sumadas a la gran persistencia del BDE-209 en los sedimentos y los suelos, aumentan las probabilidades de que se produzcan efectos adversos crónicos a largo plazo.

3.2 Resumen de la información sobre la evaluación de la gestión de los riesgos

138. Previsiblemente la eliminación del c-decaBDE tendrá un efecto positivo en el desarrollo sostenible a nivel mundial. Sin embargo, de no controlarse la producción, el uso y los desechos del c-decaBDE, es probable que sigan aumentando los niveles de la sustancia en el medio ambiente, lo que incluye a los seres humanos y las especies silvestres, incluso en lugares remotos.

139. El c-decaBDE es una sustancia sintética que, hasta donde se conoce, no se da en la naturaleza. En la actualidad, la sustancia solo se fabrica en unos pocos países, muchos de los cuales ya han restringido su uso o han iniciado programas voluntarios para eliminarlo. Con ello se ha propiciado el uso de pirorretardantes alternativos, la reconfiguración de diseños y la adopción de métodos alternativos para cumplir con los requisitos de los productos en cuanto a protección contra el fuego. Sin embargo, en todas las regiones investigadas siguen produciéndose liberaciones de c-decaBDE y su componente principal, el BDE-209, al medio ambiente.

140. Las emisiones de c-decaBDE también pueden producirse durante la fabricación, pero sobre todo se atribuyen a las liberaciones procedentes de los artículos en uso y los desechos. Por tanto, la prohibición mundial de la producción y el uso del c-decaBDE, combinada con medidas adecuadas de gestión de los desechos, es imprescindible para que en el futuro se reduzca la exposición de los seres humanos y la fauna y flora silvestres.

141. El c-decaBDE tiene muchas aplicaciones y se emplea en muchos sectores diferentes de la sociedad, desde aparatos eléctricos y electrónicos tales como computadoras y televisores hasta cables, conexiones eléctricas, adhesivos, selladores, revestimientos, tintas y tuberías. El c-decaBDE es también muy utilizado en los textiles comerciales para edificios públicos, en los textiles para muebles domésticos y en el sector del transporte. A nivel mundial, cerca del 90% del c-decaBDE termina en materiales plásticos, principalmente en productos electrónicos, y el resto en textiles revestidos, muebles tapizados y colchones.

142. La industria automovilística y la aeronáutica están en vías de eliminar el c-decaBDE. Sin embargo, algunos observadores de la industria han manifestado su preocupación por la prestación de servicios y la sustitución de piezas de repuesto que ya no se fabrican en los artículos que están en uso, así como por las aeronaves que se están fabricando actualmente con arreglo a los certificados de tipo vigentes. La justificación aducida tiene que ver con cuestiones técnicas y económicas y supone la posibilidad de que haya que aprobar exenciones en el sector del transporte. Sin embargo, los requisitos en materia de protección contra incendios y los planes de certificación no exigen necesariamente el uso del c-decaBDE u otros pirorretardantes. En caso de que sea necesaria la sustitución del c-decaBDE por otro pirorretardante, hay varias alternativas químicas que pueden reemplazarlo en la mayoría de aplicaciones plásticas y textiles que todavía se producen en masa. Sin embargo, debido a la necesidad de cambiar algunas piezas de repuesto que ya no se fabrican y que tendrán que someterse a prueba casi siempre en los vehículos originales, que ya no se producen en masa y, por regla general, no lo han sido durante muchos años, esas pruebas no pueden realizarse. Por otra parte, es probable que los fabricantes de esas piezas ya descontinuadas dejen de fabricarlas del todo. En última instancia, el resultado será la imposibilidad de disponer de esas piezas o de someterlas a prueba, lo que las convertirá en piezas de repuesto peligrosas o que incumplen las obligaciones nacionales de suministrar esas partes durante al menos 10 años después de cesar la producción en masa. Ahora bien, en muchos casos, la acción pirorretardante también puede lograrse con técnicas alternativas como el uso de materiales intrínsecamente ignífugos o distintas soluciones técnicas, como barreras físicas o la modificación completa del diseño del producto. Estas técnicas alternativas pueden emplearse en gran cantidad de materiales y aplicaciones, y ya se usan en productos textiles, aparatos electrónicos, aeronaves y otros medios de transporte.

143. La vida útil de los productos que contienen c-decaBDE varía de unas regiones a otras, pero puede estimarse un promedio de diez años, por lo que los productos al final de su vida útil accederán a las corrientes de desechos durante muchos años y serán una fuente de emisiones en el futuro. Según el Convenio (artículo 6 1 d) ii)), los desechos que contengan c-decaBDE deben eliminarse de un modo

tal que el contenido del contaminante orgánico persistente se destruya o se transforme en forma irreversible o se eliminen de manera ambientalmente racional, con el fin de suprimir eficazmente las emisiones y la exposición conexas al c-decaBDE presente en los desechos. Hay diversas técnicas para la gestión ambientalmente racional de los desechos que contienen COP. La incineración controlada en instalaciones modernas, bajo vigilancia constante y cumpliendo rigurosamente las directrices del Convenio relativas a las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales, es una forma de eliminar los desechos que contengan c-decaBDE y puede permitir la recuperación de energía. En general se considera que la incineración a temperaturas elevadas es un método eficaz para destruir COP como el c-decaBDE sin generar grandes cantidades de dioxinas y furanos. Cuando ni la destrucción ni la transformación irreversible representen la opción preferible desde el punto de vista ambiental, los países podrán permitir la eliminación de esos desechos por otros métodos ambientalmente racionales, por ejemplo, en vertederos especialmente diseñados.

144. La clasificación y separación de fracciones de desechos puede servir para lograr una gestión más sostenible de los desechos. Entre las técnicas de separación figura la clasificación manual y automatizada de los componentes de los desechos, incluidos los que contienen productos químicos peligrosos tales como los pirorretardantes bromados. En el sector de la gestión de los desechos ya se usan técnicas avanzadas de separación, que están disponibles en todo el mundo. Sin embargo, en los países en desarrollo, la manipulación de los desechos se realiza sobre todo en el sector no estructurado, donde no se utilizan los procesos industriales modernos y la separación se hace a mano, sin protección ni ventilación adecuadas, con la consiguiente exposición humana y ambiental. En los países en desarrollo, la integración del sector no estructurado en una gestión de desechos formal puede ser una forma de aumentar la sostenibilidad.

145. Un número reducido de Partes planteó la posibilidad de que fuera necesaria una exención para el reciclado. Otros se opusieron a la exención porque mostraron interés en los artículos y producto en uso y los productos reciclados que contenían decaBDE que se estaban exportando sobre todo a países en desarrollo y países con economías en transición debido a la falta de capacidad para detectar y analizar productos que contengan decaBDE. Sin embargo, el reciclado de materiales que contienen c-decaBDE dará lugar inevitablemente a más contaminación humana y ambiental y a una mayor dispersión de los PBDE, por lo que debe evitarse si de lo que se trata es de acabar con las emisiones y la exposición al c-decaBDE. Según una información reciente, los nódulos de plástico hechos a partir de material reciclado contaminado con c-decaBDE se exportan y pueden terminar formando parte de productos que podrían representar un peligro para la salud humana. En estudios recientes se detectó c-decaBDE en materiales que están en contacto con alimentos y en juguetes hechos con nódulos de plástico reciclado. Por otra parte, podrían ser limitados los efectos socioeconómicos de no permitir el reciclado del c-decaBDE por encima del valor límite de COP que está por determinar por una razón importante y es que el volumen de plásticos y textiles reciclados que contienen la sustancia es bajo. Sin embargo, la industria automotriz planteó que necesitaba cumplir un cupo de reciclado estricto del 85% en Europa y sin exención del reciclado, esas obligaciones jurídicas no se pueden cumplir. Ahora bien, la información recibida y evaluada en la presente evaluación de la gestión de los riesgos permite considerar que son pocos los efectos socioeconómicos de la adopción de las medidas necesarias para que esos productos plásticos no se reciclen al convertirse en desechos.

146. El etiquetado de los nuevos artículos producidos que contienen decaBDE podría ser útil cuando esos artículos se conviertan en desechos.

3.3 Medidas de gestión de los riesgos recomendadas

147. La medida de control más eficaz para reducir las liberaciones de c-decaBDE sería incluir el componente de éter de decabromodifenilo (BDE-209) del c-decaBDE en el anexo A sin exenciones. Esta inclusión también significaría que procedería aplicar las disposiciones del artículo 3 relativas a las importaciones y exportaciones y las del artículo 6 relativas a la determinación y eliminación racional de las existencias y los desechos.

148. A juzgar por la información presentada durante la evaluación de la gestión de los riesgos y la experiencia colectiva de que se tiene noticias, es posible que en algunos sectores haya problemas, por ejemplo, en las industrias aeroespacial y automotriz en relación con las piezas de repuesto de modelos que ya no se fabrican. Algunas Partes señalaron problemas para reciclar. Debido a los motivos de preocupación respecto de artículos, productos en uso y productos reciclados que contienen decaBDE y que se están exportando, sobre todo a países en desarrollo y países con economías en transición, otros expertos se opusieron a la exención del reciclado debido a la falta de capacidad para identificar y analizar los productos que contienen decaBDE. Entre otras medidas de gestión de los riesgos podría considerarse la obligación de etiquetar los nuevos artículos que contengan decaBDE.

4. Declaración final

149. Habiendo decidido que el componente de éter de decabromodifenilo (BDE-209) del c-decaBDE, como resultado de su transporte a larga distancia en el medio ambiente, probablemente tenga efectos adversos importantes para la salud humana y el medio ambiente que justifiquen la adopción de medidas a nivel mundial;

150. Habiendo preparado una evaluación de la gestión de los riesgos y examinado las opciones de gestión y observando que no se dispone de alternativas al éter de decabromodifenilo que no sean contaminantes orgánicos persistentes;

151. El Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes, de conformidad con el párrafo 9 del artículo 8 del Convenio, recomienda a la Conferencia de las Partes en el Convenio de Estocolmo que estudie la posibilidad de incluir el componente de éter de decabromodifenilo (BDE-209) del c-decaBDE en el anexo A y de especificar las medidas de control conexas con una exención específica para las piezas de repuesto de modelos que ya no se fabrican y que todavía no se han definido en la industrias automotriz y aeroespacial. Dado que la información sobre las pequeñas y medianas empresas de la industria textil de países en desarrollo es muy limitada, es imposible llegar a la conclusión de que no necesitan exenciones.

Referencias

- ACAP, Arctic Contaminants Action Programme (2007). Final Report of Phase I of the ACAP Project on Brominated Flame Retardants (BFRs) Phase I: Inventory of sources and identification of BFR alternatives and management strategies. AMAP Report 2007:6, SFT Report TA-2440/2008.
- ACFSE (2001) The Fire Safety of Upholstered furniture, Alliance for Consumer Fire Safety in Europe, Bélgica.
- Albemarle (2013). Product selector guide. [en línea] Disponible en: <http://www.albemarle.com/>. [Consultado el 15 de noviembre de 2013].
- AMAP. Programa de Vigilancia y Evaluación del Ártico (2009). Arctic Pollution 2009, Oslo, 83 págs.
- Apple Inc.[en línea] Disponible en: <http://www.apple.com/environment/toxins/>[Consultado el 6 de julio de 2015].
- Athanasiadou M, Cuadra SN, Marsh G, Bergman A, Jakobsson K. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and bioaccumulative hydroxylated PBDE metabolites in young humans from Managua, Nicaragua. *Environ Health Perspect.* 2008 Mar;116(3):400-8.
- Bellanger M, Demeneix B, Grandjean P, Zoeller RT, Trasande L. Neurobehavioral Deficits, Diseases and Associated Costs of Exposure to Endocrine Disrupting Chemicals in the European Union. *J Clin Endocrinol Metab.* 5 de marzo de 2015;jc20144323. [Epub ahead of print] PubMed PMID: 25742515.
- Bi XH, Thomas GO, Jones KC, Qu WY, Sheng GY, Martin FL, (2007). Exposure of electronics dismantling workers to polybrominated diphenyl ethers, polychlorinated biphenyls, and organochlorine pesticides in South China. *Environ Sci Technol* 41(16):5647-5653.
- BIR, Bureau of International Recycling. [en línea] Disponible en línea en: http://www.bir.org/industry/textiles/?locale=en_US [Consultado el 11 de marzo de 2015].
- Bleher, D (2014). Global circular economy of strategic metals –best-of-two-worlds approach (Bo2W). Recycling options for WEEE plastic components, págs. 1 a 15.
- Blomqvist P, Andersson P y Simonson M (2007a). Fire emissions of organics into the atmosphere. *Fire Technology* 43, 213 a 231.
- Blomqvist P, Andersson P y Simonson M (SP) y van den Berg M y Canton RF (IRAS) (2007b). Review of fire emissions from products with and without BFRs and the hazard of exposure for fire fighters and clean-up crews. Report from SP (SP Technical Research Institute of Sweden) and IRAS (Institute for Risk Assessment Sciences): 74, págs. 1 a 39.
- Breivik K, Armitage JM, Wania F, Jones KC (2014). Tracking the global generation and exports of e-waste. Do existing estimates add up? *Environ Sci Technol.* 48(15):8735-43.
- Breivik K, Sweetman A, Pacyna J, Jones K (2002). Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners – a mass balance approach: 1. Global production and consumption. *Sci Total Environ* 290:181 a 198
- BSEF, Bromine Science and Environmental Forum (2012). Brominated flame retardant: decabromodiphenyl ether fact sheet. October 2012. [en línea] Disponible en: http://www.bsef.com/uploads/Deca_factsheet_25-10-2012.pdf[Consultado el 6 de julio de 2015].
- BSEF, Bromine Science and Environmental Forum (2015a), [en línea] Disponible en: <http://www.bsef.com/regulation/asia-pacific/china> [Consultado el 5 de marzo de 2015].
- BSEF, Bromine Science and Environmental Forum (2015b).[en línea] Disponible en: <http://www.bsef.com/regulation/asia-pacific/india>. [Consultado el 5 de marzo de 2015]
- BSEF, Bromine Science and Environmental Forum. (2007). About Bromine. [en línea] Disponible en: <http://www.bsef.com/>. [Consultado en octubre de 2007].
- Buekens A and Yang J (2014). Recycling of WEEE plastics: a review. *J. Mater. Cycles Waste Manage.* 16, 415 a 434.
- Buser AM, Morf LS, Taverna R, Bader HP, Scheidegger R (2007a). Temporal behaviour of the anthropogenic metabolism of selected brominated flame retardants: Emissions to the environment. BFR 2007, 4th International Workshop on Brominated Flame Retardants, Amsterdam (Países Bajos), 24 a 27 de abril de 2007.

- Carey C, Bryant CJ. Possible interrelations among environmental toxicants, amphibian development, and decline of amphibian populations. *Environ Health Perspect*. Mayo de 1995;103 Suppl 4:13-7.
- CBUF, Sundström, B. (ed.) (1995): Fire Safety of Upholstered Furniture – The final report on the CBUF research programme. Appendix A7 Furniture Calorimeter test protocol Report EUR 16477 EN Directorate-General Science (Measurements and Testing). Comisión Europea. Publicado por Interscience Communication Ltd, Londres.
- CIIC, Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer (2010). Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Volume 98. Painting, firefighting, and shiftwork, [en línea] Disponible en: <http://www.monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol98/mono98-7.pdf> [Consultado el 6 de julio de 2015].
- CNUMAD 1992a, Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo, Río de Janeiro (Brasil), 3 a 14 de junio de 1992. Programa 21, [en línea] Disponible en: <https://sustainabledevelopment.un.org/index.php?page=view&nr=23&type=400> [Consultado el 6 de julio de 2015].
- CNUMAD 1992b, Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo, Río de Janeiro (Brasil), 3 a 14 de junio de 1992. Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, [en línea] Disponible en: <http://www.unep.org/Documents.Multilingual/Default.asp?documentid=78&articleid=1163> [Consultado el 6 de julio de 2015].
- Convenio de Basilea (1995). Directrices Técnicas del Convenio de Basilea sobre Vertederos Especialmente Diseñados (D5).
- Convenio de Basilea (2015a). Proyecto de directrices técnicas para la gestión ambientalmente racional de los desechos consistentes en éter de hexabromodifenilo, éter de heptabromodifenilo, éter de tetrabromodifenilo y éter de pentabromodifenilo, que los contengan o estén contaminados con ellos.
- Convenio de Basilea (2015b). Proyecto de directrices técnicas generales actualizadas para la gestión ambientalmente racional de los desechos consistentes en contaminantes orgánicos persistentes, que los contengan o estén contaminados con ellos (Proyecto del 1 de diciembre de 2014). [en línea] Disponible en: <http://www.basel.int/Implementation/POPsWastes/TechnicalGuidelines/tabid/2381/Default.aspx> [Consultado el 6 de julio de 2015].
- Convenio de Estocolmo (2012a) Orientaciones sobre las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales para el reciclado y la eliminación de artículos que contienen éteres de difenilo polibromado (PBDE) incluidos en el Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes; Proyecto de julio de 2012.
- Convenio de Estocolmo (2012b). Orientaciones para el inventario de éteres de bifenilos polibromados (PBDE) incluidos en el Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes.
- CPA, Clean Product Action (2015). <http://www.cleanproduction.org/news/article/greenscreen-science-at-its-best>
- CPA, Clean Production Action (2007). The Green Screen for Safer Chemicals version 1.0: Evaluating Flame Retardants for TV Enclosures. [en línea] Disponible en: http://www.chemicalspolicy.org/downloads/Green_Screen_Report.pdf. [Consultado el 6 de julio de 2015].
- Chemical Watch (2015). China to place restrictions on hazardous substances in cars six substances to be prohibited. <https://chemicalwatch.com/24517/china-to-place-restrictions-on-hazardous-substances-in-cars>
- Chen D, Mai B, Song J, Sun Q, Luo Y, Luo X, (2007a). Polybrominated Diphenyl Ethers in Birds of Prey from Northern China. *Environ Sci Technol* 41(6):1828 a 1833.
- Chen S, Ma YJ, Wang J, Chen D, Luo XJ, Mai BX (2009). Brominated flame retardants in children's toys: Concentration, composition, and children's exposure and risk assessment. *Environ Sci Technol*; 43:4200–4206.
- Christiansson A, Eriksson J, Teclechiel D, Bergman A. (2009). Identification and quantification of products formed via photolysis of decabromodiphenyl ether. *Environ Sci Pollut Res Int* 16(3):312-21.
- Danish EPA, Organismo Danés de Protección del Medio Ambiente (2007). Mapping of decabromodiphenyl ether (decaBDE) in other products than electrical and electronic products.

- DBIS, 2014, Department for Business Innovation & Skills, London UK. Furniture and Furnishings (Fire) (Safety) Regulation 1988; Consultation on proposed amendments to Schedule 5 –the Match Test-Part 1 and Schedule 4 -the Cigarette Test, agosto de 2014.
- De Wit C, Ulla Sellström U, Nadja Lundgren N, Mats Tysklind M (2005). Higher brominated diphenyl ethers in earthworms and reference and sewage-sludge amended soils. *Organohalogen Compounds - Volumen 67*.
- DiGangi J, Blum A, Bergman A, de Wit CA, Lucas D, Mortimer D, Schecter A, Scheringer M, Shaw SD, Webster TF, (2010). San Antonio statement on brominated and chlorinated flame retardants. *Environ Health Perspect* 118:516 a 518.
- DME, Ministerio Danés del Medio Ambiente (2006). Deca-BDE and Alternatives in Electrical and Electronic Equipment, Environmental project No. 1141/2006, págs. 1 a 93. Authors: Lassen C. et al.
- DME, Ministerio Danés del Medio Ambiente (2007). Health and Environmental Assessment of Alternatives to Deca-BDE in Electrical and Electronic Equipment.
- Dong Y, Fu S, Zhang Y, Nie H, Li Z (2014) Polybrominated diphenyl ethers in atmosphere from three different typical industrial areas in Beijing, China. *Chemosphere* S0045-6535(14)01363-0. doi: 10.1016/j.chemosphere.2014.11.043
- DuPont. (2010). Inherent versus Treated Flame Resistant Fabrics. [en línea] Disponible en: http://www2.dupont.com/Personal_Protection/en_US/products/Nomex/nomexind/nomex_industrial_fa q.html#5QD. [Consultado el 6 de julio de 2015].
- Earnshaw MR, Jones KC, Sweetman AJ (2013). Estimating European historical production, consumption and atmospheric emissions of decabromodiphenyl ether. *Sci tot Environ* 447: 133 a 142.
- Ebert J, Bahadir M (2003) Formation of PBDD/F from flame-retarded plastic materials under thermal stress, *Environ Int* 29: 711-716.
- Ebert J, Bahadir M (2003). Formation of PBDD/F from flame-retarded plastic materials under thermal stress. *Environ Int.* 2003;29(6):711-6.
- EBFRIP, European Brominated Flame Retardant Industry Panel. (2005): Recycling of bromine from plastics containing brominated flame retardants in state-of the-art combustion facilities.
- ECA, Environment Canada (2008). The Polybrominated Diphenyl Ethers Regulations (SOR/2008-218) under the Canadian Environmental Protection Act, 1999.
- ECA, Environment Canada (2010) Proposed risk management strategy for polybrominated diphenyl ethers (PBDEs).
- ECA, Environment Canada (2011) Environmental Monitoring and Surveillance in Support of the Chemicals Management Plan. PBDEs in the Canadian Environment. Environment Canada Fact sheet, págs. 1 a 10.
- ECB, European Chemicals Bureau (2002). European Union Risk Assessment Report: Bis(pentabromophenyl) ether. 1st priority list, Volume 17, Luxemburgo: Comunidades Europeas.
- ECB, European Chemicals Bureau (2007). Review on production processes of decabromodiphenyl ether (decaBDE) used in polymeric application in electrical and electronic equipment, and assessment of the availability of potential alternatives to decaBDE. Institute on Health and Consumer Protection.
- ECHA European Chemicals Agency (2012a). Support Document Bis(pentabromophenyl) ether [decabromodiphenyl ether] (Member State Committee, 29 de noviembre de 2012).
- ECHA, European Chemical Agency (2014b). Decision on substance evaluation pursuant to Article 46 (1) of regulation (EC) NO 1907/2006 for 1,1'-(ethane-1,2-diyl)bis[pentabromobenzene], CAS No 84852-53-9 (EC No284-366-9)
- ECHA, European Chemicals Agency (2012b). Agreement of the member state committee On the identification of bis(pentabromophenyl) ether [decabromodiphenyl ether], (Member State Committee, 29 de noviembre de 2012).
- ECHA, European Chemicals Agency (2012c). Annex XV dossier. Proposal for Identification of a PBT/vPvB Substance. Bis(pentabromophenyl)ether (decabromodiphenyl ether; decaBDE). July 2012-final. Submitted by the United Kingdom, August 2012. [en línea] Disponible en: http://echa.europa.eu/documents/10162/13638/SVHC_AXVREP_pub_EC_214_604_9_decabromodiphenylether_en.pdf [Consultado el 6 de julio de 2015].

- ECHA, European Chemicals Agency (2013b). ECHA dissemination portal. [en línea] Disponible en: <http://echa.europa.eu/web/guest/information-on-chemicals/registered-substances>[Consultado el 12 de noviembre de 2013].
- ECHA, European Chemicals Agency (2015). Annex XV restriction report proposal for a restriction. Substance name: Bis(pentabromophenyl) ether, IUPAC name: 1,1'-oxybis(pentabromobenzene), EC number: 214-604-9, CAS number: 1163-19-5. European Chemicals Agency, Helsinki (Finlandia) preparado en colaboración con el Organismo Nouego para el Medio Ambiente. Versión número: 1.0.
- EFSA, European Food Safety Authority Panel(2011). European Food Safety Authority Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). Scientific Opinion on Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Food. EFSA Journal, 9 (5), 2156. doi.10.2903/j.efsa.2011.2156. [en línea] Disponible en: <http://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/doc/2156.pdf> [Consultado el 6 de julio de 2015].
- ENFIRO (2013). Final Report Summary - ENFIRO (Life Cycle Assessment of Environment-compatible Flame Retardants (Prototypical case study)).[en línea] Disponible en: http://cordis.europa.eu/publication/rcn/15697_en.html [Consultado el 6 de julio de 2015].
- EUROSTAT (2015) Información consultada en octubre de 2015 en <http://ec.europa.eu/eurostat/web/waste/key-waste-streams/elvs>
- FAA (2010), Fire Safety Highlights - <http://www.fire.tc.faa.gov/pdf/2010highlights.pdf>
- Ganser, LR (2009), Anatomy and Function of the African Clawed Frog Vocal System is Altered by the Brominated Flame Retardant, PBDE-209. Universidad de Miami 2009. Open Access Dissertations. Paper 245, [en línea] Disponible en: http://scholarlyrepository.miami.edu/oa_dissertations [Consultado el 6 de julio de 2015].
- Gao S, Hong J, Yu Z, Wang J, Yang G, Sheng G, Fu J (2011). Polybrominated diphenyl ethers in surface soils from e-waste recycling areas and industrial areas in South China: concentration levels, congener profile, and inventory. *Environ Toxicol Chem.* 30(12):2688-96.
- Gnosys, University of Bolton & Oakdene Hollins 2010. Fire Retardant Technologies: safe products with optimised environmental hazard and risk performance, s.l.: s.n.
- Great Lakes (2013). Emerald Innovation™ 1000, [en línea] Disponible en: http://www.greatlakes.com/Flame_Retardants/Products/Emerald_Innovation_1000. [Consultado el 19 de noviembre de 2013].
- GuillaumeE, Chivas C and Sainrat A (2008). Regulatory issues and flame retardant usage in upholstered furniture in Europe. [en línea] Disponible en: <http://www.see.ed.ac.uk/FIRESEAT/2008.html>
- Hamm S, Strikkeling M, Ranken PF, Rothenbacher KP (2001).Determination of polybrominated diphenyl ethers and PBDD/Fs during the recycling of high impact polystyrene containing decabromodiphenyl ether and antimony oxide. *Chemosphere* 44(6):1353-60.
- Hansen, ES (1990). A cohort study on the mortality of firefighters. *Br. J. Ind. Med.* 47, 805 a 809.
- Hauser R, Skakkebaek NE, Hass U, Toppari J, Juul A, Andersson AM, Kortenkamp A, Heindel JJ, Trasande L (2015). Male Reproductive Disorders, Diseases, and Costs of Exposure to Endocrine-Disrupting Chemicals in the European Union. *J ClinEndocrinol Metab.* 5:jc20144325. [Publicado electrónicamente antes de imprimirlo]
- Hayes TB, Falso P, Gallipeau S, Stice M (2010). The cause of global amphibian declines: a developmental endocrinologist's perspective. *J Exp Biol.* 15; 213(6): 921-33.
- HEAL, Health and Environment Alliance (2014) Health costs in the European Union – How much is related to EDCs? [en línea] : http://www.env-health.org/IMG/pdf/18062014_final_health_costs_in_the_european_union_how_much_is_realted_to_edcs.pdf [Consultado el 6 de julio de 2015].
- IKEA 2014. Sustainability report FY14, [en línea] Disponible en: http://www.ikea.com/ms/no_NO/pdf/sustainability_report/sustainability_report_2014.pdf
- Illinois, Illinois Environmental Protection Agency (EPA) (2006). A Report to the General Assembly and the Governor In Response to Public Act 94-100 DecaBDE Study: A Review of Available Scientific Research.

- Illinois, Illinois Environmental Protection Agency (EPA) (2007). Report on Alternatives to the Flame Retardant DecaBDE: Evaluation of Toxicity, Availability, Affordability, and Fire Safety Issues. A report to the Governor and the General Assembly.
- IUCN, Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (2915), [en línea] Disponible en: <http://www.iucn.org/about/>. [Consultado el 2 de febrero de 2015].
- IVM (2013) POP Stream, POP-BDE waste streams in the Netherlands: analysis and inventory (R13-16). Institute for Environmental Studies, Países Bajos.
- Jayakody C, Myers D, Sorathia U, Nelson GL. 2000. Fire-retardant characteristics of waterblown molded flexible polyurethane foam materials. *J Fire Sci* 18:430 a 455.
- Jinhui L, Yuan C, Wenjing X. Polybrominated diphenyl ethers in articles: a review of its applications and legislation. *Environ Sci Pollut Res Int*. 2015 May 20. [Publicado electrónicamente antes de imprimirlo] PubMed PMID: 25987476.
- Kajiwara N, Takigami H (2013b). Emission behavior of hexabromocyclododecanes and polybrominated diphenyl ethers from flame-retardant-treated textiles. *Environ Sci Process Impacts*.15(10):1957 a 63.
- Kajiwara, N., J. Desborough, S. Harrad, and H. Takigami. (2013). Photolysis of brominated flame retardants in textiles exposed to natural sunlight *ENVIRONMENTAL SCIENCE-PROCESSES & IMPACT* 15:653 a 660.
- Kajiwara, N., Y. Noma y H. Takigami. (2008). Photolysis studies of technical decabromodiphenyl ether (DecaBDE) and ethane (DeBDethane) in plastics under natural sunlight. *Environmental Science & Technology* 42:4404 a 4409.
- Kang, D., Davis, L.K., Hunt, P., Kriebel, D., 2008. Cancer incidence among male Massachusetts firefighters, 1987–2003. *Am. Ind. Hyg. Assoc.* 51, 329 a 335.
- Kelly BC, Ikonomou MG, Blair JD, Morin AE, Gobas FA (2007). Food web-specific biomagnification of persistent organic pollutants. *Science* 2007:13;317(5835):236-9. Fe de erratas en: *Science*. 2007; 318(5847): 44.
- KemI, Organismo Sueco de Productos Químicos (2005). Survey and technical assessment of alternatives to decabromodiphenyl ether (decaBDE) in plastics. Autores: Posner S, Börås. Report No 1/05, págs. 1 a 34, [en línea] Disponible en: https://www.kemi.se/Documents/Publikationer/Trycksaker/Rapporter/Rapport1_05.pdf [Consultado el 6 de julio de 2015].
- KemI, Organismo Sueco de Productos Químicos (2006). Survey and technical assessment of alternatives to TBBPA and HBCDD. Report 1/06. Author: Posner, págs. 1 a 43, [en línea] Disponible en: https://www.kemi.se/Documents/Publikationer/Trycksaker/PM/PM1_06.pdf [Consultado el 6 de julio de 2015].
- KemI, Organismo Sueco de Productos Químicos (2012). Material Recycling without Hazardous Substances – Experiences and future outlook of ten manufacturers of consumer products. Report PM 14/12, págs. 1 a 88, [en línea]. Disponible en: <https://www.kemi.se/Documents/Publikationer/Trycksaker/PM/PM14-12-Recycled-materials.pdf> [Consultado el 6 de julio de 2015].
- KemI, Organismo Sueco de Productos Químicos (2014). Chemicals in textiles – Risks to human health and the environment. Report from a government assignment. Report 6/14, págs. 1 a 140, [en línea]. Disponible en: <http://www.kemi.se/Documents/Publikationer/Trycksaker/Rapporter/Report6-14-Chemicals-in-textiles.pdf> [Consultado el 6 de julio de 2015].
- Kim M, Guerra P, Theocharides M, Barclay K, Smyth SA, Alae M (2013a). Polybrominated diphenyl ethers in sewage sludge and treated biosolids: effect factors and mass balance. *Water Res*. Nov. 1; 47(17):6496-505.
- Kim, M. *et al.* (2013b). "Parameters affecting the occurrence and removal of polybrominated diphenyl ethers in twenty Canadian wastewater treatment plants." *Water Res* 47(7): 2213 a 2221.
- Klif, Climate and Pollution Agency (2011). Exploration of management options for HBCDD. Report to the 8th meeting of the UNECE Task Force on Persistent Organic Pollutants, Montreal 18 a 20 de mayo de 2010 (actualizado el 18 de agosto de 2010). Report TA-2818/2011. Autores: Posner S, Roos S, Olsson E., Swerea IVF AB págs. 1 a 84, [en línea] Disponible en:

<http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/2818/ta2818.pdf> [Consultado el 6 de julio de 2015].

Klif, Climate and Pollution Agency Norway (2008). Current State of Knowledge and Monitoring requirements for emerging “new” brominated flame retardants in flame retarded products and the Environment. Report TA-2462/2008, [en línea] Disponible en: <http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/2462/ta2462.pdf> [Consultado el 6 de julio de 2015].

LCSP, Lowell Center for Sustainable Production (2005). Decabromodiphenylether: An investigation of non-halogen substitutes in electronic enclosure and textile applications. University of Massachusetts Lowell.

LCSP, Lowell Center for Sustainable Production (2009). A new way of thinking: The Lowell Center Framework for Sustainable Products. University of Massachusetts Lowell.

LCSP, Lowell Center for Sustainable Production (2015). US State-level Chemicals Policy Database, [en línea] Disponible en: <http://www.chemicalspolicy.org/chemicalspolicy.us.state.database.php> [Consultado el 16 March 2015].

Legler J, Fletcher T, Govarts E, Porta M, Blumberg B, Heindel JJ, Trasande L. Obesity, Diabetes, and Associated Costs of Exposure to Endocrine-Disrupting Chemicals in the European Union. *J Clin Endocrinol Metab.* 5 de marzo de 2015;jc20144326. [Publicado electrónicamente antes de imprimirlo]

Leisewitz and Schwarz, 2001.

LeMasters GK, Genaidy AM, Succop P, Deddens J, Sobeih T, Barriera-Viruet H, Dunning K, Lockett J (2006). Cancer risk among firefighters: a review and meta-analysis of 32 studies. *J Occup Environ Med.* 2006;48(11):1189-202.

Levchik, S. (2010). Uses of Decabromodiphenyl Oxide (DecaBDE) Flammability Standards Design for the Environment Kick Off Meeting, Crystal City, VA.

Li Y, Duan YP, Huang F, Yang J, Xiang N, Meng XZ, Chen L (2013). Polybrominated diphenyl ethers in e-waste: Level and transfer in a typical e-waste recycling site in Shanghai (China Oriental). *Waste Manag.* S0956-053X(13)00409-1.

Lin, Y.-M. *et al.* (2012). "Emissions of Polybrominated Diphenyl Ethers during the Thermal Treatment for Electric Arc Furnace Fly Ash." *Aerosol and Air Quality Research* 12: 237-250.

Linderholm L, Jakobsson K, Lundh T, Zamir R, Shoeb M, Nahar N, Bergman Å. Environmental exposure to POPs and heavy metals in urban children from Dhaka (Bangladesh) (2009). *J Environ Monit.* 2011;13(10):2728-34.

Ma J, Addink R, Yun SH, Cheng J, Wang W, Kannan K. Polybrominated dibenzo-p-dioxins/dibenzofurans and polybrominated diphenyl ethers in soil, vegetation, workshop-floor dust, and electronic shredder residue from an electronic waste recycling facility and in soils from a chemical industrial complex in eastern China. *Environ. Sci. Technol.*, 43 (2009), págs. 7350 a 7356.

Maine (2008). Second Regular Session - 124th Maine Legislature. An Act To Clarify Maine's Phaseout of Polybrominated Diphenyl Ethers, [en línea]. Disponible en: http://www.mainelegislature.org/legis/bills/bills_124th/billtexts/HP110501.asp [Consultado el 16 de marzo de 2015].

Maine, Maine Department of Environmental Protection (2010). Decabromodiphenyl Ether Flame Retardant in Plastic Pallets: A Safer Alternatives Assessment. By Pure Strategies Inc.

Maine, Maine Department of Environmental Protection and Maine Center for Disease Control and Prevention (2007a), Brominated Flame Retardants: Third Annual Report to the Maine Legislature (págs. 25 y 26, 35), enero de 2007.

Maine, Maine Department of Environmental Protection and Maine Center for Disease Control and Prevention (2007b), Brominated Flame Retardants: Third Annual Report to the Maine Legislature (págs. 26, 35), enero de 2007-2007b.

Molyneux, Stec A A, Hull R (2014). The effect of gas phase flame retardants on fire effluent toxicity, *Polymer Degradation and Stability* 106:36-46

Morf L, Smutny R, Taverna R, Daxbeck H. Selected polybrominated flame retardants, PBDEs and TBBPA—substance flow analysis. Berne: Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape; 2003.

- Morf LS, Buser AM, Taverna R, Bader H-P, Scheidegger R (2008). Dynamic substance flow analysis as a valuable risk evaluation tool a case study for brominated flame retardants as an example of potential endocrine disrupters. *CHIMIA Int J Chem*62:424–31.
- Morf, LS, Buser AM, Taverna R, Bader HP, Scheidegger R. (2007). Efficient measures in waste management as a key factor to reduce emissions of BFRs: Case study results for DecaBDE in Switzerland and global implications. *Organohalogen Compounds*, 69, 916 a 919.
- NCM, Consejo Nórdico de Ministros (2005). Measurements During Incineration of Waste Containing Bromine. Report TemaNord 2005:529 Authors: Borgnes D. et al. [en línea] Disponible en: <http://norden.diva-portal.org/smash/get/diva2:702261/FULLTEXT01.pdf> [Consultado el 6 de julio de 2015].
- NCM, Consejo Nórdico de Ministros (2014a). Plastic value chains. Case: WEEE (Waste Electric and electronic equipment) in the Nordic region. Baxter et al., Report TemaNord 2014:542 [en línea] Disponible en: <http://norden.diva-portal.org/smash/get/diva2:721021/FULLTEXT01.pdf> [Consultado el 6 de julio de 2015].
- NCM, Consejo Nórdico de Ministros (2014b). The Cost of Inaction - A Socioeconomic analysis of costs linked to effects of endocrine disrupting substances on male reproductive health. Authors: Olsson I.M. et al. Report TemaNord 2014:557 [en línea] Disponible en: <http://norden.diva-portal.org/smash/get/diva2:763442/FULLTEXT04.pdf> [Consultado el 6 de julio de 2015].
- NCM, Consejo Nórdico de Ministros (2014c). Addressing resource efficiency through the Ecodesign Directive. A review of opportunities and barriers. Authors: Dalhammar C. et al. Report TemaNord 2014:511, [en línea] Disponible en: <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:710881/FULLTEXT01.pdf> [Consultado el 6 de julio de 2015].
- NCM, Consejo Nórdico de Ministros (2015a). Plastic value chains: Case: WEEE (Waste Electric and electronic equipment) Part 2 report Baxter et al., Report TemaNord 2015:510, [en línea] Disponible en: http://www.norden-ilibrary.org/environment/plastic-value-chains-case-weee-waste-electrical-and-electronic-equipment_tn2015-510
- NCM, Consejo Nórdico de Ministros (2015a). WEEE Plastics Recycling. A guide to enhancing the recovery of plastics from waste electrical and electronic equipment. Autores: John B et al, [en línea] Disponible en: <http://dx.doi.org/10.6027/ANP2015-713> [Consultado el 6 de julio de 2015].
- NCM, Consejo Nórdico de Ministros. (2015b). Economic Policy Instruments for Plastic Waste – A review with Nordic perspectives. Report TemaNord 2014:569. Authors: Hennlock M et al., [en línea] Disponible en: <http://norden.diva-portal.org/smash/get/diva2:791794/FULLTEXT02.pdf> [Consultado el 6 de julio de 2015].
- NEA, Organismo Noruego para el Medio Ambiente (2012). Some environmentally harmful substances in sewage sludge – occurrence and environmental risk. Report TA-3005/2012, págs. 1 a 37. [en línea] Disponible en: <http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/3005/ta3005.pdf> [Consultado el 6 de julio de 2015].
- NERI Technical Report No. 481 2003. Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Sewage Sludge and Wastewater Method Development and Validation. National Environmental Research Institute Ministry of the Environment. Dinamarca, págs.1 a 34.
- New York State Department of Health (2013) Report of the New York State Task Force on Flame Retardant Safety [en línea] Disponible en: <http://www.health.ny.gov/environmental/investigations/flame/docs/report.pdf> [Consultado el 6 de julio de 2015].
- NFPA, National Fire Protection Association (2013). Home structure fires. [en línea] Disponible en: <http://www.nfpa.org/~media/Files/Research/NFPA%20reports/Occupancies/oshomes.pdf> [Consultado el 6 de julio de 2015].
- NFPA, The Norwegian Fire Protection Association (2014), [en línea] Disponible en: <http://www.brannvernforeningen.no/Brannstatistikk/Boligbranner-antatt-arnested> [Consultado el 6 de julio de 2015].
- Ni, H.-G.; Zeng, E.Y. 2009. “Law enforcement and global collaboration are the keys to containing e-waste tsunami in China”, in *Environmental Science & Technology*, Vol. 43, No. 11, págs. 3991 a 3994

NIFV, Instituto para la Seguridad de los Países Bajos (2009). Consumer fire safety: European statistics and potential fire safety measures. Authors: M. Kobes (BBE, MIFireE), K. Groenewegen, (Ter Morsche), M.G. Duyvis, J.G. Post. Informe encargado por el Consejo de Consumidores, Instituto Austríaco de Normas, págs. 1 a 57 [en línea] Disponible en: <http://www.verbraucherrat.at/content/01-news/05-archiv-2009-2010/01-studie-brandschutz/firesafetyconsumer.pdf> [Consultado el 6 de julio de 2015].

NTP (Programa Nacional de Toxicología). 1990. Final Report on the Reproductive Toxicity of Boric Acid (CAS NO. 10043-35-3) in CD-1 Swiss Mice. National Toxicology Program. NTP Report no.90-150

NZMOE (2013). Brominated flame retardant research. Cost-benefit analysis of sorting options for e-waste plastics. Proyecto de informe del Ministerio del Medio Ambiente de Nueva Zelanda. Octubre 2013, págs. 1 a 15.

OCDE, Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos (1998). Waste Management Policy Group 1998. Report on incineration of products containing brominated flame retardants, págs. 1 a 11.

OCDE, Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos (2014): Risk management of installations and chemicals. Brominated Flame Retardants, [en línea] Disponible en: <http://www.oecd.org/env/ehs/risk-management/brominatedflameretardants.htm> [Consultado el 27 de febrero de 2014].

Odabasi M, Bayram A, Elbir T, Seyfioglu R, Dumanoglu Y, Bozlaker A, Demircioglu H, Altiook H, Yatkin S, Cetin B (2009). Electric arc furnaces for steel-making: hot spots for persistent organic pollutants. *Environ Sci Technol.* 43(14):5205-11.

OIT, Oficina Internacional del Trabajo (2012). The global impact of e-waste: Addressing the challenge. Author Karin Lundgren. Program on Safety and Health at Work and the Environment (SafeWork), Sectorial activities Department (SECTOR), Ginebra, págs. 1 a 71.

OMS, Organización Mundial de la Salud (2014). Fact sheet on reduced ignition propensity (RIP) cigarettes, [en línea] Disponible en: http://www.who.int/tobacco/industry/product_regulation/factsheetreducedignitionpropensitycigarettes/en/ [Consultado el 6 de julio de 2015].

OMS/PNUMA, Organización Mundial de la Salud y Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (2013). State of the Science of Endocrine Disrupting Chemicals-2012. An assessment of the state of the science of endocrine disruptors prepared by a group of experts for the United Nations Environment Programme and World Health Organization, págs. 1 a 296. Eds: Bergman Å, Heindel JJ, Jobling S, Kidd KA y Zoeller T. IOMC (Programa interinstitucional para la gestión racional de los productos químicos), [en línea] Disponible en: <http://www.who.int/ceh/publications/endocrine/en/> [Consultado el 6 de julio de 2015].

Oregon (2011). Decabrominated diphenyl ether and other flame retardants banned in Oregon products. Interpretive and Policy Guidance from the Oregon Health Authority, [en línea] Disponible en: http://3vlyi21yjf3t3ecx1148lncoeyk.wpengine.netdna-cdn.com/wp-content/uploads/2011/02/PBDEGuidance.Final_.pdf [Consultado el 6 de julio de 2015].

OSPAR, The Convention for the Protection of the marine Environment of the North-East Atlantic (2009). OSPAR Background Document on certain brominated flame retardants – Polybrominated Diphenylethers, Polybrominated Biphenyls, Hexabromo Cyclododecane, actualizado en 2009. Hazardous Substances Series. Comisión OSPAR.

Palm A, Cousins IT, Mackay D, Tysklind M, Metcalfe C, Alaee M (2002). Assessing the environmental fate of chemicals of emerging concern: a case study of the polybrominated diphenyl ethers. *Environ Pollut* 117:195 a 213.

PNUMA, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (2014a). Draft revised guidance for the inventory of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) listed under the Stockholm Convention on POPs (31 de marzo de 2014), [en línea] Disponible en: <http://chm.pops.int/Portals/0/download.aspx?d=UNEP-POPS-NIP-GUID-InventoryPBDE.En.docx> [Consultado el 6 de julio de 2015].

PNUMA, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (2014b). Draft revised guidance for the inventory of perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) and related chemicals listed under the Stockholm Convention (31 de marzo de 2014), [en línea] Disponible en: <http://chm.pops.int/Portals/0/download.aspx?d=UNEP-POPS-NIP-GUID-InventoryPFOS.En.docx> [Consultado el 6 de julio de 2015].

- PNUMA, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (2012). Guidance on best available techniques and best environmental practices for the recycling and disposal of articles containing polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) listed under the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants.
http://www.unido.org/fileadmin/user_media/Services/Environmental_Management/Stockholm_Convention/Guidance_Docs/UNEP-POPS-GUID-NIP-2012-BATBEPPBDEs.En.pdf
- PNUMA, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (2006). Strategic Approach to International Chemicals Management SAICM texts and resolutions of the International Conference on Chemicals Management. Comprising the Dubai Declaration on International Chemicals Management, the Overarching Policy Strategy and the Global Plan of Action ISBN: 978-92-807-2751-7.
- PR Newswire, 2010. ICL-IP Launches Polyquel™ Eco-Friendly Polymeric Flame Retardants, [en línea] Disponible en:
<http://www.prnewswire.com/news-releases/icl-ip-launches-polyqueltm-eco-friendly-polymeric-flame-retardants-93928309.html> [Consultado el 6 de julio de 2015].
- Puype F, Samsonek J, Knoop J, Egelkraut-Holtus M, Ortlieb M (2015). Evidence of waste electrical and electronic equipment (WEEE) relevant substances in polymeric food-contact articles sold on the European market. Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess. 19 de enero de 2015. [Publicado electrónicamente antes de imprimirlo].
- Qin, X., X. Xia, (2010). Thyroid disruption by technical decabromodiphenyl ether (DE-83R) at low concentrations in *Xenopus laevis*. *J Environ Sci* 22(5): 744 a 751.
- Qu WY, Bi XH, Sheng GY, Lu SY, Fu H, Yuan J, (2007). Exposure to polybrominated diphenyl ethers among workers at an electronic waste dismantling region in Guangdong, China. *Environ Int* 33(8):1029 a 1034.
- RAC/SEAC (2015). Background document to the Opinion on the Annex XV dossier proposing restrictions on Bis(pentabromophenyl) ether, IUPAC name: 1,1'-oxybis(pentabromobenzene), EC number: 214-604-9, CAS number: 1163-19-5 ECHA/RAC/RES-O-0000006155-77-01/D, ECHA/SEAC/RES-O-0000006155-77-03/F. European Chemicals Agency.
- Recycling: From e-waste to resources, Sustainable Innovation and Technology Transfer Industrial Sector Studies. Solving the E-Waste Problem (StEP) Initiative Final report, julio de 2009, págs. 1 a 120. Autores Schluep, M. et al. 2009, [en línea] Disponible en:
http://www.unep.org/pdf/Recycling_From_e-waste_to_resources.pdf [Consultado el 6 de julio de 2015].
- Ren M, Peng P, Cai Y, Chen D, Zhou L, Chen P, Hu J. PBDD/F impurities in some commercial deca-BDE. *Environ Pollut.* 2011;159(5):1375-80.
- Ren Z, Xiao X, Chen D, Bi X, Huang B, Liu M, Hu J, Peng P, Sheng G, Fu J. (2014). Halogenated organic pollutants in particulate matters emitted during recycling of waste printed circuit boards in a typical e-waste workshop of Southern China. *Chemosphere.* 2014;94:143-150.
- Ren, G., Z. Wang, Z. Yu, Y. Wang, S. Ma, M. Wu, G. Sheng, and J. Fu. (2013). Primary investigation on contamination pattern of legacy and emerging halogenated organic pollutants in freshwater fish from Liaohu River, Northeast China. *Environmental Pollution* 172:94-99.
- Ricklund N, Kierkegaard A, McLachlan MS, Wahlberg C (2008a). Mass balance of decabromodiphenyl ethane and decabromodiphenyl ether in a WWTP. *Chemosphere* 74: 389 a 394.
- Ricklund, N., A. Kierkegaard, (2008b). "An international survey of decabromodiphenyl ethane (deBDethane) and decabromodiphenyl ether (decaBDE) in sewage sludge samples." *Chemosphere* 73(11): 1799 a 1804.
- Rosenberg C, Hämeilä M, Tornaes J, Säkkinen K, Puttonen K, Korpi A, Kiilunen M, Linnainmaa M, Hesso A. Exposure to flame retardants in electronics recycling sites. *Ann Occup Hyg.* 2011;55(6):658-65. doi:10.1093/annhyg/mer033.
- RPA, Risk and Policy Analysts P (2014). Multiple Framework Contract with Re-opening of competition for Scientific Services for ECHA. Reference: ECHA/2011/01 Service Request SR 14:Support to an Annex XV Dossier on Bis-(pentabromophenyl) ether (DecaBDE). Autores: Georgalas B, Sanchez A, Zarogiannis, [en línea] Disponible en:
http://echa.europa.eu/documents/10162/13641/annex_xvi_consultant_report_decabde_en.pdf [Consultado el 6 de julio de 2015].

RTKnet.org. [en línea] Disponible en:

http://www.rtknet.org/db/tri/tri.php?database=tri&reptype=f&reporting_year=2013&first_year_range=&last_year_range=&facility_name=&parent=&combined_name=&parent_duns=&facility_id=&city=&county=&state=&zip=&district=&naics=&primall=&chemcat=&corechem=y&casno=001163195&casno2=&chemname=&detail=-1&datatype=T&rsei=y&sortp=D [Consultado el 6 de julio de 2015].

SAICM, Enfoque Estratégico para la Gestión de los Productos Químicos a Nivel Internacional (2009). Background information in relation to the emerging policy issue of electronic waste, documento presentado en la Conferencia Internacional sobre Gestión de los Productos Químicos, Ginebra, 11 a 15 de mayo (SAICM/ICCM.2/INF36).

Sakai SI, Hirai Y, Aizawa H, Ota S, Muroishi Y (2006). Emission inventory of deca-brominated diphenyl ether (DBDE) in Japan. *J. Mater. Cycles Waste Manage.* 8:56 a 62.

Samsonek J, Puype F (2013). Occurrence of brominated flame retardants in black thermo cups and selected kitchen utensils purchased on the European market. *Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess* 30:1976-86. doi: 10.1080/19440049.2013.829246.

Schriks M, Zvinavashe E, Furlow JD, Murk AJ (2006). Disruption of thyroid hormone-mediated *Xenopus laevis* tadpole tail tip regression by hexabromocyclododecane (HBCD) and 2,2',3,3',4,4',5,5',6 nona brominated diphenyl ether (BDE206). *Chemosphere* 65(10):1904-8.

Sellstrom U, C. De Wit, N. Lundgren, and M. Tysklind (2005). Effect of Sewage-Sludge Application on Concentrations of Higher-Brominated Diphenyl Ethers in Soils and Earthworms. *Environ. Sci. Technol.*, 39:9064 a 9070.

SFT, Norwegian Pollution Control Authority (2009). Polybrominated diphenyl ethers and perfluorinated compounds in the Norwegian environment. Report TA-2450. [Autores: Skoog K, Hauglid-Formo G, Økland T. Editado por: Bergfald & Co AS, [en línea] Disponible en: <http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/2450/ta2450.pdf> [Consultado el 6 de julio de 2015]

Shaw SD, Berger ML, Harris JH, Yun SH, Wu Q, Liao C, Blum A, Stefani A, Kannan K. Persistent organic pollutants including polychlorinated and polybrominated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in firefighters from Northern California. *Chemosphere*. Junio de 2013; 91(10):1386-94. doi: 10.1016/j.chemosphere.2012.12.070. Publicado electrónicamente el 8 de febrero de 2013. Fe de errata en: *Chemosphere*. 2014;102:87.

Shaw SD, Blum A, Weber R, Kannan K, Rich D, Lucas D, Koshland CP, Dobraca D, Hanson S, Birnbaum LS (2010). Halogenated flame retardants: do the fire safety benefits justify the risks? *Rev Environ Health*. 25: 261 a 305.

Simonson, Margaret *et al* (2000): TV case study, a life cycle analysis. SP Swedish National Testing and Research Institute Fire Technology SP Report 2000:13, 2000

Sinha-Khetriwal, D., Kraeuchi, P. y Schwaninger, M. (2005). A comparison of electronic waste recycling in Switzerland and in India. *Environ. Impact Assess. Rev.* 25: 492 a 504

Sjödin A, Hagmar L, Klasson-Wehler E, Kronholm-Diab K, Jakobsson E y Bergman A (1999). Flame retardant exposure: polybrominated diphenyl ethers in blood from Swedish workers. *Environmental Health Perspectives*, 107, 8, 643 a 648.

Stapleton HS, Sharma S, Getzinger G, Ferguson PL, Gabriel M, Webster TF y Blum A (2012). Novel and high volume use of flame retardants in US couches reflective of the 2005 PentaBDE phase out. *Environmental Science & Technology*, 46, 13432 a 13439.

Stec AA, Hull R (2011.) Assessment of the fire toxicity of building insulation materials, *Energy and Buildings* 43:498 a 506.

Stenvall, E., Tostar, S., Boldizar, A., R.St.J.Foreman, M., Moller, K. (2013). "An analysis of the composition and metal contamination of plastics from waste electrical and electronic equipment (WEEE)", *Waste Management*, vol 33, págs. 915 a 922.

StEP - Solving the E-waste problem (2013). Annual report 2012/2013, [en línea] Disponible en: http://www.step-initiative.org/files/step/StEP_AR/StEP_AR.html [Consultado en línea el 6 de julio de 2015].

Streicher-Portea, M., Widmerb, R., Jainc, A., Baderd, H-P., Scheideggere, R. y Kytziaf, S. (2005). Key drivers of the e-waste recycling system: Assessing and modelling e-waste processing in the informal sector in Delhi. *Environ. Impact Assess. Rev.* 25: 472 a 491

- Stuart SN, Chanson JS, Cox NA, Young BE, Rodrigues AS, Fischman DL, Waller RW (2004). Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*. 3; 306 (5702):1783-6.
- Tang, Z. *et al.* (2014). "Polybrominated Diphenyl Ethers in Soils, Sediments, and Human Hair in a Plastic Waste Recycling Area: A Neglected Heavily Polluted Area." *Environmental Science & Technology* 48(3): 1508 a 1516.
- TB117-2013. Technical Bulletin 117-2013. Requirements, Test Procedure and Apparatus for Testing the Smolder Resistance of Materials Used in Upholstered Furniture. State of California Department of Consumer Affairs.
- The Basel Action Network (BAN), The Silicon Valley Toxics Coalition (SVTC), Toxics Link India, SCOPE (Pakistan), Greenpeace China. Exporting harm: the high-tech trashing of Asia. Seattle, WA, and San Jose, CA; 25 de febrero de 2002.
- Thoma H, Hutzinger O, 1987. Pyrolysis and GC/MS-analysis of brominated flame 602 retardants in on line operation. *Chemosphere* 16, 1353 a 1360.
- Thuresson K, Bergman K, Rothenbacher K, Herrmann T, Sjölin S, Hagmar L, Pöpke O, Jakobsson K. Polybrominated diphenyl ether exposure to electronics recyclingworkers--a follow up study. *Chemosphere*, septiembre de 2006; 64(11):1855-61.
- Tomy GT, Pleskach K, Oswald T, Halldorson T, Helm PA, MacInnis G, et al (2008). Enantioselective bioaccumulation of hexabromocyclododecane and congener specific accumulation of brominated diphenyl ethers in an eastern Canadian Arctic marine food web. *Environ Sci Technol* 42:3634–9.
- Trasande L, Zoeller RT, Hass U, Kortenkamp A, Grandjean P, Myers JP, DiGangi J, Bellanger M, Hauser R, Legler J, Skakkebaek NE, Heindel JJ. Estimating Burden and Disease Costs of Exposure to Endocrine-Disrupting Chemicals in the European Union. *J Clin Endocrinol Metab*. 5 de marzo de 2015; jc20144324. [Publicado electrónicamente antes de imprimirlo]
- Tsydenova O, Bengtsson M (2011). Chemical hazards associated with treatment of waste electrical and electronic equipment. *Waste Management* 31:45 a 58.
- Tue NM, Sudaryanto A, Binh Minh T, Isobe T, Takahashi S, Hung Viet P, Tanabe S (2010). Accumulation of polychlorinated biphenyls and brominated flame retardants in breast milk from women living in Vietnamese e-waste recycling sites. *Science of the Total Environment* 408 (2010) 2155 a 2162.
- U.S. EPA, Organismo de Protección del Medio Ambiente de los EE.UU. (2014a). An alternatives assessment for the flame-retardant decabromodiphenyl ether (decaBDE). <http://www.epa.gov/oppt/existingchemicals/pubs/actionplans/aa-for-deca-full-version.pdf> [Consultado el 6 de julio de 2015].
- U.S. EPA, Organismo de Protección del Medio Ambiente de los EE.UU. (2007). Dermal Exposure Assessment: A Summary of EPA Approaches, [en línea] Disponible en: <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=183584>. [Consultado el 18 November 2013].
- U.S. EPA, Organismo de Protección del Medio Ambiente de los EE.UU. (2008). Toxicological Review Of Decabromodiphenyl Ether (BDE-209) (CAS No. 1163-19-5). In Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS). Report EPA/600/R-08/086F, págs. 1 a 126. Autores: Donohue J M et al., [en línea] Disponible en: <http://www.epa.gov/iris/toxreviews/0035tr.pdf> [Consultado el 6 de julio de 2015].
- U.S. EPA, Organismo de Protección del Medio Ambiente de los EE.UU. (2010). An Exposure Assessment of Polybrominated Diphenyl Ethers. National Center for Environmental Assessment, U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC; EPA/600/R-08/086F. Available from the National Technical Information Service, Springfield, VA, [en línea] Disponible en: <http://www.epa.gov/ncea> [Consultado el 6 de julio de 2015].
- U.S. EPA, Organismo de Protección del Medio Ambiente de los EE.UU. (2014b). What is the Furniture Flame Retardancy Partnership?, [en línea] Disponible en: http://www2.epa.gov/sites/production/files/2013-12/documents/ffr_foam_alternatives_fact_sheet.pdf [Consultado el 6 de julio de 2015].
- U.S. EPA, Organismo de Protección del Medio Ambiente de los EE.UU. (2014c). Common Wastes & Materials – Plastics, [en línea] Disponible en: <http://www.epa.gov/osw/conservation/materials/plastics.htm> [Consultado el 6 de julio de 2015].

- U.S. EPA, Organismo de Protección del Medio Ambiente de los EE.UU. (2015). Toxics Release Inventory (TRI) Program, [en línea]. Disponible en:<http://www.epa.gov/tri/> [Consultado el 10 de marzo de 2015].
- UK EA, United Kingdom Environment Agency (2007). Environmental Risk Evaluation Report: 1,1'-(Ethane-1,2-diyl) bis[pentabromobenzene] (CAS No. 64852-53-9). Environment Agency, Bristol, UK. Science Report no.:SCH00507BM0R-E-P. Autores: Dungey S. *et al.*, [en línea] Disponible en: https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/290840/scho0507bmor-e-e.pdf [Consultado el 6 de julio de 2015].
- UK EA, United Kingdom Environment Agency (2009). Environmental risk evaluation report. Decabromodiphenyl ether (CAS no. 1163-19-5). Autores Brooke, D.N., Burns, J., Crookes, M.J. y Dungey, S.M Report to the. 290 págs.
- Van Allen BG, Briggs VS, McCoy MW, Vonesh JR. Carry-over effects of the larval environment on post-metamorphic performance in two hybrid frogs. *Oecologia*. 2010;164(4):891-8.
- VECAP, The Voluntary Emissions Control Action Programme (2010a). The Voluntary Emissions Control Action Programme. Annual progress report 2010a.
- VECAP, The Voluntary Emissions Control Action Programme (2010b). Benchmarking for success. North American annual progress report 2010.
- VECAP, The Voluntary Emissions Control Action Programme (2012). Maintaining Momentum - European Annual Progress Report 2012, Brussels: VECAP.
- VECAP, The Voluntary Emissions Control Action Programme (2014). Sound results from a proactive industry. European annual progress report 2013.
- Vermont (2013). No. 85. An act relating to the regulation of octaBDE, pentaBDE, decaBDE, and the flame retardant known as Tris in consumer products. [en línea] Disponible en: <http://legislature.vermont.gov/assets/Documents/2014/Docs/ACTS/ACT085/ACT085%20As%20Enacted.pdf> [Consultado el 6 de julio de 2015].
- Vetter W, Bendig P, Blumenstein M, Hägele F (2012). Cooking processes with food; The heating of the flame retardant BDE-209 in fish generated toxic polybrominated dibenzofurans. *Organohalogen Compounds* 74, 620 a 623 (2012).
- Wäger, P., Schluep, M., Müller, E. (2010), RoHS substances in mixed plastics from Waste Electrical and Electronic Equipment, Final Report, Empa, Swiss Federal Laboratories for Materials Science and Technology, págs. 1 a 99 [en línea] Disponible en:http://new.weee-forum.org/system/files/documents/rohs20in20mixed20plastics_empa_final_2010200920171.pdf [Consultado el 6 de julio de 2015].
- Wang Bin, Fukuya Iino, Gang Yu, Jun Huang y Masatoshi Morita (2010b). The Pollution Status of Emerging Persistent Organic Pollutants in China. *Environmental Engineering Science*, Volume 27, Number 3.
- Wang S, Zhang S, Huang H, Niu Z, Han W (2014). Characterization of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and hydroxylated and methoxylated PBDEs in soils and plants from an e-waste area, China. *Environmental Pollution*, 184, págs. 405 a 413.
- Wang Y, Luo C, Li J, Yin H, Li X, Zhang G (2011a). Characterization of PBDEs in soils and vegetations near an e-waste recycling site in South China. *Environ Pollut*.159(10):2443-8.
- Wang, J. *et al.* (2011b). Polybrominated diphenyl ethers in water, sediment, soil, and biological samples from different industrial areas in Zhejiang, China. *J Hazard Mater* 197: 211 a 219.
- Wang, J., *et al.* (2011d). Polybrominated diphenyl ethers in water, sediment, soil, and biological samples from different industrial areas in Zhejiang, China. *J Hazard Mater* 197: 211 a 219.
- Wang, L.-C. *et al.* (2010d). Characterizing the Emissions of Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) and Polybrominated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans (PBDD/Fs) from Metallurgical Processes. *Environmental Science & Technology* 44(4): 1240 a 1246.
- Washington (2006). Washington State Polybrominated Diphenyl Ether (PBDE) Chemical Action Plan: Final Plan, Washington Department of Ecology and Washington Department of Health: 328.
- Washington State Department of Health (2008). Alternatives to Deca-BDE in Televisions and Residential Upholstered Furniture. Department of Ecology. Olympia, WA.

- Weber R y Kuch B (2003) Relevance of BFRs and thermal conditions on the formation pathways of brominated and brominated-chlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans. *Environment International*, 29:699 a 710.
- Weil, E. D. y S. V. Levchik (2009). *Flame Retardants for Plastics and Textiles: Practical Applications*, Hanser.
- Weir RJ Jr, Fisher RS (1072). Toxicologic studies on borax and boric acid. *Toxicol Appl Pharmacol*. 23(3):351-64.
- Widmera, R., Oswald-Krapf, H., Sinha-Khetriwalb, D., Schnellmann, M., Bönia, H. (2005). Global perspectives on e-waste. *Environ. Impact Assess. Rev.* 25: 436 a 458
- Xu X, Liu J, Zeng X, Lu F, Chen A, Xia H (2014) Elevated serum polybrominated diphenyl ethers and alteration of thyroid hormones in children from Guiyu (China), *PLoS ONE* 9 (11):1-18.
- Yang Q, Qiu X, Li R, Liu S, Li K, Wang F (2013). Exposure to typical persistent organic pollutants from an electronic waste recycling site in Northern China. *Chemosphere* 91:205 a 211.
- Yu X, Zennegg M, Engwall M, Rotander A, Larsson M, Ming Hung W, Weber R (2008) E-waste recycling heavily contaminates a Chinese city with chlorinated, brominated and mixed halogenated dioxins. *Organohalogen Compounds* 70:813 a 816.
- Yuan C. (2015). Management of PBDEs Flame Retarded Plastics from WEEE in China. Centro Regional del Convenio de Basilea para Asia y el Pacífico. Centro Regional del Convenio de Estocolmo para la Creación de Capacidad y la Transferencia de Tecnología en Asia y el Pacífico, China. Disertación [en línea] Disponible en: www.synergies.pops.int [Consultado el 6 de julio de 2015].
- Zennegg M, Xiezhi Y, Wong MH, Weber RR (2009). Fingerprints of chlorinated, brominated and mixed halogenated dioxins at two e-waste recycling sites in Guiyu China. *Organohalogen Compd.*, 71 (2009), pp. 2263 a 2267
- Zhang S, Xu X, Wu Y, Ge J, Li W, Huo X (2014). Polybrominated diphenyl ethers in residential and agricultural soils from an electronic waste polluted region in South China: distribution, compositional profile, and sources. *Chemosphere*, 102:55 a 60.
- Zhang, Y. *et al.* (2013d). Polybrominated diphenyl ethers in soil from three typical industrial areas in Beijing, China. *J Environ Sci (China)* 25(12): 2443 a 2450.
- Zoeteman, B.C.J; Krikke, H.R.; Venselaar, J. 2010. Handling WEEE waste flows: On the effectiveness of producer responsibility in a globalizing world, en *International Journal of Advanced Manufacturing Technology*, Vol. 47, págs. 415 a 436.
-