

# Consumiendo Química



Las sustancias peligrosas en el polvo doméstico como indicador de la exposición química en el hogar

GREENPEACE®

Cubierta: La actriz francesa Marion Cotillard aspirando su apartamento como participante en el proyecto **La casa intoxicada** de Greenpeace.

# CONSUMIENDO QUÍMICA -EUROPA-

Las sustancias peligrosas  
en el polvo doméstico, como indicador  
de exposición química en el hogar

**GREENPEACE**

Octubre 2003

# Índice

Resumen y comentarios .....	.3
Introducción .....	.5
Sustancias y preparados químicos en Europa .....	.5
Sustancias químicas en el hogar .....	.6
El polvo como indicador químico en el hogar .....	.8
Sustancias químicas objeto del estudio .....	.10
Programas de muestreo y métodos analíticos .....	.12
Recogida de muestras .....	.12
Tratamiento de muestras .....	.12
Análisis de muestras .....	.15
Resultados y discusión .....	.17
Compuestos objetos de estudio .....	.17
Ésteres de ftalato .....	.17
Alquilfenoles .....	.18
Compuestos organoestánicos .....	.19
Pirorrretardantes bromados .....	.19
Parafinas cloradas de cadena corta .....	.21
Otros compuestos orgánicos .....	.21
Conclusiones .....	.44
Referencias .....	.46
Anexo 1: Resultados detallados de los compuestos objeto de estudio en muestras individuales y compuestas. ....	.49
Anexo 2: Uso, distribución, peligros y controles existentes para los cinco grupos de sustancias investigados. ....	.63
Anexo 3: Detalles de los métodos analíticos empleados .....	.81

Autores: David Santillo, Iryna Labunska, Maureen Fairley y Paul Johnston

Traducción al español: Itziar Hernández Rodilla

Comentario técnico 02/2003 (GRL-TN-02-2003), de los Laboratorios de investigación de Greenpeace

Laboratorios de investigación de Greenpeace, Departamento de Ciencias Biológicas, Universidad de Exeter, Exeter EX4 4PS, Reino Unido.

Maquetación: *punto&coma*

Impresión:

Depósito Legal:

Impreso en papel 100% reciclado y libre de cloro.

Una versión electrónica de este informe está disponible en la página web:

[www.greenpeace.org/espana\\_es/](http://www.greenpeace.org/espana_es/)

***Greenpeace agradece la reproducción del contenido del presente informe siempre y cuando se cite expresamente la fuente.***

# Resumen y comentarios

Aunque la sociedad es cada vez más consciente de la presencia generalizada en el medio ambiente de sustancias químicas peligrosas producidas por el hombre, muy poca gente tiene plena conciencia de que muchas de esas mismas sustancias se emplean como aditivos en los productos de consumo que compramos y usamos en el hogar todos los días. Desde moquetas y cortinas a juguetes y televisores, de ordenadores e impresoras a cosméticos y perfumes, **los aditivos químicos son un hecho oculto de la vida moderna: raramente aparecen en las etiquetas y nunca son visibles, pero casi siempre están ahí.**

Por supuesto, se utilizan, en general, por buenas razones, sea para ablandar los plásticos o para evitar que se rompan, para fijar perfumes, proteger contra el fuego o, incluso, acabar con los ácaros o el moho. El problema es que, como consecuencia de su utilización en los productos de consumo, estamos constantemente expuestos a estas sustancias y a los peligros que suponen. Pueden desprenderse de los productos que los contienen durante el uso normal, o por el paso del tiempo, contaminando el medio ambiente de nuestros hogares.

**Es sorprendente que casi no se haya estudiado el alcance de esta contaminación doméstica, ni su importancia en términos de exposición química general.** Y, cuando se han realizado tales estudios, los resultados demuestran la extendida contaminación del medio ambiente doméstico con una variedad de sustancias químicas producidas por el ser humano. Algunas provienen predominantemente de fuentes externas, como el plomo de la contaminación producida por el tráfico. Otras resultan del uso deliberado de sustancias químicas (por ejemplo, insecticidas) en el hogar. Sin embargo, la gran mayoría surgen de productos de consumo empleados habitualmente en el hogar. Éstos incluyen sustancias químicas peligrosas como:

- ☒ **Alquilfenoles:** alteradores del sistema endocrino, usados en cosméticos y otros productos de higiene personal.
- ☒ **Ésteres de ftalato:** tóxicos para la reproducción, usados fundamentalmente para ablandar el PVC (policloruro de vinilo).
- ☒ **Compuestos organoestánicos:** inmunotóxicos, usados para estabilizar el PVC o para acabar con los ácaros.

☒ **Sustancias químicas bromadas:** simuladoras de las hormonas tiroideas, usadas como pirorretardantes.

☒ **Parafinas cloradas:** pueden comportarse como sustancias carcinógenas, usadas en plásticos, pinturas y gomas.

**En un estudio publicado por Greenpeace en mayo de 2003, se analizaron 100 muestras de polvo recogidas en diez regiones diferentes del Reino Unido.** Se analizaron las sustancias químicas arriba indicadas (Santillo *et al.* 2003). Esta investigación confirmó la amplia presencia de ésteres de ftalato, pirorretardantes bromados y compuestos organoestánicos en el polvo doméstico, con una abundancia particular de dietil hexil ftalato (DEHP), pirorretardante decabromodifenil éter (BDE-209) y hexabromociclododecano (HBCD). También se encontraron nonilfenol y parafinas cloradas de cadena corta (PCCCs), así como un amplio espectro de otras sustancias químicas artificiales, incluyendo pesticidas.

**El presente estudio** pretende incrementar nuestro conocimiento inicial, englobando un gran número de muestras de un grupo más amplio de países europeos, como son **Alemania, España, Francia, Italia y Eslovaquia.** Se recogieron 58 muestras en Francia en las cinco ciudades principales, mientras que en España se recogieron 22 en cuatro zonas diferentes. En Alemania se tomaron cinco muestras en ciudades diferentes, en Italia una, recogida en Roma, y ocho en Eslovaquia en dos regiones geográficas.

A grandes rasgos, estas muestras europeas presentaron mayores niveles de ésteres de ftalato y parafinas cloradas de cadena corta, niveles similares de compuestos organoestánicos y algo menores de alquilfenoles y pirorretardantes bromados, en comparación con las muestras recogidas en el Reino Unido y analizadas en el estudio anterior.

Todas las muestras analizadas contenían ftalatos, pirorretardantes bromados, compuestos organoestánicos y parafinas cloradas de cadena corta. Al contrario que en el Reino Unido, pocas contenían residuos detectables de nonilfenol. Por término medio cada gramo de polvo contenía del orden de 1mg (1 parte de cada mil) en total de los cinco grupos químicos peligrosos objetos de estudio. Aunque los rangos de concentración de las sustancias químicas individuales por debajo de este término medio fueron, tal y como se esperaba, bastante amplios.

Los ésteres de ftalato, especialmente la sustancia tóxica para la reproducción DEHP, son los responsables de estos niveles de contaminación en todas las muestras. El DEHP se encontró en concentraciones entre 14,9 y 3.289 ppm (3,3 mg/g, o partes por mil). La concentración más alta de ftalatos, 7.237 ppm (7,2 mg/g), se encontró en una muestra individual francesa, que contenía aproximadamente iguales proporciones de DEHP y butilbencil ftalato (BBP).

Como en las muestras del Reino Unido, los pirorretardantes bromados más abundantes en las muestras de España, Francia, Alemania e Italia fueron el decabromodifenil éter (BDE-209, 92– 3.400 ppb) y el hexabromociclododecano (HBCD, 77-1.600 ppb). Ambas sustancias son muy utilizadas como aditivos pirorretardantes en plásticos, tejidos y otras aplicaciones en toda Europa. Sin embargo, las concentraciones absolutas para ambas fueron generalmente más bajas que el rango registrado en el Reino Unido (3.800-19.900 ppb y 940-6.900 ppb respectivamente). Estos datos confirman la presencia de niveles más bajos en las muestras no pertenecientes al Reino Unido que se incluían en el anterior informe.

En cambio, las concentraciones de parafinas cloradas de cadena corta (PCCCs) en las muestras de Alemania, Francia, España e Italia fueron en todos los casos mayores que las encontradas en las muestras inglesas (17-95 ppm comparado con < 0,12-13 ppm del Reino Unido). Estos altos niveles de PCCCs fueron inesperados, pero sirven para demostrar las continuas liberaciones de estas sustancias químicas peligrosas de materiales que se encuentran comúnmente en el ambiente doméstico. Una hipótesis que explique estos altos niveles de PCCCs en las muestras de la gran mayoría de Europa respecto al Reino Unido se une a los relativamente más bajos niveles de pirorretardantes bromados. Esto refleja históricas y posiblemente continuadas diferencias en el uso de pirorretardantes en las diferentes partes de Europa. Estas diferencias también podrían venir dadas por las diferentes preferencias en la decoración y/o acabados interiores entre los países, tales como diferencias en el número de habitaciones con alfombras o suelos de PVC.

A pesar de la diferencia de los programas de muestreo entre los dos estudios, el número de muestras compuestas en las que se analizaron pirorretardantes bromados y PCCCs fueron necesariamente limitadas (10 muestras del Reino Unido comparado con 14 muestras del resto de Europa). Claramente, sería necesario realizar más muestreos y análisis para confirmar estas diferencias y comenzar a describir sus causas. No obstante, estos datos sirven para hacernos interesantes preguntas sobre la distribución de sustancias químicas peligrosas en los ambientes interiores de toda Europa.

Estos datos, al mismo tiempo que muestran la invasiva naturaleza de las sustancias químicas peligrosas, indican que **el contacto con el polvo doméstico es, potencialmente, una importante forma de exposición potencial directa de los seres humanos a estas sustancias.** Esto puede ser especialmente preocupante en el caso de los niños, ya que otros estudios han mostrado que **son los más expuestos a los contaminantes relacionados con el polvo a través de inhalación, ingestión y contacto directo con la piel.** Por supuesto, nunca podremos estar seguros de que tal exposición está causando efectos adversos en la salud, pero dados los peligros asociados a los productos químicos en cuestión, no hay razón para la complacencia. **Hasta la fecha, el tema de la exposición química en el hogar se ha investigado, por lo general, muy poco y se ha evaluado de forma inapropiada.**

**Es vital que el uso de los productos de consumo sea seguro, ésto también debe suponer que estén libres de sustancias químicas perjudiciales.** Los requisitos de seguridad contra incendios, normalmente a través del uso de pirorretardantes bromados o clorados, o de parafinas cloradas –todas sustancias peligrosas– ya se pueden cumplir mediante alternativas menos dañinas, incluyendo el uso de diferentes materiales o diseños que hacen que los productos sean menos inflamables en sí mismos. Además, **muchos de los peligros químicos domésticos identificados en este estudio podrían evitarse totalmente mediante el empleo de alternativas menos peligrosas y más sostenibles que el plástico PVC,** fuente de ftalatos, compuestos organoestánicos y otros aditivos perjudiciales. **Tales alternativas están ya disponibles para todos los productos de PVC usados en el hogar.**

Ahora, los gobiernos europeos tienen la oportunidad de tomar medidas decisivas y efectivas para abordar el problema del uso de sustancias químicas y de la exposición a las mismas, en el ámbito doméstico y fuera de él. **La Comisión Europea ha reconocido la escala del problema, la falta de conocimiento sobre el impacto de estas sustancias en la salud humana y el escaso progreso, hasta la fecha, en el desarrollo de medidas protectoras.** Por ello, ha preparado **nuevas regulaciones para controlar las sustancias químicas peligrosas.** La intención es que estas nuevas leyes provean un nivel alto de protección al medio ambiente y a la salud humana. Para conseguirlo será vital que aborden de forma efectiva, y acaben por prevenir, el uso de sustancias químicas perjudiciales en los productos de consumo mediante su **sustitución por alternativas menos peligrosas.** Ésta es la única manera en que se puede garantizar la seguridad de nuestro ambiente doméstico en materia de sustancias químicas.

# Introducción

## Sustancias y preparados químicos en Europa

*"Las sustancias y preparados químicos producidos por el ser humano se dispersan por el aire, el suelo, los sedimentos acuáticos, y la flora y fauna del medio ambiente europeo, tras la comercialización de hasta 100.000 sustancias químicas en la UE, así como su uso, desecho y degradación. El grado de monitorización e información sobre estas sustancias es bajo... las exposiciones generalizadas a bajas dosis de sustancias químicas, pueden estar causando daños, posiblemente irreversibles, especialmente a grupos sensibles como la infancia y las mujeres embarazadas..."*

Agencia Europea del Medio Ambiente, Septiembre 1998

La normativa actual en torno a la producción de sustancias químicas y su uso es débil, densa y poco efectiva. Esto, según la UE, ha llevado a una situación de **falta de información sobre la toxicidad de la gran mayoría de las más de 100.000 sustancias químicas utilizadas actualmente por la industria**, en la que prácticamente no se sabe nada sobre sus posibles impactos sobre el medio ambiente y la salud humana.

Esta situación ha llevado a la **Comisión Europea** a proponer una nueva legislación que ofrezca mayor protección a la salud humana y al medio ambiente. En su **Libro Blanco Estrategias para la futura política en materia de sustancias y preparados químicos**, la Comisión afirma:

*"El desconocimiento de los efectos de muchas sustancias y preparados químicos en la salud humana y en el medio ambiente es un motivo de intranquilidad... es comprensible que el público se preocupe al escuchar que sus hijos e hijas están expuestos a ciertos ftalatos emitidos por juguetes, o sobre las cada vez mayores cantidades del piroretardante éter de pentabromodifenilo en la leche materna humana... la acción legislativa tarda demasiado en conseguir resultados."*

*Estos ejemplos dejan al descubierto la debilidad de la actual política de la UE en materia de sustancias y preparados químicos... existe una falta general de conocimiento sobre las propiedades y los usos de las sustancias. El proceso es lento y exige muchos recursos, y no permite que el sistema funcione... de forma efectiva."*

*La información sobre la utilización de sustancias es difícil de conseguir y la información sobre exposición... es, en general, escasa. Sólo se pueden tomar decisiones para seguir experimentando con las sustancias mediante un largo procedimiento de comité, y estas investigaciones sólo pueden requerirse a la industria después de que las autoridades hayan probado que una sustancia puede representar un peligro grave. Sin los resultados de los experimentos, sin embargo, es casi imposible proporcionar tales pruebas. La evaluación de riesgos final se ha completado, como consecuencia, sólo para una pequeña cantidad de sustancias" .*

Libro Blanco de la Comisión Europea: Estrategias para la futura política en materia de sustancias y preparados químicos.  
27-2-2001

Por lo tanto, no hay duda de que es necesaria una revisión completa de la política de la UE en materia de sustancias químicas y una nueva legislación primaria que rijan la fabricación, comercialización y uso de todas las sustancias químicas fabricadas en la Unión Europea.

Después de meses de detallados borradores y consultas, **la Comisión Europea está a punto de adoptar una nueva legislación sobre el uso de sustancias químicas en Europa**. El nuevo sistema, conocido como **REACH** (en inglés, **Registro, Evaluación, y Autorización de Sustancias Químicas**), tiene como primer objetivo recopilar información vital sobre los usos y peligros del amplio espectro de sustancias químicas comercializadas en la UE. Sustancias químicas que en muchos casos se han utilizado durante décadas sin un conocimiento completo, ni siquiera propiedades básicas como la toxicidad y persistencia en el medio ambiente. Esto se extiende incluso a aquellas sustancias que se consideran objeto de gran preocupación dadas sus propiedades peligrosas (como son las sustancias cancerígenas, persistentes y bioacumulativas, o los disruptores endocrinos). REACH introduce un requisito de autorización positiva si se va a permitir el uso continuado. También se contempla que la autorización sólo sea concedida cuando su uso sea esencial y no exista una alternativa disponible, o si sus riesgos pueden ser "adecuadamente controlados". **Para aquellas sustancias que son cancerígenas, tóxicas para la reproducción, persistentes y bioacumulativas, o capaces de alterar el sistema endocrino, es difícil entender cómo un uso continuado puede ser autorizado bajo el concepto de "adecuadamente controlado"**. Esto es

especialmente relevante si los usos en cuestión tienen como efecto, por ejemplo, una alta contaminación del medio doméstico, y por lo tanto, la posibilidad de una exposición crónica a sustancias químicas en el hogar.

Cabe esperar que la nueva legislación de la UE cree un proceso europeo y, en última instancia, mundial, para acabar con la insostenible situación actual en relación con el uso de sustancias químicas y con la exposición a las mismas. Hasta el momento, hemos comprobado como se tomaban medidas para controlar algunos peligros químicos reconocidos desde hace tiempo (amianto, bifenilos policlorados, DDT) sólo después de años de uso generalizado. Para muchos de estos preparados, los niveles en el medio ambiente están reduciéndose, pero no antes de haber causado daños graves e irreversibles. Como ha afirmado la Agencia Europea de Medio Ambiente, muy a menudo hemos aprendido "lecciones tardías de avisos tempranos". Al mismo tiempo, hemos visto cómo los viejos problemas eran simplemente sustituidos por una nueva generación de sustancias químicas artificiales persistentes, que, de manera predecible, se están acumulando en el medio ambiente, en la comida, incluso en nuestros cuerpos. Además, esto sucede de forma engañosa ya que **introducimos involuntariamente estas sustancias químicas en nuestros hogares, al no incluirse en las etiquetas los aditivos químicos que forman parte de los productos de consumo cotidiano.** Parece que ni siquiera aprendemos las lecciones tardías.

En mayo de 2003, Greenpeace publicó su primer estudio sobre la contaminación química por el polvo doméstico. Se analizaron 100 muestras de polvo recogidas en diez regiones diferentes del Reino Unido para confirmar la amplia presencia de un gran espectro de sustancias químicas peligrosas (Santillo *et al.* 2003). En este segundo estudio, hemos explorado más a fondo hasta qué punto nuestra dependencia involuntaria de algunas sustancias químicas peligrosas presentes en los productos de consumo, lleva a la contaminación química del ambiente doméstico, esta vez utilizando muestras de polvo recogidas en hogares de otros cinco países europeos. Desde un punto de vista científico, este informe debería ayudar a arrojar luz sobre una forma de exposición directa a sustancias químicas dañinas a largo plazo. Todos los preparados químicos estudiados aquí han sido fabricados intencionadamente para su uso en productos de consumo. Pero también tiene el propósito de demostrar por qué **es necesario que nuestros políticos reconozcan el problema y se comprometan a apoyar y aplicar una legislación europea fuerte y efectiva.**

Durante mucho tiempo, el público europeo se ha enfrentado a lo que, a veces, parece una cadena de

hechos alarmantes que demuestran la exposición diaria a sustancias tóxicas. Durante mucho tiempo, la ciudadanía europea se ha visto impotente para evitar esta situación. La nueva legislación de la UE en materia de sustancias y preparados químicos (REACH) representa una oportunidad sin precedentes para cambiar esto. Para el ciudadano común es un atisbo de luz al final de un largo túnel. Esa luz es **un medio ambiente sin contaminantes químicos artificiales. Europa puede liderar el camino hacia ese objetivo y, en el proceso, revitalizar su industria química y asegurarle un futuro saludable en la producción de preparados más sostenibles.**

**Greenpeace no se opone a la síntesis de productos químicos, pero insiste en que no es aceptable que un niño o una niña nazca ya contaminada por los agentes de contaminación industrial. O, dicho de otra manera, sostenemos que la industria química, y los fabricantes, no tienen derecho a someter a la población a la exposición involuntaria a sustancias químicas, cuyas características a menudo se desconocen. Esto es exactamente lo que ocurre ahora. Los gobiernos estatales y europeo tienen el deber de proteger a su ciudadanía de dicha exposición. Esto es exactamente lo que no está ocurriendo.**

Greenpeace persigue dos objetivos con la publicación de este informe. El primero es asegurar que no haya lugar a dudas sobre la gravedad y el alcance de la contaminación del medio ambiente, incluyendo nuestros hogares. El otro es asegurar que todos y todas sepamos que nuestros representantes electos tienen, en este preciso momento, la oportunidad de cambiar ésto.

Greenpeace espera que los representantes políticos aprovechen esta oportunidad. Seguro que la ciudadanía europea también lo espera.

## Sustancias químicas en el hogar

Muchos de los productos de consumo que usamos habitualmente o con los que entramos en contacto cada día, en el hogar o en la oficina, contienen aditivos químicos. Dichos aditivos tienen la función de dar a los productos que compramos, sean moquetas, cortinas, cosméticos, televisores o juguetes, determinadas propiedades. Algunos se añaden, por ejemplo, a los plásticos para hacerlos más flexibles o a los tejidos para que sean piroretardantes; otros, contra los ácaros o el moho o para fijar perfumes. Por supuesto, no vemos estas sustancias, y en la mayoría de los casos ni siquiera sabemos que existen.

De hecho, en general somos bastante inconscientes en cuanto a las consecuencias químicas de los productos que compramos, utilizamos y, finalmente, desechamos: algo comprensible, si tenemos en cuenta que **raramente se proporciona información sobre la composición química de los productos de consumo**. Alguien puede argumentar que mientras estas sustancias tengan una función, que importa el resto. Por tanto, ¿deberíamos preocuparnos por los aditivos químicos de los productos de consumo?

El problema es que **muchas de estas sustancias químicas que de forma habitual están incorporadas a una gran variedad de productos de consumo son peligrosas**. Esto significa que son tóxicas para los mamíferos u otros animales, no se degradan fácilmente en subproductos inofensivos, etc. Además, no se mantienen aisladas dentro de los plásticos, tejidos u otros materiales de los que forman parte, y muchas incluso se lixivian como resultado del uso cotidiano. Por tanto, **al tiempo que cumplen con su propósito, muchos aditivos pueden suponer un riesgo químico invisible pero importante**.

Por ejemplo, se sabe que algunos ésteres de ftalato (ftalatos), muy usados como flexibilizantes en pavimentos, juguetes y otros productos de PVC flexible (vinilo), son tóxicos para el desarrollo del sistema reproductor de los mamíferos. Los alquifenoles utilizados en algunos champús y otros "productos de higiene personal", y una serie de sustancias bromadas usadas como piroretardantes, pueden interferir con el sistema endocrino, vital para el crecimiento y el desarrollo. Los compuestos organoestánicos, empleados como fungicidas o como estabilizadores del PVC duro o blando, son perjudiciales para el sistema inmune de los mamíferos, incluyendo los humanos.

Aunque no somos conscientes de ello, estamos expuestos a estos peligros químicos a diario, bien por el uso de productos que los contienen o por el contacto con polvo en el que se acumulan, incluso por el aire que respiramos en casa.

Además de ser inherentemente tóxicos, aditivos químicos ampliamente usados, como los compuestos organoestánicos, los piroretardantes bromados y las parafinas cloradas, también son muy persistentes. Esto significa que una vez liberados al medio ambiente no se descomponen fácilmente en subproductos inofensivos, sino que se dispersan al ser transportados por las corrientes de aire o en el agua. Otra característica es que debido a su naturaleza química, algunos tienen una gran afinidad por los tejidos adiposos y pueden, por tanto, acumularse en los animales, introduciéndose así en la cadena alimentaria.

Las sustancias químicas que poseen esta combinación de propiedades se conocen, habitualmente, como **Contaminantes Orgánicos Persistentes, o COPs**. Cada vez se descubren más la naturaleza y extensión de las amenazas de los COPs a escala mundial, y se están realizando esfuerzos para controlarlos. En este momento, sin embargo, sólo un pequeño número de sustancias químicas están consideradas bajo control. Muchas otras, con propiedades similares, siguen siendo producidas y usadas en grandes cantidades, tanto en Europa como en el resto del mundo.

Como consecuencia, durante los muchos años en los que, como consumidores, hemos dependido sin saberlo de aditivos químicos perjudiciales, su contaminación ambiental se ha hecho mucho más amplia. Las emisiones químicas pueden ocurrir en cualquier etapa del producto: durante su producción, durante su uso o después, cuando entran en la cadena de desechos. **Algunos de los aditivos más usados se pueden detectar ya en áreas remotas del planeta, como el Ártico o el fondo de los océanos**. Una consecuencia adicional es la exposición a ellos a través de la comida.

**Todos llevamos las consecuencias de nuestra sociedad química en el cuerpo, los residuos de estas sustancias químicas y persistentes se depositan en la sangre y en el tejido adiposo**. Para aquellas sustancias más propensas a acumularse en los tejidos grasos, la comida puede ser la fuente más importante de exposición diaria. Para otras, la exposición mediante el uso de los productos en sí, o mediante el contacto con el aire o el polvo contaminados puede ser igual o más significativa. Sin embargo, a causa de la poca información disponible en cuanto a la presencia y cantidades de los aditivos en los productos domésticos o de consumo, nadie puede saberlo realmente.

Este estudio es un intento de describir con más detalle el ambiente químico del hogar, a través de la recogida y análisis de distintos tipos de polvo en el hogar, en los que se supone que se acumulan las sustancias químicas más preocupantes. Esto es sólo una pequeña parte de la realidad y no puede contestar a la pregunta de qué cantidad de la carga química que llevamos en nuestros cuerpos es debida directamente a la exposición en nuestras casas. Aún así, debería ayudar a mejorar nuestro nivel de conocimiento y comprensión del ambiente químico en el que vivimos.

Como se ha indicado anteriormente, este estudio es la segunda fase del trabajo de Greenpeace sobre la contaminación química del polvo doméstico, y sigue al estudio publicado en mayo de 2003 (Santillo *et al.*) que se centraba principalmente en las casas del Reino Unido. El

estudio actual amplia esta investigación a más países europeos, como Francia, España, Alemania, Italia y Eslovaquia. Uno de los principales objetivos es determinar si el patrón y el grado de contaminación encontrado en las muestras del Reino Unido son representativos para el resto de Europa, o si se encuentran diferencias significativas. Al mismo tiempo, se espera que los resultados de esta investigación junto con resultados anteriores, contribuyan a ampliar el conocimiento científico sobre la distribución y exposición química en los hogares.

## El polvo como indicador químico en el hogar

El polvo acumulado en una casa no es un elemento físico o químico simple, sino una mezcla altamente heterogénea de partículas y sustancias químicas orgánicas e inorgánicas. Su composición específica en un edificio o una determinada habitación depende de un gran número de factores, que incluyen la ubicación y material de construcción del edificio, el uso que se le da, los tipos de materiales de decoración y de los muebles usados, los sistemas de calefacción y ventilación, cuánto y cuán profundamente se limpia el área, e incluso la época del año (Edwards *et al.*, 1998; Butte y Heinzow, 2002).

Los peligros que entraña el polvo para la salud humana meramente por su naturaleza física, especialmente por la presencia de partículas de tamaños muy reducidos, han sido reconocidos y documentados durante muchos años. La importancia del polvo como "pila" y depósito de sustancias químicas en el hogar y, por tanto, como fuente potencial de exposición química, no ha sido tan investigada.

**Podemos estar expuestos al polvo, y a cualquier sustancia que contenga, mediante una combinación de inhalación, ingestión de comida contaminada, contacto de la saliva con juguetes u otras superficies, e incluso por absorción directa de las sustancias a través de la piel** (Lewis *et al.*, 1994). El polvo de dentro y fuera de casa puede ser una fuente especialmente importante de exposición química para los niños (Butte y Heinzow, 2002). Por ejemplo, en términos de exposición al aire libre, Yin *et al.* (2000) subrayan la importante contribución del polvo de las calles a la contaminación por plomo de los niños en verano. En el ambiente doméstico también se tiene cada vez más en cuenta la exposición al polvo en la evaluación de la exposición química total de los niños (Wilson *et al.*, 2001).

Al igual que la exposición directa, la resuspensión del polvo contaminado en el aire puede contribuir a una mayor distribución en el medio ambiente de las sustancias químicas ligadas al polvo. La eliminación periódica del polvo de la casa, recogido en las bolsas de los aspiradores, también actúa indudablemente como fuente potencial de contaminación, de la misma forma que el polvo en ambientes exteriores (especialmente el de la cuneta) llega a los desagües y alcantarillas y puede provocar aportaciones secundarias a los ríos (Irvine y Loganathan, 1998).

Hasta hace poco, la caracterización química del polvo y la evaluación de su importancia como contribuyente a la exposición total, se limitaban en su mayoría a un número pequeño de metales pesados tóxicos, predominantemente, al plomo. Ésta es una importante toxina, producto del desarrollo, y también un contaminante clave asociado mundialmente a la contaminación provocada por el tráfico, que resulta del uso de gasolina con plomo y de pesas de plomo para equilibrar las ruedas (véase, por ejemplo, Vojta *et al.*, 2002). También lo emiten una serie de fuentes industriales, que incluyen la minería, la fundición de metales y la incineración de desechos.

Los primeros estudios sobre la contaminación química del polvo doméstico se centran, por tanto, en su propensión a acumular plomo y otros metales provenientes, principalmente, de fuentes externas. Por ejemplo, altos niveles de plomo fueron claramente detectables en casas situadas en las cercanías de ciertas fuentes industriales en Alemania (Meyer *et al.*, 1999) y en áreas de denso tráfico en Hong Kong (Tong y Lam, 2000). Al mismo tiempo, en las casas más alejadas de estas fuentes, se encontró que los niveles de plomo y otros metales reflejaban más las fuentes de contaminación domésticas. Así, Tong y Lam (2000) encontraron cierta correlación entre el plomo en el polvo de la casa y el color de la pintura usada en las paredes internas y en los elementos decorativos, lo que posiblemente reflejaba la diferente proporción de plomo en dichas pinturas. Es cierto que se espera que, en las casas en las que se usaron pinturas que contenían plomo o en las que quedan restos de aplicaciones previas, los niveles resultantes sean al menos tan significativos como los de las fuentes externas, si no más (Adgate *et al.*, 1998).

Es probable que la situación sea similar para otros grupos químicos. En los lugares en los que se han localizado importantes fuentes externas de residuos de pesticidas, por ejemplo en algunas residencias rurales, tales fuentes parecen ser las contribuyentes primarias a la contaminación total del polvo doméstico, ya que los residentes introducen los contaminantes a través del calzado y de

las ropas (por ejemplo, Curl *et al.*, 2002). Como contraste, en un ambiente urbano, es mucho más probable que los residuos más significativos de pesticidas en el polvo provengan del uso directo de insecticidas en el hogar. Por ejemplo, Gurunathan *et al.* (1998) informaron de la acumulación de residuos de clorpirifos, pesticidas organofosforados, en varias superficies en hogares de Estados Unidos. Aunque quizá es más probable que este tema en particular sea de menor preocupación en la mayor parte de Europa, puesto que el uso de pesticidas en el hogar tiende a ser menor, sirve, aún así, para ilustrar que no se deben ignorar las fuentes de contaminación dentro del hogar, ya que lo mismo podría darse para otras sustancias presentes en productos de consumo.

Butte y Heinzow (2002) han proporcionado la revisión más extensiva hasta la fecha de investigaciones sobre contaminantes químicos en el polvo de la casa. Aunque ellos resumen los numerosos estudios llevados a cabo sobre las consecuencias del uso de pesticidas domésticos, especialmente en Estados Unidos, la revisión de Butte y Heinzow también sirve para subrayar la insuficiencia de los datos disponibles sobre otros contaminantes químicos. Esto es especialmente cierto de aquellas sustancias que no se usan deliberada o conscientemente en casa pero que están presentes, como ya se ha mencionado, simplemente como consecuencia de su uso generalizado en productos de consumo. Así, aunque es bien sabido y está documentado que los ftalatos, los compuestos organoestánicos y los pirorretardantes bromados se desprenden de los productos durante su uso y por el desgaste normal, existen muy pocos datos que describan su prevalencia en el polvo de una casa.

Rudel *et al.* (2001) informaron de la presencia de ftalatos, residuos de pesticidas e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) en el aire y el polvo de oficinas y hogares, con proporciones de hasta 0,5 g de ftalatos por kilogramo de polvo, (es decir, 500 mg/kg o partes por millón, ppm). También encontraron compuestos de nonilfenol, que llegaban a niveles de hasta 14 ppm. Asimismo se identificó en la mayoría de las casas y oficinas estudiadas un amplio conjunto de otros componentes, de muchos de los cuales se sospechaba que eran alteradores de hormonas, es decir, capaces de interferir en el sistema endocrino. Lagesson *et al.* (2000) igualmente informaron de una variedad de sustancias químicas fabricadas por el hombre que habitualmente forman parte del polvo de una casa.

También se han considerado los pirorretardantes, tanto bromados como clorados, como contaminantes del aire y el polvo domésticos. Bergman *et al.* (1997) identificaron una serie de estas sustancias en el polvo suspendido

en el aire de varias oficinas computerizadas de Estocolmo. Sjödin *et al.* (2001) publicaron hallazgos similares en una planta de reciclaje de elementos electrónicos, así como en otros ambientes de trabajo, siendo las mayores concentraciones las de las moléculas más grandes, sustancias químicas cuya exposición por otras fuentes a menudo se considera insignificante. Ingerowski *et al.* (2001) describieron la presencia de compuestos organofosforados clorados, usados como pirorretardantes en espumas, pinturas, barnices y papeles de pared, en el aire y el polvo del interior de las estancias (a niveles de hasta 375 ppm en el polvo).

En el año 2000, Greenpeace Internacional y las oficinas nacionales de Greenpeace recogieron muestras de polvo de los edificios de los parlamentos de diversos países europeos. Se halló que todas las muestras contenían niveles significativos de pirorretardantes bromados y de compuestos organoestánicos (Santillo *et al.*, 2001, Leonards *et al.*, 2001). Una vez más, las mayores concentraciones eran las de las sustancias químicas con moléculas más grandes. Es decir, las más pesadas, las bromadas, (especialmente, el éter decabromodifenil o deca BDE), aunque también se detectaron en todas las muestras componentes más ligeros y bioacumulables. Como ya se ha mencionado, esto es particularmente significativo ya que sugiere que, para componentes como el deca BDE, para el que es probable que la exposición a través de la comida sea menos significativa, una combinación de ingestión, inhalación y contacto dérmico con los residuos de polvo puede contribuir de forma importante a la exposición total. Se halló también que la proporción de deca BDE estaba entre 0,26 y 6,9 ppm en el polvo procedente de los parlamentos. También prevalecían los compuestos organoestánicos, con concentraciones totales que variaban entre las 0,49 y las 3,5 ppm, especialmente por las formas (mono- y dibutilestano, o MBT y DBT) usadas como estabilizadores en el PVC.

El estudio del polvo de los edificios parlamentarios, junto con la limitada cantidad de otros estudios publicados hasta la fecha, ilustra la utilidad del análisis del polvo como forma de caracterizar mejor los ambientes químicos domésticos a los que nos vemos expuestos a menudo, bien en casa o en el lugar de trabajo.

En el estudio publicado por Greenpeace en mayo de 2003, se analizaron 100 muestras de polvo recogidas en diez regiones diferentes del Reino Unido. Se analizaron las sustancias químicas arriba indicadas (Santillo *et al.* 2003). Esta investigación confirmó la amplia presencia de ésteres de ftalato, pirorretardantes bromados y compuestos organoestánicos en el polvo doméstico, con una abundancia particular de dietil hexil ftalato (DEHP)

y piroretardante decabromodifenil éter (BDE-209) y hexabromociclododecano (HBCD). También se encontraron nonilfenol y parafinas cloradas de cadena corta (PCCCs), así como un amplio espectro de otras sustancias químicas artificiales incluyendo pesticidas y otros aditivos químicos comunes utilizados en productos de consumo. Este estudio inicial también incluyó un pequeño número de muestras tomadas en otros países europeos que revelaron rangos y patrones similares, aunque con algunos indicios de niveles más bajos de piroretardantes bromados.

El estudio que nos ocupa tiene el objetivo de extender este trabajo a un área geográfica mucho más amplia, utilizando técnicas similares en las muestras de polvo recogidas de casas y otros edificios en cinco países europeos: Alemania, España, Francia, Italia y Eslovaquia. Se recogieron 58 muestras en Francia en las cinco ciudades principales, mientras que en España se recogieron 22 muestras de cuatro zonas diferentes. En Alemania se recogieron cinco muestras de ciudades diferentes, una muestra en Roma (Italia) y ocho en Eslovaquia en dos regiones geográficas diferentes.

Por razones logísticas, no todas las muestras de cada país se pudieron analizar para todas las sustancias químicas objeto de estudio identificadas más abajo. Donde fue posible, las analíticas fueron analizadas sobre muestras individuales para aumentar el rigor estadístico. Sin embargo, algunas analíticas se realizaron utilizando muestras compuestas, preparadas combinando partes iguales de muestras individuales tras el tamizado y la homogenización. Esto inevitablemente redujo el poder estadístico, pero aportó una forma de aumentar el espectro de grupos químicos objeto de estudio y dio una idea de las concentraciones promedio en la región en la que se combinaron las muestras, al tiempo que se mantenía en un periodo limitado y respetando los recursos disponibles. En la sección de métodos se dan los detalles del programa de muestreo y de la preparación de las muestras individuales y compuestas para el análisis.

## Sustancias químicas objeto del estudio

Como se ha explicado anteriormente, el **principal centro de atención de este estudio es la presencia en el polvo de sustancias químicas perjudiciales, que aparecen como consecuencia del uso generalizado (aunque pobremente documentado) y cotidiano de productos de consumo en el hogar.** Decidimos, por tanto, enfocar el análisis hacia los mismos cinco grupos de compuestos principales del estudio del Reino Unido, según el gran uso de estas sustancias en el mobiliario y otros productos domésticos y sus propiedades perjudiciales intrínsecas:

- ☒ **Alquilfenoles** (nonilfenol, octilfenol y sus derivados): usados principalmente como surfactantes no iónicos en **detergentes industriales**, aunque también se emplean en los **tratamientos de acabado de tejidos y cuero**, en las **pinturas al agua** y como componentes de **algunos productos de higiene personal**.
- ☒ **Piroretardantes bromados** (éteres difenil polibromados o EDPBs, hexabromociclododecano o HBCD y tetrabromobisfenol A o TBBPA): **aplicados en tejidos o incorporados a plásticos, espumas y componentes eléctricos y electrónicos** para prevenir o retardar la propagación de las llamas.
- ☒ **Compuestos organoestánicos** (butilestaños, octilestaños): incluyen los mono- y di- butil- y octil- estaños usados como **estabilizadores en plásticos, especialmente PVC**, y el tributilestaño (TBE), usado como **tratamiento contra los ácaros y el moho en algunas moquetas y pavimentos de PVC**.
- ☒ **Ésteres de ftalato** (incluyen el conocido dietilhexilftalato o DEHP, entre otros): usados como **flexibilizantes en productos de PVC flexible** (incluyen **suelos, papeles de pared, muebles, ropa y juguetes**), y como ingredientes en **cosméticos y perfumes**.
- ☒ **Parafinas cloradas de cadena corta** (PCCCs): de menor fabricación y uso ahora que antes, pero todavía empleadas en **algunos plásticos, gomas, pinturas y selladores**, y todavía un importante contaminante del pasado.

Cada uno de estos grupos es químicamente distinto y exhibe propiedades marcadamente diferentes, en algunos casos incluso dentro de los mismos grupos. Aún así, **todos comparten unas características comunes que justifican las preocupaciones cada vez mayores en torno a su uso:**

- ☒ **Todos son tóxicos** para uno o más organismos, aunque funcionen de diferentes formas.
- ☒ **Ninguno se descompone fácilmente** en subproductos inofensivos, es decir, tienden a persistir en el medio ambiente tanto exterior como doméstico.
- ☒ **Todos pueden lixiviarse, o desprenderse** de cualquier otra forma, de los productos de consumo durante su uso y desgaste habitual.
- ☒ **Todos han sido encontrados entre los contaminantes contenidos en el cuerpo humano**, en muchos casos generalizados, aunque con varias concentraciones.

**Los peligros presentados por estos grupos o sustancias químicas están firmemente establecidos. Por ejemplo:**

- Las parafinas cloradas de cadena corta se clasifican según la ley de la UE como “muy tóxicas para los organismos acuáticos” y representan un “posible riesgo de efectos irreversibles” como consecuencia de sus propiedades carcinógenas.
- El compuesto organoestánnico TBE está clasificado como “perjudicial en contacto con la piel, tóxico si se ingiere, irritante para los ojos y la piel” y representa un “peligro de dañar gravemente la salud por exposición prolongada mediante inhalación o ingestión”.
- Los ftalatos DEHP y DBP (dibutilftalato) están clasificados como “tóxicos para la reproducción”.

**Una muestra más de la preocupación que durante mucho tiempo, y a muchos niveles, ha suscitado la naturaleza perjudicial de estos grupos químicos viene dada por el hecho de que a los cinco grupos se les ha dado prioridad para tomar medidas bajo la estrategia del Convenio OSPAR para la protección del medio ambiente marino.** Este Convenio, firmado en 1992 y que entró en vigor en 1998, es un acuerdo legal entre 15 países europeos que vierten aguas en la región Noreste del Atlántico, y la Comunidad Europea. La misión de OSPAR es proteger el medio ambiente marino del Noreste Atlántico de diversas amenazas, que incluyen la contaminación por sustancias químicas peligrosas. En **1998**, los ministros de los países firmantes del Convenio OSPAR acordaron una **Estrategia en Materia de**

**Sustancias Peligrosas (OSPAR 1998)**, en la que se incluía como objetivo el cese de todos los vertidos de sustancias perjudiciales en el ambiente marino antes de 2020 (el objetivo de cese en “una generación”). Como primer paso, **OSPAR redactó una lista de sustancias que requerían acción prioritaria, entre las que se encontraban los alquilfenoles, los pirorretardantes bromados, los compuestos organoestánnicos, y algunos ftalatos y parafinas cloradas de cadena corta.**

Algunos usos de estas sustancias (entre ellas las PCCCs, el TBE y, muy recientemente, algunos de los retardantes ignífugos bromados) ya han sido, o serán pronto, sujetos a controles regulatorios en la UE. Sin embargo, su empleo y presencia en productos de consumo sigue sin disminuir.

**En el Anexo 2 se proporcionan perfiles más detallados de cada uno de estos cinco grupos** claves, resumiendo sus aplicaciones, distribuciones medioambientales, peligros y controles existentes. Además de a estos análisis cuantitativos, ciertas muestras de los polvos recogidos fueron sometidos a un análisis cualitativo más amplio, con objeto de proporcionar alguna información preliminar sobre la presencia de otras sustancias sintéticas indicativas.

Se espera, sobre todo, que el presente estudio contribuya al conocimiento y comprensión del ambiente químico en el que vivimos, y del tipo y grado de sustancias a las que nos vemos continuamente expuestos de esta forma. Se debe hacer hincapié, sin embargo, en el principio de que esta investigación no proporcionará (ni tenía como objetivo) ninguna estimación del grado de exposición a sustancias químicas procedentes del polvo en el hogar, ni en términos absolutos ni relativos a otras fuentes potenciales. Hacerlo en este estadio sería una tarea extremadamente compleja, poco decisiva y subjetiva. Aún así, la información básica que proporciona puede ser útil como datos adicionales en cualquier evaluación que se pueda realizar en el futuro.

# Programas de muestreo y métodos analíticos

## Recogida de muestras

Las muestras de polvo doméstico fueron recogidas en los cinco países participantes durante el segundo trimestre del 2003, a través de la participación directa del personal de Greenpeace y voluntariado de las respectivas oficinas nacionales o regionales. En todos los casos, las muestras fueron recogidas con permiso previo del propietario de la casa u otra persona responsable del lugar muestreado. Mientras los detalles precisos de la selección de puntos de muestreo varían de un país a otro, el equipo y los protocolos fueron armonizados hasta donde fue práctico, de cara a evitar contaminación cruzada y la incorporación de sesgos entre países.

Todas las muestras, por lo tanto, se recogieron usando aspiradores de la misma marca y modelo (AEG Vampyr 1700 vatios), usando una bolsa filtrante AEG nueva en cada una de las direcciones. El número de habitaciones muestreadas varió de un lugar a otro (con un mínimo de una habitación completa) dependiendo de la cantidad de polvo presente, con el objeto, una vez más, de obtener una cantidad suficiente para permitir el análisis. Así, el polvo obtenido puede considerarse representativo de la casa en cuestión, pero no necesariamente de ninguna habitación en particular.

Después de cada muestreo, se quitaba la bolsa filtrante del aspirador, se sellaba con cinta adhesiva primero y luego, se colocaba dentro de una bolsa de un polietileno (PE) fuerte. Todas las muestras se enviaron para su tratamiento a los laboratorios de investigación de Greenpeace, en la Universidad de Exeter, en paquetes, por regiones.

1. Pentano de grado analítico

## Tratamiento de las muestras

En los laboratorios se recibieron un total de 98 muestras de polvo, procedentes de los cinco países que participaban en el estudio, distribuidas como sigue:

País	Código de muestra	Número total de muestras
Alemania	HD03001 – 03005	5
España	HD03006 – 03027	22
Eslovaquia	HD03028 - 03035	8
Italia	HD03036 - 03040	5
Francia	HD03041 - 03098	58

Al recibirlas en los Laboratorios de Greenpeace, todas las muestras fueron inmediatamente pasadas por un tamiz de calibre 2 mm, previamente lavado y aclarado con disolvente<sup>1</sup> para eliminar cualquier partícula grande y reconocible que pudiese sesgar los resultados del muestreo. Todo residuo retenido en los tamices fue inmediatamente desechado. La fracción que pasó a través de los tamices se recogió, en cada caso, en papel de aluminio limpio, aclarado con disolvente. Se evitó el contacto con el polvo durante la operación y se usaron guantes, previamente tratados con pentano de grado analítico para eliminar todos los residuos orgánicos provenientes de la manufactura, al manejar las bolsas filtrantes y los tamices. El tamizado se llevó a cabo en un ambiente sin corrientes para evitar la pérdida de muestras y la contaminación cruzada.

### Alemania

Se recibieron cinco muestras de polvo provenientes de Alemania (códigos de muestra HD03001-03005). Los lugares de procedencia se mencionan en la siguiente tabla.

Código de muestra	Lugar
HD03001	Hamburgo
HD03002	Regensburg
HD03003	Leipzig
HD03004	Berlín
HD03005	Desconocido

Tras el tamizado y la homogeneización, las sub-muestras de cada muestra individual se volvieron a empaquetar inmediatamente entre dos capas de papel de aluminio aclarado con disolvente, se guardaron en ligeras bolsas de polietileno y se sellaron en sobres de papel marrón. Estas sub-muestras se reenviaron, entonces, a los laboratorios de LGC (Teddington) Ltd (Reino Unido) para el análisis cuantitativo de una serie de ésteres de ftalato y alquifenoles. LGC también llevó a cabo un análisis cualitativo de cada una de estas muestras para identificar, en la medida de lo posible, cualquier otro contaminante orgánico presente en cantidades significativas.

Se preparó una sola muestra compuesta o combinada, mezclando pesos iguales del material tamizado y homogeneizado de las tres muestras de las que había quedado suficiente material, HD03002, 03003 y 03004. Las cantidades que quedaron de HD03001 y HD03005 después del tamizado y sub-muestreo para el análisis en LGC, eran insuficientes para su uso en la muestra combinada y, por tanto, se excluyeron. La muestra combinada es, por tanto, una "media" representativa de tres de las cinco muestras recibidas desde Alemania.

La muestra combinada única (marcada ALEMANIA) se homogeneizó y dividió en dos porciones iguales, una de ellas para su reenvío a los laboratorios de GALAB (Geestacht, Alemania) para la determinación cuantitativa de varios compuestos organoestánicos. La otra se envió a los laboratorios del Instituto RIVO de Países Bajos (Netherlands Institute for Fisheries Research, IJmuiden, Países Bajos) para el análisis cuantitativo de una serie de piroretardantes bromados y parafinas cloradas de cadena corta.

## España

Se recibieron desde España un total de 22 muestras, representantes de cuatro zonas diferentes, como se explica en la tabla:

Códigos de muestra	Zonas
HD03006 – 03010 (5 muestras)	Madrid
HD03011 – 03016 (6 muestras)	Granada
HD03017 – 03022 (6 muestras)	Valencia
HD03023 – 03027 (5 muestras)	Asturias/León

Se tomaron sub-muestras de cada muestra individual, como ya se ha descrito para el caso de Alemania, y se reenviaron a LGC para el análisis cuantitativo de los ftalatos y alquifenoles, y el cualitativo de otros compuestos orgánicos presentes.

La preparación de muestras compuestas representativas de cada una de las cuatro zonas para el análisis de otros compuestos objeto de estudio, se vio dificultada por las cantidades muy limitadas de polvo presentes en muchas de las muestras tras el tamizado. En la mayoría de los casos, las cantidades que quedaban después de separar las sub-muestras fueron insuficientes para su empleo en las muestras compuestas. Por esta razón, las muestras compuestas de cada zona se prepararon de nuevo a partir de un subconjunto del número total de muestras de cada zona, como sigue:

Zona	Muestras usadas para preparar la compuesta
Madrid	HD03007 y 03010
Granada	HD03013, 03014 y 03016
Valencia	HD03018, 03021 y 03022
Asturias/León	HD03024 y 03026

Estas muestras compuestas se nombraron en código según la zona a la que representaban. Del mismo modo que la única muestra combinada de Alemania, las cuatro muestras compuestas regionales de España se dividieron, entonces, en dos; se reenvió una de las mitades para el análisis de organoestánicos en GALAB, y la otra, para el análisis de piroretardantes bromados y parafinas cloradas en RIVO.

## Italia

Se recibieron cinco muestras de polvo desde Italia, todas tomadas dentro de la ciudad de Roma, (HD03036-03040). Una vez más, se reenviaron individualmente las sub-muestras de material tamizado de cada muestra para su análisis en LGC. Y, como sucedió con Alemania, se combinó una sola muestra a partir de las tres del total de cinco de las que quedaba suficiente material tamizado (a saber, HD03036, 03038 y 03039). Esta muestra combinada, marcada ITALIA, se dividió y reenvió para su análisis en GALAB y RIVO, como en los casos ya explicados.

## Francia

Se recibieron un total de 58 muestras desde Francia, 51 de las cuales provenían de hogares ubicados en cinco ciudades diferentes, como se indica en la tabla:

Códigos de muestra	Ciudad
HD03041 – 03050 (10 muestras)	Lille
HD03051 – 03057 y 03059 – 03061 (10 muestras)	Toulouse
HD03068 – 03077 (10 muestras)	Lyon
HD03078 – 03088 (11 muestras)	Nantes
HD03089 – 03098 (10 muestras)	París

Las otras siete muestras se recogieron en otras ubicaciones, seleccionadas por toda Francia; entre ellas, una guardería, una casa de campo, y las casas de varios políticos y otras personalidades. Estas muestras se marcaron HD03058 y HD03062 – 03067.

De cada conjunto de muestras por ciudades, se seleccionó un subconjunto de cinco que se reenviaron para el análisis individual de ftalatos, alquilfenoles y otros contaminantes orgánicos en LGC. Las cinco muestras seleccionadas para cada ciudad fueron las que proporcionaron mayores cantidades de material tras el tamizado.

Además, se preparó una sola muestra compuesta para representar cada una de las cinco ciudades, mezclando cantidades iguales del material tamizado y homogeneizado de siete de un total de diez u once muestras de cada ciudad (como se muestra en la tabla).

Lamentablemente, como con las muestras representantes de otros países, no había suficiente polvo disponible de algunas de las muestras de cada ciudad para hacerlas formar parte en la muestra compuesta final. Una vez más, la selección de un subconjunto para su combinación se consideró una solución razonable y justificable para superar la limitación.

Ciudad	Muestras usadas para preparar la compuesta
Lille	HD03041, 03042, 03043, 03045, 03046, 03047 y 03049
Toulouse	HD03054, 03055, 03056, 03057, 03059, 03060 y 03061
Lyon	HD03069, 03071, 03072, 03073, 03074, 03076 y 03077
Nantes	HD03078, 03080, 03081, 03082, 03083, 03084 y 03088
París	HD03089, 03090, 03091, 03093, 03095, 03097 y 03098

Como para las otras muestras compuestas ya mencionadas, estas cinco muestras de Francia se dividieron en dos y se reenviaron a GALAB y RIVO para su análisis.

De las siete muestras que representaban otras ubicaciones Francesas, se consideró una de ellas (HD03067) inapropiada para el análisis porque, debido a la manera en la que había sido empaquetada para su transporte a nuestro laboratorio, cabía la posibilidad de que se hubiese contaminado con los materiales de empaquetado. Esta muestra se excluyó de todos los análisis posteriores.

En el caso de las otras seis muestras, se dividió el material tamizado en tres partes iguales en cada caso, que se mandaron para su análisis a LGC, GALAB y RIVO respectivamente.

## Eslovaquia

Se recibieron ocho muestras desde Eslovaquia, que habían sido recogidas en edificios públicos (guarderías y centros juveniles) ubicados en dos regiones eslovacas, las muestras HD03028 a 03031 provenían del suroeste del país, y las HD03032 a 03035 del noreste.

Todas las muestras fueron tamizadas y homogeneizadas por separado, de la misma forma que las de los otros países, pero ninguna de ellas fue reenviada para su análisis individual. En vez de ello, se preparó una sola muestra compuesta para cada una de las dos regiones descritas (combinando iguales cantidades de las cuatro muestras en cada caso). Estas muestras combinadas se dividieron en dos, y se reenvió una de las mitades a LGC para el análisis cuantitativo de los ftalatos y alquilfenoles, y para el análisis cualitativo de otros contaminantes orgánicos, y la otra mitad se envió a RIVO para el análisis de las parafinas cloradas sólo.

No se analizaron los compuestos organoestánicos ni los pirorretardantes bromados en las muestras eslovacas.

## Análisis de muestras

Se dan a continuación breves descripciones de los métodos analíticos empleados. Se incluyen descripciones más detalladas en el Anexo 3.

### Alquilfenoles y ésteres de ftalato (LGC)

Se sometieron a extracción aproximadamente 10g de cada una de las muestras de polvo en diclorometano caliente durante 2,30 horas, el extracto se concentró hasta los 50ml y se almacenó a 4 °C hasta su análisis. Se extrajo un blanco (arena lavada al ácido) junto con cada lote de 10 muestras para comprobar si se había producido contaminación en el laboratorio. Las soluciones estándar de los compuestos objeto de estudio se analizaron junto con las muestras para calibrar los instrumentos. Se añadió un patrón interno de deuterio (es decir, marcado con deuterio, el isótopo no radioactivo del hidrógeno) a cada muestra antes de la extracción para permitir el cálculo de recuperación (eficacia de extracción) de los componentes objeto.

Se analizaron los extractos mediante cromatografía de gases/espectrometría de masas (GC-MS) cuantificando los siguientes objetos de estudio:

- Ésteres de ftalato: dimetilftalato (DMP), dietilftalato (DEP), di-n-propilftalato (DNPP), diisobutilftalato (DIBP), di-n-butilftalato (DNBP), Butilbencilftalato (BBP), di (2-etilhexil) ftalato (DEHP), diisonilftalato (DINP) e diisodecilftalato (DIDP).
- Alquilfenoles: 4-n-octilfenol (4OP), 4-nonilfenol (4NP) y 4-(1,1,3,3-ter-metilbutil)fenol (4TMBP).

Los límites de detección variaban en los distintos compuestos y dependían del tamaño de la muestra. Para dar la información sobre los datos cuantitativos, sin embargo, los límites de cuantificación fueron <0.1 ppm en todos los casos.

### Pirorretardantes bromados y parafinas cloradas de cadena corta (RIVO)

Se sometieron a extracción las muestras de polvo con una mezcla caliente de hexano-acetona (3:1) durante 12 horas y, tras la adición de patrones internos (PCB 112 y marcado con éter bromodifenil BDE 209), el extracto se concentró en un evaporador rotativo, se acidificó y se

recogió el extracto orgánico. La fase acuosa se sometió a extracción dos veces más con isooctano antes de combinar y concentrar todos los extractos orgánicos en 2 ml de diclorometano. Cada extracto se lavó mediante cromatografía de filtración gel (GPC), se concentró en nitrógeno, se disolvió en isooctano y se purificó aún más por agitación con ácido sulfúrico. Finalmente, se concentraron los extractos en nitrógeno hasta los 2 ml, se purificaron mediante una columna de gel de sílice y se concentraron hasta 1 ml para el análisis.

El análisis se llevó a cabo mediante GC-MS, usando captura electrónica de ionización negativa. Las concentraciones de los siguientes compuestos congéneres se determinaron en cada muestra:

- Difeniléteres polibromados (PBDEs): tri-(BDE-28), tetra-(BDE-47, 66, 71, 75, 77), penta-(BDE-85, 99, 100, 119), hexa-(BDE-138, 153, 154), hepta-(BDE-190) y deca-(BDE-209).
- Bifenilos polibromados (BPs): di-(BB-15), tetra-(BB-49, 52), penta-(BB-101), hexa-(BB-153, 155) y deca-(BB-209).
- Hexabromociclododecano (HBCD)
- Tetrabromobisfenol A (TBBPA): más sus metil-derivados.

Los límites de detección (peso seco) variaron entre los diferentes compuestos, dependiendo de la sensibilidad del detector y viéndose afectada en algunos casos por interferencias con otras sustancias. Puesto que se trata de mezclas altamente complejas, el análisis de las PCCCs fue sólo semicuantitativo.

### Compuestos organoestánicos (GALAB)

Todas las muestras se filtraron de nuevo a través de un tamiz de 0,065 mm antes de la extracción con una mezcla de metanol-hexano y de su análisis mediante cromatografía gaseosa/detección por emisión atómica (GC/DEA) según métodos acreditados. Se determinaron concentraciones de los siguientes compuestos en cada muestra:

- Butilestaños: mono-, di-, tri- y tetrabutilestaño (MBE, DBE, TBE y TeBE respectivamente)
- Octilestaños: mono- y di-octilestaños (MOE y DOT respectivamente)
- Triciclohexil estaño (TCHE)
- Trifenil estaño (TPE)

Los límites de detección para todos los componentes organoestánicos fueron de 1 ng de estaño orgánico/g peso seco de la muestra (ppb) en cada caso.

## **Análisis cualitativo para otros contaminantes orgánicos (LGC)**

Además de la cuantificación de ftalatos y alquilfenoles descritos anteriormente, estos mismos extractos se sometieron a un análisis cualitativo GC-MS (según los datos de BS6920). El procedimiento suplementario se llevó a cabo con el objetivo de identificar cualquier otro contaminante orgánico presente en el polvo en cantidades significativas (es decir, que mostrasen una respuesta instrumental significativamente superior a la de fondo). Cuando fue posible, se identificaron estos compuestos adicionales mediante una combinación de búsqueda computerizada de coincidencias y la interpretación que los expertos hicieron de los espectros de masas. Por tanto, deben considerarse tentativas (no seguras 100%) todas las identidades, ya que no han sido confirmadas contra soluciones patrón de cada uno de los compuestos adicionales identificados; de hecho, en muchos casos, tales patrones no están siquiera disponibles. Aún así, este análisis proporciona información suplementaria útil en torno a otros contaminantes que podría someterse a verificación y análisis cuantitativo en el futuro.

# Resultados y discusión

## Compuestos objeto de estudio

En las tablas 1 a 5, se muestran las concentraciones de los cinco grupos objeto de este estudio analizados cuantitativamente, para todos los países. Donde fue posible, se muestran tres estadísticas para cada compuesto en cada país:

- **mediana** (valores medios), como medida de centralidad;
- **rango** (el menor y el mayor valor registrados), como indicación de la extensión de los datos; y
- **frecuencia de detección** (número de muestras individuales o combinadas, de entre el total analizado, en las que se encontró cada compuesto o grupo).

Dada la naturaleza altamente sesgada de algunos de los conjuntos de datos (es decir, con un pequeño número de valores muy altos que tenían un efecto desproporcionado en la media), se consideró que los valores de la mediana eran medidas más representativas de la centralidad que los valores medios, media (average). De ahí que sólo se informe aquí de las medianas, calculadas como valor medio de las concentraciones cuando se colocaban en orden numérico. En cada caso las medianas han sido calculadas asumiendo que todos los valores por debajo de los límites de detección / cuantificación eran cero.

En algunos casos, en los que sólo se analizó una muestra combinada (compuesta) para un determinado país, se muestran estos valores únicos en las tablas.

En el Anexo 1, se proporcionan resultados detallados para cada grupo de compuestos, incluyendo los datos para las muestras individuales, o combinadas nacionales o regionales.

Las tablas 1 a 5 también incluyen datos de nuestro estudio previo sobre muestras de polvo doméstico en Reino Unido (Santillo *et al.*, 2003) con propósitos de comparación. En términos muy amplios, las muestras analizadas en este estudio, representantes de cinco países de la Europa continental, mostraron niveles algo más altos de ésteres de ftalato y parafinas cloradas de cadena corta, niveles similares de compuestos organoestánicos, y niveles algo más bajos de alquilfenoles y pirorretardan-

tes bromados que las muestras analizadas en Reino Unido en el estudio anterior.

## Ésteres de ftalato

De los nueve ésteres de ftalato individuales específicamente cuantificados, se encontraron tres (DIBP, DNBP y DEHP) a niveles sobre los límites de detección (LOD) en todas las muestras analizadas para cada país (Tabla 1). Un cuarto ftalato, el BBP, se encontró en todas las muestras menos una (procedente de Francia), mientras que el DEP se encontró en todas, menos en dos (también procedentes de Francia).

Los ftalatos isoméricos DINP y DIDP se encontraron más o menos entre la mitad y una tercera parte de las muestras, con frecuencias ligeramente más altas en Francia que en los otros países. Se detectó DPP en sólo tres de las muestras analizadas en este estudio (todas procedentes de Francia), y en estos casos a niveles relativamente bajos variando entre las 1,22 y las 3,0 partes por millón (ppm); estos datos no se incluyeron en la tabla 1 de resumen.

En casi todas las muestras, el éster de ftalato más abundante era el habitualmente empleado DEHP, que representaba entre el 22% y el 89% en peso de las concentraciones totales de ftalato, en general, entre el 40% y el 60%. Una predominancia similar se notó en nuestro anterior estudio sobre el polvo en Reino Unido (Santillo *et al.*, 2003). Las concentraciones de DEHP en el polvo en el presente estudio variaban en torno a una gama bastante amplia, de 15 a 3289 ppm, pero eran en general más altas que los registrados en el polvo de Reino Unido. La mayor mediana fue la de las cinco muestras de Alemania (996 ppm, o casi 1mg de DEHP por gramo de polvo), aunque las dos muestras combinadas de Eslovaquia contenían niveles más altos (1290 y 2124 ppm). El polvo de Italia, Francia y España mostró niveles menores de mediana de DEHP (434, 504 y 317 ppm respectivamente), aunque la extensión de las concentraciones para las muestras individuales fue alta en todos los casos, y algunas muestras individuales de Francia y España contenían los niveles más altos de DEHP registrados en este estudio. Por ejemplo, una de las muestras tanto de Lille, como de Toulouse y Nantes (Francia), y de la región de Asturias en España, contenía más de 2000 ppm (2 mg/g de polvo) de DEHP (véase Anexo 1). Una muestra más de Francia (HD03062, o SP01) contenía más de 3000 ppm de DEHP.

El DIBP era el ftalato más abundante en 7 de las 65 muestras, mientras que el DNBP y el BBP predominaban sólo en una muestra en cada caso. Sin embargo, los tres compuestos se encontraron en la gran mayoría de las muestras, con una mediana y un valor máximo similares a los encontrados en nuestro estudio de Reino Unido (Santillo *et al.*, 2003) y los hallados previamente para el polvo doméstico en Alemania por Butte y Heinzow (2002). El DEP, ampliamente empleado en perfumes, cosméticos y otros productos de higiene personal también era común a casi todas las muestras, una vez más en concentraciones similares a las previamente halladas en el polvo de Reino Unido.

Resulta evidente, por la Tabla 1 que la suma de las concentraciones de todos los ftalatos individuales analizados (llamada "ftalatos totales"), provenientes de los cinco países incluidos en este estudio, eran generalmente más altos que los previamente hallados para polvo comparable recogido en Reino Unido (mediana de los ftalatos totales: 354 ppm, rango: 1,6-1019 ppm). Por ejemplo, casi la mitad de las 65 muestras individuales analizadas en el presente estudio los contenían en cantidades superiores al máximo registrado en el estudio de Reino Unido. En los casos de Alemania, Italia y Eslovaquia, el poder estadístico se ve limitado por el número relativamente bajo de muestras individuales analizadas. Sin embargo, la comparación estadística de las concentraciones totales de ftalatos en el polvo de Francia, España y Reino Unido indicaba claramente que las concentraciones en las muestras británicas eran significativamente menores. Además, aunque la diferencia es menor, análisis de datos similares confirmaron que el polvo de Francia estaba, como media, significativamente más contaminado que el español.

Debido al menor número de muestras usadas, y a las bastante extendidas distribuciones de concentraciones individuales, es difícil extraer conclusiones firmes sobre las diferencias regionales en materia de contaminación por ftalatos dentro de los países. Aún así, destacan determinadas muestras individuales. De particular interés, es la muestra HD03062 (SP01) de Francia, que contenía más de 7000 ppm (7 mg/g de polvo) de ftalatos, de los cuales más de 3000 ppm de BBP y otros tantos de DEHP. No se puede descartar la posibilidad de que estos y quizá algunos otros, niveles muy altos de ftalatos en el polvo provengan de la presencia de pequeños fragmentos de PVC que hayan pasado el tamizado en la homogeneización de la fracción de polvo, aunque se hicieron todos los esfuerzos posibles para asegurar que ninguna de las muestras preparadas contenía fibras o fragmentos reconocibles. En cualquier caso, los resultados confirman que, como consecuencia de su uso generalizado en

productos que se encuentran en el hogar, los ésteres de ftalato son ubicuos y muy abundantes en el polvo doméstico en toda Europa.

Más información sobre los usos y peligros de los ésteres de ftalato se puede encontrar en el Anexo 2.

## Alquilfenoles

En contraste con nuestros hallazgos sobre el polvo doméstico en Reino Unido, se encontró que el nonilfenol era infrecuente en este estudio (Tabla 2). Este compuesto se encontró en 22 de las 29 muestras de Reino Unido en concentraciones de hasta 35,2 ppm (mediana de 9,8 ppm). En comparación, se detectó nonilfenol en sólo cinco de las 22 muestras de España, en una de las 31 de Francia y en una de las cinco de Italia. En aquellos casos en los que se encontró, las concentraciones fueron bajas en ppm, en general, por debajo de 1ppm. Ninguna de las cinco muestras alemanas contenía niveles detectables. Estos resultados también indicaban una baja abundancia en otras partes de Europa no estudiadas por Butte y Heinzow (2002), quienes informaron de una mediana de concentración de 6,2 ppm para el polvo doméstico alemán.

Las dos muestras combinadas de Eslovaquia contenían nonilfenol, también en bajas concentraciones. Está claro que no es posible determinar si estos niveles reflejan la contaminación general de todas las muestras individuales que contribuyeron a las combinadas regionales o si son el resultado de la inclusión de una sola muestra más contaminada al preparar las combinadas.

No se detectaron ni octilfenol ni 4-(1,1,3,3-ter-metilbutil) fenol (4TMBP) en ninguna de las 65 muestras analizadas en este estudio. Se había detectado 4TMBP en cuatro de las 29 muestras recogidas en Reino Unido (Santillo *et al.*, 2003), y octilfenol en una de ellas, aunque estos otros compuestos sólo contribuían minoritariamente a las concentraciones totales de alquilfenoles en todos los casos.

Pese a la relativamente baja frecuencia con que se detectó el nonilfenol e el estudio presente, dados los daños que se asocian con esta sustancia alteradora del sistema endocrino, su presencia en un subconjunto de polvo provoca claramente preocupación. Es obvio que no es posible determinar las fuentes probables de esta sustancia en un caso determinado, aunque se le conocen una variedad de aplicaciones (véase Anexo 2 con más detalles sobre los usos y peligros). Hallazgos recientes de este compuesto y de etoxilatos de nonilfenol emparentados,

en prendas de ropa infantil comercializada en Reino Unido proporcionan un ejemplo ilustrativo de una de las posibles fuentes de contaminación doméstica.

## Compuestos organoestánicos

De los ocho compuestos organoestánicos controlados en este estudio, se hallaron cuatro en todas las muestras (MBE, DBE, TBE y MOE), y uno en todas menos una (DOT). Ninguna de las muestras contenía residuos detectables de TeBE, TCHE o TPE (Tabla 3).

La abundancia relativa de los diversos compuestos fueron similares en la mayor parte de las muestras de Francia y en las muestras combinadas únicas de Alemania e Italia, y también a aquellas previamente documentadas para Reino Unido, con predominancia de MBE, niveles ligeramente menores de MOE y DBE, y aún menores concentraciones de DOT y TBE. Las cuatro muestras combinadas procedentes de España parecían mostrar MBE y MOE, aunque esto podría ser simplemente un resultado de haber usado una cantidad pequeña de muestras analizadas.

En conjunto, las sumas de compuestos organoestánicos más altas se dieron en Francia (mediana de 2234 ppb, 8 muestras) y las más bajas, en España (1495 ppb, 4 muestras); las muestras combinadas únicas de Alemania e Italia dieron como resultado niveles intermedios (1956 y 1790 ppb respectivamente). Sumados, estos valores fueron similares, aunque ligeramente menores que, la mediana de 2432 ppb previamente determinada para 10 muestras combinadas de Reino Unido. En el Anexo 1 se muestran las concentraciones de compuestos organoestánicos en cada muestra individual o combinada.

Mientras que las concentraciones totales de compuestos organoestánicos para las muestras combinadas de las cuatro regiones españolas variaban bastante poco (1125-1958 ppb), las de las cinco muestras regionales de Francia eran más extensas. La concentración de organoestánicos en tres de ellas excedieron 5000 ppb (o 5 ppm): la muestra combinada de Lille contenía 5399ppb; la de Toulouse, 8806 ppb; y la de Nantes, más de 18000 ppb (18 ppm), con mucho, el valor más alto registrado hasta la fecha. En las muestras combinadas de Lille y Nantes, el MOE constituía la mayor parte de estos totales, aunque la de Nantes también contenía más de 1000 ppb (1 ppm) de DBE, del que se sabe que es tóxico para el desarrollo de los sistemas inmune y nervioso de los mamíferos (véase Anexo 2). Por supuesto, es imposible determinar con solo estos datos si las diferencias entre las muestras combinadas representan una verdadera

variación regional (producto quizá de las fuentes externas locales), o son simplemente el resultado de la inclusión de una o más muestras individuales altamente contaminadas. Los niveles particularmente altos de organoestánicos en estas muestras, sin embargo, sirve de justificación para llevar a cabo investigaciones más detalladas con muestras individuales.

Resulta interesante que la muestra individual HD03062 (SP01) procedente de Francia, que contenía el mayor nivel de ésteres de ftalato, contenía algunas de las concentraciones más bajas de compuestos organoestánicos (con 928 ppb, el segundo menor valor registrado). Dado que es probable que los organoestánicos del ambiente doméstico provengan en su mayoría del uso de estabilizadores en plásticos como el PVC, se podría esperar una mayor correlación con los ésteres de ftalato. Una posible explicación de las disparidades observadas podría ser que los altos niveles de ftalato en la muestra HD03062 eran, principalmente, consecuencia de productos que no se estabilizan normalmente con organoestánicos, como los juguetes infantiles, por ejemplo. Una vez más, se requeriría una investigación más profunda del lugar de procedencia de esta muestra para poder llegar a conclusiones más firmes.

Aunque de contribución relativamente menor a las concentraciones totales de organoestánicos, el TBE fue un contaminante que apareció en las muestras de todos los países. Las concentraciones, que iban desde las 11,6 ppb de la muestra italiana a la mediana de 16,2 ppb de las ocho muestras francesas, fueron menores que la mediana de 49,9 ppb registrada para las 10 muestras combinadas de Reino Unido, pero no insignificantes. De hecho, la muestra preparada para Toulouse contenía más de 500 ppb (0,5 ppm) de TBE, una inmunotoxina de efecto reconocido en los mamíferos (véase Anexo 2). Sus orígenes en el ambiente doméstico no están demasiado descritos, aunque se sabe que se emplea como ingrediente activo en algunos acabados textiles y que está presente en bajas cantidades en preparados de otros butilestaños.

## Pirorretardantes bromados

### Éter decabromodifenil (BDE-209)

De todos los difeniléteres bromados detectados en las muestras de polvo del estudio británico, el BDE-209 era, con mucho, el más abundante (mediana de 7100 ppb, o 7,1 ppm), como se podía esperar de su uso cada vez más generalizado ante las restricciones y retiradas voluntarias de otras formulaciones PBDE. El BDE-209 también era el congénere más abundante (de los cuantificados) en todas las muestras de España y Francia y en las muestras

combinadas únicas de Alemania e Italia, en el presente estudio, si bien en concentraciones consistentemente menores que las registradas en el polvo de Reino Unido (Tabla 4). De hecho, el mayor valor registrado en el presente estudio, 3400 ppb o 3,4 ppm, fue de la muestra compuesta de Lyon en Francia, estaba por debajo del nivel más bajo (3,8 ppm) de las muestras británicas.

Aunque tales diferencias podrían ser producto de la limitación de tamaño de las muestras, esto debería haberse remediado hasta cierto punto mediante la preparación de las muestras combinadas a partir de un mayor número de muestras individuales. Parece razonable sugerir, por tanto, que estos valores reflejan las diferencias reales en la propensión de uso de esta sustancia o de productos que la contengan y en su consecuente abundancia en el ambiente doméstico, entre Reino Unido y otros países. También apoyan esta hipótesis los sustancialmente menores niveles de BDE-209 que se notaron en las dos muestras no británicas incluidas en nuestro anterior estudio (Santillo *et al.*, 2003). Aunque ninguna de las muestras, individuales o combinadas, que hemos analizado podría considerarse representativa de todos los hogares del país del que provienen, la diferencia aparente entre las 10 muestras de Reino Unido y las 16 no británicas hasta la fecha es estadísticamente muy significativa.

No obstante la diferencia, los niveles de BDE-209 en las muestras de Alemania, Francia, España e Italia tienen todavía un interés considerable y podrían contribuir claramente a la exposición humana continua a esta sustancia dentro del hogar. Aunque todavía se desconoce la contribución de la exposición al polvo a la exposición total, los resultados aquí expuestos subrayan una vez más la importancia potencial de esta forma de exposición adicional.

### Otros difeniléteres bromados

Aparte del BDE-209, se encontraron habitualmente otros congéneres PBDE en las muestras de polvo de Alemania, España, Francia e Italia (Tabla 4), si bien con concentraciones una o dos órdenes de magnitud (10-100 veces) más bajas que las del BDE-209. Tanto el congener tetrabromado BDE-47 como el pentabromado BDE-99 se encontraron en todas las muestras analizadas en este estudio en concentraciones bajas a medias. Para ambos congéneres, las concentraciones en las cuatro muestras combinadas españolas (11-16 ppb y 14-21 ppb para BDE-47 y BDE-99 respectivamente) fueron notablemente menores que en las cinco francesas (11-73 ppb y 16-78 ppb respectivamente). Sin embargo, los mayores valores registrados fueron los de la muestra HD03058 (SP05),

también de Francia, que contenía 260 ppb de BDE-47 y 720 ppb de BDE-99 (ver Anexo 1).

A diferencia del BDE-209, los congéneres poco bromados, como el BDE-47 y el BDE-99 son muy propensos a bioacumularse, un factor que lleva al rápido crecimiento de su concentración en los tejidos del cuerpo y la leche materna en toda Europa y Norte América (véase el Anexo 2), y que, últimamente, también ha contribuido a las restricciones de su comercialización y uso dentro de la UE. Una vez más, su presencia en el polvo doméstico, probablemente procedentes de diferentes productos pirorretardantes, ilustra el hecho de que la exposición doméstica a estas sustancias, que surge de productos ya existentes, seguirá siendo un problema durante muchos años, incluso después de que se prohíba su empleo en nuevos productos.

Por desgracia, uno de los congéneres PBDE más abundantes en las muestras de Reino Unido, el BDE-153, no se pudo cuantificar en este estudio debido a interferencias analíticas (que, además, impidieron también la cuantificación del tetrabromobisfenol A).

### Hexabromociclododecano (HBCD)

Como el BDE-209, el HBCD se detectó como un contaminante prominente en todas las muestras analizadas en este estudio, aunque con concentraciones en general ligeramente más bajas que aquél (Tabla 4). Una vez más, los niveles en casi todas las muestras de España, Francia, Alemania e Italia eran menores que los registrados en el polvo de Reino Unido: sólo una muestra combinada de Francia (Lille, 1600 ppb) y la combinada de Alemania (1200 ppb) superaban las menores concentraciones dadas en las 10 combinadas británicas (940 ppb) de nuestro anterior estudio. Aún así, estos datos también confirman la presencia generalizada de este persistente pirorretardante en el polvo doméstico de toda Europa. Dado su carácter presuntamente genotóxico y carcinógeno, junto con su potencial bioacumulativo, la presencia del HBCD, en grandes o pequeñas ppb, en el polvo del hogar es causa de gran preocupación.

### Tetrabromobisfenol A

Como se ha señalado anteriormente, el tetrabromobisfenol A no pudo cuantificarse en este estudio debido a su coelución con el BDE-153. Se desconocen las razones de esta interferencia. Es importante notar, sin embargo, que esto no implica que estos compuestos no estén presentes en las muestras: sólo significa que no pudo verificarse o cuantificarse su presencia. Dadas las aparentes diferencias en la abundancia de otros pirorretardantes bromados mencionada más arriba, esta limitación es

desafortunada pero inevitable. Para resolver este problema, sería necesario un mayor muestreo y análisis, quizá usando otros métodos.

## Parafinas cloradas de cadena corta (PCCCs)

En contraste con las concentraciones más bajas de compuestos bromados en el polvo del continente europeo en comparación con las británicas, los niveles de PCCCs fueron consistente y marcadamente mayores en las muestras procedentes de Europa que en las de Reino Unido (Tabla 5). Las concentraciones iban de 17-41 ppm en España a 30-95 ppm en Francia, con las de Italia, Alemania y Eslovaquia en niveles intermedios. En todos los casos, las concentraciones superaban la mayor registrada en las muestras combinadas británicas (13 ppm).

La razón de esta sorprendente diferencia, y de los alarmantemente altos niveles, no está clara. Dado que una de las aplicaciones de las PCCCs es como pirorretardante, en tejidos, gomas y determinados plásticos, podría redactarse la hipótesis de que las mayores concentraciones de PCCCs en las muestras de Alemania, España, Francia, Italia y Eslovaquia, y las menores concentraciones de pirorretardantes en estos países, reflejan diferencias en los patrones históricos (o actuales) en el empleo de retardantes ignífugos en el Reino Unido y en el resto de Europa. También estas diferencias podrían surgir por diferencias en los patrones de uso, diferentes acabados o decoración, por ejemplo la abundancia relativa de alfombras comparado con otros tipos de suelo en las diferentes partes de Europa. Estas dos hipótesis son altamente especulativas, especialmente teniendo en cuenta la pequeña cantidad de muestras en las que se podían juzgar las distribuciones relativas, pero se trata de una anomalía realmente interesante que merece una investigación más profunda.

Sobre la base del cálculo de riesgos de las PCCCs que se llevó a cabo en la UE, a finales de la década de los 90, se introdujeron restricciones en la comercialización y uso de estos productos (EU 2002). Sin embargo, estas limitaciones sólo prohíben el uso de las PCCCs en aplicaciones que tienen que ver con el metal y el acabado de pieles, basándose en la opinión de que otros usos, incluyendo la plastificación y la utilización como pirorretardante en polímeros y tejidos, no constituyen una amenaza para el medio ambiente o la salud humana. La presencia de PCCCs en concentraciones de hasta 13 ppm en las muestras de Reino Unido subrayaba la urgente necesidad de volver a evaluar el limitado enfoque de estas restricciones legales y de extenderlas para que cubran otras apli-

caciones de estas sustancias peligrosas. Su presencia en concentraciones sobre este nivel, y de hasta 95 ppm, en el polvo de otras partes de Europa sirve para reforzar esta conclusión y la urgencia con que se deben introducir restricciones adicionales.

Más información sobre los usos y peligros de las PCCCs se puede encontrar en el Anexo 2.

## Otros compuestos orgánicos

Además de los compuestos objeto de estudio, discutidos anteriormente, los análisis cualitativos mediante GC-MS revelaron varios otros compuestos orgánicos en las muestras de polvo, incluyendo aditivos plastificantes, disolventes, plaguicidas y otros productos que con mucha probabilidad surgen como residuos de detergentes y productos de higiene personal. Estos hallazgos se resumen en la Tabla 6, más adelante. También se incluyen detalles de los demás compuestos (fuera de estudio) identificados en muestras individuales en el Anexo 1. El número de los otros compuestos aislados varió entre uno y un máximo de 49 (en una muestra de Alemania). No se pudo identificar la totalidad de estos compuestos en todos los casos.

### Plaguicidas

De los plaguicidas identificados, el piretroide sintético permetrina fue el que con más frecuencia se halló (apareció en 17 del total de 65 muestras sujetas a análisis). Esta frecuencia de detección (aprox. 26% de las muestras) es muy similar a la expuesta en nuestro estudio previo del polvo en Reino Unido (aprox. 24%, Santillo et al., 2003), en el que también fue la permetrina el plaguicida que se detectó con más frecuencia. El plaguicida sinergista butóxido de piperonilo (PBO), habitualmente usado en formulaciones piretroides, se encontró en 14 de las 65 muestras analizadas en el estudio que nos ocupa, en la mayoría de los casos asociado con residuos de piretroides. Otro piretroide sintético, la tetrametrina, se encontró en 3 de las 22 muestras de polvo procedentes de hogares españoles analizadas. La alta frecuencia con que se puede encontrar permetrina y PBO, en especial, en el polvo doméstico se ha confirmado en varios otros estudios (consúltese Butte y Heinzow, 2002, para hallar una útil revisión). Más recientemente, Rudel et al. (2003) registraron residuos de permetrina en alrededor de la mitad de los 119 hogares de muestreo en la región de Cabo Cod, en Massachusetts (EE. UU.), y en las mayores concentraciones de todos los plaguicidas medidos.

No es posible determinar a partir de estos resultados si los residuos provienen de la aplicación deliberada de

insecticidas piretroides para control de plagas en el hogar o, principalmente, de su presencia en tejidos pre-tratados, como las moquetas. En cuanto al estudio llevado a cabo en Reino Unido, la frecuencia con la que la permetrina se halló en este estudio (un cuarto de todas las muestras individuales) sugiere que su presencia podría estar más íntimamente relacionada con su inclusión como tratamiento antiácaros del polvo en ciertas marcas de moqueta. Por ejemplo, Allsopp *et al.* (2001) informó del hallazgo de permetrina en seis de ocho muestras de moqueta nueva comercializada en Reino Unido. Sin embargo, la carencia de más detalles sobre el enmoquetado, el mobiliario y el uso de plaguicidas en las casas de muestreo, no permite seguir especulando sobre las posibles fuentes en casos individuales.

Existe, desde hace años, preocupación por el daño que la exposición a la permetrina puede causar en los sistemas inmunológico y nervioso de los mamíferos, con una posible mayor relevancia para los humanos (Institoris *et al.*, 1999; Punareewattana *et al.*, 2001; Prater *et al.*, 2003). Chen *et al.* (2002) subrayan la capacidad de ciertos piretroides (entre ellos, la permetrina) para imitar los estrógenos, un efecto que puede ser incluso mayor en los compuestos que se forman cuando los plaguicidas en sí mismos empiezan a degradarse (Tyler *et al.*, 2000), aunque recientemente la industria ha puesto en duda la importancia de estos hallazgos para organismos completos (Kunimatsu *et al.*, 2002). Además, algunos piretroides, especialmente en combinación con el butóxido de piperonilo, pueden inducir respuestas alérgicas en individuos sensibles (Diel *et al.*, 1999).

Se reconoce desde hace algún tiempo la capacidad de la permetrina para adherirse a superficies y al polvo en el ambiente doméstico y, por tanto, para conducir a una exposición significativa por inhalación e ingestión (p. ej. IEH, 1999). A la vez, algunos estudios han indicado que la impregnación de moquetas con permetrina puede ser completamente ineficaz para controlar las poblaciones de ácaros del polvo (Brown, 1996), precisamente la razón por la que se lleva a cabo.

Otros residuos de plaguicidas identificados incluyen: el insecticida organofosfatado clorpirifos en una muestra (HD03001) de Alemania, el p,p'-DDD en una muestra (HD03038) de Italia, el plaguicida organofosfatado malatión en una muestra (HD03052) de Francia, y el pentaclorofenol en una muestra (HD03070), también en Francia. Una vez más, a partir de la información disponible, no es posible asociar estos hallazgos con ninguna fuente doméstica en particular. Es posible que, en todos los casos, la fuente primaria sea el suelo, el polvo y/o las prendas de vestir contaminados, que llegan al entorno

doméstico desde el exterior. Esto es particularmente posible para los organofosfatados clorpirifos y malatión si los hogares a los que se refieren los valores están situados en un área agrícola, o están ocupados por una o más personas expuestas a estos agentes por razones laborales (Mukerjee *et al.*, 1997; Sexton *et al.*, 2003). Sin embargo, no se puede descartar la posibilidad de que estos residuos provengan de la aplicación directa de preparados plaguicidas usados en el hogar.

El clorpirifos parece ser un contaminante relativamente habitual en las muestras de polvo doméstico recogidas en EE. UU. (Fenske *et al.*, 2002; Pang *et al.*, 2002), lo que quizá refleja un uso más extendido del compuesto para control de plagas en y alrededor del hogar en dicho país. De hecho, Gurunathan *et al.* (1998) subrayaron la contribución que a la ingestión diaria de este plaguicida por parte de niños resulta de la adherencia de residuos de clorpirifos a juguetes y otras superficies domésticas. Más recientemente, Rudel *et al.* (2003) informaron sobre la presencia de clorpirifos en una proporción significativa (18%) de todos los hogares de muestreo del área de Cabo Cod, aunque en este caso se identificó con menos frecuencia que los residuos de permetrina. La aparición de clorpirifos en sólo una de las muestras analizadas en nuestro estudio implica que su uso está menos extendido en Europa.

El hallazgo del compuesto organoclorado p,p'-DDD (un persistente producto de disgregación del plaguicida prohibido DDT) y del pentaclorofenol (PCP) en el polvo doméstico, aunque sólo se produjo en uno de los hogares de muestreo respectivamente, provoca una especial preocupación dado la altísima persistencia y toxicidad de estos compuestos. La aparición de estas sustancias químicas garantiza la realización de otras investigaciones más detalladas sobre las posibles causas de la contaminación en ambos ambientes domésticos individuales. Una posible fuente de PCP en el polvo es la madera que desde siempre se ha tratado con productos químicos (Schnelle-Kreis *et al.*, 2000). Es obvio que deberían tomarse medidas para eliminar cualquier fuente identificada de estas sustancias químicas en el hogar.

### Plastificantes y pirorretardantes

Además de los ésteres de ftalato cuantificados en este estudio, se han identificado en las muestras de polvo varios otros aditivos plastificantes usados de forma habitual. Los más prominentes en términos de plastificantes no basados en ftalatos fueron el adipato de bis-(2-etilhexil) (DEHA) y el trimelitato de tri (2-etilhexil), encontrados respectivamente en 13 y 9 de las 65 muestras tamizadas en este estudio. El DEHA, en particular, se

identificó con mayor frecuencia en las muestras de Alemania, España, Eslovaquia e Italia que en el polvo de Reino Unido. Es interesante, sin embargo, que ninguno de los polvos procedentes de Francia analizados en el presente estudio contenía residuos detectables de DEHA, aunque se encontró trimelitato en 5 de las 31 muestras francesas. Rudel *et al.* (2003) informaron de la presencia de residuos de DEHA en el polvo de los 119 hogares del muestreo en el área de Cabo Cod, Massachusetts, en lo que parece ser el único otro estudio hasta la fecha que registra la presencia de este compuesto en el polvo doméstico.

Dadas las crecientes preocupaciones en relación con la toxicidad reproductiva del ftalato de uso común bis-(2-etilhexil)-ftalato (DEHP) y con la toxicidad de otros preparados de ftalato, en los últimos años ha aumentado indudablemente el uso del DEHA como plastificante alternativo para ciertas aplicaciones. El DEHA se ha utilizado, por ejemplo, durante mucho tiempo como plastificante en films de PVC para contacto con alimentos (Petersen y Breindahl, 1998). Sin embargo, algunos estudios en laboratorio (Dalgaard *et al.*, 2003) han hecho surgir la duda en cuanto a la toxicidad del DEHA para el desarrollo fetal: aunque sus efectos como disruptor endocrino pueden no ser relevantes, podría ser altamente tóxico para el desarrollo. Se desconoce la importancia del polvo como contribuyente a las rutas de exposición general a este compuesto, pero está claro que no puede pasarse por alto su potencial como fuente.

Se identificó anhídrido ftálico, un importante precursor utilizado en la producción de ésteres de ftalato plastificantes, en 14 de las 65 muestras de polvo analizadas en el presente estudio. Aparte de este uso común, el anhídrido ftálico también se utiliza como monómero en algunas resinas sintéticas. No se puede determinar si su aparición en el polvo doméstico proviene de su inclusión en formulaciones de ésteres de ftalato, o de otros usos.

El compuesto organofosfatado fosfonato de tri-2-butoxietanol (fosfato de tri-(2-butoxietil) o TBEP), se identificó en aproximadamente una de cada tres de las muestras totales analizadas en el presente estudio (22 o 65 muestras analizadas). Este compuesto, ampliamente utilizado como plastificante en plásticos y gomas, como pirorretardante, y como aditivo en pinturas y encáusticos al agua, también aparecía de forma relativamente frecuente en el polvo recogido en Reino Unido (7 de 29 muestras). El TBEP, ya reconocido como contaminante importante en las aguas superficiales y subterráneas en diversas regiones de Europa (Fries y Puttmann, 2003), también ha sido recientemente registrado como componente del polvo doméstico recogido en Suecia (Marklund *et al.*, 2003).

El trifenil fosfato (TPP), utilizado como pirorretardante y plastificante en algunos artículos de PVC, también aparece en los informes de Marklund *et al.* (2003) como un contaminante extendido en el medio ambiente doméstico, aunque en menores concentraciones que el TBEP. Estas concentraciones relativamente bajas podrían explicar la rareza habitual con que se identifica el TPP en las muestras de polvo de nuestro anterior estudio (Santillo *et al.*, 2003) y del actual. Al mismo tiempo, es interesante que el organofosfato clorado tris-(3-cloropropil) fosfanato (posiblemente el pirorretardante TCPP) no fue identificado en ninguna de las 65 muestras analizadas en este estudio, a pesar de haberse hallado en casi la mitad de las muestras de polvo analizadas, provenientes de Reino Unido.

### Otros contaminantes orgánicos

Aparte de los grupos expuestos anteriormente, se identificaron en las muestras de polvo otros muchos contaminantes orgánicos. Entre los que más a menudo se encontraron estaba un grupo de aminas terciarias grasas (N,N-dimetildodecan-1-amina y otros compuestos estrechamente relacionados). Por ejemplo, alrededor de la mitad de muestras de polvo recogidas en España contenía N,N-dimetildodecan-1-amina y/o N,N-Dimetiloctadec-1-amina. Se sabe que estos compuestos se utilizan como productos intermedios en la manufactura de detergentes catiónicos, combustibles detergentes y como producto auxiliar en la fabricación de ciertos tipos de goma. Su extendida presencia en este conjunto de muestras puede venir motivada por su uso común en uno o más grupos de productos de consumo doméstico, aunque la identificación de fuentes específicas requeriría una investigación más detallada. Se sabe muy poco sobre los posibles peligros, si los hay, de la exposición doméstica, durante largos periodos de tiempo, a estos productos químicos contenidos en el polvo.

Otras sustancias químicas identificadas incluían el hexadecil 2-etilhexanoato y el octadecil 2-etilhexanoato, componentes probables de formulaciones emolientes (quizá desprendidas de productos de higiene personal), y el 2-etilhexil dodecanoato y el 2-etilhexil tetradecanoato, ambos usados como ingredientes surfactantes. El 3-(4-metoxifenil)-2-etilhexilpropenoato (Parsol), que también se encontró de forma relativamente frecuente en las muestras de polvo europeas, podría llegar a formar parte del polvo doméstico debido a su uso en protectores solares u otros preparados similares.

Aunque la Tabla 7 lista los contaminantes orgánicos detectados con una frecuencia relativamente alta en las muestras de polvo procedentes de los cinco países euro-

peos examinados, también merece la pena señalar la presencia de algunos otros, hallados sólo en un bajo número de muestras o incluso en una sola. Por ejemplo, el disruptor endocrino bisfenol A se identificó en una de las muestras italianas (HD03036), junto con la sustancia química dietiltoluamida (DEET), habitualmente usada en repelentes de insectos. Cuatro muestras contenían residuos detectables de Toluen-2,4-diisocianato (TDI), un nocivo producto intermedio usado en la fabricación del poliuretano, y otras tres contenían el disolvente Butan-2-ona (metil etil cetona, o MEK).

Tres de las cinco muestras recogidas en hogares alemanes contenían una variedad de compuestos alcoxibencenos, hasta ahora no identificados. La naturaleza y el origen preciso de éstos, y la razón por la que aparecen sólo en estas muestras procedentes de Alemania, sim-

plemente se desconocen. Además, una de las tres muestras alemanas (HD03003) contenía cuatro compuestos organoclorados, a saber, 1,1-dicloro-2-etenilciclopropano, 1,1,3-tricloro-2-metilpropano-1, 1,1,2-tricloropropano-1 y un derivado del tetracloropiridina. Una vez más, sigue sin conocerse el origen de estas poco usuales sustancias encontrados en el polvo doméstico, y la importancia de estos residuos en términos de amenaza química y exposición.

**TABLA 1 CONCENTRACIÓN DE ÉSTERES DE FTALATOS (MEDIANAS, RANGOS Y FRECUENCIAS DETECTADAS) EN MUESTRAS DE POLVO DE CINCO PAÍSES, COMPARADA CON LOS DATOS PREVIOS DEL REINO UNIDO.**

COMPUESTO	ALEMANIA	ESPAÑA	FRANCIA	ITALIA (Roma)	ESLOVAQUIA	REINO UNIDO
Ésteres de ftalato	ng/g polvo (partes por millón, ppm) - mediana, (rango) - frecuencia detectada					
DMP	1,42 (<0,1-2,83) 3/5	<0,1 (<0,1-0,92) 2/22	<0,1 (<0,1) 0/31	<0,1 (<0,1-1,5) 1/5	* (<0,1) 0/2	<0,1 (<0,1-1,1) 11/29
DEP	12,9 (1,86-368) 5/5	5,33 (1,09-64,6) 22/22	6,87 (<0,1-49,4) 29/31	6,78 (1,92-23,6) 5/5	* (1,22-4,84) 2/2	3,5 (0,6-114,8) 29/29
DiBP	36,5 (27,9-358) 5/5	148,9 (66,1-409) 22/22	118,8 (16,7-488) 31/31	180,1 (158,2-370,7) 5/5	* (137-149) 2/2	43,2 (0,2-157,4) 29/29
DnBP	44,1 (22,3-1511) 5/5	79,4 (48,6-201) 22/22	55,3 (11,6-624) 31/31	42,8 (22,8-46,8) 5/5	* (600-1029) 2/2	52,8 (0,1-106,4) 29/29
BBP	82,2 (4,4-218) 5/5	4,54 (0,81-153) 22/22	28,2 (<0,1-3551) 30/31	23,6 (9,0-308) 5/5	* (3,8-5,4) 2/2	24,5 (<0,1-238,9) 28/29
DEHP	996 (547-1586) 5/5	317,2 (113-2151) 22/22	504,6 (14,9-3289) 31/31	434,3 (314-933) 5/5	* (1290-2124) 2/2	195,4 (0,5-416,4) 29/29
DiNP	113 (<0,1-250) 4/5	<0,1 (<0,1-717) 6/22	115,3 (<0,1-466) 18/31	<0,1 (<0,1-532) 2/5	* (146-173) 2/2	<0,1 (<0,1-337,2) 11/29
DiDP	<0,1 (<0,1-67,7) 1/5	<0,1 (<0,1-98,8) 6/22	<0,1 (<0,1-170) 11/31	<0,1 (<0,1-380) 1/5	* (<0,1) 0/2	<0,1 (<0,1-156,6) 11/29
Total de ftalatos	1287 (1121-3168)	706,2 (291-2644)	956,5 (43,2-7237)	808,1 (552-1992)	* (2208-3454)	354,3 (1,6-1019)

**Abreviaturas:**

● **Ésteres de ftalato:**

DMP - dimetilftalato, DEP - dietilftalato, DPP – di-propilftalato, DiBP - diisobutilftalato, DNBP - di-n-butilftalato, BBP – butilbencilftalato, DEHP – di (2-etilhexil) ftalato, DiNP - diisonilftalato, DiDP - diisodecilftalato.

● \*: sólo dos muestras combinadas — mediana no calculada

Nota: Datos sobre Reino Unido de Santillo *et al.* (2003)

**TABLA 2 CONCENTRACIÓN DE ALQUILFENOLES (MEDIANAS, RANGOS Y FRECUENCIAS DETECTADAS) EN MUESTRAS DE POLVO DE CINCO PAÍSES COMPARADAS CON LOS DATOS PREVIOS DEL REINO UNIDO**

COMPUESTO	ALEMANIA	ESPAÑA	FRANCIA	ITALIA (Roma)	ESLOVAQUIA	REINO UNIDO
<b>Alquilfenoles</b>	ng/g polvo (partes por millón, ppm) - mediana, (rango) - frecuencia detectada					
<b>4TMBP</b>	<0,1 (<0,1) 0/5	<0,1 (<0,1) 0/22	<0,1 (<0,1) 0/31	<0,1 (<0,1) 0/5	* (<0,1) 0/2	<0,1 (<0,1-2,4) 4/29
<b>4OP</b>	<0,1 (<0,1) 0/5	<0,1 (<0,1) 0/22	<0,1 (<0,1) 0/31	<0,1 (<0,1) 0/5	* (<0,1) 0/2	<0,1 (<0,1-8,6) 1/29
<b>4NP</b>	<0,1 (<0,1) 0/5	<0,1 (<0,1-4,5) 5/22	<0,1 (<0,1-3,35) 1/31	<0,1 (<0,1-0,22) 1/5	* (1,27-2,53) 2/2	9,8 (<0,1-35,2) 22/29
<b>Total de alquilfenoles</b>	<0,1 (<0,1)	<0,1 (<0,1-4,5)	<0,1 (<0,1-3,35)	<0,1 (<0,1-0,22)	* (1,27-2,53)	9,8 (<0,1-36,1)

**Abreviaturas:**

● **Alquilfenoles:**

**4TMBP** - 4-(1,1,3,3-ter-metilbutil) fenol, **4OP** – 4-n-octilfenol, **4NP** - 4-nonilfenol.

- \*: sólo dos muestras combinadas — mediana no calculada

Nota: Datos sobre Reino Unido de Santillo *et al.* (2003)

**TABLA 3 CONCENTRACIÓN DE COMPUESTOS ORGANOESTÁNNICOS  
(MEDIANAS, RANGOS Y FRECUENCIAS DETECTADAS) EN MUESTRAS DE POLVO DE CINCO PAÍSES  
COMPARADAS CON LOS DATOS PREVIOS DEL REINO UNIDO.**

COMPUESTO	ALEMANIA	ESPAÑA	FRANCIA	ITALIA (Roma)	ESLOVAQUIA	REINO UNIDO
Compuestos organoestánnicos	ng/g polvo (partes por millón, ppm) - mediana, (rango) - frecuencia detectada					
MBE	(1400)	631 (449-978) 4/4	1300 (425-6950) 8/8	(917)	n/a	1350 (810-2800) 10/10
DBE	(255)	202,5 (67,7-342) 4/4	150 (49,8-1150) 8/8	(317)	n/a	519 (157-1300) 10/10
TBE	(13,4)	16,2 (5,3-32,3) 4/4	15 (3,1-521) 8/8	(11,6)	n/a	49,9 (21,6-759) 10/10
TeBE	(<1)	<1 (<1) 0/4	<1 (<1) 0/8	(<1)	n/a	<1 (<1) 0/10
MOE	(270)	554 (520-632) 4/4	367,5 (136-10700) 8/8	(481)	n/a	349 (82,5-1300) 10/10
DOT	(17,9)	61 (35,7-83,4) 4/4	14,5 (<1-2490) 7/8	(63,4)	n/a	62,7 (17,6-545) 10/10
TCHE	(<1)	<1 (<1) 0/4	<1 (<1) 0/8	(<1)	n/a	<1 (<1) 0/10
TPE	(<1)	<1 (<1) 0/4	<1 (<1) 0/8	(<1)	n/a	<1 (<1-68,9) 1/10
<b>Total de compuestos organoestánnicos</b>	<b>1956</b>	<b>1495 (1125-1958)</b>	<b>2234 (657-18155)</b>	<b>1790</b>	<b>n/a</b>	<b>2432 (1581-5047)</b>

**Abreviaturas:**

● **Compuestos organoestánnicos:**

MBE – monobutilestaño, DBE – dibutilestaño, TBE – tributilestaño, TeBE – tetrabutilestaño, MOE – monooctilestaño, DOT – dioctilestaño, TCHE – triciclohexil estaño, TPE – trifenil estaño.

● n/a: no se analizó en estas muestras

Nota: Datos sobre Reino Unido de Santillo *et al.* (2003)

**TABLA 4 CONCENTRACIÓN DE PIORRETARDANTES BROMADOS (MEDIANAS, RANGOS Y FRECUENCIAS DETECTADAS) EN MUESTRAS DE POLVO DE CINCO PAÍSES COMPARADAS CON LOS DATOS PREVIOS DEL REINO UNIDO**

COMPUESTO	ALEMANIA	ESPAÑA	FRANCIA	ITALIA (Roma)	ESLOVAQUIA	REINO UNIDO
<b>Pirorretardantes bromados</b>	ng/g polvo (partes por millón, ppm) - mediana, (rango) - frecuencia detectada					
<b>BDE-28 (tri-)</b>	<0,3 (<0,3) 0/1	<0,3 (<0,1-0,7) 1/4	0,25 (0,1-4,8) 6/8	<0,3 (<0,3) 0/1	n/a	0,35 (<0,1-33) 7/10
<b>BDE-47 (tetra-)</b>	(31) 1/1	13 (11-16) 4/4	24 (7,3-260) 8/8	(23) 1/1	n/a	24,8 (10-1980) 10/10
<b>BDE-99 (penta-)</b>	(37) 1/1	17,5 (14-21) 4/4	28,5 (15-720) 8/8	(36) 1/1	n/a	44 (18-2100) 10/10
<b>BDE-153 (hexa-)</b>	*	*	*	*	n/a	23 (<0,1-170) 9/10
<b>BDE-190 (hepta-)</b>	(1,8) 1/1	4,1 (1,7-39) 4/4	8,0 (2,6-44) 8/8	(62) 1/1	n/a	9,5 (<0,1-87) 7/10
<b>BDE-209 (deca-)</b>	(2800)	425 (92-1700) 4/4	420 (69-3400) 8/8	(1600)	n/a	7100 (3800-19900) 10/10
<b>HBCD</b>	(1200) 1/1	225 (190-850) 4/4	485 (77-1600) 8/8	(250) 1/1	n/a	3250 (940-6900) 10/10
<b>TBBPA</b>	*	*	*	*	n/a	<10 (<10-340) 4/10

**Abreviaturas:**

● **Pirorretardantes bromados:**

**BDE** - éteres bromodifenil (tribromo- a decabromo-), **HBCD** – hexabromociclododecano, **TBBPA** – tetrabromobisfenol A.

● n/a: no se analizó en estas muestras

● \*: cuantificación imposible debido a interferencias de coelución

Nota: Datos sobre Reino Unido de Santillo *et al.* (2003)

**TABLA 5 CONCENTRACIÓN DE PARAFINAS CLORADAS DE CADENA CORTA  
(MEDIANAS, RANGOS Y FRECUENCIAS DETECTADAS)  
EN MUESTRAS DE POLVO DE CINCO PAÍSES COMPARADAS CON LOS DATOS PREVIOS DEL REINO UNIDO**

COMPUESTO	ALEMANIA	ESPAÑA	FRANCIA	ITALIA (Roma)	ESLOVAQUIA	REINO UNIDO
Parafinas cloradas de cadena corta	ng/g polvo (partes por millón, ppm) - mediana, (rango) - frecuencia detectada					
PCCCs	(48)	25 (17-41) 4/4	45 (30-95) 8/8	(34)	(24-66) 2/2	3,7 (<0,12-13,0) 8/10

Nota: Datos sobre Reino Unido de Santillo *et al.* (2003)

**TABLA 6: SUMARIO DE OTROS COMPUESTOS ORGÁNICOS, NO OBJETO DE ESTUDIO, IDENTIFICADOS EN 65 MUESTRAS DE POLVO ANALIZADAS EN EUROPA, CON INDICACIÓN DE LA FRECUENCIA CON QUE FUERON ENCONTRADOS.**

COMPUESTO	ALEMANIA	ESPAÑA	ESLOVAQUIA	ITALIA	FRANCIA
<b>Pesticidas</b>					
Permetrina	1/5	8/22	1/2	1/5	6/31
Tetrametrina	0	3/22	0	0	0
Butóxido de piperonilo	1/5	2/22	0	2/5	9/31
<b>Plastificantes y pirorretardantes</b>					
Diheptil ftalato	1/5	0	0	0	2/31
Anhídrido ftálico	2/5	3/22	0	1/5	8/31
Adipato de bis-(2-Etilhexil)	2/5	7/22	2/2	2/5	0
Trimelitato de tri (2-Etilhexil)	0	2/22	0	2/5	5/31
Tributil citrato	2/5	3/22	0	0	3/31
Fosfato de tri-(2-butoxietanol)	2/5	5/22	1/2	3/5	11/31
Trifenil fosfato	0	0	0	1/5	2/31
<b>Otros contaminantes orgánicos</b>					
2-Etilhexil dodecanoato	1/5	4/22	0	3/5	3/31
2-Etilhexil tetradecanoato	1/5	4/22	0	0	3/31
N,N-Dimetildodecan-1-amina	1/5	11/22	0	5/5	13/31
N,N-Dimetiltetradec-1-amina	0	5/22	0	4/5	10/31
N,N-Dimetilhexadec-1-amina	0	6/22	0	0	3/31
N,N-Dimetiloctadec-1-amina	1/5	10/22	0	0	5/31
N,N,N',N'-Tetraacetiletildiamina (EDTA)	1/5	10/22	0	1/5	8/31
3-(4-Metoxifenil)-2- etilhexilpropenoato	2/5	9/22	0	2/5	5/31
Hexadecil 2-etilhexanoato	2/5	16/22	0	4/5	3/31
Octadecil 2-etilhexanoato	1/5	12/22	0	2/5	2/31
HAPs	3/5	0	0	0	3/31

TABLA 7: COMPUESTOS ORGÁNICOS, NO OBJETO DE ESTUDIO, IDENTIFICADOS EN LAS 65 MUESTRAS DE POLVO ANALIZADAS EN EUROPA.

**ALEMANIA**

HD03001	HD03002	HD03003	HD03004	HD03005
bis(1-Metilpropil) butandioato Compuesto tipo Polietilenglicol 1,1-oxibis-Octano 2-Dodeciloxietano Fenantreno Clorpirifos 1,3-Dihidro-[2H]-benzimidazol-2-ona Fluoranteno Pireno 1H-Benzo[a]fluoreno Adipato de bis-(2-etilhexil) Piperonil butóxido N-Propilbenzamida Criseno Benzo[a]antraceno Permetrina HAP no identificado Triacotano Indeno[1,2,3-cd]pireno	Fenantreno N,N-Dimetiloctadec-1-amina Tributil citrato 1,5-Difenilpentan-1,5-diona 3-(4-Metoxifenil)-2-etilhexilpropenoato Fosfato de tri-(2-butoxietano) 2-Etilhexil dodecanoato 2-Etilhexil tetradecanoato HAP no identificado N-Etilbenzamida 4,4,6a,6b,8a,11,11,14b-Octametiloctadecahidro-2H-picen-3-ona a-Amirina Freidelina	Metil Metacrilato 1,1-Dicloro-2-etenilciclopropano Butan-2-ona 1,1,3-Tricloro-2-metilpropano-1 1,1,2-Tricloropropano-1 Butil Metacrilato Anhídrido ftálico 4-Hidroxibenzaldehído Toluen-2,4-diisocianato Tetracloropiridina N,N,N',N'-Tetraacetil etilendiamina (EDTA) Fenantreno 4,4-Metilenbis-fenol Tributil citrato Adipato de bis-(2-etilhexil) Fenil propanoato Hexadecil 2-etilhexanoato Varios compuestos de alcoxibenceno no identificados	Alquil amida Hexadecil 2-etilhexanoato Varios compuestos de alcoxibenceno no identificados Octadecil 2-etilhexanoato	Pentan-2,4-diona 4,4-Dimetil oxazolidina 1,1,2,2-Tetracloroetano Anhídrido ftálico Ácido p-terc-Butilbenzoico N,N-Dimetildodecan-1-amina Ácido acelaico 3-(4-Metoxifenil)-2-etilhexilpropenoato Alquil amida Varios compuestos de alcoxibenceno no identificados Alquil isocianato Fosfato de tri-(2-butoxietano) Diheptil ftalato 2-Etilhexil dodecanoato Ftalato no identificado

TABLA 7: COMPUESTOS ORGÁNICOS, NO OBJETO DE ESTUDIO, IDENTIFICADOS EN LAS 65 MUESTRAS DE POLVO ANALIZADAS EN EUROPA (continuación)

**ESPAÑA (Madrid)**

HD03006	HD03007	HD03008	HD03009	HD03010
<p>Derivado de la Pirazina</p> <p>Anhídrido ftálico</p> <p>N,N-Dimetildodecan-1-amina</p> <p>2-Dodeciloietanol</p> <p>1-Isocianato-octadecano</p> <p>N,N-Dimetilhexadec-1-amina</p> <p>Amina no identificada</p> <p>3-(4-Metoxifenil)-2-etilhexilpropenoato</p> <p>Hexadecil 2-etilhexanoato</p> <p>Octadecil 2-etilhexanoato</p> <p>Permetrina</p> <p>Alquil 2-etilhexanoato</p> <p>Trimelitato de tri (2-Etilhexil)</p>	<p>3-(4-Metoxifenil)-2-etilhexilpropenoato</p> <p>Adipato de bis-(2-etilhexil)</p> <p>Fosfato de tri-(2-butoxietanol)</p> <p>Hexadecil 2-etilhexanoato</p> <p>Bencil 2-etilhexilftalato</p> <p>Sesamina</p>	<p>N,N,N',N'-Tetraacetil etilendiamina (EDTA)</p> <p>1,1'-(Metilitio)etenil ideno] bis-benceno</p> <p>Hexadecil 2-etilhexanoato</p> <p>Octadecil 2-etilhexanoato</p>	<p>2-(2-Butoxietoxi)-etanol</p> <p>Tributil citrato</p> <p>Adipato de bis-(2-etilhexil)</p> <p>Fosfato de tri-(2-butoxietanol)</p> <p>Hexadecil 2-etilhexanoato</p> <p>N-Propilbenzamida</p> <p>Trimelitato de tri (2-Etilhexil)</p>	<p>N,N,N',N'-Tetraacetil etilendiamina (EDTA)</p> <p>1,3-Dihidro-[2H]-bencimidazol-2-ona</p> <p>N,N-Dimetiloctadec-1-amina</p> <p>Adipato de bis-(2-etilhexil)</p> <p>Fosfato de tri-(2-butoxietanol)</p> <p>Permetrina</p> <p>Alcano no identificado</p>

TABLA 7: COMPUESTOS ORGÁNICOS, NO OBJETO DE ESTUDIO, IDENTIFICADOS EN LAS 65 MUESTRAS DE POLVO ANALIZADAS EN EUROPA (continuación)

**ESPAÑA (Granada)**

HD03011	HD03012	HD03013	HD03014	HD03015	HD03016
Etilenglicol Toluen-2,4-diisocianato N,N,N',N'-Tetraacetil etilendiamina (EDTA) N,N-Dimetiloctadec-1- amina Alquil isocianato 3-(4-Metoxifenil)-2- etilhexilpropenoato Alcano ramificado no identificado Hexadecil 2-etilhexanoato Octadecil 2-etilhexanoato 2-Etilhexil tetradecanoato Amina no identificada Freidelin	N,N,N',N'-Tetraacetil etilendiamina (EDTA) N-Propilbenzamida Alcano no identificado 2-Etilhexil tetradecanoato	N,N-Dimetildodecan-1- amina N,N-Dimetiloctadec-1- amina Alquil isocianato no identificado Hexadecil 2- etilhexanoato Tetrametrina Amina no identificada Alqueno no identificado Octadecil 2-etilhexanoato Permetrina	Toluen-2,4-diisocianato N,N-Dimetildodecan-1- amina N,N-Dimetiltetradec-1- amina Hexadecil 2-etilhexanoato N,N'-Dimetileicosamina N-Propilbenzamida	N,N-Dimetildodecan-1- amina N,N,N',N'-Tetraacetil etilendiamina (EDTA) N,N-Dimetiloctadec-1- amina 3-(4-Metoxifenil)-2- etilhexilpropenoato Hexadecil 2-etilhexanoato Tetrametrina Octadecil 2-etilhexanoato	N,N-Dimetildodecan-1- amina N,N,N',N'-Tetraacetil etilendiamina (EDTA) N,N-Dimetiltetradec-1- amina 3,7-Dihidro-3,7- dimetilpurina [1H]-2,6- diona N,N-Dimetilhexadec-1- amina N,N-Dimetiloctadec-1- amina N-Metil-N-bencildodec-1- amina 3-(4-Metoxifenil)-2- etilhexilpropenoato Adipato de bis- (2-etilhexil) Fosfato de tri- (2-butoxietanol) Hexadecil 2-etilhexanoato Octadecil 2- ethylhexanoato

TABLA 7: COMPUESTOS ORGÁNICOS, NO OBJETO DE ESTUDIO, IDENTIFICADOS EN LAS 65 MUESTRAS DE POLVO ANALIZADAS EN EUROPA (continuación)

**ESPAÑA (Valencia)**

HD03017	HD03018	HD03019	HD03020	HD03021	HD03022
2,2-Dimetil-1-(2-hidroxi-isopropil) 2-metilpropanoato 3-Hidroxi-2,4,4-trimetil 2-metilpropanoato N,N,N',N'-Tetraacetil etilendiamina (EDTA) Tributil citrato Hexadecil 2-etilhexanoato Alcano no identificado	N,N-Dimetildodecan-1-amina N,N-Dimetiltetradec-1-amina N,N-Dimetilhexadec-1-amina Derivado de butilbenceno no identificado 3-(4-Metoxifenil)-2-etilhexilpropanoato Hexadecil 2-etilhexanoato Octadecil 2-etilhexanoato a-Amirina	Trietilenglicol N,N-Dimetildodecan-1-amina 5-Isocianato-1-(isocianatometil)-1,3,3-trimetilciclohexano N,N,N',N'-Tetraacetil etilendiamina (EDTA) 2-(Alquiloxi)-etanol Pentaetileno glicol 3,7-Dihidro-3,7-dimetil purina [1H]-2,6-diona 3-(4-Metoxifenil)-2-etilhexilpropanoato Hexadecil 2-etilhexanoato N-Propilbenzamida Octadecil 2-etilhexanoato Alcano ramificado no identificado Permetrina Piperina Ftalato no identificado	N,N-Dimetil octadec-1-amina 3-(4-Metoxifenil)-2-etilhexilpropanoato Hexadecil 2-etilhexanoato 2-Etilhexil dodecanoato Tetrametrina Octadecil 2-etilhexanoato	iso-Butil Metacrilato N,N-Dimetildodecan-1-amina N,N-Dimetildodecan-1-amina N,N,N',N'-Tetraacetil etilendiamina (EDTA) N,N-Dimetiltetradec-1-amina N,N-Dimetilhexadec-1-amina N,N-Dimetil octadec-1-amina N-Metil-N-benzildodec-1-amina Alcano ramificado no identificado Permetrina	N,N-Dimetildodecan-1-amina N,N-Dimetiltetradec-1-amina N,N-Dimetilhexadec-1-amina Derivado de butilbenceno no identificado 3-(4-Metoxifenil)-2-etilhexilpropanoato Hexadecil 2-etilhexanoato Octadecil 2-etilhexanoato a-Amirina

TABLA 7: COMPUESTOS ORGÁNICOS, NO OBJETO DE ESTUDIO, IDENTIFICADOS EN LAS 65 MUESTRAS DE POLVO ANALIZADAS EN EUROPA (continuación)

**ESPAÑA (Asturias/León)**

HD03023	HD03024	HD03025	HD03026	HD03027
<p>N,N-Dimethyldodecan-1-amina                      N,N,N',N'-Tetraacetil                      etilendiamina (EDTA)                      N,N-Dimetilhexadec-1-amina                      1-Metildodecilbenceno                      N,N-Dimetiloctadec-1-amina                      2-Etilhexil tetradecanoato</p>	<p>3,7-Dihidro-3,7-dimetilpurina                      [1H]-2,6-diona                      1-Metildodecilbenceno                      Tributil citrato                      3-(4-Metoxifenil)-2-                      etilhexilpropenoato                      Adipato de bis-(2-etilhexil)                      Fosfato de tri-(2-butoxietano)                      Alcano ramificado                      no identificado                      Tetrametrina</p>	<p>Ácido benzoico                      Ácido octanoico                      Anhídrido ftálico                      N,N-Dimetildodecan-1-amina                      3-(4-Metoxifenil)-2-                      etilhexilpropenoato                      Hexadecil 2-etilhexanoato                      2-Etilhexil dodecanoato                      Octadecil 2-etilhexanoato</p>	<p>Poli-etilenglicol                      Benzofenona                      N,N-Dimetiloctadec-1-amina                      Adipato de bis-(2-etilhexil)                      Alcano ramificado                      no identificado                      Piperonil butóxido                      Hexadecil 2-etilhexanoato                      2-Etilhexil dodecanoato                      Octadecil 2-etilhexanoato                      Permetrina</p>	<p>Metronidazol                      N,N-Dimetiloctadec-1-amina                      Hexadecil 2-etilhexanoato                      2-Etilhexil dodecanoato                      Octadecil 2-etilhexanoato                      2-Etilhexil tetradecanoato</p>

**TABLA 7: COMPUESTOS ORGÁNICOS, NO OBJETO DE ESTUDIO, IDENTIFICADOS EN LAS 65 MUESTRAS DE POLVO ANALIZADAS EN EUROPA (continuación)**

**ESLOVAQUIA**

ESLOVAQUIA I	ESLOVAQUIA II
Compuesto tipo glicol	Amina ramificada no identificada
N,N-Dimethyldodecan-1-amine	Adipato de bis-(2-etilhexil)
Bencenosulfonamida	Permetrina
N,N-Dimetiltetradec-1-amina	Compuesto alquílico no identificado
Compuesto tipo quinolina no identificado	Alcano no identificado
Clorofeno	
Amina ramificada no identificada	
Adipato de bis-(2-etilhexil)	
Fosfato de tri-(2-butoxietanol)	
Ftalato no identificado	
2-Etilhexil dodecanoato	

TABLA 7: COMPUESTOS ORGÁNICOS, NO OBJETO DE ESTUDIO, IDENTIFICADOS EN LAS 65 MUESTRAS DE POLVO ANALIZADAS EN EUROPA (continuación)

ITALIA: (Roma)

HD03036	HD03037	HD03038	HD03039	HD03040
N,N-Dimetildodecan-1amina Dietiltoluamida N,N-Dimetiltetradec-1-amina Bisfenol A Benzoato no identificado Dietilenglicol dinonanoato Adipato de bis-(2-etilhexil) Fosfato de tri-(2-butoxietanoil) Ftalato no identificado Alcano ramificado no identificado Butóxido de piperonilo Hexadecil 2-etilhexanoato 2-Etilhexil dodecanoato 2,4-bis-(1-Phenylethyl)-phenol Octadecyl 2-ethylhexanoate Permethrin Trimelitato de tri (2-Etilhexil)	Toluen-2,4-diisocianato N,N-Dimetildodecan-1amina Benzoato no identificado Trifenil fosfato Hexadecil 2-etilhexanoato Octadecil 2-etilhexanoato	Anhidrido ftálico N,N-Dimetildodecan-1amina N,N,N',N'-Tetraacetil etilendiamina (EDTA) N,N-Dimetiltetradec-1-amina 1-Metiltridecibenceno Derivado de butilbenceno no identificado p,p'-DDD Alcano ramificado no identificado 3-(4-Metoxifenil)-2-etilhexilpropenoato Fosfato de tri-(2-butoxietanoil) Trimelitato de tri (2-Etilhexil)	Butan-2-ona N,N-Dimetildodecan-1amina N,N-Dimetiltetradec-1-amina 1-Metildodecibenceno Benzoato no identificado 3-(4-Metoxifenil)-2-etilhexilpropenoato Butóxido de piperonilo Hexadecil 2-etilhexanoato 2-Etilhexil dodecanoato	N,N-Dimetildodecan-1amina 1-Metildodecibenceno Benzoato no identificado Adipato de bis-(2-etilhexil) 2-Metil-2-(4-metil-3-pentenil)-7-pentil-2H-1-benzopirán-5-ol Fosfato de tri-(2-butoxietanoil) Hexadecil 2-etilhexanoato 5a,6,7,8,9a-Hexahidro-6-metilidibenzofuran-1,6-diol 2-(3,7-Dimetilocta-2,6-dienil)-5-pentilbencen-1,3-diol

TABLA 7: COMPUESTOS ORGÁNICOS, NO OBJETO DE ESTUDIO, IDENTIFICADOS EN LAS 65 MUESTRAS DE POLVO ANALIZADAS EN EUROPA (continuación)

FRANCIA: (Lille)

HD03043	HD03045	HD03047	HD03049	HD03050
<p>Butóxido de piperonilo</p> <p>Trifenil fosfato</p> <p>Permetrina</p>	<p>Totarol</p> <p>Butóxido de piperonilo</p> <p>Compuesto aromático sustituido no identificado</p> <p>Permetrina</p>	<p>Anhídrido ftálico</p> <p>Pireno</p> <p>2-Etilhexil dodecanoato</p> <p>2-Etilhexil tetradecanoato</p> <p>Permetrina</p> <p>Alcano no identificado</p> <p>Trimelitato de tri (2-Etilhexil)</p>	<p>p-tert-Butylbenzoic acid</p> <p>N,N-Dimetildodecan-1-amina</p> <p>N,N-Dimetiltetradec-1-amina</p> <p>N,N-Dimetilhexadec-1-amina</p> <p>N,N-Dimetilooctadec-1-amina</p> <p>Derivado de butilbenceno no identificado</p> <p>3-(4-Metoxifenil)-2-ethylpropenoato</p> <p>2-Etilhexil dodecanoato</p> <p>2-Etilhexil tetradecanoato</p>	<p>Irgacure 184 (Agente de polimerización para acrilatos)</p> <p>Fosfato de tri-(2-butoxi-etanol)</p> <p>Butóxido de piperonilo</p> <p>N,N'-Dimetileicosamina</p> <p>N-Propilbenzamida</p> <p>Ftalato no identificado</p> <p>Permetrina</p> <p>Alqueno no identificado</p> <p>Alcano no identificado</p> <p>Trimelitato de tri (2-Etilhexil)</p>

TABLA 7: COMPUESTOS ORGÁNICOS, NO OBJETO DE ESTUDIO, IDENTIFICADOS EN LAS 65 MUESTRAS DE POLVO ANALIZADAS EN EUROPA (continuación)

**FRANCIA: (Toulouse)**

HD03052	HD03053	HD03054	HD03055	HD03061
N,N-Dimetildodecan-1-amina 3,7-Dihidro-3,7-dimetilpurina[1H]-2,6-diona Alqueno no identificado Malatión Metil di-n-decilamina Totarol Fosfato de tri-(2-butoxietanol) Hexadecil 2-etilhexanoato Octabenzona Sesamina Trimelitato de tri (2-Etilhexil)	N,N,N',N'-Tetraacetil etilendiamina (EDTA) Fosfato de tri-(2-butoxietanol) Piperina	Anhídrido ftálico N,N,N',N'-Tetraacetil etilendiamina (EDTA) Fosfato de tri-(2-butoxietanol) 2-Etilhexil dodecanoato	N,N,N',N'-Tetraacetil etilendiamina (EDTA) N,N-Dimetiloctadec-1-amina 2-etilhexil éster no identificado	N,N-Dimetildodecan-1-amina N,N-Dimetiltetradec-1-amina N,N-Dimetiloctadec-1-amina 1,1'-oxibis Naftaleno 3-(4-Metoxifenil)-2-etilhexilpropenoato Fosfato de tri-(2-butoxietanol) Butóxido de pipieronilo Ftalato no identificado HAP no identificado Permetrina

TABLA 7: COMPUESTOS ORGÁNICOS, NO OBJETO DE ESTUDIO, IDENTIFICADOS EN LAS 65 MUESTRAS DE POLVO ANALIZADAS EN EUROPA (continuación)

**FRANCIA: (Lyon)**

HD03070	HD03071	HD03075	HD03076	HD03077
N,N,N',N'-Tetraacetil etilendiamina (EDTA) Pentaclorofenol Tributil citrato 3-(4-Metoxifenil)-2-etilhexilpropenoato Hexadecil 2-etilhexanoato 2-(Metoximetil)-2-fenil-1,3-dioxolano Amina no identificada Bencil 2-etilhexil ftalato Bencil n-octil ftalato 2-Etilhexil tetradecanoato	N,N-Dimetildodecan-1amina N,N-Dimetiltetradec-1-amina Bencilftalato 5a,6,7,8,9,9a-Hexahidro-6-metilidibenzofuran-1,6-diol	Anhidrido ftálico N,N-Dimetildodecan-1amina N,N-Dimetiltetradec-1-amina Fluoranteno Pireno 1-Metilpireno Butóxido de piperonilo Benz[b]nafto[2,1-d] tiofeno HAP no identificado Ftalato no identificado Alcano ramificado no identificado Benz(c)acridina Criseno Bis-(2-etilhexil)-ftalato Metilcriseno Colesta-3,5-dieno Indeno[1,2,3-cd]pireno Benz[ghi]perileno Dibenzopireno	N,N,N',N'-Tetraacetil etilendiamina (EDTA) N,N-Dimetiloctadec-1-amina Pireno Fosfato de tri-(2-butoxietanol) Hexadecil 2-etilhexanoato Amina no identificada Ftalato no identificado Criseno Octadecil 2-etilhexanoato	Glicerol N,N,N',N'-Tetraacetil etilendiamina (EDTA)

TABLA 7: COMPUESTOS ORGÁNICOS, NO OBJETO DE ESTUDIO, IDENTIFICADOS EN LAS 65 MUESTRAS DE POLVO ANALIZADAS EN EUROPA (continuación)

FRANCIA: (Nantes)

HD03081	HD03082	HD03084	HD03087	HD03088
N,N,N',N'-Tetraacetil etilendiamina (EDTA)	Toluen-2,4-diisocianato Hexametil-1,6- diisocianato N,N-Dimetildodecan-1amina Ácido bencenosulfónico éster N,N-Dimetiltetradec-1-amina 1-Pentilheptilbenceno 1-Butiloctilbenceno Ácido tetradecanoico 1-Propilnonilbenceno 1-Etildecilbenceno 1-Metilundecilbenceno 1-Pentiloctilbenceno 1-Butilnonilbenceno 1-Propildecilbenceno 1-Metildodecilbenceno 1-Hexiloctilbenceno 1-Pentilnonilbenceno 1-Butildecilbenceno 1-Etildodecilbenceno 1-Metiltridecilbenceno Alcano ramificado no identificado Ftalato no identificado HAP no identificado	Anhídrido ftálico N,N-Dimetildodecan-1amina N,N-Dimetiltetradec-1-amina Compuesto de butilbenceno no identificado 2-etilhexil éster no identificado Trimelitato de tri (2-Etilhexil)	N,N-Dimetildodecan-1amina N,N-Dimetiltetradec-1-amina Ácido tetradecanoico	Metil di-n-declamina

TABLA 7: COMPUESTOS ORGÁNICOS, NO OBJETO DE ESTUDIO, IDENTIFICADOS EN LAS 65 MUESTRAS DE POLVO ANALIZADAS EN EUROPA (continuación)

FRANCIA: (París)

HD03091	HD03093	HD03095	HD03097	HD03098
N,N-Dimetildodecan-1amina Butóxido de piperonilo	Fosfato de tri-(2-butoxietano) Butóxido de piperonilo Compuesto aromático sustituido no identificado 5a,6,7,8,9,9a-Hexahidro-6- metidibenzofuran-1,6-diol Ftalato no identificado Permetrina 4,4,6a,6b,8a,1,12,14b- Octametiloctadecahidro-2H- picen-3-ona 4,4,6a,6b,8a,1,11,14b- Octametiloctadecahidro-2H- picen-3-ona Metil 3-oxo-Urs-12-en-24-oato	Metil metacrilato Anhídrido ftálico N,N-Dimetildodecan-1amina N,N-Dimetiltetradec-1-amina N,N-Dimetilhexadec-1-amina Compuesto de butilbenceno no identificado 3-(4-Metoxifenil)-2- etilhexilpropenoato	2-etilhexil éster no identificado	N,N-Dimetildodecan-1amina N,N,N',N'-Tetraacetil etilendiamina (EDTA) N,N-Dimetiltetradec-1-amina Acetaminofeno N,N-Dimetilhexadec-1-amina 1,3-Dihidro-[2H]-benzimidazol- 2-ona 2-Etilhexil decanoato Fosfato de tri-(2-butoxietano) 2,4-bis-(1-feniletil)-fenol

TABLA 7: COMPUESTOS ORGÁNICOS, NO OBJETO DE ESTUDIO, IDENTIFICADOS EN LAS 65 MUESTRAS DE POLVO ANALIZADAS EN EUROPA (continuación)

**FRANCIA (muestras individuales)**

HD03058	HD03062	HD03063	HD03064	HD03065	HD03066
N,N-Dimetildodecan-1- amina Bencil Salicilato Tributil citrato Butóxido de piperonilo Trifenilfosfato Trimelitato de tri (2-Etilhexil)	Anhídrido ftálico 2-(2-Butoxietoxi)-etil acetato N,N-Dimetildodecan-1- amina Ácido 2,2,4-Trimetil-3- carboxisopropil pentanoil- co N,N-Dimetiltetradec-1- amina Metil di-n-decilamina Compuesto de butilbenceno no identificado Tributil citrato 3-(4-Metoxifenil)-2- etilhexilpropenoato Fosfato de tri- (2-butoxietanol) Dibencil ftalato	Fosfato de tri- (2-butoxietanol) Alcano ramificado no identificado Freidelin	N,N-Dimetilooctadec-1- amina Ácido graso no identificado Fosfato de tri- (2-butoxietanol) Butóxido de piperonilo 2-etilhexil éster N-Acetil-N-bencil nonilamina	Butan-2-ona m-Xileno 1-Acetilpiperidina 2-Acetil-5-metilfurano Glicocianidina 5-Etenildihidro-5- metil-2[3H]-Furanona Glicocianidina 1-Metilheptan-2-ona 2,2,3,4-Tetrametilhex-5- en-3-ol Acetato de 2,4- dimetilfenilo Anhídrido ftálico 1,1'-Metilene-bis- pirrolidina Anhídrido del ácido hexanoico Benzofenona	Compuesto aromático no identificado 1,2-bis(1-Metiletil)- benceno 1,4-bis(1-Metiletil)- benceno 1,1-Dimetilbutilbenceno Anhídrido ftálico a,a',a'-Tetrametil benceno-1,4-dimetanol Octadecil 2-etilhexanoato

# Conclusiones

Los resultados de este estudio, junto con los del estudio del Reino Unido, reafirman la amplia contaminación del polvo doméstico con una variedad de sustancias químicas peligrosas que incluyen los piroretardantes bromados, los compuestos organoestánicos, ftalatos, alquilfenoles y parafinas cloradas de cadena corta. Esto es una evidencia más de nuestra exposición continuada a estas y otras sustancias químicas peligrosas, incluso en nuestro ambiente doméstico.

Aunque no podemos utilizar los datos de estos estudios para identificar de qué productos específicos provienen estas sustancias, sin duda llegan al polvo como resultado de su liberación de una gran variedad de artículos de decoración y otros productos domésticos presentes en las habitaciones donde se recogieron las muestras. Estas liberaciones pueden resultar de la volatilización o emisión al aire de las sustancias, seguida de la adsorción de éstas a las partículas del polvo, o directamente por la pérdida de partículas finas en las que están adheridas las sustancias en el producto, por abrasión durante su uso común. Independientemente del método de liberación, estos datos aportan una clara evidencia de que **el uso continuado de sustancias químicas peligrosas en productos de consumo nos conduce a una contaminación dispersa y compleja del ambiente doméstico en Europa.**

Los patrones de contaminación en cada casa, o incluso las muestras regionales de varias casas, dependerán en gran medida de los tipos de productos presentes en las casas muestreadas. Está claro que estos resultados no se pueden considerar totalmente representativos de los niveles de contaminación en el polvo doméstico de los países, ciudades o regiones muestreados. No obstante, estos datos en conjunto sí ofrecen una visión de la contaminación química en el ambiente interior de varios países europeos. Resumiendo, confirman que **todos y todas vivimos con las consecuencias químicas del amplio uso de aditivos peligrosos en los productos de consumo.**

Además, aunque estos estudios no aporten (y de hecho no es su objetivo) datos sobre cual es la exposición humana, los resultados claramente muestran la posibilidad de una exposición continua a estos componentes a través de la inhalación, ingestión o directamente por el contacto dérmico. Esto es particularmente preocupante respecto a la infancia, ya que otros estudios han demos-

trado que tienen la mayor exposición a la contaminación por las sustancias químicas incorporadas en el polvo mediante inhalación, ingestión o contacto dérmico (Butte y Heinzow, 2002). Por supuesto, nunca podemos estar seguros que dichas exposiciones tengan efectos negativos sobre la salud, pero dado los peligros asociados con las sustancias químicas en cuestión, no hay razón para la complacencia. Hasta la fecha, el tema de la exposición química en el hogar ha sido en general poco investigado e indebidamente evaluado.

Para las sustancias que se acumulan en el cuerpo, como el penta-BDE, HBCD, parafinas cloradas y algunos de los compuestos organoestánicos, dicha exposición puede contribuir aún más a la carga corporal que la alimentación. Incluso para aquellas sustancias menos bioacumulativas, como el deca-BDE (BDE-209), su presencia en el polvo a niveles ppm puede que aclare porqué son detectables en un porcentaje significativo de la población como contaminación de fondo. Puede que también explique la dispersión en el medio ambiente de los ésteres difenil bromados en general, que puede ser predecible en función de su movilidad química.

Los efectos que pueden resultar de esta exposición crónica no son conocidos, pero la presencia de deca-BDE en polvo, por ejemplo, puede significar que todas las personas, no sólo trabajadores en fabricación de productos electrónicos y/o plantas de reciclaje, posean niveles de estas sustancias químicas altamente persistentes en sus cuerpos. Incluso, con independencia del potencial de exposición a estas sustancias a través del contacto con el polvo doméstico, el desecho final de este polvo desde las aspiradoras u otras fuentes puede representar un aporte significativo de estas y otras sustancias peligrosas a los depósitos de residuos y, en última instancia, al medio ambiente. **Es vital que los productos de consumo sean seguros y esto debe suponer mantenerlos libres de sustancias peligrosas. Los requisitos de seguridad frente a incendios, comúnmente referidos al uso de peligrosos piroretardantes bromados y clorados o parafinas cloradas, se pueden alcanzar a través de alternativas menos peligrosas** (ver, por ejemplo, Larseen *et al.* 1999), incluyendo el uso de materiales diferentes o diseños que hagan productos inherentemente menos inflamables. Más allá, **muchas de las sustancias químicas peligrosas identificadas en este estudio podrían ser evitadas por completo a través del uso de alternativas menos peligrosas y más sostenibles al plástico PVC, una**

fuentes de ftalatos, compuestos organoestánicos y otros aditivos peligrosos. **Estas alternativas ya están disponibles para todos los productos de PVC utilizados en el hogar.**

Un estudio muy reciente publicado por Greenpeace Environmental Trust numera diversos ejemplos de cómo sustituir varias sustancias químicas peligrosas con alternativas seguras existentes. **Los cinco grupos químicos seleccionados para el análisis cuantitativo en este estudio ya han sido identificados como sustancias peligrosas prioritarias por varios gobiernos europeos bajo el Convenio OSPAR de 1992.** En 1998, este Convenio, cuyo objetivo es proteger el medio marino del Atlántico Nordeste, acordó parar las liberaciones de sustancias químicas al medio ambiente en el plazo de una generación (hasta 2020). OSPAR incluye los piroretardantes bromados, alquilfenoles, parafinas cloradas de cadena corta, compuestos organoestánicos y algunos ftalatos (DEHP y DBP) en la primera lista de sustancias químicas de acción prioritaria para el objetivo de cese de vertido (OSPAR 1998). Este estudio deja claro que **hasta que no se haga algo por reemplazar estos químicos en los productos de consumo, su liberación a los ambientes interiores y, a partir de**

**ahí, la posibilidad de que contaminen el medio ambiente supondrá un problema.**

**Ahora que la Comisión Europea está a punto de presentar la legislación REACH para el control del uso de sustancias químicas, sólo podemos esperar que este nuevo sistema proporcione un alto nivel de protección para el medio ambiente y la salud, algo a lo que todos y todas tenemos derecho. Sin embargo, para que esta legislación sea efectiva será vital que los gobiernos se pongan manos a la obra para prevenir el uso de sustancias químicas peligrosas en bienes de consumo, a través de su sustitución por alternativas menos peligrosas, o preferiblemente no peligrosas. Los resultados de este estudio aportan más evidencias de que ésta es la única forma de garantizar la seguridad química de nuestro ambiente doméstico.**

# Referencias

- Adgate, J.L., Rhoads, G.G. y Liroy, P.J. (1998): The use of isotope ratios to apportion sources of lead in Jersey City, NJ, house dusts wipe samples (El uso de relación isotópica para la partición de fuentes de plomo en la ciudad de Jersey, Nueva York, muestras de polvo doméstico). *The Science of the Total Environment* 221: 171-180
- Allsopp, A., Santillo, D. & Johnston, P. (2001) Hazardous chemicals in carpets (Sustancias químicas peligrosas en alfombras). Greenpeace Research Laboratories Technical Note 01/2001, January 2001: 14 pp. [published under cover title "Poison Underfoot: Hazardous Chemicals in PVC Flooring and Hazardous Chemicals in Carpets" (publicado con el título "Veneno bajo los pies: Sustancias químicas peligrosas en suelos de PVC y en alfombras"), ISBN 90-73361-68-0]
- Bergman, Å., Ostman, C., Nyborn, R., Sjodin, A., Carlsson, H., Nilsson, U. y Wachtmeister, C.A. (1997): Flame retardants and plasticisers on particulates in the modern computerized indoor environment (Pirorretardantes y plastificantes de partículas en el ambiente computerizado moderno). *Organohalogen Compounds* 33: 414-419
- Brown S.K. (1996). A lack of influence of permethrin treatments of wool carpet on habitation by house dust mites (Ausencia de efectos de uso de tratamientos con permetrina para ácaros en alfombras de lana en viviendas). *Experimental and Applied Acarology* 20: 355-357
- Butte, W. y Heinzow, B. (2002): Pollutants in house dust as indicators of indoor contamination (Contaminantes en el polvo de casa como indicadores de contaminación doméstica). *Reviews in Environmental Contamination and Toxicology* 175: 1-46
- CE (2001), Libro Blanco de la Comisión: Estrategia para la futura política en materia de sustancias y preparados químicos (COM(2001) 88 final), Comisión de las Comunidades
- Chen, H.Y., Xiao, J.G., Hu, G., Zhou, J.W., Xiao, H. & Wang, X.R. (2002) Estrogenicity of organophosphorus and pyrethroid pesticides (Estrogenicidad de pesticidas organofosforados y piretroides). *Journal of Toxicology and Environmental Health-Part A* 65(19): 1419-1435
- Curl, C.L., Fenske, R.A., Kissel, J.C., Shirai, J.H., Moate, T.F., Griffith, W., Coronado, G. y Thompson, B. (2002): Evaluation of take-home organophosphorus pesticide exposure among agricultural workers and their children (Evaluación de la exposición de los agricultores y sus hijos a los pesticidas organofosforados que se introducen en el hogar con ropas y calzado). *Environmental Health Perspectives* 110 (12): A787-A792
- Dalgaard, M., Hass, U., Vinggaard, A.M., Jarfelt, K., Lam, H.R., Sorensen, I.K., Sommer, H.M. & Ladefoged, O. (2003) Di(2-ethylhexyl) adipate (DEHA) induced developmental toxicity but not antiandrogenic effects in pre- and postnatally exposed Wistar rats (Inducción de toxicidad para el desarrollo y ausencia de efectos antiandrogénicos en ratas Wistar por exposición pre- y postnatal a di(2-etilhexil) adipato). *Reproductive Toxicology* 17(2): 163-170
- Diel, F., Horr, B., Borck, H., Savtchenko, H., Mitsche, T. & Diel, E. (1999) Pyrethroids and piperonyl-butoxide affect human T-lymphocytes in vitro (Efectos de los piretroides y piperonil-butóxido en linfocitos-T humanos in vitro). *Toxicology Letters* 107(1-3): 65-74
- Edwards, R.D., Yurkow, E.J. y Liroy, P.J. (1998): Seasonal deposition of housedusts onto household surfaces (Deposición estacional de polvo doméstico en las superficies del hogar). *The Science of the Total Environment* 224: 69-80
- Fenske, R.A., Lu, C., Barr, D. & Needham, L. (2002) Children's exposure to chlorpyrifos and parathion in an agricultural community in central Washington State (Exposición infantil a clorpirifos y paratión en una comunidad agrícola en el Estado de Washington). *Environmental Health Perspectives* 110(5): 549-553
- Fries, E. & Puttmann, W. (2003) Monitoring of the three organophosphate esters TBP, TCEP and TBEP in river water and ground water (Oder, Germany) (Monitorización de tres ésteres de organofosfato TBP, TCEP y TBEP en agua de río y aguas subterráneas (Oder, Alemania)). *Journal of Environmental Monitoring* 5(2): 346-352
- Greenpeace (2003) Safer Chemicals within REACH: using the substitution principle to drive green chemistry. Report prepared by Clean Production Action for the Greenpeace Environmental Trust, October 2003: 48pp.
- Gurunathan, S., Robson, M., Freeman, N., Buckley, B., Roy, A., Meyer, R., Bukowski, J. & Liroy, P.J. (1998) Accumulation of chlorpyrifos on residential surfaces and toys accessible to children (Acumulación de clorpirifos de superficies domésticas y juguetes al alcance de la infancia). *Environmental Health Perspectives* 106(1): 9-16
- IEH (1999). Institute for Environment and Health, Indoor Air Quality: Pesticides in the home (Calidad del aire interior: Pesticidas en casa), IEH report for DETR, UK, October 1999
- Ingerowski, G., Friedle, A. y Thumulla, J. (2001): Chlorinated ethyl and isopropyl phosphoric acid trimesters in the indoor environment – an inter-laboratory exposure study (Cloroetil y ácido isopropil fosfórico en el ambiente interior – un estudio de exposición en laboratorio). *Indoor Air - International Journal of Indoor Air Quality and Climate* 11 (3): 145-149
- Institoris, L., Undeger, U., Siroki, O., Nehez, M. & Desi, I. (1999) Comparison of detection sensitivity of immunological and genotoxicological effects of subacute cypermethrin and permethrin exposure in rats (Comparación en la sensibilidad de detección de efectos inmuno y genotóxicos en ratas por exposición subaguda a cipermetrina y permetrina). *Toxicology* 137(1): 47-55

- Irvine, K.N. & Loganathan, G.G. (1998): Localized enrichment of PCB levels in street dust due to redistribution by wind (Enriquecimiento localizado de niveles de PCB en el polvo de la calle debido a la redistribución llevada a cabo por el viento). *Water Air and Soil Pollution* 105 (3-4): 605-615
- Kunimatsu, T., Yamada, T., Ose, K., Sunami, O., Kamita, Y., Okuno, Y., Seki, T. & Nakatsuka, I. (2002) Lack of (anti-) androgenic or estrogenic effects of three pyrethroids (esfenvalerate, fenvalerate, and permethrin) in the Hershberger and uterotrophic assays (Ausencia de efectos (anti-) androgénicos o estrogénicos de tres piretroides (esfenvalerato, fenvalerato, y permetrina) usando métodos Hershberger y uterotrópicos). *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 35(2): 227-237
- Lagesson, H.V., Nilsson, A. y Tagesson, C. (2000): Qualitative determination of compounds adsorbed on indoor dust particles using GC-UV and GC-MS after thermal desorption (Determinación cualitativa de componentes absorbidos en el polvo de interior usando los métodos CG-UV y CG-MS tras la desorción térmica). *Chromatographia* 52 (9-10): 621-630
- Lassen, C., Lokke, S. y Hansen, L.I. (1999): Brominated Flame Retardants: substance flow analysis and substitution feasibility study (Pirorretardantes bromados: análisis del flujo de sustancia y estudio de la practicabilidad de sustitución). Agencia Danesa de Protección del Medio Ambiente, Proyecto medioambiental No. 494, Copenhagen, ISBN 87-7909-415-5: 240 págs.
- Leonards, P.E.G., Santillo, D., Brigden, K., van der Ween, I., Hesseligen, J.v., de Boer, J. y Johnston, P. (2001): "Brominated flame retardants in office dust samples" (Pirorretardantes bromados en las muestras de polvo proveniente de oficinas). En: Asplund, L.; Bergman, Å.; de Wit, C., et al. eds.: *Proceedings of the Second International Workshop on Brominated Flame Retardants (Actas del II Seminario Internacional sobre Pirorretardantes Bromados)*, BFR 2001, Estocolmo, 14 a 16 de mayo de 2001: 299-302
- Lewis, R.G., Fortmann, R.C. y Camann, D.E. (1994): Evaluation of methods for monitoring the potential exposure of small children to pesticides in the residential environment (Evaluación de los métodos de control de la exposición potencial de niños pequeños a pesticidas en el ambiente del hogar). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 26: 37-46
- Marklund, A., Andersson, B. & Haglund, P. (2003) Screening of organophosphorus compounds and their distribution in various indoor environments (Investigación en organofosforados y su distribución en varios ambientes interiores). *Chemosphere* 53(9): 1137-1146
- Meyer, I., Heinrich, J. y Lippold, U. (1999): Factors affecting lead and cadmium levels in house dust in industrial areas of eastern Germany (Factores que afectan los niveles de plomo y cadmio en el polvo doméstico en áreas industriales de Alemania del Este). *The Science of the Total Environment* 234: 25-36
- OSPAR (1998): Estrategia OSPAR en relación con las sustancias peligrosas, Convenio OSPAR para la Protección del Medio Ambiente Marino en el Noreste del Atlántico. OSPAR 98/14/1 Anexo 34
- Pang, Y., MacIntosh, D.L., Camann, D.E. & Ryan, P.B. (2002) Analysis of aggregate exposure to chlorpyrifos in the NHEXAS-Maryland investigation (Análisis de exposición crónica a clorpirifos en la investigación NHEXAS-Maryland). *Environmental Health Perspectives* 110(3): 235-240
- Peters, R.J.B. (2003) Hazardous Chemicals in Consumer Products, TNO (Netherlands Organisation for Applied Scientific Research) Report Number 52003227, prepared for Greenpeace, September 2003: 28pp.
- Prater, M.R., Gogal, R.M., Blaylock, B.L. & Holladay, S.D. (2003) Cis-urocanic acid increases immunotoxicity and lethality of dermally administered permethrin in C57BL/6N mice (Incremento, por acción del ácido cis-urónico, de la inmunotoxicidad y la letalidad de la administración dérmica de permetrina en ratones C57BL/6N). *International Journal of Toxicology* 22(1): 35-42
- Punareewattana, K., Smith, B.J., Blaylock, B.L., Longstreth, J., Snodgrass, H.L., Gogal, R.M., Prater, R.M. & Holladay, S.D. (2001) Topical permethrin exposure inhibits antibody production and macrophage function in C57B1/6N mice (Inhibición de la producción de anticuerpos y función de los macrófagos en ratones C57B1/6N por exposición tópica a permetrina). *Food and Chemical Toxicology* 39(2): 133-139
- Rudel, R.A., Camann, D.E., Spengler, J.D., Korn, L.R. & Brody, J.G. (2003) Phthalates, alkylphenols, pesticides, polybrominated diphenyl ethers and other endocrine-disrupting compounds in indoor air and dust (Ftalatos, alquilfenoles, pesticidas, difenil éteres polibromados y otros disruptores endocrinos en ambientes interiores y polvo). *Environmental Science and Technology* 37(20): 4543-4553
- Santillo, D., Johnston, P. y Brigden, K. (2001): The presence of brominated flame retardants and organotin compounds in dusts collected from Parliament buildings from eight countries (Presencia de pirorretardantes bromados y compuestos organoestánicos en el polvo recogido en los edificios del Parlamento de ocho países). *Comentario técnico 03/2001 de los Laboratorios de investigación de Greenpeace*, marzo de 2001: 24 págs.
- Santillo, D., Labunska, I., Davidson, H., Johnston, P., Strutt, M., y Knowles, O (2003) Consuming chemicals: Hazardous chemicals in house dust as an indicator of chemical exposure in the home (Consumiendo sustancias químicas: sustancias químicas en el polvo doméstico como un indicador de la exposición química en el hogar). *Greenpeace Research Laboratories Comentario técnico 02/2003*, mayo del 2003: 71pags.
- Schnelle-Kreis, J., Scherb, H., Gebefugi, I., Kettrup, A. & Weigelt, E. (2000) Pentachlorophenol in indoor environments. Correlation of PCP concentrations in air and settled dust from floors (Pentaclorofenol en ambientes interiores. Correlación de concentraciones en aire de PCP y en polvo recogido en suelos). *Science of the Total Environment* 256(2-3): 125-132
- Sexton, K., Adgate, J.L., Eberly, L.E., Clayton, C.A., Whitmore, R.W., Pellizzari, E.D., Lioy, P.J. & Quackenboss,

- J.J. (2003) Predicting children's short-term exposure to pesticides: results of a questionnaire screening approach (Predicción de exposición infantil a corto plazo a pesticidas: resultados de una investigación de aproximación con cuestionarios).
- Sjödin, A., Carlsson, H., Thuresson, K., Sjölin, S., Bergman, Å. y Ostman, C. (2001): Flame retardants in indoor air at an electronics recycling plant and at other work environments (Pirorretardantes en el aire de una planta de reciclaje de elementos electrónicos y de otros ambientes de trabajo). *Environmental Science and Technology* 35 (3): 448-454
  - Tong, S.T.Y. y Lam, K.C. (2000): Home sweet home? A case study of household dust contamination in Hong Kong (¿Hogar dulce hogar? Un estudio de casos de la contaminación del polvo doméstico en Hong Kong). *The Science of the Total Environment* 256: 115-123
  - Tyler, C.R., Beresford, N., van der Woning, M., Sumpter, J.P. & Thorpe, K. (2000) Metabolism and environmental degradation of pyrethroid insecticides produce compounds with endocrine activities (Producción de compuestos con actividad endocrina por metabolización y degradación medioambiental de insecticidas piretroides). *Environmental Toxicology and Chemistry* 19(4): 801-809
  - Vojta, P.J., Friedman, W., Marker, D.A., Clickner, R., Rogers, J.W., Viet, S.M., Muilenberg, M.L., Thorne, P.S., Arbes, S.J. y Zeldin, D.C. (2002): First national survey of lead and allergens in housing: Survey design and methods for the allergen and endotoxin components (Primera investigación nacional sobre el plomo y los alérgenos en el hogar. Diseño y métodos de investigación para alérgenos y compuestos endotóxicos). *Environmental Health Perspectives* 110 (5): 527-532
  - Wilson, N.K., Chuang, J.C. y Lyu, C. (2001): Levels of persistent organic pollutants in several child day care centers (Niveles de contaminantes orgánicos persistentes en varios centros de cuidado diurno de niños). *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 11 (6): 449-458
  - Yin, L.M., Rhoads, G.G. y Liroy, P.J. (2000): Seasonal influences on childhood lead exposure (Influencias estacionales en la exposición de los niños al plomo). *Environmental Health Perspectives* 108 (2): 177-182

# Anexo 1:

## Resultados detallados de los compuestos objetos de estudio en muestras individuales y compuestas

### Abreviaturas:

- **Ésteres de ftalato:**

DMP - dimetilftalato  
DEP - dietilftalato  
DPP – di-propilftalato  
DIBP - diisobutilftalato  
DNBP - di-n-butilftalato,  
BBP – butilbencilftalato  
DEHP – di (2-etilhexil) ftalato  
DINP - diisonilftalato  
DIDP - diisodecilftalato,

- **Alquilfenoles:**

4TMBP - 4-(1,1,3,3-ter-metilbutil) fenol  
4OP – 4-n-octilfenol,  
4NP - 4-nonilfenol.

- **Pirorretardantes bromados:**

BDE - éteres bromodifenil (tribromo- a decabromo-)  
HBCD – hexabromociclododecano  
TBBPA – tetrabromobisfenol A.

- **Compuestos organoestánicos:**

MBE – monobutilestaño  
DBE – dibutilestaño  
TBE – tributilestaño  
TeBE – tetrabutilestaño  
MOE – monooctilestaño  
DOT – dioctilestaño,  
TCHE – triciclohexil estaño  
TPE – trifenil estaño.

\*: indica interferencias que imposibilitan la cuantificación imposible del BDE-153 y el TBBP-A

# Ésteres de ftalato – análisis de muestras individuales

## País: Alemania

Código de muestra	Lugar	Concentración de ésteres de ftalato (ug/g polvo, partes por millón, ppm)								
		DMP	DEP	DiBP	DnBP	BBP	DEHP	DiNP	DiDP	Total
HD03001	Hamburgo	2.34	13.4	358.1	44.1	4.4	546.8	249.7	67.7	1286.6
HD03002	Regensburg	1.42	12.9	27.9	1510.9	218.4	1306.5	89.7	<0.1	3167.7
HD03003	Leipzig	2.83	1.86	30.8	308.8	82.2	695.7	115.5	<0.1	1237.6
HD03004	Berlín	<0.1	7.48	82.6	22.3	13.4	995.7	<0.1	<0.1	1121.4
HD03005	<0.1	367.7	36.5	33.4	110.8	1586.1	112.7	<0.1	2247.2	
<b>Alemania media</b>		<b>1.32</b>	<b>80.7</b>	<b>107.1</b>	<b>383.9</b>	<b>85.8</b>	<b>1026.2</b>	<b>113.5</b>	<b>13.5</b>	<b>1812.1</b>
<b>Alemania mediana</b>		<b>1.42</b>	<b>12.9</b>	<b>36.5</b>	<b>44.1</b>	<b>82.2</b>	<b>995.7</b>	<b>112.7</b>	<b>&lt;0.1</b>	<b>1286.6</b>
<b>Alemania mínimo</b>		<b>&lt;0.1</b>	<b>1.86</b>	<b>27.9</b>	<b>22.3</b>	<b>4.4</b>	<b>546.8</b>	<b>&lt;0.1</b>	<b>&lt;0.1</b>	<b>1121.4</b>
<b>Alemania máximo</b>		<b>2.83</b>	<b>367.7</b>	<b>358.1</b>	<b>1510.9</b>	<b>218.4</b>	<b>1586.1</b>	<b>249.7</b>	<b>67.7</b>	<b>3167.7</b>

## País: España

Código de muestra	Lugar	Concentración de ésteres de ftalato (ug/g polvo, partes por millón, ppm)								
		DMP	DEP	DiBP	DnBP	BBP	DEHP	DiNP	DiDP	Total
	<b>Madrid</b>									
HD03006		<0.1	7.88	336.7	78.8	8.3	370.1	<0.1	<0.1	801.8
HD03007		<0.1	13.2	201.0	144.8	11.1	583.8	289.3	<0.1	1243.3
HD03008		<0.1	5.13	409.1	149.1	4.5	286.4	<0.1	<0.1	854.3
HD03009		<0.1	3.41	197.9	201.6	3.5	293.2	<0.1	51.0	750.6
HD03010		0.70	40.6	179.5	80.8	5.3	785.9	58.0	<0.1	1150.7
<b>Madrid media</b>		<b>0.14</b>	<b>14.0</b>	<b>264.8</b>	<b>131.0</b>	<b>6.55</b>	<b>463.9</b>	<b>69.5</b>	<b>10.2</b>	<b>960.1</b>
<b>Madrid mediana</b>		<b>&lt;0.1</b>	<b>7.88</b>	<b>201.0</b>	<b>144.8</b>	<b>5.31</b>	<b>370.1</b>	<b>&lt;0.1</b>	<b>&lt;0.1</b>	<b>854.3</b>
	<b>Granada</b>									
HD03011		<0.1	4.92	257.1	81.7	4.1	267.4	<0.1	<0.1	615.2
HD03012		<0.1	1.09	174.4	72.3	<0.1	159.7	<0.1	<0.1	407.4
HD03013		<0.1	2.95	137.8	76.6	2.0	211.6	<0.1	<0.1	431.0
HD03014		<0.1	1.87	173.9	64.0	1.9	112.6	<0.1	<0.1	354.2
HD03015		<0.1	13.0	121.7	52.8	0.8	137.0	<0.1	<0.1	325.2
HD03016		<0.1	5.30	200.3	99.3	153.4	1917	112.8	72.2	2560
<b>Granada media</b>		<b>&lt;0.1</b>	<b>4.85</b>	<b>177.5</b>	<b>74.4</b>	<b>32.4</b>	<b>467.6</b>	<b>18.8</b>	<b>12.0</b>	<b>782.3</b>
<b>Granada mediana</b>		<b>&lt;0.1</b>	<b>3.94</b>	<b>174.1</b>	<b>74.4</b>	<b>2.00</b>	<b>185.6</b>	<b>&lt;0.1</b>	<b>&lt;0.1</b>	<b>419.2</b>

## Ésteres de ftalato – análisis de muestras individuales

País: España (sigue)

Código de muestra	Lugar	Concentración de ésteres de ftalato (ug/g polvo, partes por millón, ppm)								
	Valencia	DMP	DEP	DiBP	DnBP	BBP	DEHP	DiNP	DiDP	Total
HD03017		<0.1	1.54	142.4	62.2	1.8	1064	<0.1	<0.1	1273
HD03018		<0.1	5.37	127.9	70.2	9.1	315.0	<0.1	<0.1	527.6
HD03019		<0.1	2.58	189.7	90.6	2.4	272.4	<0.1	6.03	563.8
HD03020		<0.1	4.40	131.8	64.6	10.9	189.8	<0.1	<0.1	401.4
HD03021		<0.1	64.6	76.7	53.9	7.3	319.4	83.7	<0.1	605.7
HD03022		<0.1	34.9	113.0	60.6	6.6	507.0	<0.1	<0.1	722.1
<b>Valencia media</b>		<0.1	18.9	130.3	67.0	6.36	444.7	14.0	1.01	682.2
<b>Valencia mediana</b>		<0.1	4.89	129.8	63.4	6.94	317.2	<0.1	<0.1	584.7
	<b>Asturias León</b>									
HD03023		<0.1	9.52	140.7	80.1	2.9	358.3	<0.1	98.8	690.3
HD03024		<0.1	6.57	82.2	135.5	9.7	2151	231.3	27.2	2644
HD03025		0.92	5.82	155.4	131.7	4.2	818.2	<0.1	39.3	1156
HD03026		<0.1	3.67	66.1	48.6	4.1	169.0	<0.1	<0.1	291.4
HD03027		<0.1	16.2	107.1	96.0	5.4	407.0	717.0	<0.1	1349
<b>Asturias media</b>		0.18	8.35	110.3	98.4	5.27	780.7	189.7	33.1	1226
<b>Asturias mediana</b>		<0.1	6.57	107.1	96.0	4.20	407.0	<0.1	27.2	1156

# Ésteres de ftalato – análisis de muestras individuales

País: Francia

Código de muestra	Lugar	Concentración de ésteres de ftalato (ug/g polvo, partes por millón, ppm)								
		DMP	DEP	DiBP	DnBP	BBP	DEHP	DiNP	DiDP	Total
	<b>Lille</b>									
HD03043		<0.1	2.23	126.7	64.2	16.4	298.2	<0.1	<0.1	<b>507.8</b>
HD03045		<0.1	9.53	64.8	66.1	11.2	456.2	18.0	<0.1	<b>626.0</b>
HD03047		<0.1	<0.1	65.8	51.3	5.50	372.5	213.2	62.2	<b>770.5</b>
HD03049		<0.1	13.0	125.2	55.3	734.3	2639	186.6	104.7	<b>3858</b>
HD03050		<0.1	3.81	201.5	102.7	10.4	266.8	<0.1	<0.1	<b>585.2</b>
<b>Lille media</b>		<0.1	5.71	116.8	67.9	155.6	806.6	83.6	33.4	<b>1270</b>
<b>Lille mediana</b>		<0.1	3.81	125.2	64.2	11.2	372.5	18.0	<0.1	<b>626.0</b>
	<b>Toulouse</b>									
HD03052		<0.1	10.0	67.8	27.9	9.33	941.4	301.8	115.3	<b>1474</b>
HD03053		<0.1	12.6	106.1	18.4	4.27	246.0	<0.1	<0.1	<b>387.5</b>
HD03054		<0.1	2.73	118.8	120.6	48.6	427.5	155.6	85.0	<b>958.8</b>
HD03055		<0.1	2.69	139.6	72.6	315.9	2172	<0.1	<0.1	<b>2702</b>
HD03061		<0.1	32.9	112.2	99.7	48.4	1065.1	183.9	<0.1	<b>1542</b>
<b>Toulouse media</b>		<0.1	12.2	108.9	67.8	85.3	970.3	128.3	40.1	<b>1413</b>
<b>Toulouse mediana</b>		<0.1	10.0	112.2	72.6	48.4	941.4	155.6	<0.1	<b>1474</b>
	<b>Lyon</b>									
HD03070		<0.1	6.87	136.5	35.1	28.2	1444	160.7	<0.1	<b>1812</b>
HD03071		<0.1	5.57	75.1	15.1	17.9	275.7	<0.1	<0.1	<b>389.4</b>
HD03075		<0.1	4.67	159.0	168.0	332.7	753.2	140.3	170.2	<b>1728</b>
HD03076		<0.1	15.2	40.6	29.7	6.65	155.4	<0.1	75.4	<b>322.9</b>
HD03077		<0.1	3.43	154.4	18.0	3.26	118.3	<0.1	<0.1	<b>297.4</b>
<b>Lyon media</b>		<0.1	7.14	113.1	53.2	77.7	549.5	60.2	49.1	<b>910.0</b>
<b>Lyon mediana</b>		<0.1	5.57	136.5	29.7	17.9	275.7	<0.1	<0.1	<b>389.4</b>
	<b>Nantes</b>									
HD03081		<0.1	<0.1	16.7	11.6	<0.1	14.9	<0.1	<0.1	<b>43.2</b>
HD03082		<0.1	5.28	134.7	58.6	1006	2507	221.9	<0.1	<b>3933</b>
HD03084		<0.1	2.91	49.0	127.4	28.2	596.9	105.3	<0.1	<b>909.8</b>
HD03087		<0.1	7.10	165.4	37.9	18.1	504.6	136.9	<0.1	<b>870.0</b>
HD03088		<0.1	4.18	487.6	33.9	10.6	989.9	<0.1	<0.1	<b>1526</b>
<b>Nantes media</b>		<0.1	3.90	170.7	53.9	212.6	923.0	92.8	<0.1	<b>1456</b>
<b>Nantes mediana</b>		<0.1	4.18	134.7	37.9	18.1	596.9	105.3	<0.1	<b>909.7</b>

## Ésteres de ftalato – análisis de muestras individuales

País: Francia (sigue)

Código de muestra	Lugar	Concentración de ésteres de ftalato (ug/g polvo, partes por millón, ppm)								
		DMP	DEP	DiBP	DnBP	BBP	DEHP	DiNP	DiDP	Total
	París									
HD03091		<0.1	12.4	94.6	33.2	481.5	2750	<0.1	<0.1	3371
HD03093		<0.1	8.72	73.8	65.8	11.9	322.5	298.4	122.3	903.4
HD03095		<0.1	6.93	133.9	624.2	419.0	1792.7	197.3	<0.1	3174
HD03097		<0.1	6.91	86.1	104.7	23.8	332.0	115.3	118.7	787.5
HD03098		<0.1	14.4	68.7	43.9	200.1	356.2	<0.1	<0.1	683.3
París media		<0.1	9.88	91.4	174.4	227.3	1111	122.2	48.2	1784
París mediana		<0.1	8.72	86.1	65.8	200.1	356.2	115.3	<0.1	903.4
	Muestras Individuales									
HD03062	SP01	<0.1	5.30	151.7	119.2	3551	3289	<0.1	118.8	7235
HD03063	SP02	<0.1	4.89	220.5	168.9	45.8	159.1	<0.1	<0.1	599.2
HD03064	SP03	<0.1	49.4	88.8	44.4	161.2	1062	326.4	166.7	1899
HD03065	SP04	<0.1	19.7	250.3	27.4	370.7	343.1	466.2	83.4	1561
HD03058	SP05	<0.1	10.1	48.1	43.2	7.77	713.5	133.8	<0.1	956.5
HD03066	SP06	<0.1	3.47	127.3	144.7	28.3	2650	154.4	<0.1	3109

## Ésteres de ftalato – análisis de muestras individuales

### País: Italia (Roma)

Código de muestra	Lugar	Concentración de ésteres de ftalato (ug/g polvo, partes por millón, ppm)								
		DMP	DEP	DiBP	DnBP	BBP	DEHP	DiNP	DiDP	Total
	Italia Roma									
HD03036		<0.1	6.78	138.3	45.2	308.4	933.4	180.0	380.0	1992
HD03037		1.50	11.4	370.7	42.8	14.9	366.8	<0.1	<0.1	808.1
HD03038		<0.1	1.92	180.1	46.8	9.0	314.2	<0.1	<0.1	552.0
HD03039		<0.1	23.6	158.2	25.3	89.2	467.0	531.7	<0.1	1295
HD03040		<0.1	4.31	257.6	22.8	23.6	434.3	<0.1	<0.1	742.6
Italia media		0.30	9.60	221.0	36.6	89.0	503.1	142.3	76.0	1078
Italia mediana		<0.1	6.78	180.1	42.8	23.6	434.3	<0.1	<0.1	808.1
Italia mínimo		<0.1	1.92	158.2	22.8	9.0	314.2	<0.1	<0.1	552.0
Italia máximo		1.50	23.6	370.7	46.8	308.4	933.4	531.7	380.0	1992

### País: Eslovaquia

Código de muestra	Lugar	Concentración de ésteres de ftalato (ug/g polvo, partes por millón, ppm)								
		DMP	DEP	DiBP	DnBP	BBP	DEHP	DiNP	DiDP	Total
	Eslovaquia									
Eslovaquia I	Suroeste	<0.1	1.22	149.0	1028.6	5.4	2123.8	145.8	<0.1	3454
Eslovaquia II	Noroeste	<0.1	4.84	137.0	599.8	3.8	1289.6	172.5	<0.1	2208

## Alquilfenoles – análisis de muestras individuales

### País: Alemania

Código de muestra	Lugar	Concentración de alquilfenoles (ug/g polvo, partes por millón, ppm)			
		4TMBP	4OP	4NP	Total
	<b>Alemania</b>				
HD03001	Hamburgo	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03002	Regensburg	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03003	Leipzig	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03004	Berlín	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03005		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1

### País: España

Código de muestra	Lugar	Concentración de alquilfenoles (ug/g polvo, partes por millón, ppm)			
		4TMBP	4OP	4NP	Total
	<b>Madrid</b>				
HD03006		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03007		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03008		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03009		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03010		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	<b>Granada</b>				
HD03011		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03012		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03013		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03014		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03015		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03016		<0.1	4.49	<0.1	4.49
	<b>Valencia</b>				
HD03017		<0.1	0.75	<0.1	0.75
HD03018		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03019		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03020		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03021		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03022		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1

## Alquilfenoles – análisis de muestras individuales

### País: España (sigue)

Código de muestra	Lugar	Concentración de alquilfenoles (ug/g polvo, partes por millón, ppm)			
		4TMBP	4OP	4NP	Total
	Asturias León				
HD03023		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03024		<0.1	0.68	<0.1	0.68
HD03025		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03026		<0.1	0.67	<0.1	0.67
HD03027		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1

### País: Francia

Código de muestra	Lugar	Concentración de alquilfenoles (ug/g polvo, partes por millón, ppm)			
		4TMBP	4OP	4NP	Total
	Lille				
HD03043		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03045		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03047		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03049		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03050		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	Toulouse				
HD03052		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03053		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03054		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03055		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03061		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	Lyon				
HD03070		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03071		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03075		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03076		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03077		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1

## Alquilfenoles – análisis de muestras individuales

País: Francia (sigue)

Código de muestra	Lugar	Concentración de alquilfenoles (ug/g polvo, partes por millón, ppm)			
		4TMBP	4OP	4NP	Total
	<b>Nantes</b>				
HD03081		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03082		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03084		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03087		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03088		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	<b>París</b>				
HD03091		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03093		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03095		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03097		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03098		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	<b>Muestras individuales</b>				
HD03062	SP01	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03063	SP02	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03064	SP03	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03065	SP04	<0.1	<0.1	3.35	3.35
HD03058	SP05	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD03066	SP06	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1

## Alquilfenoles – análisis de muestras individuales

### País: Italia (Roma)

Código de muestra	Lugar	Concentración de alquilfenoles (ug/g polvo, partes por millón, ppm)			
		4TMBP	4OP	4NP	Total
	Italia Roma				
HD30036		<0.1	<0.1	0.22	0.22
HD30037		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD30038		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD30039		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HD30040		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1

### País: Eslovaquia

Código de muestra	Lugar	Concentración de alquilfenoles (ug/g polvo, partes por millón, ppm)			
		4TMBP	4OP	4NP	Total
	Eslovaquia				
Eslovaquia I	Suroeste	<0.1	<0.1	2.53	2.53
Eslovaquia II	Noroeste	<0.1	<0.1	1.27	1.27

# Compuestos organoestánicos – análisis de muestras individuales y compuestas

## País: España

País/Región	Concentración de compuestos organoestánicos ng/g polvo, partes por billón, ppb)								
	MBT	DBT	TBT	TeBT	MOT	DOT	TCHT	TPT	Total
<b>Alemania</b>									
<b>Muestra compuesta</b>	1400	255	13.4	<1	270	17.9	<1	<1	1956
<b>España</b>									
Madrid	563	273	7	<1	530	81.8	<1	<1	1455
Granada	449	67.7	5.31	<1	520	83.4	<1	<1	1125
Valencia	978	342	25.4	<1	577	35.7	<1	<1	1958
Asturias/León	699	132	32.3	<1	632	40.2	<1	<1	1536
Media	672	204	17.5	<1	565	60.3	<1	<1	1518
Mediana	631	202.5	16.2	<1	553.5	61	<1	<1	1495
<b>Francia</b>									
Lille	1290	149	49.8	<1	2550	1360	<1	<1	5399
Toulouse	6950	992	521	<1	322	21	<1	<1	8806
Lyon	1040	135	15.6	<1	141	<1	<1	<1	1332
Nantes	3800	1150	15.1	<1	10700	2490	<1	<1	18155
París	1910	292	11.6	<1	413	14.7	<1	<1	2641
HD03058 (SP05)	425	72.7	14.9	<1	136	7.9	<1	<1	657
HD03062 (SP01)	610	151	12.8	<1	140	14.2	<1	<1	928
HD03064 (SP03)	1310	49.8	3.1	<1	452	12.1	<1	<1	1827
Media	2167	373.9	80.5	<1	1857	490	<1	<1	4968
Mediana	1300	150	15	<1	367.5	14.5	<1	<1	2234
<b>Italia (Roma)</b>									
<b>Muestra compuesta</b>	917	317	11.6	<1	481	63.4	<1	<1	1790

## Pirorretardantes bromados – análisis de muestras individuales y compuestas

País/región	Concentración de congéneres de éteres difenil bromados (ng/g polvo, partes por billón, ppb)																
	Tri- 28	Tetra- 47	49	66	71	75	77	Penta- 85	99	100	119	Hexa- 138	153*	154	Hepta- 183	190	Deca- 209
Alemania																	
Muestra compuesta	<0.3	31	<0.1	<0.3	15	<0.3	<0.3	2.4	37	8.0	<0.3	<0.5	*	4.5	1.8	<2.3	2800
España																	
Madrid	0.7	13	0.4	0.9	12	<0.3	<0.3	<0.4	14	2.4	<0.3	<0.4	*	3.0	39	<2.1	430
Granada	<0.1	16	0.4	0.6	3.5	<0.3	<0.3	1.1	21	4.1	<0.3	<0.5	*	1.8	3.3	<2.3	420
Valencia	<0.3	13	<0.1	<0.3	4.8	<0.3	<0.3	1.1	16	3.3	<0.3	<0.4	*	1.5	4.8	<2.0	1700
Asturias/León	<0.3	11	0.1	<0.3	2.2	<0.3	<0.3	1.1	19	4.2	0.9	<0.4	*	1.8	1.7	<2.2	92
Media	<0.3	13.3	0.23	0.38	5.63	<0.3	<0.3	0.83	17.5	3.5	<0.3	<0.4	*	1.7	12.2	<2.2	660
Mediana	<0.3	13	0.25	0.3	4.15	<0.3	<0.3	1.1	17.5	3.7	<0.3	<0.4	*	.8	4.1	<2.2	425
Francia																	
Lille	0.3	41	<0.1	0.4	42	<0.3	<0.3	2.4	48	10	<0.3	<0.4	*	3.4	3.5	<2.1	500
Toulouse	0.3	73	0.3	0.5	16	<0.3	<0.3	4.3	78	17	0.7	<0.4	*	1.0	9.2	<2.2	1800
Lyon	<0.3	11	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	20	4.5	<0.3	<0.3	*	2.6	2.6	<0.3	3400
Nantes	0.1	32	0.3	<0.3	7.4	<0.3	<0.3	2.0	37	7.9	<0.3	<0.5	*	4.3	9.8	<2.4	300
París	0.2	13	0.2	<0.3	2.4	<0.3	<0.3	0.9	16	3.7	<0.3	<0.4	*	2.1	6.8	<2.1	340
HD03058 (SP05)	4.8	260	3.7	7.3	<0.4	<0.3	<0.3	43	720	92	<0.3	11	*	64	4.1	<2.2	69
HD03062 (SP01)	<0.3	7.3	<0.1	<0.3	12	<0.3	<0.3	<0.4	7.5	1.4	<0.3	<0.5	*	1.1	44	<2.3	140
HD03064 (SP03)	1.9	16	2.3	1.2	<0.5	<0.3	<0.3	<0.4	15	2.6	<0.3	<0.5	*	2.8	29	<2.4	800
Media	0.95	56.7	0.85	1.18	9.98	<0.3	<0.3	7.23	117.7	17.4	<0.3	1.38	*	11.5	13.6	<2.2	919
Mediana	0.25	24	0.25	<0.3	4.9	<0.3	<0.3	0.9	28.5	6.2	<0.3	<0.4	*	2.8	8.0	<2.2	420
Italia (Roma)																	
Muestra compuesta	<0.3	23	<0.1	<0.3	29	<0.3	<0.3	1.9	36	6.5	<0.3	2.3	*	6.5	62	<2.5	1600

## Pirorretardantes bromados – análisis de muestras individuales y compuestas (sigue)

País/Región	Concentración de congéneres de éteres difenil bromados (ng/g, ppb)							
	Bifenilos bromados (PBBs)					HBCD	TBBP-A	metil-T BBP-A
	BB-15	BB-49	BB-52	BB-101	BB-209			
<b>Alemania</b>								
<b>Muestra compuesta</b>	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<3	1200	*	<0.1
<b>España</b>								
<b>Madrid</b>	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<3	850	*	<0.1
<b>Granada</b>	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<3	190	*	<0.1
<b>Valencia</b>	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<3	250	*	<0.1
<b>Asturias/León</b>	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<3	200	*	<0.1
<b>Media</b>	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<3	373	*	<0.1
<b>Mediana</b>	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<3	225	*	<0.1
<b>Francia</b>								
<b>Lille</b>	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<3	1600	*	<0.1
<b>Toulouse</b>	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<3	830	*	<0.1
<b>Lyon</b>	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<3	470	*	<0.3
<b>Nantes</b>	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<3	660	*	<0.2
<b>París</b>	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<3	240	*	<0.1
<b>HD03058 (SP05)</b>	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<3	77	*	<0.1
<b>HD03062 (SP01)</b>	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<3	500	*	<0.1
<b>HD03064 (SP03)</b>	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<3	160	*	<0.2
<b>Media</b>	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<3	567	*	<0.1
<b>Mediana</b>	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<3	485	*	<0.1
<b>Italia (Roma)</b>								
<b>Muestra compuesta</b>	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<3	250	*	<0.2

\* - indica interferencias que imposibilitan la cuantificación imposible del BDE-153 y el TBBP-A

## Parafinas cloradas de cadena corta (PCCCs) análisis de muestras individuales y compuestas

País/región	Concentración de PCCCs (ug/g polvo, partes por millón, ppm)
<b>Alemania</b>	
Muestra compuesta	48
<b>España</b>	
Madrid	41
Granada	22
Valencia	28
Asturias/León	17
Media	27
Mediana	25
<b>Francia</b>	
Lille	30
Toulouse	35
Lyon	95
Nantes	49
París	43
HD03058 (SP05)	52
HD03062 (SP01)	48
HD03064 (SP03)	41
Media	49
Mediana	45
<b>Italia (Roma)</b>	
Muestra compuesta	34
<b>Eslovaquia</b>	
Eslovaquia I - Suroeste	24
Eslovaquia II - Noreste	66

# Anexo 2:

## Uso, distribución, peligros y controles existentes para los cinco grupos de sustancias investigados

### Los alquilfenoles y sus derivados (AFs, AFEs)

Los alquilfenoles son sustancias químicas no halogenadas fabricados casi exclusivamente para producir alquilfenoles etoxilados (AFE), un grupo de surfactantes no iónicos. Los AFEs más usados son los nonilfenoles etoxilados (NFEs) y, en menor grado, los octilfenoles etoxilados (OFEs). Una vez en contacto con el medio ambiente, los AFEs pueden degradarse de nuevo en AFs, que son persistentes, bioacumulativos y tóxicos para la vida acuática.

#### Usos

Los NFEs se han usado como surfactantes, emulsionantes, dispersantes o humectantes en varios usos de consumo e industriales. De las 77.000 toneladas que se usaron en Europa occidental en 1997, la mayor parte (casi un 30%) fue usada en productos de limpieza (detergentes) institucionales e industriales, aunque otros usos como los emulsionantes (11%), productos de acabados textiles (10%), de acabados del cuero (7%), como componentes de pesticidas y otros productos agrícolas (6%) y pinturas al agua (5%) fueron también significativos (OSPAR 2001). Una parte sustancial (16%, o más de 12000 toneladas) se usó en "otros mercados minoritarios" incluidos como ingredientes en cosméticos, champús y otros productos del cuidado personal) o no se consideraron. Se piensa que en esta última categoría se incluyen usos en pegamentos y selladores, aunque la información es muy limitada. Los derivados del NF también se usan como antioxidantes en algunos plásticos (Guenther *et al.* 2002).

Según se informa, los OFEs tienen una variedad de usos parecida a los NFEs, aunque hay menos datos fiables disponibles para este grupo (OSPAR 2001). Para ambos grupos, el grado en que las formas de uso puedan haber cambiado en los últimos 5 años no está bien documentado.

### Distribución medioambiental

Tanto los AFEs como los AFs (especialmente nonilfenol y sus derivados) se encuentran muy dispersos en agua dulce, en agua marina y en sedimentos, en los que estos compuestos persistentes se acumulan. Al ser vertidos al agua, los AFEs y los AFs se convierten también en componentes comunes en los lodos de aguas residuales, incluidos aquellos que se aplican a suelos.

La investigación de los niveles de acumulación en fauna es todavía muy limitada, aunque ha habido informes que indican niveles significativos en aves acuáticas y peces, aguas abajo de zonas de producción y/o uso de los AFEs. Se sabe que tanto NF como OF se acumulan en los tejidos de los peces y otros organismos, y se biomagnifican en la cadena alimentaria (OSPAR 2001).

Un estudio reciente demostró la presencia generalizada de NF en varios productos alimenticios en Alemania (Guenther *et al.* 2002), aunque las consecuencias de la exposición humana no se han evaluado a fondo aún.

El alcance y las consecuencias de la exposición directa relacionada con el uso en productos de consumo también están vagamente descritas, aunque recientemente los residuos de NF y OF se han encontrado como contaminantes en el polvo doméstico (Butte y Heinzow 2002).

### Peligros

El principal peligro asociado con los AFEs es resultado de su degradación parcial en etoxilatos de cadena más corta y en los AFs de los que derivan (es decir, NF y OF), que son tóxicos para los organismos acuáticos. La evaluación del riesgo de nonilfenol de la UE identificó riesgos significativos a través de los usos actuales de NFE para el medio acuático, la tierra y los organismos mayores por medio de intoxicaciones secundarias (es decir, resultantes de la acumulación de NF dentro de la cadena alimentaria, OSPAR 2001).

En relación a la exposición humana por medio del uso de productos de consumo, el Comité Científico de la Toxicidad, la Ecotoxicidad y el Medio Ambiente (en inglés, CSTE) de la UE concluyó, entre otras cosas, que:

**"la falta grave de datos evaluados sobre NF en relación con la producción y el uso de este compuesto y sus derivados hace que la evaluación de la exposición tanto ocupacional como de consumo sea incierta".**

El peligro más conocido relacionado con los AFs (tanto NF como OF) es sin duda su actividad estrogénica, es decir, su capacidad de simular hormonas estrógenicas naturales. Esto puede llevar a una alteración del desarrollo sexual en algunos organismos, sobre todo la feminización de los peces (Jobling *et al.* 1995, 1996). Es un factor que se considera que ha contribuido de forma significativa a los cambios generalizados en el desarrollo sexual y en la fertilidad de los peces en los ríos del Reino Unido (Jobling *et al.* 2002). Atienzar *et al.* (2002) acaba de describir los efectos directos de NF en la función y estructura del ADN en las larvas de percebes, un mecanismo que puede ser responsable de los efectos de disrupción hormonal observados en otros organismos.

Los peligros para la salud humana no están aún muy claros, aunque en estudios recientes se han destacado aquellos aspectos directamente relevantes para los humanos. Por ejemplo, Chitra *et al.* (2002) y Adeoya-Osiguwa *et al.* (2003) describen los efectos en la función espermática en mamíferos, mientras que también se ha documentado recientemente el daño en el ADN de linfocitos humanos (Harreus *et al.* 2002).

## Controles existentes

En 1998, la reunión ministerial de OSPAR marcó el objetivo de cese de los vertidos, emisiones y liberaciones de todas aquellas sustancias peligrosas para el medio ambiente marino para el año 2020 (el objetivo de cese en "una generación") e incluyó los NF/NFE en la lista prioritaria de sustancias químicas para su eliminación a fin de alcanzar tal objetivo (OSPAR 1998). Desde entonces, se ha incluido NF como una "sustancia peligrosa prioritaria" bajo la Directiva marco de Agua. Se exigirán medidas de acción en todo Europa para prevenir el vertido de NF al agua en los próximos 20 años (UE 2001). Se está considerando incluir a los OF/OFE como sustancias prioritarias en esta Directiva marco de Agua.

Sin embargo, los peligros medioambientales globalmente reconocidos presentados por los AF/AFE ya han llevado a restringir parte de su uso. Cabe destacar en el contexto europeo la Recomendación que aprobó la Comisión de París (actualmente parte de la Comisión OSPAR) en 1992, que solicitaba la retirada progresiva de los NFE de los agentes de limpieza doméstica para el año 1995 y de los agentes de limpieza industrial para el año 2000 (PARCOM 1992). Sin embargo, no está claro en qué grado ha sido efectiva tal medida.

Como se ha señalado antes, la evaluación de los riesgos llevada a cabo bajo el sistema de la UE ha concluido que, para NF, es necesario que se establezcan más reducciones del riesgo en algunas áreas, aunque se están debatiendo propuestas para las restricciones en la comercialización y uso de NF y de sus derivados. Al mismo tiempo, hay muy poca información sobre los actuales usos de NF, OF y sus derivados en los productos de consumo y, en consecuencia, sobre nuestra exposición directa a ellos.

## Referencias

- Adeoya-Osiguwa, S.A., Markoulaki, S., Pocock, V., Milligan, S.R. & Fraser, L.R. (2003) 17-beta-estradiol and environmental estrogens significantly effect mammalian sperm function. *Human Reproduction* 18(1): 100-107
- Atienzar, F.A., Billinghamurst, Z. & Depledge, M.H. (2002) 4-n-nonylphenol and 17-beta-estradiol may induce common DNA effects in developing barnacle larvae. *Environmental Pollution* 120(3) 735-738
- Butte, W. & Heinzow, B. (2002) Pollutants in house dust as indicators of indoor contamination. *Reviews in Environmental Contamination and Toxicology* 175: 1-46
- Chitra, K.C., Latchoumycandane, C. & Mathur, P.P. (2002) Effect of nonylphenol on the antioxidant system in epididymal sperm of rats. *Archives of Toxicology* 76(9): 545-551
- CSTE (2001) EC Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment, Opinion on the results of the Risk Assessment of: 4-NONYLPHENOL (Branched) AND NONYLPHENOL - Report version (Human Health effects) : November 2000. Opinion expressed at the 22nd CSTE plenary meeting, Brussels, 6/7 March 2001: [http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/sct/out91\\_en.html](http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/sct/out91_en.html)
- EU (2001) Decision No 2455/2001/EC of the European Parliament and of the Council of 20 November 2001 establishing the list of priority substances in the field of water policy and amending Directive 2000/60/EC, Official Journal L 249 , 17/09/2002: 27-30
- Guenther, K., Heinke, V., Thiele, B., Kleist, E., Prast, H. & Raecker, T. (2002) Endocrine disrupting nonylphenols are ubiquitous in food. *Environmental Science and Technology* 36(8): 1676-1680
- Harreus, U.A., Wallner, B.C., Kastenbauer, E.R. & Kleinsasser, N.H. (2002) Genotoxicity and cytotoxicity of 4-nonylphenol ethoxylate on lymphocytes as assessed by the COMET assay. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 82(6): 395-401
- Jobling, S., Coey, S., Whitmore, J.G., Kime, D.E., van Look, K.J.W., McAllister, B.G., Beresford, N., Henshaw, A.C., Brighty, G., Tyler, C.R. & Sumpter, J.P. (2002) Wild intersex roach (*Rutilus rutilus*) have reduced fertility. *Biology of Reproduction* 67(2): 515-524
- Jobling, S., Reynolds, T., White, R., Parker, M.G. & Sumpter, J.P. (1995) A variety of environmentally persistent chemicals, including some phthalate plasticizers, are weakly estrogenic. *Environmental Health Perspectives* 103(6): 582-587
- Jobling, S., Sheahan, D., Osborne, J.A., Matthiessen, P. & Sumpter, J.P. (1996) Inhibition of testicular growth in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to estrogenic alkylphenolic chemicals. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15(2): 194-202
- OSPAR (1998) OSPAR Strategy with Regard to Hazardous Substances, OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, OSPAR 98/14/1 Annex 34
- OSPAR (2001) Nonylphenol/nonylphenolethoxylates, OSPAR Priority Substances Series, OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, OSPAR Commission, London, ISBN 0-946956-79-0: 18 pp.
- PARCOM (1992) PARCOM Recommendation 92/8 on nonylphenol-ethoxylates, OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, OSPAR Commission, London: 1 p.

## Pirorretardantes bromados

Los pirorretardantes bromados son un variado grupo de compuestos organobromados que se usan para prevenir la combustión o retrasar la propagación de las llamas en varios de plásticos, tejidos y otros materiales. Aunque se dice que más de 70 compuestos o grupos bromados se usan como pirorretardantes (Lassen *et al.* 1999), hay tres grupos químicos que dominan el uso actual: los éteres difenilos polibromados (conocidos como PBDEs), el hexabromociclododecano (HBCD), los bisfenoles bromados (sobre todo tetrabromobisfenol A, TBBP-A).

### Usos

Los pirorretardantes bromados se usan en una amplia selección de productos de consumo y productos industriales incluidos en aparatos eléctricos y electrónicos, vehículos, alumbrado e instalación eléctrica, textiles (incluidas, por ejemplo, moquetas y cortinas) y materiales de embalaje o aislantes (especialmente poliestireno) (Lassen *et al.* 1999). PBDEs y HBCD se usan como aditivos, mientras que TBBP-A es más comúnmente usado como reactivo, está por eso más fuertemente unido a los polímeros en los que está incorporado. De todas formas, también existen algunos usos como aditivo del TBBP-A.

Quedan tres PBDEs en uso en la UE: los pentaBDE, octaBDE y decaBDE. El uso en Europa de esos aditivos en 1999 se estimó en 210, 450 y 7500 toneladas respectivamente (OSPAR 2001), siendo decaBDE (también conocido como BDE-209) el que fue, con mucho, el más usado y con usos más diversos. En ese mismo año, el uso de HBCD en la UE fue de 9200 toneladas, alrededor de un 85% se usó en paneles rígidos de poliestireno para el aislamiento de edificios (OSPAR 2001). La producción de TBBP-A está aumentando en todo el mundo; en la UE el uso estimado para 1999 ascendió a 13800 toneladas (BSEF 2000). Otro grupo, los bifenilos polibromados (PBBs) ya no se producen en Europa, aunque sin duda quedan cantidades considerables en productos importados o ya existentes y en residuos.

### Distribución medioambiental

La mayoría de los pirorretardantes bromados son sustancias químicas persistentes en el medio ambiente. Algunos, en especial los pentaBDE, son altamente bioacumulativos pero todos ellos son biodisponibles y pueden ser medidos en tejidos de fauna y humanos. De hecho, su producción ha llevado a su extendida y, en algunos casos, creciente presencia en el medio ambiente.

Aunque los primeros informes sobre su presencia en la fauna se remontan a principios de los 80, la naturaleza generalizada de la contaminación de PBDEs no fue reconocida hasta principios de los 90 (Sellström *et al.* 1993, Jansson *et al.* 1993). Desde entonces, se han mencionado los PBDEs en casi todos los medios naturales, incluidos los sedimentos (Allchin *et al.* 1999), los peces de agua dulce y de mar (Asplund *et al.* 1999a, b) e incluso ballenas de los océanos profundos y el Ártico (de Boer *et al.* 1998, Stern y Ikonomou 2000). Hay menos información sobre los otros pirorretardantes bromados en usos comunes, en parte debido a dificultades analíticas, aunque recientes estudios sugieren que la contaminación de HBCD podría ser también un fenómeno generalizado (Allchin y Morris 2002).

Se ha comunicado también que los PBDEs son contaminantes comunes en los humanos, incluyendo los informes de Suecia, España, Finlandia y Norteamérica (Lindstrom *et al.* 1997, Meneses *et al.* 1999, Strandman *et al.* 1999, She *et al.* 2000). Las concentraciones de PBDEs en leche materna y en sangre humana demuestran la existencia de una tendencia al aumento en las dos últimas décadas (Meironyte *et al.* 1999, Thomsen *et al.* 2002), y hay algunas pruebas de esta tendencia al alza también en el caso de TBBP-A. La presencia de deca-BDE en suero humano, a pesar de su gran tamaño molecular, demuestra su biodisponibilidad. Aunque es probable que la principal ruta de exposición sea a través de los alimentos (sobre todo para los PBDEs, más bioacumulativos), es también probable que otras fuentes de exposición sean significativas, incluido el contacto directo con los productos que usan pirorretardantes.

PBDEs, HBCD y TBBP-A han sido detectados en ambientes interiores y/o en el polvo del lugar de trabajo (Sjödin *et al.* 2001, Jakobsson *et al.* 2002) y, hasta cierto punto, las concentraciones en sangre se relaciona con, por ejemplo, el contacto con los ordenadores en un ambiente de oficina (Hagmar 2000). En nuestros anteriores estudios de los niveles de contaminantes en el polvo de edificios parlamentarios por toda Europa, señalamos la presencia de PBDEs, HBCD y TBBP-A, con los decaBDE y HBCD normalmente presentes en más alta concentración (llegando al orden de ppm, Leonards *et al.* 2001).

### Peligros

Como se ha señalado antes, los pirorretardantes bromados son, por lo general, sustancias químicas altamente persistentes, algunas de las cuales son también altamente bioacumulativas y todas ellas biodisponibles. Aunque se están aclarando gradualmente sus mecanismos de

toxicidad, su toxicidad a largo plazo, a dosis bajas, queda vagamente descrita.

Mientras que se considera que su toxicidad aguda es baja, una exposición crónica (especialmente intrauterina) ha mostrado que afecta al desarrollo cerebral y óseo de ratas (Eriksson *et al.* 1999), lo que a su vez puede llevar a efectos neurológicos permanentes (Eriksson *et al.* 2001). Se ha señalado que los metabolitos comunes de los PBDEs, como TBBP-A, obstaculizan la unión de las hormonas tiroideas (Meerts *et al.* 1998, 2001), aumentando los diversos efectos potenciales en el crecimiento y desarrollo. Helleday *et al.* (1999) informan sobre los efectos genotóxicos de los PBDEs y HBCD en cultivos de células de mamíferos.

Independientemente de la forma química de los piroretardantes bromados usados, la incineración de los residuos que contienen tales compuestos contribuye a la formación de dioxinas bromadas y furanos, que presentan toxicidades equivalentes a sus homólogos clorados (IPCS 1998).

## Controles existentes

Se tiene constancia, desde hace tiempo, de los peligros para el medio ambiente y la salud humana de los piroretardantes bromados. En 1998, la Reunión Ministerial de OSPAR marcó el objetivo de cese de los vertidos, emisiones y liberaciones de todas aquellas sustancias peligrosas para el medio ambiente marino para el año 2020 (el objetivo de cese en "una generación") e incluyó los piroretardantes bromados en la lista prioritaria de sustancias químicas para su eliminación a fin de alcanzar tal objetivo (OSPAR 1998). Desde entonces, OSPAR ha evaluado oportunidades de acción para los PBDEs y HBCD, pero está esperando el resultado de las valoraciones en la UE antes de desarrollar medidas específicas (OSPAR 2001). El trabajo relacionado con TBBP-A dentro de OSPAR permanece en curso.

Bajo el Programa de Sustancias Existentes de la UE, las evaluaciones de riesgo ya están completas para dos de los tres PBDEs de uso común, penta- y octa-BDE (véase, por ejemplo, CE 2001) y se ha llegado a un acuerdo sobre las prohibiciones en toda Europa en la comercialización y el uso de ambas sustancias (UE 2003). Aunque todavía quedan algunos vacíos importantes de información para poder completar la evaluación de deca-BDE, los estados miembros de la UE han acordado que las medidas de reducción del riesgo deberían ser "conside-

radas sin dilación" y desarrollarse paralelamente (CE 2002a).

Incluso antes de la finalización de estas evaluaciones, la retirada progresiva de los PBDEs de equipos eléctricos y electrónicos para el año 2006 ya se han acordado bajo la Directiva residuos de aparatos eléctricos y electrónicos/ restricciones a la utilización de determinadas sustancias peligrosas (CE 2002b), que entró en vigor este año. Sin embargo, su presencia en equipos anteriores continuará siendo un problema para el control de sus residuos por cierto tiempo.

Debido a su alta persistencia y tendencia a la bioacumulación, se ha propuesto que el penta-BDE se clasifique como una "sustancia peligrosa prioritaria" bajo la Directiva marco de Agua (UE 2001), aunque está aún a debate. Al mismo tiempo, el penta-BDE se está considerando en una monografía (Peltola y Ylä-Mononen 2001) para ser añadido a la lista de Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs) prioritarios bajo el Convenio de Estocolmo de 2001, auspiciado por la UNEP.

A nivel nacional, Suecia ha propuesto durante varios años la retirada progresiva de los PBBs y PBDEs de todas las aplicaciones (KEMI 1999). Hace poco, el gobierno noruego adoptó un plan de acción para tratar los piroretardantes bromados que incluye, entre otras cosas, propuestas para la prohibición de penta, octa- y deca-BDE y un seguimiento exhaustivo de HBCD y TBBP-A (SFT 2003). Pero aun cuando las prohibiciones nacionales y/o regionales entren en vigor, existirá un legado importante de todos los piroretardantes bromados que permanecerán en productos aún en uso y/o en sus residuos.

## Referencias

- Allchin, C. & Morris, S. (2002) The determination and occurrence of three groups of brominated flame retardants (polybrominated diphenyl ethers, tetrabromobisphenol A and hexabromocyclododecane) in samples of aquatic origin from the UK. In: Readman, J.; Worsfold, P., eds. Proceedings of ISEAC 32, International Symposium on the Environment and Analytical Chemistry, Plymouth, 17-20 June 2002: 15
- Allchin, C.R., Law, R.J. & Morris, S. (1999) Polybrominated diphenylethers in sediments and biota downstream of potential sources in the UK. *Environmental Pollution* 105: 197-207
- Asplund, L., Athanasiadou, M., Sjödin, A., Bergman, Å. & Borjeson, H. (1999b) Organohalogen substances in muscle, egg and blood from healthy Baltic salmon (*Salmo salar*) and Baltic salmon that produced offspring with the M74 syndrome. *Ambio* 28(1): 67-76
- Asplund, L., Hornung, M., Peterson, R.E, Turesson, K. & Bergman, Å. (1999a) Levels of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in fish from the Great Lakes and Baltic Sea. *Organohalogen Compounds* 40:351-354
- BSEF (2000) An introduction to brominated flame retardants, Bromine Science and Environment Forum, Brussels, July 2000: 29 pp. <http://www.ebfrip.org/download/weeeqa.pdf>
- de Boer, J., Wester P.G., Klamer H.J.C., Lewis, W.E. & Boon J.P. (1998) Do flame retardants threaten ocean life? *Nature* 394 (2 July): 28-29
- EC (2001) European Union Risk Assessment Report, diphenyl ether, pentabromo derivative ether, 1st Priority List, Volume 5, EUR 19730 EN: 293 pp.
- EC (2002a) European Union Risk Assessment Report, bis(pentabromophenyl) ether, 1st Priority List, Volume 17, EUR 20402 EN: 294 pp.
- EC (2002b) European Community Common Position (EC) No 19/2002 of 4 December 2001 adopted by the Council, acting in accordance with the procedure referred to in Article 251 of the Treaty establishing the European Community, with a view to adopting a Directive of the European Parliament and of the Council on the restrictions of the use of certain hazardous substances in electrical and electronic equipment (RoHS). *Official Journal of the European Communities*, 2002 /C 90/E, Vol. 45: 12-18
- Eriksson, P., Viberg, H., Ankarberg, E., Jakobsson, E., Örn, U. & Fredriksson, A. (2001) Polybrominated diphenylethers (PBDEs): a novel class of environmental neurotoxicants in our environment. In: Asplund, L.; Bergman, Å.; de Wit, C., *et al.* eds. Proceedings of the Second International Workshop on Brominated Flame Retardants, BFR 2001, Stockholm, May 14-16 2001: 71-73
- Eriksson, P., Viberg, H., Jakobsson, E., Örn, U. & Fredriksson, A. (1999) PBDE, 2,2',4,4',5-pentabromodiphenyl ether, causes permanent neurotoxic effects during a defined period of neonatal brain development. *Organohalogen Compounds* 40: 333-336
- EU (2001) Decision No 2455/2001/EC of the European Parliament and of the Council of 20 November 2001 establishing the list of priority substances in the field of water policy and amending Directive 2000/60/EC, *Official Journal L* 249 , 17/09/2002: 27-30
- EU (2003) Directive 2003/11/EC of the European Parliament and of the Council of 6 February 2003 amending for the 24th time Council Directive 76/769/EEC relating to restrictions on the marketing and use of certain dangerous substances and preparations (pentabromodiphenyl ether, octabromodiphenyl ether), *Official Journal L* 42, 15.02.2003: 45-46
- Hagmar, L., Jakobsson, K., Thuresson, K., Rylander, L., Sjödin, A. & Bergman, Å. (2000) Computer technicians are occupationally exposed to polybrominated diphenyl ethers and tetrabromobisphenol A. *Organohalogen Compounds* 47: 202-205
- Helleday, T., Tuominen, K.L., Bergman, Å. & Jenssen, D. (1999) Brominated flame retardants induce transgenic recombination in mammalian cells. *Mutation Research – Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis* 439(2): 137-147
- Ikononou, M.G., Rayne, S. & Addison, R.F. (2002) Exponential increases of the brominated flame retardants, polybrominated diphenyl ethers, in the Canadian Arctic from 1981 to 2000. *Environmental Science and Technology* 36(9): 1886-1892
- IPCS (1998) Polybrominated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans, *Environmental Health Criteria*, No. 205, International Programme on Chemical Safety, UNEP/ILO/WHO, ISBN 92 4 157205 1: 303 pp.
- Jakobsson, K., Thuresson, K., Rylander, L., Sjödin, A., Hagmar, L. & Bergman, Å. Exposure to polybrominated diphenyl ethers and tetrabromobisphenol A among computer technicians. *Chemosphere* 46(5): 709-716
- Jansson, B., Andersson, R., Asplund, L., Litzen, K., Nylund, K., Sellström, U., Uvemo, U.-B., Wahlberg, C., Wideqvist, U., Odsjö, T. & Olsson, M. (1993) Chlorinated and brominated persistent organic compounds in biological samples from the environment. *Environmental Toxicology and Chemistry* 12(7): 1163-1174

- KEMI (1999) Phase-out of PBDEs and PBBs: Report on a Governmental Commission, The Swedish National Chemicals Inspectorate, 15th March 1999: 34 pp.
- Lassen, C., Lokke, S. & Hansen, L.I. (1999) Brominated Flame Retardants: substance flow analysis and substitution feasibility study. Danish Environmental Protection Agency Environmental Project No. 494, Copenhagen, ISBN 87-7909-415-5: 240 pp.
- Leonards, P.E.G., Santillo, D., Brigden, K., van der Ween, I., Hesseltingen, J.v., de Boer, J. & Johnston, P. (2001) Brominated flame retardants in office dust samples. In: Asplund, L.; Bergman, Å.; de Wit, C., *et al.* eds. Proceedings of the Second International Workshop on Brominated Flame Retardants, BFR 2001, Stockholm, May 14-16 2001: 299-302
- Lindstrom, G., van Bavel, B., Hardell, L. & Liljegren, G. (1997) Identification of the flame retardants polybrominated diphenyl ethers in adipose tissue from patients with non-Hodgkin's lymphoma in Sweden. *Oncology Reports* 4(5): 999-1000
- Meerts, I.A.T.M., Letcher, R.J., Hoving, S., Marsh, G., Bergman, Å., Lemmen, J.G., van der Burg, B. & Brouwer, A. (2001) In vitro estrogenicity of polybrominated diphenyl ethers, hydroxylated PBDEs and polybrominated bisphenol A compounds. *Environmental Health Perspectives* 109(4): 399-407
- Meerts, I.A.T.M., Marsh, G., van Leeuwen-Bol, I., Luijckx, E.A.C., Jakobsson, E., Bergman, Å. & Brouwer, A. (1998) Interaction of polybrominated diphenyl ether metabolites (PBDE-OH) with human transthyretin in vitro. *Organohalogen Compounds* 37: 309-312
- Meironyte, D., Noren, K. & Bergman, Å. (1999) Analysis of polybrominated diphenyl ethers in Swedish human milk. A time-related trend study, 1972-1997. *Journal of Toxicology and Environmental Health - Part A* 58(6): 329-341
- Meneses, M., Wingfors, H., Schuhmacher, M., Domingo, J.L., Lindstrom, G. & von Bavel, B. (1999) Polybrominated diphenyl ethers detected in human adipose tissue from Spain. *Chemosphere* 39(13): 2271-2278
- OSPAR (1998) OSPAR Strategy with Regard to Hazardous Substances, OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, OSPAR 98/14/1 Annex 34
- OSPAR (2001) Certain Brominated Flame Retardants – Polybrominated Diphenylethers, Polybrominated Biphenyls, Hexabromocyclododecane, OSPAR Priority Substances Series, OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, OSPAR Commission, London: 25pp.
- Peltola, J. & Ylä-Mononen, L. (2001) Pentabromodiphenyl ether as a global POP. *TemaNord* 2001:579, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, ISBN 92-893-0690-4: 78 pp.
- Sellström, U., Jansson, B., Kierkegaard, A., de Wit, C., Odsjö, T. & Olsson, M. (1993) Polybrominated diphenyl ethers (PBDE) in biological samples from the Swedish environment. *Chemosphere* 26(9): 1703-1718
- SFT (2003) Norwegian Pollution Control Authority Press Release, <http://www.sft.no/english/news/dbafile8520.html>.
- She, J., Winkler, J., Visita, P., McKinney, M. & Petreas, M. (2000) Analysis of PBDEs in seal blubber and human breast adipose tissue samples. *Organohalogen Compounds* 47: 53-56
- Sjödin, A., Carlsson, H., Thuresson, K., Sjölin, S., Bergman, Å. & Ostman, C. (2001) Flame retardants in indoor air at an electronics recycling plant and at other work environments. *Environmental Science and Technology* 35(3): 448-454
- Strandman, T., Koistinen, J., Kiviranta, H., Vuorinen, P.J., Tuomisto, J. & Vartiainen, T. (1999) Levels of some polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in fish and human adipose tissue in Finland. *Organohalogen Compounds* 40:355-358
- Thomsen, C., Lundanes, E. & Becher, G. (2002) Brominated flame retardants in archived serum samples from Norway: A study on temporal trends and the role of age. *Environmental Science and Technology* 36(7): 1414-1418
- UNEP (2001) United Nations Environment Programme, Final Act of the Conference of Plenipotentiaries on the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, UNEP/POPS/CONF/4, 5 June 2001: 44 pp.

# Compuestos organoestánicos

Son compuestos orgánicos que contienen al menos un enlace carbono-estaño. El más conocido es, con mucho, el tributilestaño (TBT) que, como resultado de su uso generalizado en pinturas anti-incrustantes para barcos, ha generado de forma extensiva, variaciones en el desarrollo sexual de los caracoles marinos. Sin embargo, hay otros compuestos organoestánicos que son de uso común, en particular, mono- y dibutilestaño (MBT, DBT), octilestaño (MOT, DOT) y trifenilestaño (TPT).

## Usos

Como se ha señalado antes, TBT se ha usado durante muchos años como un agente anti-incrustante en pinturas de barcos. Su uso en pequeñas embarcaciones está prohibido en muchos países desde hace más de 10 años, a raíz de los impactos devastadores en poblaciones de ostras y otros moluscos marinos (Santillo *et al.* 2001a). Su uso está todavía permitido en embarcaciones mayores, aunque está sujeto a una eliminación progresiva.

Aunque las pinturas anti-incrustantes han representado la mayoría del TBT usado, este compuesto se usa también como agente anti-hongos en algunos productos de consumo como moquetas, alfombras, textiles, y suelos de PVC (Allsopp *et al.* 2000, 2001). Los que más abundan en los productos de consumo son, sin embargo, MBT y DBT, usados como estabilizantes al calor en productos de PVC tanto rígidos (tuberías, paneles) como blandos (materiales para el revestimiento de paredes, cortinas, alfombras, suelos, juguetes) y en ciertas aplicaciones de revestimiento de cristales (Matthews 1996). El PVC representa aproximadamente dos terceras partes del consumo global de estos compuestos (Sadiki y Williams 1999), y puede comprender hasta un 2% del peso del producto final. También se usan como estabilizadores de PVC el monobutilestaño y el dioctilestaño (MOT, DOT), principalmente en aplicaciones que conlleven un contacto con comida. Kawamura *et al.* (2000) señalaron concentraciones del orden de g/kg en contenedores fabricados con PVC. Según cifras industriales ([www.orte-pa.org](http://www.orte-pa.org)) en 1995 se usaron unas 15.000 toneladas de compuestos organoestánicos en PVC en Europa.

## Distribución medioambiental

Gran parte del estudio que describe la distribución medioambiental de los compuestos organoestánicos se ha centrado, comprensiblemente, en la propagación del

TBT y sus derivados (incluido el DBT) en el medio ambiente marino. El uso global de pinturas anti-incrustantes con TBT ha provocado una contaminación a escala global. La persistencia relativa de compuestos de butilestaño junto a su afinidad por tejidos biológicos ha desencadenado la presencia generalizada en peces, focas, ballenas y delfines en las zonas marinas más importantes (Iwata *et al.* 1995, Kannan *et al.* 1996, Ariese *et al.* 1998).

Existe menos información disponible sobre la distribución de los compuestos organoestánicos en otros medios naturales. En uno de los pocos estudios que se han llevado a cabo, Takahashi *et al.* (1999) informaron sobre la presencia de residuos de butilestaño en el hígado de los monos y otros mamíferos en Japón así como en hígado de humanos, y sugirieron que los usos en los productos de consumo pueden representar una importante fuente de exposición. La presencia de compuestos organoestánicos en una amplia variedad de productos de construcción y de consumo, sobre todo en los productos PVC, se ha comentado anteriormente. Está reconocido desde hace tiempo que los estabilizadores de butilestaño pueden migrar de tales productos durante su uso corriente (Sadiki y Williams 1999).

Un estudio reciente en Alemania señaló como motivo de preocupación, la presencia de niveles comparativamente altos de TBT y otros compuestos organoestánicos en suelos de PVC (Oeko-Test 2000). Los datos de Allsopp *et al.* (2000, 2001) para moquetas y suelos de PVC de venta en el Reino Unido confirman el uso cotidiano de estos compuestos en el revestimiento de suelos, a veces en concentraciones muy elevadas (hasta 0,57 g/kg de DBT en PVC, 0,047 g/kg de TBT en fibras de moqueta). Tales usos contribuyen sin duda a la extendida presencia de compuestos de organoestaño en el polvo de las casas (por ejemplo, Santillo *et al.* 2001b).

## Peligros

Se sabe que los compuestos organoestánicos son tóxicos a niveles relativamente bajos de exposición, no sólo en los invertebrados marinos sino también en los mamíferos. En los invertebrados marinos, el TBT es normalmente más tóxico que el DBT, que a su vez es más tóxico que el MBT (Cima *et al.* 1996). Sin embargo, esto no es siempre así, ya que el DBT es más tóxico que el TBT para algunos sistemas enzimáticos (Bouchard *et al.* 1999, Al-Ghais *et al.* 2000). En peces, el DBT es frecuentemente un tóxico más potente que el TBT (O'Halloran *et al.* 1998) con el sistema inmunitario como diana biológica.

Se ha comprobado que los compuestos organoestánicos tienen propiedades inmunotóxicas y teratogénicas también en mamíferos (Kergosien and Rice 1998), el DBT presenta aquí de nuevo mayor toxicidad que el TBT (Ema *et al.* 1995, De Santiago y Aguilar- Santelises 1999). El DBT es neurotóxico para mamíferos (Eskes *et al.* 1999). Ema *et al.* (1996, 1997) demostraron la importancia del momento concreto de exposición al DBT en el desarrollo de defectos en embriones de ratas. Recientemente, Kumasaka *et al.* (2002) han descrito efectos tóxicos en el desarrollo testicular en ratones.

La importancia de la exposición humana a compuestos organoestánicos a través del consumo de marisco contaminado han llevado a considerar la inmunotoxicidad en humanos de estos compuestos como un efecto parámetro (Belfroid *et al.* 2000). Aunque el marisco continúa siendo probablemente la fuente predominante de exposición a compuestos organoestánicos para muchos consumidores, la exposición a través de productos de consumo que los contienen o del polvo de la casa puede ser también significativa.

## Controles existentes

Hasta ahora, los controles legislativos sobre los compuestos organoestánicos se han centrado especialmente en el TBT presente en pinturas anti-incrustantes. A una serie de prohibiciones nacionales sobre su uso en embarcaciones pequeñas que empezaron en Francia y el Reino Unido, le siguió una prohibición a nivel europeo en embarcaciones de menos de 25 m de eslora, en 1991 (Evans 2000). Recientemente, la Organización Marítima Internacional (OMI) ha acordado la retirada global progresiva de todas las aplicaciones de TBT (a partir de enero de 2003) y la presencia de TBT en barcos (a partir de 2008) bajo su Convenio sobre sistemas anti-incrustantes dañinos (véase [www.imo.org](http://www.imo.org)). La primera de estas fechas límite ha sido traspuesta recientemente a la ley de la UE (UE 2002a).

Al mismo tiempo, y a pesar de la toxicidad para los mamíferos señalada anteriormente, el TBT se sigue utilizando como aditivo en algunos productos de consumo, y también se siguen utilizando para los butilestaños y octilestaños. Los compuestos organoestánicos no pueden utilizarse en prendas de vestir si estas quieren obtener una "eco-etiqueta" en la UE (UE 2002b) pero, aparte de este factor, no hay restricciones de uso a menos que los materiales y productos tratados se usen en contacto con el agua. Esto ocurre a pesar de que el TBT se encuentra clasificado como "perjudicial en contacto con la piel, tóxico si se ingiere, irritante para los

ojos y la piel" y como una sustancia que presenta un "peligro de daño grave para la salud si se da una exposición prolongada a través de la inhalación o si se ingiere" en la Directiva de Etiquetado de la UE.

En el año 2001, Alemania informó a la Comisión Europea de su intención de introducir controles más estrictos en el uso de compuestos organoestánicos en los productos de consumo. Sin embargo, la Comisión rechazó tales controles calificándolos de "inadmisibles" (CE 2002).

En 1998, la Reunión Ministerial de OSPAR marcó el objetivo de cese de los vertidos, emisiones y liberaciones de todas aquellas sustancias peligrosas para el medio ambiente marino para el año 2020 (el objetivo de cese en "una generación") e incluyó los compuestos organoestánicos en la lista prioritaria de sustancias químicas para su eliminación a fin de alcanzar tal objetivo (OSPAR 1998).

En un principio, la medida que adoptó OSPAR se centró en la consecución del Convenio de la OMI sobre Sistemas Anti-incrustantes Dañosos (OSPAR 2000). En 2001, OSPAR empezó a considerar la posibilidad de tomar medidas considerando otros usos y otros compuestos organoestánicos, incluido el uso generalizado de los estabilizantes de butilestaño aunque, hasta el momento, no se han propuesto más medidas

## Referencias

- Al-Ghais, S.M. & Ahmad, A.B. (2000) Differential inhibition of xenobiotic-metabolizing carboxylesterases by compuestos organoestánicos in marine fish. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 46(3): 258-264
- Allsopp, A., Santillo, D. & Johnston, P. (2001) Hazardous chemicals in carpets. Greenpeace Research Laboratories Technical Note 01/2001, January 2001: 14 pp. [published under cover title "Poison Underfoot: Hazardous Chemicals in PVC Flooring and Hazardous Chemicals in Carpets, ISBN 90-73361-68-0]
- Allsopp, M., Santillo, D. & Johnston, P. (2000). Hazardous chemicals in PVC flooring. Greenpeace Research Laboratories Technical Note 14/00, November 2000: 10 pp. [published under cover title "Poison Underfoot: Hazardous Chemicals in PVC Flooring and Hazardous Chemicals in Carpets, ISBN 90-73361-68-0]
- Ariese, F., van Hattum, B., Hopman, G., Boon, J. & ten Hallers-Tjabbes, C. (1998) Butyltin and phenyltin compounds in liver and blubber samples of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) stranded in the Netherlands and Denmark.. Institute for Environmental Studies, Vrije Universiteit, Amsterdam, Report W98-04, March 1998
- Belfroid, A.C., Purporhart, M. & Ariese, F. (2000) Organotin levels in seafood. *Marine Pollution Bulletin* 40(3): 226-232
- Bouchard, N., Pelletier, E. & Fournier, M. (1999) Effects of butyltin compounds on phagocytic activity of hemocytes from three marine bivalves. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18(3): 519-522
- Cima, F., Ballarin, L., Bressa, G., Martinucci, G. & Burighel, P. (1996) Toxicity of organotin compounds on embryos of a marine invertebrate (*Styela plicata*; Tunicata). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 35(2): 174-182
- de Santiago, A. & Aguilar-Santelises, M. (1999) Organotin compounds decrease in vitro survival, proliferation and differentiation of normal human B lymphocytes. *Human and Experimental Toxicology* 18(10): 619-624
- EC (2002) Commission Decision 2001/570/EC of 13 July 2001 on draft national provisions notified by the Federal Republic of Germany on limitations on the marketing and use of organostannic compounds. *Official Journal L* 202, 27/07/2001: 37-45
- Ema, M., Harazono, A., Miyawakai, E. & Ogawa, Y. (1997) Effect of the day of administration on the developmental toxicity of tributyltin chloride in rats. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 33(1): 90-96
- Ema, M., Iwase, T., Iwase, Y., Ohyama, N. & Ogawa, Y. (1996) Change of embryotoxic susceptibility to di-n-butyltin chloride in cultured rat embryos. *Archives of Toxicology* 70(11): 742-748
- Ema, M., Kurosaka, R., Amano, H. & Ogawa, Y. (1995) Comparative developmental toxicity of butyltin trichloride, dibutyltin dichloride and tributyltin chloride in rats. *Journal of Applied Toxicology* 15(4): 297-302
- Eskes, C., Honegger, P., Jones-Lepp, T., Varner, K., Matthieu, J.M. & Monnet-Tschudi, F. (1999) Neurotoxicity of dibutyltin in aggregating brain cell cultures. *Toxicology In Vitro* 13(4-5): 555-560
- EU (2002a) Commission Directive 2002/62/EC of 9th July 2002 adapting to technical progress for the ninth time Annex 1 to Council Directive 76/769/EEC on the approximations of the laws, regulations and administrative provisions of the member States relating to restrictions on the marketing and use of certain dangerous substances and preparations (organostannic compounds). *Official Journal L* 183, 12.7.2002: 58-59
- EU (2002b) Commission Decision 2002/371/EC of 15 May 2002 establishing the ecological criteria for the award of the Community eco-label to textile products and amending Decision 1999/178/EC. *Official Journal L* 133, 18/05/2002: 29-41
- Evans, S.M. (2000) Marine antifoulants. In: C. Sheppard [Ed.], *Seas at the Millenium: An Environmental Evaluation, Volume III: Global Issues and Processes*, Elsevier Science Ltd, Oxford, ISBN: 0-08-043207-7, Chapter 124: 247-256
- Iwata, H., Tanabe, S., Mizuno, T. and Tatsukawa, R. (1995) High accumulation of toxic butyltins in marine mammals from Japanese coastal waters. *Environmental Science and Technology* 29: 2959-2962
- Kannan, K., Corsolini, S., Focardi, S., Tanabe, S. & Tatsukawa, R. (1996) Accumulation pattern of butyltin compounds in dolphin, tuna and shark collected from Italian coastal waters. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 31: 19-23
- Kawamura, Y., Machara, T., Suzuki, T. & Yamada, T. (2000) Determination of organotin compounds in kitchen utensils, food packages and toys by gas chromatography/atomic emission detection method. *Journal of the Food Hygienic Society of Japan* 41(4): 246-253
- Kergosien D.H. and Rice C.D. (1998). Macrophage secretory function is enhanced by low doses of tributyltin-oxide (TBTO), but not tributyltin-chloride (TBTCl). *Arc. Environ. Contam. Toxicol.* 34: 223-228
- Kumasaka, K., Miyazawa, M., Fujimaka, T., Tao, H., Ramaswamy, B.R., Nakazawa, H., Makino, T. & Satoh, S. (2002) Toxicity of the tributyltin compound on the testis in premature mice. *Journal of Reproduction and Development* 48(6): 591-597

- Matthews, G. (1996) PVC: Production, Properties and Uses. The Institute of Materials, London: 379 pp.
- O'Halloran, K., Ahokas, J.T. & Wright, P.F.A. (1998) Response of fish immune cells to in vitro organotin exposures. *Aquatic Toxicology* 40(2-3): 141-156
- Oeko-Test (2000). Sondermüll im Haus. *öko-test magazine* 5/2000: 74-79
- OSPAR (1998) OSPAR Strategy with Regard to Hazardous Substances, OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, OSPAR 98/14/1 Annex 34
- OSPAR (2000) OSPAR Background Document on Organic Tin Compounds, OSPAR Priority Substances Series, OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, OSPAR Commission, London, ISBN 0-946956-56-1: 16pp.
- Sadiki A-I. and Williams D.T. (1999). A study on organotin levels in Canadian drinking water distributed through PVC pipes. *Chemosphere* 38 (7): 1541-1548
- Santillo, D., Johnston, P. & Langston, W.J. (2001a) Tributyltin (TBT) antifoulants: a tale of ships, snails and imposex. Chapter 13 in: P. Harremoës, D. Gee, M. MacGarvin, A. Stirling, J. Keys, B. Wynne, S.G. Vaz [eds], *Late Lessons from Early Warnings: the precautionary principle 1896-2000*, European Environment Agency Environmental Issue Report No 22, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, ISBN 92-9167-323-4: 135-148
- Santillo, D., Johnston, P. & Brigden, K. (2001b) The presence of brominated flame retardants and organotin compounds in dusts collected from Parliament buildings from eight countries. *Greenpeace Research Laboratories Technical Note* 03/2001, March 2001: 24 pp.
- Takahashi, S., Mukai, H., Tanabe, S., Sakayama, K., Miyazaki, T. & Masuno, H. (1999) Butyltin residues in livers of humans and wild terrestrial mammals and in plastic products. *Environmental Pollution* 106: 213-218

## Ftalatos (Ésteres de ftalato)

Los ftalatos son ésteres no halogenados derivados del ácido ftálico, los cuales son muy usados en una gran variedad de aplicaciones industriales y de consumo. Algunos se comercializan como productos químicos específicos (por ejemplo, el conocido di(etil hexil)ftalato o DEHP), mientras que otros son mezclas complejas de isómeros que se componen de varias sustancias específicas con estructuras químicas similares (por ejemplo, di-iso-nonil ftalato DINP, y di-iso-decil ftalato, DIDP). A raíz de su gran variedad de usos en aplicaciones diversas, se encuentran ahora entre los elementos químicos sintéticos con mayor presencia en el medio ambiente.

### Usos

Los ftalatos tienen varias aplicaciones, dependiendo de la forma química particular, aunque su mayor uso es, con diferencia, como aditivos plastificantes en plásticos flexibles, especialmente en el PVC. Se producen en cantidades muy elevadas en Europa (casi 1 millón de toneladas al año), y su consumo se produce principalmente en la UE. Por ejemplo, los volúmenes estimados de producción a mediados de los 90 fueron 595.000 toneladas de DEHP, 185.000 de DINP y alrededor de 200.000 de DIDP (CSTEE 2001a, b, 2002).

De estos tres ftalatos principales, más del 90% de su uso es para aplicaciones de PVC, incluyendo juguetes, revestimientos para suelos y otros materiales de construcción, mobiliario y decoración, interiores de los coches, cables y equipos médicos (por ejemplo, <http://www.ecpi.org/plasticisers/index.html>). Algunas aplicaciones menores incluyen su uso como componentes en tintas, adhesivos, pinturas, selladores y revestimiento de superficies. Otros ftalatos, incluidos el dibutil ftalato (DBP) y el dietil ftalato (DEP), se han usado también como aditivos de PVC, pero se usan también como disolventes, fijadores en perfumes y como ingredientes en otros cosméticos (Koo *et al.* 2002).

### Distribución medioambiental

Todos los usos de los ftalatos, principalmente su uso como plastificante, ocasionan daños graves para el medio ambiente (tanto en ambientes interiores como exteriores) durante la vida útil de los productos, y al convertirse en residuos (alcanzando miles de toneladas al año en la UE, CSTEE 2001a). En consecuencia, se han reconocido a los ftalatos como uno de los contaminantes sintéticos más abundantes y extendidos (Mayer *et al.*

1972) y por lo tanto nuestra exposición a los mismos es generalizada y crónica.

Aunque es posible que se produzca una mínima degradación, se considera que los ftalatos son relativamente persistentes especialmente en suelos y sedimentos. Tienen también afinidad por disolverse en grasas y por tanto a acumularse en tejidos biológicos, y una exposición continua contribuirá sin duda a aumentar los niveles en tejidos. Las Evaluaciones del Riesgo llevadas a cabo con sistema de la UE han documentado la distribución global de los ftalatos en todos los medios naturales (por ejemplo, CSTEE 2001c, d). Algunos estudios recientes han revelado la presencia de ftalatos y sus metabolitos en el cuerpo humano (Colon *et al.* 2000, Blount *et al.* 2000).

Dado su uso extensivo en materiales de construcción y productos domésticos, son contaminantes comunes en ambientes interiores (Otake *et al.* 2001, Wilson *et al.* 2001). También se les ha señalado como componentes importantes del polvo doméstico, en algunos casos a concentraciones del orden de g/kg (Butte y Heinzow, 2002).

### Peligros

Como ya se ha señalado, los ftalatos son relativamente persistentes en el medio ambiente y pueden bioacumularse. Hay también importantes preocupaciones en relación con su toxicidad para la fauna y los seres humanos, aunque los mecanismos precisos de toxicidad y los niveles de toxicidad varían de un compuesto a otro. En muchos casos, son los metabolitos de los ftalatos los que poseen mayor toxicidad (por ejemplo, Dalgaard *et al.* 2001).

Las evaluaciones del riesgo de la UE para DEHP, DINP y DIDP concluyeron que no había riesgos significativos para los organismos acuáticos y terrestres. Sin embargo, el CSTEE ha mostrado su desacuerdo con esta conclusión en relación al medio ambiente terrestre, señalando que hay muy poca evidencia para justificar esta conclusión. El CSTEE ha destacado también ciertos puntos relacionados con la intoxicación secundaria, es decir, la acumulación de ftalatos dentro de la cadena alimentaria.

En relación a los seres humanos, aunque una exposición sustancial puede darse a través de comida contaminada, es probable que sea muy significativa una exposición directa a los ftalatos a través de los productos de consumo y/o del material médico. Quizás, el mejor ejemplo es la exposición de los niños a ftalatos usados en mordedo-

res de PVC blando (véase, por ejemplo, Stringer *et al.* 2000), actualmente sujeto a controles de urgencia en Europa.

El DEHP, el ftalato más usado en Europa, es una conocida sustancia tóxica que afecta al desarrollo testicular en mamíferos y que se clasifica en la UE como "tóxica para la reproducción". Se ha tenido constancia de su toxicidad para el desarrollo del sistema reproductor masculino durante más de 50 años (Park *et al.* 2002). La toxicidad observada se debe principalmente al mono(etilhexil) ftalato, MEHP, que se forma en el cuerpo como metabolito de DEHP. Éste parece afectar en muchos aspectos del desarrollo y a la función del hígado, incluyendo metabolismo hormonal y la función inmune (Dalgaard *et al.* 2001, Wong y Gill 2002). Otros estudios recientes han confirmado la toxicidad para la reproducción de varios ftalatos de uso común, incluido el butilbencilftalato (BBP) y el dibutilftalato (DBP) (Ema y Miyawaki 2002, Mylchreest *et al.* 2002). Al igual que al DEHP, la UE clasifica el DBP como un "tóxico para la reproducción".

A pesar de que se piensa que la toxicidad para la reproducción es menos preocupante para otros ftalatos, como DINP y DIDP, Gray *et al.* (2000) señalaron ciertas evidencias de anomalías en el desarrollo sexual en ratas expuestas a DINP. Anteriormente, Harris *et al.* (1997) informaron sobre la estrogenicidad de varios ftalatos, incluido el DINP. El DINP y el DIDP se relacionan directamente con efectos tóxicos en hígado y riñones. Estudios muy recientes sugieren posibles efectos en el desarrollo espermático humano del DEP (Duty *et al.* 2003), un ftalato muy usado en cosméticos y perfumes y, hasta el momento, considerado como una sustancia de relativa poca importancia toxicológica. En ambientes interiores, se han establecido las correlaciones entre la incidencia de asma en la infancia y la abundancia de materiales que contienen ftalatos en la casa (Oie *et al.* 1997).

## Controles existentes

Actualmente, hay pocos controles en la comercialización y uso de los ftalatos a pesar de su toxicidad, los volúmenes utilizados y su propensión a liberarse de los productos. De los controles que existen, seguramente el más conocido es la prohibición de urgencia en toda la UE en el uso de 6 ftalatos en mordedores (acordada en 1999 y renovada recientemente por decimotercera vez, UE 2003). Aunque esta prohibición trató una importante ruta de exposición, las exposiciones a través de otros juguetes, otros productos de consumo y a través de material médico de PVC, permanecen sin ser tratadas.

Siguiendo la conclusión de la evaluación de riesgos de la UE para DEHP, se han realizado propuestas para una prohibición de uso en material médico y restricciones estrictas en otros usos, aunque éstas permanecen bajo discusión a nivel de la UE. Aún no se han presentado propuestas formales para los otros ftalatos que están siendo sometidos a evaluaciones en la UE. En 1998, la Reunión Ministerial de OSPAR marcó el objetivo de cese de los vertidos, emisiones y liberaciones de todas aquellas sustancias peligrosas para el medio ambiente marino para el año 2020 (el objetivo de cese en "una generación") e incluyó los ftalatos DBP y DEHP en la lista prioritaria de sustancias químicas para su eliminación a fin de alcanzar tal objetivo (OSPAR 1998).

El DEHP se propuso también como una "sustancia peligrosa prioritaria" bajo la Directiva marco de Agua (UE 2001). Esta medida para prevenir la liberación de estas sustancias al agua en los próximos 20 años, será exigida en toda Europa (UE 2001), aunque todavía está considerándose tal clasificación.

## Referencias

- Blount, B.C., Silva, M.J., Caudill, S.P., Needham, L.L., Pirkle, J.L., Sampson, E.J., Lucier, G.W., Jackson, R.J. & Brock, J.W. (2000) Levels of seven urinary phthalate metabolites in a human reference population. *Environmental Health Perspectives* 108(10): 979-982
- Butte, W. & Heinzow, B. (2002) Pollutants in house dust as indicators of indoor contamination. *Reviews in Environmental Contamination and Toxicology* 175: 1-46.
- Colon, I., Caro, D., Bourdony, C.J. & Rosario, O. (2000) Identification of phthalate esters in the serum of young Puerto Rican girls with premature breast development. *Environmental Health Perspectives* 108(9): 895-900
- CSTE (2001a) EC Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment, Opinion on the results of the Risk Assessment of: 1,2-Benzenedicarboxylic acid, di-C8-10-branched alkyl esters, C9-rich and di-"isononyl" phthalate - Report version (Human Health Effects): Final report, May 2001. Opinion expressed at the 27th CSTE plenary meeting, Brussels, 30 October 2001: 7 pp. [http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/sct/out120\\_en.pdf](http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/sct/out120_en.pdf)
- CSTE (2001b) Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment (European Commission), Opinion on the results of the Risk Assessment of: 1,2-Benzenedicarboxylic acid di-C9-11-branched alkyl esters, C10-rich and di-"isodecyl" phthalate - Report version (Human health effects): Final report, May 2001. Opinion expressed at the 24th CSTE plenary meeting, Brussels, 12 June 2001, [http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/sct/out103\\_en.html](http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/sct/out103_en.html)
- CSTE (2001c) EC Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment, Opinion on the results of the Risk Assessment of: 1,2-Benzenedicarboxylic acid, di-C8-10-branched alkyl esters, C9-rich and di-"isononyl" phthalate - Report version (Environment): Final report, May 2001. Opinion expressed at the 27th CSTE plenary meeting, Brussels, 30 October 2001: 5 pp. [http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/sct/out122\\_en.pdf](http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/sct/out122_en.pdf)
- CSTE (2001d) Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment (European Commission), Opinion on the results of the Risk Assessment of: 1,2-Benzenedicarboxylic acid di-C9-11-branched alkyl esters, C10-rich and di-"isodecyl" phthalate - Report version (Environment): Final report, May 2001. Opinion expressed at the 24th CSTE plenary meeting, Brussels, 12 June 2001, 5 pp. [http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/sct/out121\\_en.pdf](http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/sct/out121_en.pdf)
- CSTE (2002) EC Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment, Opinion on the results of the Risk Assessment of Bis (2-ethylhexyl) phthalate (DEHP). Report version: Human Health, September 2001. Opinion expressed at the 29th CSTE plenary meeting, Brussels, 09 January 2002: 8 pp. [http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/sct/out141\\_en.pdf](http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/sct/out141_en.pdf)
- Dalgaard, M., Nellemann, C., Lam, H.R., Sorensen, I.K. & Ladefoged, O. (2001) The acute effects of mono(2-ethylhexyl)phthalate (MEHP) on testes of prepubertal Wistar rats. *Toxicology Letters* 122: 69-79
- Duty, S.M., Singh, N.P., Silva, M.J., Barr, D.B., Brock, J.W., Ryan, L., Herrick, R.F., Christiani, D.C. & Hauser, R. (2003) The relationship between environmental exposures to phthalates and DNA damage in human sperm using the neutral comet assay. *Environmental Health Perspectives* (in press)
- Ema, M. & Miyawaki, E. (2002) Effects on development of the reproductive system in male offspring of rats given butyl benzyl phthalate during late pregnancy. *Reproductive Toxicology* 16: 71-76
- EU (2001) Decision No 2455/2001/EC of the European Parliament and of the Council of 20 November 2001 establishing the list of priority substances in the field of water policy and amending Directive 2000/60/EC, *Official Journal L 249*, 17/09/2002: 27-30
- EU (2003) Commission Decision 2003/113/EC amending Decision 1999/815/EC concerning measures prohibiting the placing on the market of toys and childcare articles intended to be placed in the mouth by children under three years of age made of soft PVC containing certain phthalates. *Official Journal L 46*, 20.2.2003: 27-28
- Gray, L.E., Ostby, J., Furr, J., Price, M., Veeramachaneni, D.N.R. & Parks, L. (2000) Perinatal exposure to the phthalates DEHP, BBP and DINP, but not DEP, DMP or DOTP, alters sexual differentiation of the male rat. *Toxicological Sciences* 58(2): 350-365
- Harris C.A., Henttu, P., Parker, M.G. & Sumpter, J.P. (1997) The estrogenic activity of phthalate esters in vitro *Environmental Health Perspectives* 105 (8): 802-811
- Koo J-W, Parham F, Kohn MC, Masten SA, Brock JW, Needham LL, *et al.* 2002. The association between biomarker-based exposure estimates for phthalates and demographic factors in a human reference population. *Environmental Health Perspectives* 110:405-410
- Mayer, F.L., Stalling, D.L. & Johnson, J.L. (1972) phthalate esters as environmental contaminants. *Nature* 238: 411-413
- Mylchreest, E., Sar, M., Wallace, D.G. & Foster, P.M.D. (2002) Fetal testosterone insufficiency and abnormal proliferation of Leydig cells and gonocytes in rats exposed to di(n-butyl) phthalate. *Reproductive Toxicology* 16: 19-28

- Oie, L., Hersoug, L.G. & Madsen, J.O. (1997) Residential exposure to plasticizers and its possible role in the pathogenesis of asthma. *Environmental Health Perspectives* 105 (9): 972-978
- OSPAR (1998) OSPAR Strategy with Regard to Hazardous Substances, OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, OSPAR 98/14/1 Annex 34
- Otake, T., Yoshinaga, J. & Yanagisawa, Y. (2001) Analysis of organic esters of plasticizer in indoor air by GC-MS and GC-FPD. *Environmental Science and Technology* 35(15): 3099-3102
- Park, J.D., Habeebu, S.S.M. & Klaassen, C.D. (2002) Testicular toxicity of di-(2-ethylhexyl)phthalate in young Sprague-Dawley rats. *Toxicology* 171: 105-115
- Stringer, R., Labunska, I, Santillo, D., Johnston, P, Siddorn, J. & Stephenson, A. (2000) Concentrations of phthalates esters and identification of other additives in PVC children's toys. *Environmental Science and Pollution Research* 7(1): 27-36
- Wilson, N.K., Chuang, J.C. & Lyu, C. (2001) Levels of persistent organic pollutants in several child day care centres. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 11(6): 449-458
- Wong, J.S. & Gill, S.S. (2002) Gene expression changes induced in mouse liver by di(2-ethylhexyl) phthalate. *Toxicology and Applied Pharmacology* 185(3): 180-196

# Parafinas Cloradas de Cadena Corta (PCCCs)

Las parafinas cloradas son sustancias químicas organocloradas que se producen, simplemente, por la reacción de gas de cloro con parafinas (hidrocarburos). Las PCCCs, son aquellas que tienen entre 10 y 13 átomos de carbono (C10-C13).

## Usos

Las PCCCs se han usado en una amplia variedad de aplicaciones industriales y de consumo, incluido su uso como componentes en aceites de corte para la elaboración de metales, como pirorretardantes y otros aditivos en cauchos, pinturas y selladores y como agentes de acabado del cuero y de ciertos tejidos (OSPAR 2001). En cierta medida, las PCCCs se usaron también como sustitutos de los PCBs (bifenilos policlorados), cuando éstos fueron retirados.

En 1994, se estimó que un total de 13.200 toneladas de PCCCs se usaron en Europa, más de un 70% en aplicaciones de elaboración de metales. En 1998, ese total se redujo a poco más de 4.000 toneladas, sobre todo como resultado de la reducción en este uso principal (OSPAR 2001). En 1994, había dos instalaciones de producción en Europa (Hoechst en Alemania e ICI en el Reino Unido). Desde entonces, Hoechst dejó de producir PCCCs (Koh *et al.* 2001).

Sin embargo, sus usos en pinturas, revestimientos y selladores (726 toneladas) y como productos ignífugos en caucho (638 toneladas) ha disminuido en menor medida. Es más, la cantidad usada para otros sectores no especificados aumentó de 100 toneladas en 1994 a 648 en 1998 (OSPAR 2001). Al mismo tiempo, se desconocen las cantidades importadas a la UE como aditivos en productos acabados, aunque es probable que sean sustanciales. También es probable que haya una gran cantidad de PCCCs en productos de consumo existentes y en la corriente de residuos en la UE, aunque, de nuevo, hay poca información al respecto. El reciente trabajo de Koh *et al.* (2002), que identificó a los PCCCs en algunos aislantes de puertas y ventanas en bloques de oficinas en Alemania, es uno de los pocos estudios disponibles.

## Distribución medioambiental

Las PCCCs son Contaminantes Orgánicos Persistentes con un alto potencial para acumularse en tejidos biológicos.

Debido a la forma en la que se producen, las PCCCs son complejas mezclas de sustancias químicas, variando la longitud de la cadena y el grado de cloración. Ello dificulta su estudio y así, por ejemplo, la información en distribución y los efectos todavía son limitados.

De todas formas, se han detectado PCCCs en varios organismos de agua dulce (mejillones, peces), de agua marina (peces, focas, ballenas) y terrestres (conejos, alces americanos, águilas pescadoras), y en humanos (Stern y Tomy 2000). Debido a su persistencia y capacidad para ser transportados en corrientes de aire, son ahora un contaminante muy diseminado en el medio ambiente, que aparece incluso en áreas remotas del Ártico (Tomy *et al.* 1999). Un estudio reciente ha dado a conocer que las PCCCs son también un contaminante extendido en el aire del Reino Unido (Peters *et al.* 2000), a pesar de las suposiciones iniciales, utilizadas en evaluaciones del riesgo, de que cualquier concentración en la atmósfera sería "muy baja". No se ha encontrado ninguna publicación referente a los niveles de PCCCs en el polvo doméstico.

## Peligros

Las PCCCs son muy tóxicas para peces y otros organismos acuáticos, y se ha demostrado que causan daños al hígado, riñón y tiroides en ratas después de exposiciones a largo plazo en laboratorio (Farrar 2000).

La información sobre los impactos producidos por una exposición a baja concentración pero durante un largo periodo de tiempo, es todavía muy limitada (Fisk *et al.* 1999). Debido a los peligros conocidos, los PCCCs se han clasificado como cancerígenos de "Categoría 3" ("posible riesgo de efectos irreversibles"), y como "peligrosas para el medio ambiente" ("muy tóxicas para los organismos acuáticos, pueden causar efectos adversos prolongados en el medio ambiente acuático"), bajo la Directiva de Clasificación y Etiquetado de la UE. Es probable que la principal ruta de exposición para los humanos sea a través de la comida, aunque la importancia de otras rutas (incluyendo el contacto con productos, la inhalación en ambientes interiores y el contacto con polvo contaminado) nunca ha sido debidamente evaluada.

## Controles existentes

Dado los peligros que representan para el medio ambiente acuático y marino, las PCCCs han sido reconocidas como prioritarias para su regulación. En 1998, la Reunión Ministerial de OSPAR marcó el objetivo de cese de los vertidos, emisiones y liberaciones de todas aque-

Las sustancias peligrosas para el medio ambiente marino para el año 2020 (el objetivo de cese en "una generación") e incluyó las PCCC en la lista prioritaria de sustancias químicas para su eliminación a fin de alcanzar tal objetivo (OSPAR 1998). Desde entonces, se han incluido las PCCC como "sustancias peligrosas prioritarias" bajo la Directiva marco de Agua. Se exigirán medidas de acción en todo Europa para prevenir el vertido de PCCC al agua en los próximos 20 años (UE 2001).

En relación a medidas más específicas, la Comisión de París (ahora parte de la Comisión OSPAR) acordó en 1995 la prohibición del uso de PCCC en una amplia variedad de usos en el área del Atlántico noreste (PARCOM 1995), incluidos el uso para el trabajo de metales, como aditivos en pinturas y selladores y como productos ignífugos en caucho y plásticos. Tal decisión está aún a la espera de ser totalmente aceptada.

Mientras tanto, la UE ha completado una evaluación de riesgos de las PCCC (CE 2000) y ha acordado restringir su uso a la elaboración de metales y tratamiento de cuero (UE 2002). Así, casi la mitad de los usos actuales en la UE, principalmente usos en productos de consumo, quedan sin regulación. Inevitablemente, la evaluación de riesgos se basó en datos muy limitados de ciertas áreas, especialmente relacionados con la toxicidad para organismos en sedimentos y suelos; y para humanos.

En 2003, la UE considerará ampliar la prohibición en la comercialización y el uso para cubrir estos otros usos. Hasta ahora, su Comité Científico de la Toxicidad, la Ecotoxicidad y el Medio Ambiente (CSTEE) ha desaconsejado más controles, a pesar de los peligros que las PCCC representan y a pesar, también, del reconocimiento por parte de la CSTEE de que algunos usos de las PCCC podrían seguir aumentando y que las importaciones como componentes de productos podrían ser elevadas. Es obvio que las actuales restricciones no sólo no asegurarán que se cumpla el objetivo de cese de OSPAR para las PCCC sino que permitirá la exposición continuada a las PCCC a través de una diversidad de productos que las contienen, así como sus liberaciones al medio ambiente.

## Referencias

- CSTE (2002) EC Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment, Opinion on "Short-Chain Chlorinated Paraffins (SCCPs)", Follow-up of Directive 2002/45/EC (Opinion expressed at the 35th CSTE plenary meeting, Brussels, 17 December 2002): 8 pp. [http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/sct/out174\\_en.pdf](http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/sct/out174_en.pdf)
- EC (2000) European Union Risk Assessment Report, alkanes, C10-13, chloro, 1st Priority List, Volume 4, EUR 19010 EN: 176 pp.
- EU (2001) Decision No 2455/2001/EC of the European Parliament and of the Council of 20 November 2001 establishing the list of priority substances in the field of water policy and amending Directive 2000/60/EC, Official Journal L 249 , 17/09/2002: 27-30
- EU (2002) Directive 2002/45/EC of the European Parliament and of the Council of 25 June 2002 amending for the twentieth time Council Directive 76/769/EEC relating to restrictions on the marketing and use of certain dangerous substances and preparations (short-chain chlorinated paraffins), Official Journal L 177, 06/07/2002: 21-22
- Farrar, D.G. (2000) Chlorinated paraffins – their toxicology and environmental effects and regulatory implications. *Organohalogen Compounds* 47: 129-130
- Fisk, A.T., Tomy, G.T. & Muir, D.C.G. (1999) Toxicity of C-10-, C-11-, C-12- and C-14- polychlorinated alkanes to Japanese medaka (*Oryzias latipes*) embryos. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18(12): 2894-2902
- Koh, I.-O., Rotard, W. & Thiemann, W.H.-P. (2002) Analysis of chlorinated paraffins in cutting fluids and sealing materials by carbon skeleton reaction gas chromatography. *Chemosphere* 47: 219-227
- OSPAR (1998) OSPAR Strategy with Regard to Hazardous Substances, OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, OSPAR 98/14/1 Annex 34
- OSPAR (2001) Short Chain Chlorinated Paraffins, OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, OSPAR Commission, London, ISBN 0-946956-77-4: 16 pp.
- PARCOM (1995) PARCOM Decision 95/1 on the Phasing Out of Short Chained Chlorinated Paraffins, OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, OSPAR Commission, London: 3 pp.
- Peters, A.J., Tomy, G.T., Jones, K.C., Coleman, P. & Stern, G.A. (2000) Occurrence of C10-C13 polychlorinated n-alkanes in the atmosphere of the United Kingdom. *Atmospheric Environment* 34: 3085-3090
- Stern, G.A. & Tomy, G. (2000) An overview of the environmental levels and distribution of polychlorinated paraffins. *Organohalogen Compounds* 47: 135-138
- Tomy, G.T., Stern, G.A., Lockhart, W.L. & Muir, D.C.G. (1999) Occurrence of C-10-C-13 polychlorinated n-alkanes in Canadian mid-latitude and arctic lake sediments. *Environmental Science and Technology* 33(17): 2858-2863

# Anexo 3: detalles de los métodos analíticos empleados

Este Anexo proporciona descripciones más detalladas del instrumental y los métodos analíticos empleados por los tres laboratorios participantes.

## Análisis cuantitativo ésteres de ftalato y alquilfenoles

Estos análisis fueron realizados por los laboratorios LGC Ltd, ubicados en Teddington, Reino Unido.

Se sometió a extracción una muestra de aproximadamente 10 g de polvo según el método Soxhlet con 200 ml de diclorometano durante 2,30 horas. Se añadió al polvo un patrón interno de mezcla de deuterio para facilitar la cuantificación. En cada lote de 10 muestras se someten a extracción también una solución estándar de recuperación y un blanco. Se utilizó como matriz de simulación una muestra de 10 g de arena lavada al ácido. Al finalizar el periodo de calentamiento, se retiró el calor y se concentró el diclorometano hasta menos de 50 ml bajo una corriente de nitrógeno seco a 30 °C. El extracto se transfirió cuantitativamente a un matraz volumétrico de 50 ml y se rellenó hasta completar el volumen. Todos los extractos se almacenaron a 4 °C hasta el momento del análisis.

Se analizaron cinco mezclas estándar, que contenían los patrones internos, agrupadas en torno a las muestras. Se calcularon los factores de respuesta de cada uno de los determinados específicos. La eficiencia de extracción se controló mediante el cálculo del porcentaje de recuperación de cada analito comparados con los patrones internos usados para la cuantificación (fenantreno-d10).

Las eficiencias de recuperación se muestran en la tabla.

## Análisis cuantitativo de pirorretardantes bromados y de parafinas cloradas de cadena corta

Estos análisis fueron realizados por los laboratorios RIVO de Países Bajos, ubicados en Ijmuiden, Países Bajos.

Las muestras de polvo se sometieron a extracción según el método Soxhlet durante 12 horas con una mezcla de hexano-acetona (3:1, v/v, 70 °C). Tras la adición de patrones internos (2,3,5,6,3'-pentaclorobifenil (CB112) y 13C BDE-209), el extracto se concentró en un evaporador

rotativo, se añadió agua desmineralizada (pH=2) y se recogió el extracto orgánico. El agua fue sometida a extracción dos veces más usando isooctano. Los extractos orgánicos se juntaron y concentraron en 2 ml de diclorometano.

Cada extracto se lavó usando la cromatografía por filtración gel (GPC) usando dos columnas de gel de Polymer Laboratories (PL) (100 x 25 mm, con tamaño de poro de 10 µm), y diclorometano a 10 ml/min. Se recogió la fracción eluida durante 18 a 23 minutos. Esta fracción se concentró usando nitrógeno, se disolvió en isooctano y se volvió a purificar agitándola con ácido sulfúrico. Finalmente, la mezcla de pentano/isooctano se concentró en nitrógeno hasta los 2 ml (isooctano) y se eluyó mediante una columna de gel de sílice (2% de agua) con 11 ml de isooctano y 10 ml de dietiléter en isooctano al 20%. Ambas fracciones se concentraron en 1 ml (isooctano).

El análisis final se llevó a cabo mediante GC-MS, usando la captura electrónica de ionización negativa como técnica de ionización, con el metano como gas reactivo. Se utilizó una columna CP SIL 8 de 50 m (es decir, 0,25 mm, con un grosor de película de 0,25 µm) para determinar todos los compuestos pirorretardantes bromados objeto de estudio (con una excepción) y parafinas cloradas de cadena corta (PCCCs). El pirorretardante éter decabromodifenil (BDE-209) fue analizado por separado usando una columna DB-5 de 15 m (es decir, 0,25 mm, con un grosor de película de 0,2µm). La identificación de los picos para los éteres difenil polibromados (PBDEs, excepto el BDE-209) se basó en el tiempo de retención y en el reconocimiento del ion (m/z 79/81) del bromo, y en iones específicos en el caso del BDE-209, el hexabromociclododecano (HBCD) y las PCCCs.

Se determinaron las concentraciones de los siguientes compuestos congéneres para cada una de las muestras:

- Difeniléteres polibromados (PBDEs): tri-(BDE-28), tetra-(BDE-47, 66, 71, 75, 77), penta-(BDE-85, 99, 100, 119), hexa-(BDE-138, 153, 154), hepta-(BDE-190) y deca-(BDE-209).
- Bifenilos polibromados (BPs): di-(BB-15), tetra-(BB-49, 52), penta-(BB-101), hexa-(BB-153, 155) y deca-(BB-209).
- Hexabromociclododecano (HBCD).

- Tetrabromobisfenol A (TBBPA): más sus metil-derivados.

Los límites de detección variaban de muestra a muestra y de congénere a congénere, dependiendo del tamaño de la muestra y de la sensibilidad del método/instrumento respectivamente. Para los PBDEs, los límites de detección estaban entre los 0,12 y los 0,62 ng/kg (ppb) de peso seco. Para los BPBs, los límites de detección iban de 0,18 a 2,8 ppb; para el HBCD, de 2,5 a 12,8 ppb; para el metil-TBBPA, de 0,1 a 0,5 ppb; y para el TBBPA de 0,5 a 3 ppb.

El límite de determinación se situó en la concentración más baja de la curva de calibración multi-punto (6 puntos) en cada caso. La cuantificación de PCCCs es bastante difícil debido a la compleja mezcla de compuestos y, por tanto, es semicuantitativa.

## Análisis cualitativo de compuestos organoestánicos

Estos análisis fueron realizados por los laboratorios GALAB, ubicados en Geestacht, Alemania.

Antes del análisis, se volvieron a tamizar todas las muestras para eliminar todas las partículas con diámetro superior a 65 nm (0,065 mm). Se extrajeron los compuestos organoestánicos mediante la aplicación de una mezcla de metanol y hexano (con NaBEt<sub>4</sub>) y se cuantificó usando la cromatografía de gases/detección por emisión atómica (GC/AED) según métodos acreditados por la norma DIN EN 17025. Se determinaron concentraciones de los siguientes compuestos en cada muestra:

- Butilestaños: mono-, di-, tri- y tetrabutilestaño (MBE, DBE, TBE y TeBE respectivamente)
- Octilestaños: mono- y di-octilestaños (MOE y DOT respectivamente)
- Triciclohexil estaño (TCHE)
- Trifenil estaño (TPE)

Los límites de detección para todos los componentes organoestánicos fueron de 1 ng de estaño orgánico/g peso seco de la muestra (ppb) en cada caso.



**GREENPEACE**

[informacion@greenpeace.es](mailto:informacion@greenpeace.es)  
[www.greenpeace.es](http://www.greenpeace.es)

**GREENPEACE ESPAÑA**

San Bernardo, 107 - 1º  
28015 MADRID  
Tel.: 91 444 14 00  
Fax: 91 447 15 98

Ortigosa, 5 - 2º, 1  
08002 BARCELONA  
Tel.: 93 310 13 00  
Fax: 93 310 51 18

Carrer dels Blanquers, 1  
Bajos La Calatrava  
07001 PALMA DE MALLORCA  
Tel.: 971 724 161  
Fax: 971 724 031



### Greenpeace Unidada Europea

Chaussée de Haecht/  
Haachtsesteenweg, 159  
B-1030 Bruselas  
t + 32 2 274 02 00  
f + 32 2 201 19 50  
e-mail: [info@be.greenpeace.org](mailto:info@be.greenpeace.org)

### Greenpeace República Checa

ceskomalinska, 27  
160 00 Praga 6  
t + 420 2 24 320 448  
f + 420 2 33 332 289  
e-mail: [greenpeace@ecn.cz](mailto:greenpeace@ecn.cz)

### Greenpeace Francia

22, rue des rasselins  
75020 París  
t + 33 1 44 64 02 02  
f + 33 1 44 64 02 00  
e-mail: [contact@diala.greenpeace.org](mailto:contact@diala.greenpeace.org)

### Greenpeace Alemania

Grosse Elbstrasse, 39  
D-22767 Hamburgo  
t + 49 40 306 180  
f + 49 40 306 181  
e-mail: [mail@greenpeace.de](mailto:mail@greenpeace.de)

### Greenpeace Italia

Viale Manlio Gelsomini, 28  
00153 Roma  
t + 39 06 572 99 91  
f + 30 06 578 35 31  
e-mail: [staff@greenpeace.it](mailto:staff@greenpeace.it)

### Greenpeace España

San Bernardo, 107  
28015 Madrid  
t + 34 91 444 14 00  
f + 34 91 447 15 98  
e-mail: [informacion@greenpeace.es](mailto:informacion@greenpeace.es)

### Greenpeace Reino Unido

Cannonbury Villas  
Londres N1 2PN  
t + 44 207 865 81 00  
f + 44 207 865 82 00  
e-mail: [info@uk.greenpeace.org](mailto:info@uk.greenpeace.org)