

Distr. general  
23 de noviembre de 2015

Español  
Original: inglés



**Convenio de Estocolmo  
sobre Contaminantes  
Orgánicos Persistentes**

---

**Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes**

**11ª reunión**

Roma, 19 a 23 de octubre de 2015

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

**Adición**

**Perfil de riesgos sobre parafinas cloradas de cadena corta**

En su 11ª reunión, mediante su decisión POPRC-11/3, el Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes aprobó un perfil de riesgos sobre parafinas cloradas de cadena corta sobre la base del proyecto que figuraba en la nota de la Secretaría (UNEP/POPS/POPRC.11/4). El texto del perfil de riesgos, en su forma enmendada, se reproduce en el anexo de la presente adición sin que haya sido objeto de revisión editorial en inglés.

**Anexo**

**PARAFINAS CLORADAS DE CADENA CORTA**

**PERFIL DE RIESGOS**

Preparado por el grupo de trabajo entre reuniones sobre  
parafinas cloradas de cadena corta  
del Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes

**Octubre de 2015**

## Índice

Resumen ejecutivo .....	4
1. Introducción .....	5
1.1 Identidad química de la sustancia propuesta .....	5
1.2 Conclusión del Comité de Examen en relación con la información del anexo D .....	6
1.3 Fuentes de datos .....	6
1.4 Situación del producto químico en relación con los convenios internacionales .....	6
2. Información resumida de interés para el perfil de riesgo .....	7
2.1 Propiedades físico-químicas .....	7
2.2 Fuentes .....	7
2.2.1 Producción .....	7
2.2.2 Usos y liberaciones .....	8
2.3 Destino ambiental .....	11
2.3.1 Persistencia en la atmósfera .....	11
2.3.2 Bioacumulación .....	13
2.3.3 Potencial de transporte a larga distancia .....	16
2.4 Exposición .....	17
2.4.1 Concentraciones en la atmósfera .....	17
2.4.2 Tratamiento de aguas residuales, fangos cloacales y suelos .....	18
2.4.3 Aguas superficiales y marinas .....	19
2.4.4 Sedimentos .....	20
2.4.5 Biota .....	22
2.4.6 Exposición humana .....	25
2.5 Determinación del peligro para los puntos terminales de interés .....	26
2.5.1 Toxicidad en los mamíferos .....	26
2.5.2 Ecotoxicidad .....	29
2.6 Interacciones toxicológicas en las que intervenga más de un producto químico .....	45
3. Síntesis de la información .....	33
4. Conclusiones .....	39
5. Referencias .....	39

## Resumen ejecutivo

1. Las parafinas cloradas de cadena corta (PCCC) y los productos que las contienen pueden liberarse durante su producción, almacenamiento, transporte, uso y eliminación. Los fluidos procedentes de la limpieza de las instalaciones y de la metalurgia y corte de metales son, entre otros, fuentes de contaminación de los ecosistemas acuáticos. Se han notificado altas emisiones de desechos electrónicos al medio ambiente en zonas industrializadas y en zonas densamente pobladas. Aunque los datos con los que se cuenta son limitados, las fuentes más importantes de liberación de PCCC probablemente sean la formulación y fabricación de productos que contienen PCCC, como los plásticos de cloruro de polivinilo (PVC) y el uso en fluidos empleados en la metalurgia. Pese a que históricamente las PCCC se han utilizado mucho en varios países, en los últimos años se han observado reducciones en algunos países, mientras que en otros han aumentado los volúmenes de producción de mezclas de parafinas cloradas, entre otras las PCCC.

2. No parece que las PCCC se degraden de manera significativa por hidrólisis en el agua y los estudios de degradación y los núcleos de sedimento fechados indican que persisten en el sedimento por más de un año. La vida media atmosférica de las PCCC va de los 0,81 a los 10,5 días, lo que indica que son relativamente persistentes en el aire. Se han detectado PCCC en diversas muestras obtenidas del medio ambiente (aire, sedimento, agua, aguas residuales, peces, aves y mamíferos terrestres y marinos) y en regiones remotas, como el Ártico y la Antártida, lo que prueba su transporte a gran distancia.

3. Todos los datos disponibles, tanto los empíricos (de laboratorio y de campo) como los obtenidos con modelos, indican que las PCCC pueden acumularse en la biota. En el laboratorio se obtuvieron factores de bioconcentración (FBC) de entre 1.900 y 138.000, según las especies y los congéneres evaluados. Los factores de bioacumulación (FBA) provenientes de estudios de campo realizados sobre la trucha lacustre variaban entre 16.440 y 26.650 l/kg de peso húmedo y en el caso de los peces marinos se determinó un FBA medio de 125.892 l/kg de peso húmedo. En el caso de los artrópodos marinos se midió un FBA de hasta 63.096 l/kg de peso húmedo. Los factores de bioacumulación obtenidos a partir de modelos fueron  $>5.000$  para todas las PCCC. En algunas redes alimentarias, incluso en el Ártico, se han observado factores de biomagnificación (FBM) y factores de magnificación trófica (FMT) de  $>1$ , lo que es indicio de biomagnificación y potencial de transferencia trófica. Las altas concentraciones de PCCC en organismos de niveles superiores de la cadena trófica, particularmente en mamíferos marinos y biota acuática de agua dulce (por ej.: ballenas blancas, focas anilladas y diversos peces), son una prueba más de bioacumulación.

4. Los invertebrados marinos y de agua dulce parecen ser especialmente sensibles a las PCCC; se ha comunicado una concentración crónica sin efecto observado de 5  $\mu\text{g/l}$  para la *Daphnia magna* y de 7,3  $\mu\text{g/l}$  para el camarón místico. En la trucha se observó una histopatología hepática grave en el caso de concentraciones más bajas con efectos observables (LOEC) de 0,79 a 5,5  $\mu\text{g/g}$  en todo el tejido del pez.

5. La Agencia Internacional para la Investigación sobre el Cáncer considera que algunas PCCC (promedio  $\text{C}_{12}$ , cloración media del 60%) son posibles carcinógenos (grupo 2B), aunque en los estudios de donde se extrajo esta clasificación se plantearon dudas acerca de los mecanismos de inducción de tumores y si podían afectar o no a la salud humana. En 1998, el Comité científico sobre toxicidad, ecotoxicidad y medio ambiente de la Unión Europea sugirió que el hallazgo de tumores de pulmón en ratones macho puede ser importante para los seres humanos, pero en su caracterización del riesgo llegó a la conclusión de que el uso de PCCC no constituía un riesgo de importancia para los consumidores o para los seres humanos expuestos a ellas por vía ambiental (CSTEE, 1998). En el Informe de evaluación de riesgos de la UE (CE, 2000) figura un resumen de los efectos de las PCCC en algunas especies de mamíferos. Estudios realizados con roedores mostraron un aumento de los adenomas y carcinomas de hígado, tiroides y riñón relacionados con la dosis. En las conclusiones se planteó que no había pruebas suficientes para afirmar que las observaciones de carcinogénesis en hígado y tiroides en los ratones y los tumores benignos de riñón en las ratas macho fueran una particularidad de esa especie y, por consiguiente, no se podía descartar que afectaran a los seres humanos. Según investigaciones recientes el mecanismo para el desarrollo de tumores de riñón no sigue el patrón clásico de nefropatía específica de las ratas macho. De todos modos, el estudio no pudo llegar a una conclusión con respecto a si el mecanismo era o no específico de las ratas. En la Evaluación de riesgos de la UE (CE, 2000) se señaló también que, pese a haberse observado un aumento en los carcinomas bronquioalveolares en ratones, los resultados se encontraban dentro de los márgenes históricos de control y que en los controles se había registrado una mayor incidencia de adenomas de pulmón que en los animales tratados. La evaluación más reciente realizada por la UE en el marco del proceso REACH para la identificación de sustancias que suscitan gran preocupación concluye que se han observado efectos en el hígado, la tiroides y los riñones de especies de mamíferos

expuestas a las PCCC. Esos efectos se manifiestan en un aumento del peso del órgano y cambios histológicos tras semanas o meses de exposición, pero pueden convertirse en carcinomas y adenomas tras una exposición crónica (EC, 2000; ECHA, 2008; Serrone, 1987).

6. En pocas palabras, la creciente reglamentación de las PCCC ha redundado en una disminución de su uso actual en algunos países. Sin embargo, todo parece indicar que aún se utilizan y liberan cantidades importantes de este producto químico en varios países. Los datos disponibles, tanto empíricos como extraídos de modelos, indican que las PCCC son persistentes, bioacumulativas y tóxicas, especialmente para los organismos acuáticos, y son transportadas a larga distancia en el medio ambiente. Las PCCC se consideran COP de conformidad con las decisiones adoptadas en virtud del Protocolo de Aarhus (sobre los COP) de la Convención sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a larga distancia de la CEPE (Comisión Económica para Europa de las Naciones Unidas).

7. Las PCCC son persistentes en los sedimentos y también se han medido en sedimentos de lagos del Ártico y son especialmente tóxicas para los invertebrados acuáticos. Dado el papel clave que desempeñan los invertebrados en los ecosistemas acuáticos, existe preocupación acerca de las concentraciones medidas de PCCC y sus efectos potencialmente tóxicos en los organismos que habitan en los sedimentos y otros invertebrados. Su bioacumulación en los peces marinos y de agua dulce es también causa de gran preocupación, dados los efectos que se han detectado en los peces en bajas concentraciones. A escala regional los niveles medidos en el agua exceden los umbrales de toxicidad para los peces.

8. Aunque las concentraciones en el agua en regiones remotas son bajas, se han medido PCCC en la biota ártica, a niveles comparables con COP conocidos, lo que indica la propagación de la contaminación, presumiblemente a causa de su alto potencial de bioacumulación. En particular, se han encontrado PCCC en mamíferos terrestres y marinos del Ártico que, a su vez, constituyen el alimento de los pueblos indígenas del norte. Se han medido PCCC en la leche materna humana tanto en poblaciones de regiones templadas como del Ártico. Además, la exposición simultánea a las PCCC y a otras parafinas cloradas con modos de acción similares y a los COP podría aumentar los riesgos debido a las interacciones tóxicas.

9. Las pruebas de que se dispone permiten llegar a la conclusión de que probablemente las PCCC, como resultado de su transporte a larga distancia en el medio ambiente, produzcan importantes efectos adversos para la salud humana y el medio ambiente, por lo que se justifica la adopción de medidas a nivel mundial.

## 1. Introducción

10. El 26 de julio de 2006, la Comunidad Europea y sus Estados miembros que son Partes en el Convenio de Estocolmo propusieron la inclusión de las parafinas cloradas de cadena corta (PCCC) en los anexos A, B o C del Convenio (UNEP/POPS/POPRC.2/INF/6, resumido en UNEP/POPS/POPRC.2/14).

### 1.1 Identidad química de la sustancia propuesta

11. El perfil de riesgos se refiere concretamente a parafinas cloradas de cadena corta (alcanos, C<sub>10-13</sub>, cloro) con un grado de cloración de más del 48%. En la propuesta se identifica a esta sustancia con el núm. de CAS 85535-84-8 y el núm. EINECS 287-476-5 (alcanos, C<sub>10-13</sub>, cloro). Este núm. de CAS representa al producto comercial PCCC que se produce mediante la cloración de una sola fracción de hidrocarburos consistente en n-alcanos cuyas cadenas carbonadas tienen una longitud de 10, 11, 12 y 13 átomos de carbono. Sin embargo, este núm. de CAS no especifica el grado de cloración de las PCCC. Se ruega recordar que existen otros números de CAS que contienen PCCC, por ejemplo el núm. de CAS 63449-39-8<sup>1</sup>. La propuesta de inclusión en el Convenio de Estocolmo se refiere a productos de las PCCC que tengan un grado de cloración de más de 48% por peso. En la figura 1-1 se presentan ejemplos de dos moléculas que se pueden hallar en un producto de PCCC.

<sup>1</sup> List of Toxic Chemicals within the Polychlorinated Alkanes Category and Guidance for Reporting, Sección 3, página 9, <http://www2.epa.gov/sites/production/files/documents/1999polychloroalkanes.pdf>

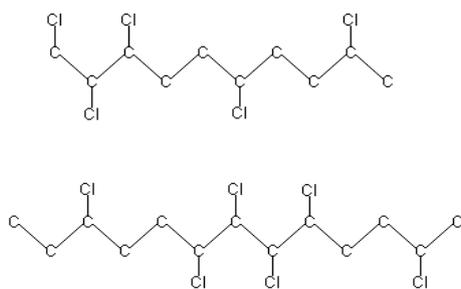


Figura 1-1. Estructura de dos compuestos de PCCC ( $C_{10}H_{17}Cl_4$  y  $C_6H_6Cl_6$ ).

## 1.2 Conclusión del Comité de Examen en relación con la información del anexo D

12. En su segunda reunión (Ginebra, 6 a 10 de noviembre de 2006), del Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes hizo una evaluación de la propuesta sobre las PCCC teniendo en cuenta los criterios que se enumeran en el anexo D del Convenio de Estocolmo. El Comité decidió que las PCCC reúnen los criterios de selección enumerados en el anexo D del Convenio (UNEP/POPS/POPRC.2/17 – Anexo 1 de la decisión POPRC-2/8). En la octava reunión del Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes este acordó revisar el proyecto de perfil de riesgos en su 11ª reunión (UNEP/POPS/POPRC.8/16/anexo IV).

## 1.3 Fuentes de datos

13. El perfil de riesgos de las PCCC se fundamenta en la información reunida por la UE en su propuesta sobre ese producto químico al Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes (UNEP/POPS/POPRC.2/INF/6). El perfil de riesgos incorpora también información extraída de documentos de evaluación de los riesgos preparados por el Canadá (Ministerio de Medio Ambiente del Canadá) y el Reino Unido (Ministerio de Agricultura del Reino Unido). Se examinaron también comunicaciones presentadas con arreglo al anexo E (2007, 2010 y 2015) por diversas Partes y observadores en el Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes, y toda la información suplementaria se incorporó como correspondía. También se ha incorporado información presentada por las Partes y observadores en las reuniones tercera y quinta del Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes. El UNEP/POPS/POPRC.5/INF/18 es un documento detallado, aunque no actualizado, que sirvió de base para el perfil de riesgos y contiene además una lista completa de referencias para este documento.

## 1.4 Situación del producto químico en relación con los convenios internacionales

14. En agosto de 2005, la Comunidad Europea propuso que las PCCC se incluyeran en el Protocolo de Aarhus sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes de la Convención sobre la Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Larga Distancia (LRTAP) de la Comisión Económica para Europa (CEPE). Las PCCC reunían los criterios de la decisión 1998/2 del Órgano Ejecutivo relativos a la persistencia, la posibilidad de causar efectos adversos, la bioacumulación y el posible transporte a larga distancia. Así pues, las PCCC se añadieron a los anexos I y II del Protocolo de Aarhus de 1998 en diciembre de 2009 en el 27º período de sesiones del Órgano Ejecutivo. El anexo II limita el uso de las PCCC a los piroretardantes en caucho empleados en cintas transportadoras en la industria minera y en juntas de diques y estipula que en cuanto se disponga de alternativas adecuadas se deberán adoptar medidas para eliminar esos usos.

15. En 1995, la Comisión OSPAR (Oslo/París) para la protección del medio marino del Atlántico nordeste adoptó una decisión sobre las PCCC (decisión 95/1). La decisión 95/1 de la Comisión OSPAR y las medidas adoptadas posteriormente por la UE regulan los principales usos de las PCCC y sus fuentes. En 2006, la OSPAR preparó una evaluación general de la aplicación de la decisión 95/1 sobre las PCCC adoptada por la Comisión para la protección del medio marino del Atlántico nordeste (Comisión de París) (OSPAR, 2006). La evaluación se basó en los informes nacionales sobre la aplicación, recibidos de nueve de las 15 Partes Contratantes, a las que se había pedido que presentaran, en el ciclo de reuniones 2005-2006, informes sobre las medidas adoptadas a nivel nacional. Todas las Partes Contratantes que presentaron informes habían adoptado medidas para aplicar la decisión 95/1 antes mencionada. Algunas Partes Contratantes informaron de que habían prohibido totalmente todos o determinados usos de las PCCC e impuesto reducciones a otros usos. En general, las medidas adoptadas por las Partes Contratantes abarcaban los usos incluidos en la Directiva Europea 2002/45/EC.

16. Al igual que la OSPAR, la Comisión de Protección del Medio Marino del Báltico (HELCOM) ha incluido las PCCC en su lista de sustancias peligrosas. El 15 de noviembre de 2007 la HELCOM incluyó las PCCC en el Plan de Acción del Mar Báltico de la HELCOM. Las Partes contratantes en la HELCOM han convenido en que, a partir de 2008, se comprometerán a restringir severamente el uso de varias sustancias peligrosas, incluidas las PCCC, en toda el área de captación del Mar Báltico de los Estados Contratantes. Las sustancias peligrosas son las que se consideran bioacumulativas y tóxicas o muy persistentes y muy bioacumulativas (Anexo E, 2010, presentación de Lituania).

## 2. Información resumida de interés para el perfil de riesgo

### 2.1 Propiedades físico-químicas

17. Se dispone de información acerca de las propiedades físicas y químicas de diversos congéneres y mezclas de PCCC (Renberg y otros, 1980; Madeley y otros, 1983a; BUA, 1992; Sijm y Sinnige, 1995; Drouillard y otros, 1998a; Drouillard y otros, 1998b; Fisk y otros, 1998a). Las presiones de vapor estimadas y medidas fluctúan entre 0,028 y  $2,8 \times 10^{-7}$  Pa (Drouillard y otros, 1998a; BUA, 1992). La presión de vapor de PCCC con 50% de cloro por peso es 0,021 Pa a 40°C. (Ref: SRAR-199-ECJRC). Los principales componentes de los productos a base de las PCCC con 50% a 60% de cloro tienen previsiblemente presiones de vapor del líquido subenfriado de entre  $1,4 \times 10^{-5}$  y 0,066 Pa a 25°C (Tomy y otros, 1998a). Las constantes de la ley de Henry eran de entre 0,7 y 18 Pa  $\times$  m<sup>3</sup>/mol (Drouillard y otros, 1998a), lo que denota que las PCCC pueden removilizarse del agua al aire como resultado de la partición ambiental. Las solubilidades de determinados alcanos clorados C<sub>10-12</sub> medidas en el agua eran de 400 a 960 µg/l (Drouillard y otros 1998b), mientras que las solubilidades estimadas de mezclas de alcanos clorados C<sub>10</sub> y C<sub>13</sub> eran de 6,4 a 2370 µg/l (BUA 1992). La solubilidad en agua de las PCCC con un contenido de cloro del 59% a 20°C varía de 150 a 470 µg/l. (Ref: SRAR-199-ECJRC). Hilger y otros (2011) observaron una influencia lineal en el valor del log K<sub>OW</sub> ante un contenido dado de cloro en la longitud de la cadena, mientras que se observe un efecto polinomial en función del grado de cloración de una cadena alcalina. El patrón de sustitución del cloro influyó considerablemente en el valor del log K<sub>OW</sub>. Gawor y Wania (2013) calcularon los coeficientes de partición para todos los componentes de las PCCC sobre la base de dos modelos de la relación cuantitativa estructura propiedad (QSPR) y de datos experimentales y mostraron gráficamente el comportamiento de la partición como una función del log K<sub>OA</sub> y el log K<sub>AW</sub>. En el caso de las PCCC (contenido de cloro entre el 30% y el 70%) los valores de log K<sub>AW</sub> estuvieron entre -6,05 (mín.) y 1,07 (máx) y para el log K<sub>OA</sub> entre 4,07 (mín.) y 12,55 (máx).

18. Dada la reconocida complejidad de las mezclas resulta difícil realizar un análisis químico de las PCCC. Ante la falta de caracterizaciones más complejas de las mezclas y de normas individuales adecuadas, la cuantificación se basa por lo general en un producto químico, lo que resulta en mayores incertidumbres en los casos en que no hay coincidencia entre las composiciones de la muestra y la norma que se aplica. (Bayen y otros, 2006; Reth y otros, 2006 citados en Vorkamp y Riget, 2014). Asimismo, Sverko y otros (2012) señalaron que se precisaba un esfuerzo concertado a nivel internacional para normalizar los métodos de análisis de las PCCC. La técnica más avanzada en la detección de las PC es el método de cromatografía en fase gaseosa bidimensional con detección por captura de electrones. Con este método es posible identificar de manera cualitativa grupos de isómeros de PC según la longitud de la cadena carbonada y el contenido de cloro. En la actualidad el método de detección y cuantificación más comúnmente empleado en la literatura científica es la cromatografía en fase gaseosa seguida de la espectrometría de masas con captura de iones de electrones negativos (GC-ECNI-MS) de alta o baja resolución (Observación presentada por la WCC el 27 de febrero de 2015 sobre el perfil de riesgos de las PCCC, Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes).

## 2.2 Fuentes

### 2.2.1 Producción

19. En la actualidad, en Rusia, la India, China, el Japón y el Brasil se producen parafinas cloradas (de cadenas de diversa longitud). China es actualmente el mayor productor de parafinas cloradas, con una producción estimada anual en aumento, de 600 kt (kilotoneladas métricas) en 2007 (Fiedler, 2010) a 1.000 kt/año en 2009 (Chen y otros, 2011). No obstante, según la información presentada por este país con arreglo al anexo E (2014), no existen datos específicos de la producción de PCCC dado que la producción guarda relación con diversos productos de parafinas cloradas que no establecen una distinción entre las PCCC y otras parafinas cloradas. Las PC más abundantes son: CP-42, CP-52 y CP-70 (otras son: CP-13, CP-30, CP-40, CP-45, CP55 y CP-60). Se cuenta con información muy limitadas sobre la producción de PCCC en algunos países.

20. Según las estimaciones de la producción europea para el año 2010 realizadas por Euro Chlor, se produjeron 45 kt de todos los alcanos clorados (van Wijk, 2012 en la presentación con arreglo al anexo E 2014, Países Bajos) y en 2012 se puso fin a la producción de esas sustancias (Observaciones presentadas por la WCC el 27 de febrero de 2015 sobre el perfil de riesgos de las PCCC, Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes).
21. Sverko y otros (2012) calcularon la producción total de PCCC en los Estados Unidos y Europa entre 7,5 y 11,3 kt por año. La información presentada por los Estados Unidos. Con arreglo al anexo E (2014) indicaba volúmenes de producción de 45 kt en 2007 para las PCCC y las PCCM. La Chlorinated Paraffins Industry Association (CPIA) presentó información con arreglo al anexo E (2010) sobre la producción anual de PCCC en América del Norte desde 2000 hasta 2009. La información compilada incluye parafinas cloradas de otras longitudes. La producción fue de aproximadamente 3,7 kt en 2000, llegó a unas 4 kt en 2001 y fue disminuyendo en forma constante a unas 800 toneladas en 2009. Los Estados Unidos utilizan distintos números de CAS para identificar las PCCC. Además, los Estados Unidos compilan información que incluye otras parafinas cloradas de cadenas de diversa longitud. Resulta importante señalar que desde 2012 los Estados Unidos han eliminado la producción y el uso de las PCCC en el país. La información presentada por el Brasil con arreglo al anexo E (2007) indica que en el país se producen 0,15 kt de PCCC al año.
22. Actualmente la República de Mauricio (observaciones presentadas el 7 de abril de 2008 sobre el perfil de riesgos de las PCCC – Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes), Australia, Malí, Ecuador, Bulgaria, Costa Rica, Ecuador, Lituania, Sri Lanka, Canadá, Serbia y la República Dominicana (anexo E 2010 e informaciones presentadas en 2014) no produce PCCC. Mónaco tampoco produce ni utiliza PCCC (información presentada con arreglo al anexo E 2010).
23. Según datos comunicados por Australia, entre marzo de 1998 y marzo de 2000, este país importó aproximadamente 360 toneladas de PCCC. Sin embargo, una empresa había suspendido la importación de las PCCC en 2002 (NICNAS 2004). En el Canadá, el uso total anual de parafinas cloradas registrado fue de unas 3.000 toneladas en 2000 y 2001 (Environment Canada 2003a). En 2002, la República de Corea importó aproximadamente 156 toneladas de PCCC (Núm de CAS 85535-84-8) (Observaciones presentadas el 7 de abril, perfil de riesgos de las PCCC, Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes, 2008). En 2005 y 2006, Croacia importó entre 2,3 y 2,7 y 1,2 a 1,5 toneladas, respectivamente, de PCCC como componente (13±1%) pirorretardante (presentación de 2010 con arreglo al anexo E). La Argentina importó 40,02 toneladas de PCCC en 2008 en un solo lugar y 53,688 toneladas en 2009 (cifra total en dos lugares) (presentación hecha en 2010 con arreglo al anexo E). La República Dominicana importó 11.880 toneladas en 2013 (información presentada con arreglo al anexo E 2014).
24. El Ecuador notificó cantidades de parafinas cloradas importadas (sin especificar las longitudes de las cadenas (presentación hecha en 2010 de conformidad con el anexo E). Entre 1990 y 2010 se importaron 8 kt de parafinas cloradas, de las cuales 4,5 kt se importaron en el período 2005-2010. México también notificó importaciones de parafinas cloradas (sin especificar la longitud de las cadenas) (presentación hecha en 2010 con arreglo al anexo E) por un total de 18 kt entre 2002 y 2010.

### 2.2.2 Usos y liberaciones

25. En el Canadá y en la UE los principales usos y liberaciones históricos de PCCC se dieron en aplicaciones metalúrgicas. (Environment Canada, 2003<sup>a</sup>; Euro Chlor, 1995; OSPAR, 2001). Stiehl y otros (2008) anticiparon que el uso de las PCCC como agente ignífugo podría aumentar tras la entrada en vigor de la prohibición de las mezclas comerciales de pentaBDE. En la UE se utilizaron 9,4 toneladas/año con fines metalúrgicos en 1994. Petersen (2012) informó de que en el período entre 1978 y 1988 las cantidades producidas fueron de aproximadamente 14 kt/año. Otros usos se dan en pinturas, adhesivos y selladores, líquidos de engrase del cuero, plásticos y caucho, sustancias ignífugas, materiales textiles y polímeros. Las cantidades de PCCC usadas en la UE se redujeron de 13 kt a 4 kt/año para todos los usos en 1994 y 1998, respectivamente. Desde 2002, en la UE, el uso de PCCC con fines metalúrgicos y de engrase de cuero ha estado sometido a restricciones, de conformidad con la Directiva 2002/45/EC de la UE (las PCCC en concentraciones superiores al 1% con fines metalúrgicos y de engrase de cuero estaban prohibidas). Tomando como base los datos de consumo den 2004, las liberaciones totales calculadas de PCCC en la UE25 son de 4,7 a 9,5, 7,4 a 19,6, 0,6 a 1,8, y 8,7 a 13,9 toneladas/año para el agua de superficie, el agua de desecho, el aire y el suelo industrial/urbano, respectivamente (presentación hecha por Alemania en 2010 con arreglo al anexo E, citando el establecimiento de prioridades de la Agencia Europea de Sustancias y Preparados Químicos y la información de antecedentes del anexo XIV para los alcanos, C<sub>10-23</sub>, cloro). Un estimado del consumo realizado más recientemente por Zarogiannis y Nwaogu (2010) como parte de la información presentada por los Países Bajos con arreglo al anexo E (2014) calculó que el año 2009 en

la UE se habían consumido 530 toneladas de PCCC. Las PCCC están restringidas en la UE en virtud del Reglamento (UE) núm. 519/2012 de la Comisión sobre COP, el cual prohíbe todos sus usos con excepción del uso en cintas transportadoras en la minería y selladores de represas (se ha propuesto que en el futuro la prohibición sea total). No existen indicios de fuentes naturales significativas de PC (U.K. Environment Agency, 2003a).

26. Noruega prohibió las PCCC en 2002 por lo que cabría esperar que las emisiones de PCCC en ese país fuesen bajas. No obstante, es posible que se liberen cantidades limitadas de PCCC al medio ambiente derivadas de viejos productos y materiales que todavía se utilizan y de artículos importados. Según estimaciones realizadas, en Noruega las liberaciones se redujeron en un 73% en el período transcurrido entre 1995 y 2010, de alrededor de 1 tonelada en 1995 a 0,3 toneladas en 2010 (Organismo de Medio Ambiente de Noruega, 2014a). A pesar de lo estricto de las regulaciones, se siguen detectando PCCC en muestras ambientales y de la biota en Noruega, por ejemplo en muestras de aire y de la biota tomadas en Svalbard (por ejemplo, Organismo de Medio Ambiente de Noruega 2014 a, b, c, 2013).

27. El uso más extendido de las PCCC en los Estados Unidos era como componente de lubricantes y refrigerantes en operaciones de cortado y conformado de metales. Su segundo uso más común era plastificante secundario y agente ignífugo en plásticos, especialmente PVC (US EPA, 2009). Los Estados Unidos han eliminado el uso de las PCCC. En el Japón, las industrias metalúrgicas eliminaron de manera voluntaria las PCCC en 2007 (Harada y otros, 2011).

28. En 1994, se utilizaron en Suiza 70 toneladas de PCCC y se estima que los usos se han reducido en un 80% (información presentada en 2007 con arreglo al anexo E). El uso más extendido de las PCCC en Suiza se daba en los selladores de juntas. Las PCCC se han utilizado como sustitutas de PCB en juntas (a saber, empalmes, en edificios) y esto puede constituir una fuente de la sustancia cuando se renuevan los edificios. En Polonia, las PCCC se utilizan como pirorretardante en cintas transportadoras de caucho (presentación hecha en 2010 con arreglo al anexo E). Polonia produjo el 16,4% (aproximadamente 39 toneladas) de las 237,880 toneladas de cintas transportadoras vendidas en la Unión Europea en 2007 y utilizó 23,062 toneladas de cintas transportadoras. En Rumania se utilizaban aproximadamente 23.700 kilogramos de PCCC como agente plastificante (presentación hecha en 2010 con arreglo al anexo E). El Brasil indica que en el país se usan 300 toneladas/año como agente ignífugo en caucho, alfombras y accesorios de automóviles (presentación hecha en 2007 con arreglo al anexo E). El uso de las PCCC en Australia en la industria metalúrgica disminuyó un 80% entre 1998/2000 y 2002 a aproximadamente 25 toneladas/año de PCCC (NICNAS, 2004). En 2006, en la República de Corea, las PCCC se utilizaban principalmente en lubricantes y agentes aditivos. No existe modelo alguno de liberaciones ni se dispone de datos cuantitativos (Observaciones presentadas el 7 de abril de 2008 sobre el perfil de riesgos de las PCCC del Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes). Se ha informado de que la República de Mauricio usa PCCC (Observaciones enviadas el 7 de abril, perfil de riesgos de las PCCC, Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes, 2008). Senegal utiliza PCCC pero se desconoce en qué cantidades (Observaciones presentadas el 8 de mayo de 2015, perfil de riesgos de las PCCC, Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes). Honduras informa de que las PCCC están presentes en productos y materias primas importadas, aunque se desconoce en qué cantidades; los usos incluyen la producción de PVC, los aditivos en pinturas y selladores, la industria automotriz y los cables eléctricos (presentación hecha en 2010 con arreglo al anexo E). En la Argentina las PCCC se importan principalmente para la industria plástica (presentación hecha en 2010 con arreglo al anexo E). No se dispone de mucha información de acceso público sobre el uso de las PCCC en fluidos utilizados en la perforación de pozos para la exploración de gas y petróleo, a pesar de que en varias patentes se indica ese uso (IPEN, 2015).

29. Las liberaciones de PCCC al medio ambiente ocasionadas por el ser humano pueden tener lugar durante la producción, el almacenamiento, el transporte, el uso industrial y el consumo de productos que contienen PCCC, la eliminación y la incineración de residuos y el depósito de productos en vertederos. Las posibles fuentes de liberación al agua durante los procesos industriales son, entre otras, los vertidos accidentales, el lavado de instalaciones y la escorrentía provocada por tormentas. También pueden producirse liberaciones de PCCC en fluidos empleados en la metalurgia o en el corte de metales, y a medios acuáticos a partir de la eliminación de tambores, el arrastre y el uso de líquidos de lavaje (Gobierno del Canadá, 1993a). El Ecuador señala que la limpieza de plantas metalúrgicas genera liberaciones a los ecosistemas acuáticos (presentación hecha en 2010 con arreglo al anexo E). Dichas liberaciones se recogen en los sistemas de alcantarillado y terminan finalmente en los efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales. No hay actualmente información disponible sobre el porcentaje de liberación en las plantas de tratamiento de aguas residuales ni sobre la eficacia en la extracción.

30. Los datos obtenidos de la vigilancia indica que cabría esperar mayores emisiones de zonas industrializadas y densamente pobladas (Chaemfa y otros, 2014; Chen y otros, 2011). El uso de envases de aceite para engranajes, los fluidos empleados en la perforación de pozos petroleros y el uso de equipos en otros tipos de extracción minera, los fluidos y el equipo empleado en la prospección de petróleo y gas, la fabricación de tubos sin costura, la labra de metales y el funcionamiento de las turbinas de los barcos pueden producir otras liberaciones (CPIA, 2002; Environment Canada, 2003b).
31. Los vertederos son una importante vía de eliminación de productos a base de polímeros en el Canadá. Cabría esperar que las parafinas cloradas se mantuvieran estables en dichos productos, con pérdidas menores a través de las filtraciones de agua. La lixiviación procedente de los vertederos es seguramente insignificante, debido a la fuerza con que las parafinas cloradas se adhieren a los suelos. Pequeñas emisiones de estos productos, que se disuelven fácilmente en polímeros, podrían producirse durante siglos después de su eliminación (IPCS, 1996).
32. También podría producirse la liberación de parafinas cloradas incorporadas en los polímeros durante el reciclado de plásticos, por ejemplo durante procesos como el corte, la trituración y el lavado. Si las parafinas cloradas se liberaran en forma de polvo en estas operaciones serían adsorbidas en partículas debido a sus elevados coeficientes de adsorción y partición octanol-aire. La tasa de emisión está en función del alcance de las medidas de control del polvo en la instalación (De Boer, 2010).
33. Recientemente ha quedado demostrado que las actividades de reciclado intensivo de desechos electrónicos son una fuente importante de liberación de PC al medio ambiente (sedimento y biota) (Chen y otros, 2011; Luo y otros, 2015). De igual forma, la aplicación de fangos cloacales en los suelos y el riego con aguas residuales pueden ser la causa de la presencia de PCCC en los suelos (Zeng y otros, 2011b, 2012b).
34. Petersen (2012) informó de unas 25 kt en materiales de construcción como “reservas” de PCCC en edificios y otras construcciones. Los cálculos revelaron que, sin duda, los selladores y revestimientos constituían la mayor parte de la reserva, mientras que la cantidad de PCCC en el plástico era insignificante. Se calculó que los desechos generados anualmente ascendían a 1,2 kt de PCCC de desechos procedentes de edificios y construcciones. Se espera que durante la producción y el transporte ocurran menos pérdidas que durante la producción y eliminación de parafinas cloradas (Fiedler, 2010).
35. El Registro Europeo de Emisiones y Transferencia de Contaminantes (PRTR)<sup>2</sup> es un registro basado en la web creado por el Reglamento (CE) núm. 166/2006 de la Comisión, el cual pone en práctica el Protocolo PRTR de la CEPE. En el año 2012, 17 instalaciones notificaron liberaciones de 301 kg de PCCC al agua (ninguna a suelo ni al aire). Las plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas, la industria química y el sector energético se contaron entre las principales fuentes de esas liberaciones. Según datos de 2007 las liberaciones al agua fueron de 290 kg.
36. Datos transmitidos desde 1999 al Inventario Nacional de Emisiones de Contaminantes del Canadá (NPRI) revelaron que cantidades muy pequeñas de parafinas cloradas (de cadena corta, media y larga) están siendo liberadas al medio ambiente canadiense por empresas que cumplen los requisitos del NPRI sobre presentación de informes<sup>3</sup>. Entre 2001 y 2002 el NPRI informó de la eliminación en vertederos de 1,45 toneladas de parafinas cloradas y del reciclado de 1,94 toneladas procedentes de dos empresas de Ontario. Ambas empresas utilizan PCCC como componente de la preparación de compuestos en la fabricación de alambres y cables y de pinturas y revestimientos, respectivamente. En 2005, el NPRI informó sobre una empresa de Ontario que había eliminado 0,023 toneladas de alcanos, C<sub>10-13</sub>, cloro (núm. de CAS 85535-84-8) fuera de la empresa y que 2,967 toneladas también fueron recicladas fuera de la empresa.
37. En los Estados Unidos, es obligatorio presentar informes sobre las PCCC al Inventario de Emisiones Tóxicas (TRI), ya que estas pertenecen a una categoría más amplia de alcanos policlorados (todos ellos especies saturadas C<sub>10-13</sub>, con un contenido medio de cloro de entre 40% y 70%). La información suministrada por los Estados Unidos durante el período analizado indicaba que, según los datos del TRI sobre liberaciones correspondientes a 2005, se registró un total de 19.404 kg de alcanos policlorados destinados a eliminación dentro y fuera de la empresa, u otras liberaciones procedentes de industrias de los Estados Unidos sujetas al envío de informes, incluidos 693 kg en forma de emisiones al aire; 880 kg como fuentes puntuales de emisiones fugitivas al aire y 3,2 kg como descargas en aguas superficiales (datos del TRI sobre liberaciones a 2005, registrados hasta el 15/11/2006, publicados

<sup>2</sup> <http://prtr.ec.europa.eu/PollutantReleases.aspx>.

<sup>3</sup> [http://www.ec.gc.ca/pdb/querysite/query\\_e.cfm](http://www.ec.gc.ca/pdb/querysite/query_e.cfm), sitio web consultado el 9 de agosto de 2007.

el 22/03/2007, disponibles en [www.epa.gov/tri](http://www.epa.gov/tri)). Según los datos del TRI para 2013, se liberaron 192 kg en total. Habida cuenta de que las industrias del petróleo y el gas están exentas de presentar informes en el marco del TRI, ello puede representar una subestimación de las liberaciones al aire y al agua (observaciones presentadas el 27 de febrero de 2015 en relación con el perfil de riesgos de las PCCC del Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes). El uso de las PCCC ha sido eliminado en los Estados Unidos gracias a un decreto acordado entre el gobierno de ese país y el último fabricante de ese producto químico. Se procedió a la eliminación de las PCCC debido a las preocupaciones expresadas respecto de su persistencia, bioacumulación y toxicidad (información de 2014 con arreglo al anexo E).

38. Los COP enumerados pueden ser liberados de manera no intencional por espumas de goma y poliuretano tratadas con PC. Takasuga y otros (2012) detectaron altos niveles de PCB y HCB como contaminantes en el rango de partes por millón como contaminantes debido a un cambio en el método de fabricación de las PC.

## 2.3 Destino ambiental

### 2.3.1 Persistencia

#### Persistencia en el aire

39. La vida media en la atmósfera calculada para las PCCC, sobre la base de su reacción con radicales hidroxilo, va de 0,81 a 10,5 días, utilizando la concentración atmosférica estándar del radical hidroxilo de  $1,5 \times 10^6$  moléculas/cm<sup>3</sup> durante las horas de sol en el programa informático AOPWIN (v. 1,86) (Meylan y Howard, 1993; Atkinson, 1986, 1987). Utilizando una concentración de radicales hidroxilo más baja, de  $5 \times 10^5$  moléculas/cm<sup>3</sup>, que es la que suele usarse como media diaria (24 horas) en aire relativamente libre de contaminación en la UE, la vida media atmosférica oscilaba entre 1,2 y 15,7 días. Hay que señalar que las velocidades de reacción del radical hidroxilo varían en el tiempo con la luz solar media diaria, y  $5 \times 10^5$  moléculas/cm<sup>3</sup> pueden no ser típicas de latitudes septentrionales, pues las concentraciones del radical hidroxilo disminuyen con la latitud. Además, la elevada adsorción de las parafinas cloradas en partículas atmosféricas a bajas temperaturas, típica de las condiciones existentes en las latitudes altas, puede limitar el curso de la oxidación atmosférica. Li y otros (2014b) tomando como base un modelo recién desarrollado de reconocimiento de la evaluación del sistema de calidad (QSAR) (que aplica la teoría funcional de densidad y una concentración de OH de  $9,7 \times 10^5$  moléculas cm<sup>-3</sup>) notificaron que los homólogos C<sub>10-11</sub> Cl<sub>5-8</sub> y C<sub>12</sub>Cl<sub>6-8</sub> tendían a un largo ciclo de vida ( $\tau$  entre 3 y 15 días) en el aire. C<sub>10-13</sub> (en especial el C<sub>13</sub>) con n<sub>Cl</sub><9 tenía incluso un ciclo de vida mucho más prolongado. Los datos derivados de la vigilancia indican que el C<sub>10-11</sub> Cl<sub>5-7</sub> es el grupo dominante en la fase gaseosa y el C<sub>11-12</sub> Cl<sub>6-8</sub> el más abundante en las muestras de deposición atmosférica. Apenas se detectó el C<sub>13</sub> en el aire debido a que su volatilidad es más baja (Ma y otros, 2014c).

#### Persistencia en el agua

40. Aunque las PCCC pueden someterse a una hidrólisis lenta (presentación de 2010 Costa Rica hecha con arreglo al anexo E)<sup>4</sup>, no se prevé que se degradarán de manera significativa debido a procesos abióticos como la hidrólisis (PIPPQ, 1996; Organismo de Medio Ambiente del Reino Unido, 2003a, b). Koh y Thiemann (2001) demostraron que las mezclas de PCCC experimentaban rápidos procesos de fotólisis en acetona-agua bajo luz ultravioleta (lámpara de arco de mercurio; aproximadamente 254 a 436 nm) con períodos de semidesintegración de 0,7 a 5,2 horas. La vida media en agua pura de un producto a base de PCCC con 52% de cloro por peso en esas mismas condiciones fue de 12,8 horas. Aunque los resultados dan a entender que la fotólisis puede ser una vía de degradación para algunas PCCC, la importancia ambiental de este estudio es dudosa, dado que el uso de una fuente de radiación ultravioleta puede haber producido períodos de semidesintegración mucho más cortos que la luz natural. Asimismo, el grado de fotodegradación puede ser limitado en aguas profundas y/o en latitudes septentrionales; por otra parte, la acetona pudiera no ser el solvente adecuado para este tipo de estudios por ser un agente fotosensibilizador.

41. Como parte de la presentación hecha conforme al anexo E (2010), la Chlorinated Paraffins Industry Association (CPIA) notificó los resultados de un ensayo prolongado de biodegradabilidad fácil de un producto de PCCC con un 49,75% de cloro por peso (Cereclor 50LV), siguiendo el método de ensayo a botella cerrada de la OCDE 301, con modificaciones para prolongar la duración del ensayo a 56 días. Debido a la baja solubilidad en agua de las PCCC, se emplearon un solvente (aceite de silicona) o un agente emulsionante (polialcoxilato de alquilfenol) para aumentar la

<sup>4</sup> Datos del perfil de parafinas cloradas del Proyecto de Conservación de áreas marinas especiales del Reino Unido [http://www.ukmarinesac.org.uk/activities/water-quality/wq8\\_35.htm](http://www.ukmarinesac.org.uk/activities/water-quality/wq8_35.htm)

biodisponibilidad de la sustancia que se estaba sometiendo a ensayo, tal como lo permite la directriz 301 de la OCDE. Se utilizó como inoculante agua de río o lodo activado secundario. No se incluyeron muestras en las que lo único que había era disolvente o agente emulsionante. Solo se obtuvo una biodegradación superior al 60% cuando las PCCC se emulsionaban con polialcoxilato de alquilfenol. Este porcentaje se superaba en un lapso de 28 días cuando se utilizaba agua de río. Las PCCC en aceite siliconado lograron una degradación de 33% en un lapso de 56 días. Así pues, estas PCCC con bajo contenido de cloro cumplieron los criterios de biodegradabilidad fácil solamente cuando se las emulsionó y en presencia de un inoculante obtenido de agua de río. En presencia del inoculante obtenido de lodo no se biodegradaban fácilmente en un lapso de 28 días, aunque sí tuvo lugar una degradación significativa (de 55%) en un lapso de 42 días en presencia de un agente emulsionante. No queda claro cuán pertinente es el uso de un agente tensoactivo para calcular la biodegradación en medios acuáticos, especialmente teniendo en cuenta los resultados contradictorios de estudios sobre biodegradación y los resultados de la observación en sedimentos. Se desconoce en qué medida se degradarían las PCCC con mayor contenido de cloro en condiciones similares. Según estudios sobre la biodegradación de las PCCC en sedimentos, se diría que las PCCC con menor contenido de cloro son mucho más biodegradables que las que tienen un mayor contenido de esa sustancia.

42. Lu (2012) logró aislar *Pseudomonas* sp. N35 capaces de degradar las PCCC en microcosmos de cultivos puros y fangos cloacales.

#### **Persistencia en el suelo y los sedimentos**

43. Mediante pruebas de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) durante 25 días, Madeley y Birtley (1980) determinaron que las PCCC (con 49% de cloro) parecían quedar rápida y completamente degradadas por microorganismos aclimatados al cabo de los 25 días. No se observó absorción significativa de oxígeno en las pruebas en que se utilizaron parafinas cloradas con gran contenido de cloro, entre ellas dos PCCC (60% y 70% de cloro). Fisk y otros (1998a) determinaron que dos cloro-n-alcanos  $C_{12}$  marcados con  $^{14}C$  (56% y 69% de cloro) se degradaban a 12°C en sedimentos aeróbicos utilizados para un estudio de biodisponibilidad de las PCCC en oligoquetos. Las vidas medias en sedimentos fueron de  $12 \pm 3,6$  días y  $30 \pm 2,6$  días para los productos con 56% y 69% de cloro, respectivamente.

44. Se llevó a cabo un estudio sobre la biodegradación aeróbica y anaeróbica de las PCCC en sedimentos tanto de agua dulce como marinos (Thompson y Noble, 2007, Organismo de Medio Ambiente del Reino Unido, 2007). Utilizando productos formados por n-decanos y n-tridecanos marcados con  $^{14}C$ , con 65% de cloro por peso y basando sus experimentos en la directriz 308 de la OCDE sobre la realización de pruebas, las vidas medias (para mineralización [producción de dióxido de carbono o de metano]) de un producto del tipo  $C_{10-13}$ , con 65% del peso en cloro, se calcularon en 1.630 días en sedimentos de agua dulce y 450 días en sedimentos marinos en condiciones aeróbicas. En los sedimentos anaeróbicos se observó muy poca mineralización o ninguna.

45. Los perfiles de concentración de los residuos de PCCC en sedimentos del lago Winnipeg en Manitoba y el lago Fox en el Yukón indicaron que los residuos estaban presentes en los cortes de sedimentos de ambos lagos (Tomy y otros, 1999) que databan de 1947. Se observaron residuos de PCCC en sedimentos de la cuenca occidental del lago Ontario que databan de 1949. Las concentraciones más elevadas (800 ng/g de peso seco) se observaron en el corte fechado en 1971 (Muir y otros, 1999a). Se midieron también las PCCC en un testigo de material sedimentario fechado que se recogió en el lago St. Francis (Saint-François) en 1996, aguas abajo de una antigua planta de fabricación de parafinas cloradas. Los perfiles históricos muestran la presencia de niveles relativamente bajos de PCCC en comparación con los del lago Ontario (Muir y otros, 1999a, 2002). La fecha media de las concentraciones más altas de PCCC era  $1985 \pm 4$  años (Turner, 1996). Los grupos predominantes por la longitud de sus cadenas fueron  $C_{11}$  y  $C_{12}$ . Iozza y otros (2008) midieron los niveles de PCCC en núcleos de sedimentos desde 1960. Sin embargo, el patrón de grupos homólogos muestra cambios en el tiempo (Iozza y otros, 2008; De Boer, 2010; Zeng y otros, 2012c; Chen y otros, 2011).

46. La falta de información acerca de la carga para cualquiera de los años en cualquiera de esos lugares impide calcular un valor discreto de la vida media a partir de esos datos. No obstante, el hecho de que en esos lugares se hayan detectado residuos de PCCC en testigos de material sedimentario que databan del decenio de 1940 es indicio de que las PCCC pueden persistir durante más de 50 años en sedimentos anaeróbicos subsuperficiales. Environment Canada (2004) utilizó ecuaciones de descomposición de primer orden en un método de cálculo regresivo para determinar que las PCCC en sedimentos tienen un período de semidesintegración de más de un año. Pese a que el método de cálculo regresivo para determinar las vidas medias no proporciona un valor discreto para la vida media

de una sustancia química, sí puede dar respuesta a la cuestión de si la vida media de una sustancia química es mucho mayor que un período de tiempo especificado. Algunas evaluaciones oficiales y exámenes publicados han concluido que sólo cabe esperar una biodegradación lenta en el medio ambiente, aun en presencia de microorganismos adaptados (Gobierno del Canadá, 1993a, b; Tomy y otros, 1998a; CE, 2000).

47. Hay poca información sobre la persistencia de las PCCC en el suelo. En un estudio realizado por Omori y otros (1987), se hicieron pruebas sobre la posible dechloración de algunas cepas de bacterias del suelo que actúan sobre el  $C_{12}H_{18}Cl_8$  (63% de cloro). Si bien no pudieron aislar una cepa bacteriana que pudiera usar dicha sustancia química como única fuente de carbono, sí pudieron determinar que diferentes cepas tratadas previamente con n-hexadecano poseían diferentes capacidades de dechloración. Un cultivo mixto (cuatro cepas bacterianas) y una única cepa (HK-3) por sí sola liberaron el 21% y el 35% del cloro, respectivamente, al cabo de 48 horas. En otro estudio de Nicholls y otros (2001), se investigó la presencia de las PCCC en suelos agrícolas del Reino Unido en los que se habían aplicados fangos cloacales en varias ocasiones. No lograron detectar PCCC ( $<0,1 \mu\text{g/g}$ ). Sin embargo, en el estudio no se hizo un seguimiento específico del destino de las PCCC después que se aplicaron los fangos, razón por la cual, hay dudas acerca de la importancia de sus resultados.

#### **Resumen de la persistencia**

48. Las PCCC cumplen el criterio de persistencia en los sedimentos (anexo D del Convenio de Estocolmo). Son también lo bastante persistentes en el aire como para que sean transportadas a larga distancia. Las PCCC parecen ser hidrolíticamente estables. Si bien hay pruebas de que las PCCC con bajo contenido de cloro se pueden degradar fácilmente en el agua en condiciones mejoradas, se desconoce si los resultados de los ensayos son pertinentes al medio real. No hay información suficiente para llegar a conclusiones sobre la persistencia en el agua de las PCCC con mayor contenido de cloro. Tampoco hay información suficiente sobre su persistencia en el suelo. En general, se considera que las PCCC cumplen con los criterios de persistencia establecidos en el Convenio de Estocolmo.

### **2.3.2 Bioacumulación**

#### **Log K<sub>ow</sub> y factores de bioacumulación obtenidos con modelos**

49. Sijm y Sinnige (1995) calcularon una gama de  $\log K_{ow}$  de entre 4,8 y 7,6 para todos los posibles congéneres de las PCCC. Fisk y otros (1998b), determinaron los coeficientes de partición octanol-agua para  $C_{12}H_{20,1}Cl_{5,9}$ , con 55,9% del peso en Cl, y  $C_{12}H_{16,2}Cl_{9,8}$ , con 68,5% del peso en Cl. Los valores medios de  $\log K_{ow}$  se calcularon en 6,2 para el 55,9% del peso en Cl (el  $\log K_{ow}$  era de 5,0 a 7,1) y en 6,6 para el 68,5% del peso en Cl (el  $\log K_{ow}$  era de 5,0 a 7,4). Usando datos empíricos de  $K_{ow}$  y suponiendo total ausencia de metabolismo, el modelo Gobas para determinar el factor de bioacumulación (FBA) en peces estimó valores de FBA mayores de 5.000 para todas las posibles PCCC.

#### **Bioconcentración**

50. El Gobierno del Canadá (1993b) analizó los factores de bioconcentración (FBC) calculados en estudios de laboratorio para las PCCC y se determinó que variaban extraordinariamente entre las diferentes especies. Se determinaron valores de FBC relativamente bajos en algas de agua dulce y marinas ( $<1$  a 7,6). Se han medido valores de FBC de hasta 7.816 de peso húmedo en truchas arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) (Madeley y Maddock 1983a, b) y de 5.785 a 138.000 de peso húmedo en el mejillón común (*Mytilus edulis*) (Madeley y otros, 1983b; Madeley y Thompson, 1983; Renberg y otros, 1986).

51. La información presentada por el Japón sobre los resultados de las pruebas de medición de FBC en las parafinas cloradas (C=11, Cl = 7 a 10) indicaba que estos productos químicos son bioacumulativos. En dos concentraciones de prueba (0,1 y 1  $\mu\text{g/l}$ ) se midieron los FBC y los organismos de prueba estuvieron expuestos durante 60 días. No se observó una correlación entre el contenido de cloro de las PC y su posible bioconcentración. Los factores de bioconcentración estuvieron entre 1.900 y 11.000 (información presentada por el Japón para el perfil de riesgos de las PCCC del Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes).

52. Otra información presentada por el Japón en la quinta reunión del CECOP (UNEP/POPS/POPRC.5/INF/23) se notificaban resultados de pruebas de medición de FBC para las carpas para PCCC con  $C_{13}$ ,  $Cl_{4,9}$ . Debido a las bajas concentraciones de las sustituciones de Cl = 4, 8 y 9 y a que el análisis no tenía la sensibilidad suficiente para esas concentraciones, se determinaron FBC en condiciones estables solamente para las sustituciones Cl = 5, 6 y 7. Los FBC se

midieron en dos concentraciones de prueba (1 y 10 µg/l); no obstante, no se sabe a ciencia cierta si esas concentraciones eran para los congéneres en cada uno de los niveles de cloración o para la propia mezcla. Las concentraciones medidas de C=13 en cada uno de los niveles de cloración indica que la concentración de prueba fue para los congéneres en cada uno de los niveles de cloración. La duración de la exposición fue de 62 días. El potencial de bioconcentración tuvo una tendencia al aumento cuando aumentaba el nivel de cloración. Los factores de bioconcentración estuvieron entre 1.530 y 2.830.

53. Las PCCC se bioacumulan también en los humanos. Concretamente, según previsiones, las PCCC con entre 5 y 6 átomos de cloro tendrán el mayor potencial combinado de LRT y bioacumulación en humanos (Gawor y Wania, 2013), si no se tiene en cuenta la biotransformación en la predicción. Se calcula que las PCCC con Cl<sub>5-6</sub> o una mayor cloración tienen un potencial de bioacumulación en humanos en el Ártico, incluida la biotransformación (se utilizaron las semividas calculadas en los peces como estimación bruta del potencial de eliminación metabólica en toda la cadena alimentaria humana) (Gawor y Wania, 2013).

#### **Estudios de laboratorio sobre bioacumulación, biomagnificación y biotransformación**

54. La acumulación a través de la dieta se ve influida por la longitud de la cadena carbonada y el contenido de cloro (Fisk y otros, 1996, 1998b, 2000). Se determinó que las PCCC con 60% de cloro por peso tenían factores de biomagnificación (FBM) en equilibrio mayores que 1, lo que indica un potencial de biomagnificación en cadenas tróficas acuáticas. Las vidas medias del proceso de depuración en peces fluctuaban entre 7 y 53 días en el caso de los alevines de truchas arcoíris (Fisk y otros, 1998b). En otro estudio, Fisk y otros (2000), calcularon períodos de semidesintegración en el proceso de depuración que fluctuaban entre 7,1 y 86,6 días en el caso de la trucha arcoíris. Los autores observaron que los peces metabolizaban PCCC con una cloración más baja, pero que las vidas medias de dos PCCC con una cloración elevada, C<sub>12</sub>H<sub>16</sub>Cl<sub>10</sub> y C<sub>12</sub>H<sub>20</sub>Cl<sub>6</sub>, eran parecidos a los de los organocloros recalcitrantes, que tienen un período de semidesintegración prolongado durante la biotransformación, >1.000 días. Fisk y otros (2000), determinaron que las vidas medias durante la depuración y biotransformación de algunas PCCC de C<sub>10-12</sub>, particularmente los decanos, eran análogos, lo que da a entender que la depuración se debe primordialmente a la biotransformación. Fisk y otros, también demostraron que los factores de biomagnificación calculados para 35 cloro-n-alcenos (datos combinados para PCCC y PCCM) guardaban una importante relación con el número de átomos de carbono más cloro por compuesto y con el log K<sub>ow</sub>.

55. Bengtsson y Baumann-Ofstad (1982) descubrieron que, aunque el coeficiente de absorción (período de absorción de 91 días) de una PCCC compuesta por un 71% de cloro por peso era bajo (6%), esta poseía, en cambio, una retención notablemente elevada en el alburno (*Alburnus alburnus*). Esta formulación permaneció en los tejidos del pez a un nivel constante hasta que terminó el experimento tras un período de eliminación de 316 días. Fisk y otros (1998a), informaron de observaciones análogas en oligoquetos (*Lumbriculus variegatus*) para C<sub>12</sub>H<sub>20</sub>Cl<sub>6</sub> (56% de cloro por peso) y C<sub>12</sub>H<sub>16</sub>Cl<sub>10</sub> (69% del peso en cloro). Los factores de acumulación biota-sedimentos normalizados con el contenido de carbono orgánico del suelo, calculados a partir de las velocidades de absorción y depuración, fluctuaron entre 1,9 para C<sub>12</sub>H<sub>16</sub>Cl<sub>10</sub> y una media de 6,8 para C<sub>12</sub>H<sub>20</sub>Cl<sub>6</sub>. Las vidas medias de las dos PCCC fueron parecidas (~12 a 14 días), pero la absorción del dodecano más clorado fue muy inferior a la del dodecano menos clorado.

#### **Estudios de campo sobre bioacumulación y biomagnificación**

56. Los factores de bioacumulación (FBA) para grupos de PCCC de distintas longitudes de cadena en truchas (*Salvelinus namaycush*) de la parte occidental del lago Ontario se calcularon sobre la base de su concentración en el pez entero y de concentraciones disueltas en el agua (Muir y otros, 2001). Los FBA oscilaban entre 88.000 y 137.600 en truchas lacustres por peso en lípidos, y entre 16.440 y 25.650 por peso húmedo. Los dodecanos (C<sub>12</sub>) clorados eran las PCCC más abundantes tanto en el agua del lago como en los peces. Los FBM para las PCCC presentes en la dieta de la pinchagua (*Alosa pseudoharengus*) o el eperlano arcoíris (*Osmerus mordax*) variaban de 0,33 a 0,94 y eran los más altos en el caso de los tridecanos (C<sub>13</sub>), debido a sus bajas concentraciones en el agua. El FBM de las PCCC más alto se determinó en general entre la trucha lacustre y la pinchagua únicamente (FBM 0,91) (Muir y otros, 2003). Estos valores de FBM parecen indicar que las PCCC, especialmente los decanos y dodecanos clorados, no presentan biomagnificación en esta red trófica pelágica estudiada. Concentraciones relativamente altas de PCCC en el escorpión de fondo (*Cottus cognatus*) y la diporeia (*Diporeia sp.*) significan que los sedimentos son una importante fuente de PCCC para la fauna béntica (Muir y otros, 2002).

57. Se calcularon factores de bioacumulación en el lago Ontario para el total de isómeros de PCCC, así como de grupos y homólogos de las PCCC con la misma longitud de cadena (igual

fórmula molecular), detectados en las muestras de agua y de organismos (Houde y otros, 2008). Se llegó a la conclusión de que tanto en el lago Ontario como en el lago Michigan las PCCC se magnificaban entre la presa y los depredadores. Los FBA medios en las truchas del Lago Ontario variaban entre  $4,0 \times 10^4$  y  $1,0 \times 10^7$  para el  $C_{10}$ ,  $1,3 \times 10^5$  y  $3,2 \times 10^6$  para el  $C_{11}$ ,  $1,0 \times 10^5$  a  $2,5 \times 10^5$  para el  $C_{12}$  y  $2,5 \times 10^5$  para el  $C_{13}$ . Los factores de bioacumulación más altos se observaron en el escorpión-Diporeia (FBM = 3,6) tanto en la red trófica del lago Ontario como en la del lago Michigan. En ambos lagos los factores de bioacumulación fueron superiores a 1 para la trucha lacustre, el eperlano arcoíris y el escorpión-Diporeia y superiores a 1 para la trucha lacustre y la pinchagua en el lago Ontario. Los factores de magnificación trófica (FBT) oscilaron entre 0,47 y 1,5 para las PCCC (17 homólogos) en la cadena alimentaria del Lago Ontario. En el lago Michigan los FBT estuvieron entre 0,41 y 2,4. Entre los homólogos de las PCCC, el  $C_{10}Cl_8$  y el  $C_{11}Cl_8$  registraron los factores de magnificación trófica más altos (1,5). Un factor de magnificación trófica mayor que 1 indica que ciertos isómeros de PCCC tienen potencial de biomagnificación en la red trófica acuática (Houde y otros, 2008).

58. En un estudio de una red alimentaria acuática (incluidos plancton, peces y tortugas) en las inmediaciones de una planta municipal de tratamiento de aguas residuales se observó que las PCCC se biomagnificaban (Zeng y otros, 2011a). En la mayoría de los congéneres de PCCC estudiados los factores de bioacumulación se situaban entre 56.160 y 280.200 g/kg lw (de lípidos) en las especies de peces seleccionados con un FMT medio para la suma de  $C_{10-13}$  de 1,61. Los FMT homólogos específicos fueron de 1,66 para el  $C_{11}$ , 1,79 para el  $C_{12}$ , 1,75 para el  $Cl_7$ , y 1,78 para el  $Cl_8$ . No se evaluaron los FMT para otros grupos de homólogos debido a su débil relación lineal (Zeng y otros, 2011a).

59. Yuan y otros (2012) demostraron que las PCCC no se biomagnificaban en moluscos de las aguas costeras del mar Bohai en China debido a una significativa relación lineal negativa entre las PCCC normalizadas por el contenido lipídico y el nivel trófico. Se observó una tendencia similar en las PCDD/F y los PCB con mayor contenido de cloro en las cadenas alimentarias del mar Bohai en China (Wan y otros, 2005; Wan y otros, 2008 citados en Yuan y otros, 2012).

60. Se notificaron casos de bioacumulación y magnificación trófica en una red de cadenas alimentarias compuestas por zooplancton, ocho especies de invertebrados bentónicos (bivalvos, cobo, camarón y cangrejo) y ocho especies de peces de la bahía Liaodong al norte de China. Los logaritmos de los factores de bioacumulación (FBA) para el conjunto de PCCC (24 congéneres,  $C_{10}$  a  $C_{13}$ ,  $Cl_5$  a  $Cl_{10}$ ) fueron de entre 4,5 y 5,6 de peso húmedo (peso húmedo) para todos los organismos. El zooplancton registró el valor más bajo del logaritmo del FBA, los camarones artrópodos tuvieron un log FBA de 4,6 (39.810 l/kg de peso húmedo) y 4,8 (63.096 l/kg de peso húmedo) y los valores más altos se determinaron en los peces (entre 4,7 y 5,6, media de 5,1). Los valores de los FBA de los grupos con fórmulas que contienen PCCC presentan por lo general una tendencia al alza con el aumento de la longitud de la cadena carbonatada, el contenido de cloro y los valores  $K_{OW}$ . Los valores de los FMT (con excepción de  $C_{10}Cl_6$ ,  $C_{11}Cl_7$ ,  $C_{12}Cl_7$  y  $C_{13}Cl_7$  que no arrojaron una correlación significativa entre el nivel trófico y el peso en lípidos del conjunto de PCCC) fueron de entre 1,45 y 5,65 en esta red alimentaria. Los FMT registraron niveles más altos con el aumento de la longitud de la cadena y los homólogos  $Cl_8$  y  $Cl_9$  tuvieron los FMT más elevados. Se determinó que en la cadena alimentaria zooplancton-camarones-peces el FMT del conjunto de PCCC era de 2,38 (Ma y otros, 2014b).

61. Los FABS (factor de acumulación biota-sedimento normalizados por el contenido lipídico) de congéneres individuales de tres especies de bivalvos del mar Bohai oscilaron entre 0,14 y 4,03, 0,09 y 2,27, y 0,09 y 1,90, respectivamente (Ma y otros, 2014a). Los autores llegaron a la conclusión de que estos valores eran comparables con los notificados para los PCB (0,01 a 5,0) y los HCH (0,81 a 2,34), pero ligeramente más bajos que los notificados para el DDT (1,1 a 27,9) y los PBDE (1,0 a 11,4) (Yang y otros, 2006; Wu y otros, 2011; Yang y otros, 2006 y Wang y otros, 2009; todos citados en Ma y otros, 2014a).

62. Luo y otros (2015) indicaron la presencia de magnificación trófica en las especies de aves migratorias pero no en las especies terrestres residentes que habitaban en zonas de reciclaje de desechos eléctricos y electrónicos debido posiblemente a lo heterogéneo de la distribución de PCCC en el medio ambiente de la zona.

63. Los niveles observados en el hígado del tiburón de Groenlandia (capturado en aguas cercanas a Islandia) fueron 430 ng/g de grasa (mediana) en el caso de las PCCC y similares a congéneres individuales de los PCB notificados anteriormente (Strid y otros, 2013). Se detectaron PCCC en aves marinas y huevos de aves marinas de Svalbard a concentraciones medias de 3,95 ng/ml (plasma de la gaviota hiperbórea), y 7,83 y 3,23 ng/g de peso húmedo en huevos de gaviota y eider común (Organismo de Medio Ambiente de Noruega, 2013). Huevos del eider común, el cormorán europeo y

la gaviota argéntea recogidos en zonas remotas del norte de Noruega contenían concentraciones de PCCC de hasta alrededor de 5 ng/g de peso húmedo (Huber y otros, 2015). Tomando como base los niveles tróficos relativos y las concentraciones transformadas logarítmicamente en el bacalao polar, los huevos del pato de flojel, los huevos de gaviota, el plasma de la gaviota hiperbórea, el plasma de la foca anillada y el plasma del oso polar procedentes del Salvar, en el Ártico noruego, se calculó un FMT de 2,3 (Organismo de Medio Ambiente de Noruega, 2013).

64. Los datos obtenidos de la vigilancia muestran resultados diferentes con respecto a la biodisponibilidad. Algunos datos indican que la biodisponibilidad del grupo  $C_{13}$  es menor respecto de los peces que respecto de las PCCC de cadenas más cortas tomando como base el patrón de las PCCC en sedimentos del mar Báltico (alto contenido de  $C_{13}Cl_7$  y  $C_{13}Cl_8$  que no se observa en el lenguado que habita en la misma zona). No obstante, en otro estudio realizado las proporciones de los homólogos  $C_{10}$ - $C_{12}$  en sedimentos se reflejan en el lenguado. De igual forma, en el lago Ontario, el patrón de los homólogos  $C_{11}$  y  $C_{12}$  se ve reflejado en el cabracho si bien no se observan proporciones relativamente grandes de  $C_{13}Cl_7$  y  $C_{13}Cl_8$  en los sedimentos. Tampoco se observan niveles suficientes de  $C_{10}Cl_5$  y  $C_{10}Cl_6$  en el cabracho en comparación con los sedimentos debido a posibles indicios de biotransformación. Esta transformación podría ocurrir en invertebrados que habitan en los sedimentos de los que se alimentan los peces, así como en los propios peces (De Boer, 2010). Por el contrario, Mi y otros (2014b) identificaron FMT >1 en el caso de los homólogos  $C_{13}Cl_8$  y  $C_{13}Cl_9$  en una red alimentaria de zooplancton, invertebrados y peces.

### **Resumen de la bioacumulación**

65. Todos los datos disponibles, tanto los empíricos (de laboratorio y de campo) como los obtenidos con modelos, indican que muchas de las PCCC pueden acumularse en la biota. En el laboratorio se obtuvieron factores de bioconcentración (FBC) de entre 1.900 y 138.000, según las especies y los congéneres evaluados. Los factores de bioacumulación provenientes de estudios de campo realizados sobre los peces variaban entre 16.440 y 398.107 l/kg de peso húmedo y los factores de bioacumulación obtenidos a partir de modelos fueron >5.000 para todas las PCCC. En el caso de algunas PCCC pueden producirse una biotransformación de los compuestos y una biodisponibilidad limitada. En algunas redes alimentarias, incluidos organismos del Ártico, los factores de biomagnificación y magnificación trófica fueron de >1, lo que es indicio de biomagnificación y potencial de transferencia trófica. Los FBA de las PCCC presentan por lo general una tendencia al alza con el aumento de la longitud de la cadena carbonada, los átomos de cloro y los valores  $K_{OW}$ . Existen también indicios de que las PCCC pueden biomagnificarse en especies terrestres como las aves. En general las PCCC cumplen los criterios del Convenio de Estocolmo respecto de la bioacumulación.

### **2.3.3 Potencial de transporte a larga distancia**

66. En la información presentada por Suiza con arreglo al anexo E (2007) se exponen los lineamientos generales de un estudio llevado a cabo por Wegmann y otros (2007) en el que se utilizó el Instrumental de detección de potencial de transporte a larga distancia y de persistencia general de la OCDE para determinar el transporte a larga distancia de las PCCC y de otros posibles contaminantes orgánicos persistentes (persistencia general). Los resultados indicaron que las PCCC tienen propiedades de persistencia general y potencial de transporte a largas distancias parecidas a los de varios contaminantes orgánicos persistentes conocidos. El potencial de contaminación del Ártico de varias PCCC se calculó sobre la base de sus valores  $K_{OA}$  y  $K_{AW}$ , y se comparó con los resultados generados para una serie hipotética de sustancias químicas (Wania, 2003). Los resultados parecen indicar que las PCCC tienen potenciales de contaminación del Ártico análogos a los de la serie que va de los tetraclorobifenilos a los heptaclorobifenilos. Gawor y Wania (2013) construyeron modelos del potencial de transporte a larga distancia de todos los congéneres de las PCCC demostrando que las PCCC con  $C_{5-7}$  y  $Cl_{6-9}$  (en función de su  $\log K_{OA}$ ) se transportan como “multisaltadores/multinadores” capaces de acumularse significativamente en la superficie del Ártico. La información empírica y obtenida mediante modelos respalda la conclusión de que las PCCC se transportan a larga distancia.

67. Se han detectado PCCC en el aire, sedimentos, peces y mamíferos del Ártico, así como en el aire en la Antártida (véase la sección 2.4). Tomy (1997) y Bidleman y otros (2001), detectaron PCCC en concentraciones que oscilaban entre <1 y 8,5  $pg/m^3$  en aire recogido en el alto Ártico (Alert, isla Ellesmere). En 2011 se analizaron 12 muestras de aire en el centro de Alert, Nunavut, en el alto Ártico canadiense (entre enero y agosto) para confirmar la presencia de PCCC. Las concentraciones media y mediana fueron de 913,3 y 684,6  $pg/m^3$ , respectivamente, con un rango de 205,7 a 2.876  $pg/m^3$ , con predominio de los grupos  $C_{10}$  y  $C_{11}$  (Hung y otros, en prensa). Esto es considerablemente mayor que las mediciones efectuadas por Tomy (1997) y Bidleman y otros (2001). Borgen y otros (2000), midieron PCCC entre 9,0 y 57  $pg/m^3$  en el monte Zeppelin, Svalbard (Noruega) en 1999. En 2013, las

concentraciones medias anuales de PCCC en el monte Zeppelin, Svalbard (Noruega) fueron de 360  $\text{pg}/\text{m}^3$ , con medias mensuales de entre 185,8 y 596,5  $\text{pg}/\text{m}^3$  (Organismo del Medio Ambiente de Noruega, 2014b). La media anual para 2014 fue 240  $\text{pg}/\text{m}^3$ , con un rango entre 140 y 480  $\text{pg}/\text{m}^3$  (Organismo del Medio Ambiente de Noruega, 2015). Borgen y otros (2002), encontraron concentraciones de PCCC en el aire mucho más elevadas en la Isla del Oso, un islote aislado que se encuentra entre Svalbard y Noruega continental. Las concentraciones totales de PCCC iban de 1.800 a 10.600  $\text{pg}/\text{m}^3$ . Se midieron PCCC en los sedimentos de lagos árticos remotos (Tomy y otros, 1999; Stern y Evans, 2003), muy lejos de las fuentes locales de contaminación, al igual que en la biota ártica, como la foca anillada, la ballena blanca, la morsa (Tomy y otros, 2000), la trucha alpina y las aves marinas (Reth y otros, 2006), truchas de lagos remotos (Basconcillo y otros, 2015) y el tiburón de Groenlandia (Strid y otros, 2013), el oso polar, la foca anillada, la gaviota hiperbórea, la gaviota tridáctila, el pato de flojel y el bacalao polar (Organismo de Medio Ambiente de Noruega, 2013; Climate and Pollution Agency, Noruega, 2012). Los perfiles de concentración de PCCC en los mamíferos marinos del Ártico muestra un predominio de los congéneres de cadena carbonada más corta, es decir, los grupos  $\text{C}_{10}$  y  $\text{C}_{11}$  (Tomy y otros, 2000), algunos de los componentes más volátiles de las mezclas de PCCC (Drouillard y otros, 1998a), lo que parece indicar que dichos compuestos tienen más probabilidad de ser transportados a largas distancias. Esto concuerda con los resultados de Reth y otros (2005, 2006), que hallaron un enriquecimiento de las PCCC de  $\text{C}_{10}$  en la biota del Mar del Norte, en comparación con el Mar Báltico (Reth y otros, 2005) y en el Ártico, en comparación con el Mar Báltico (Reth y otros, 2006). No obstante, las PCCC detectadas en el hígado del tiburón de Groenlandia mostraban una predominancia de  $\text{C}_{11}$  y  $\text{C}_{12}$  con sustitutos de  $\text{Cl}_6$  y  $\text{Cl}_7$  (Strid y otros, 2013). Halse y otros (2015) encontraron en suelos recolectados en toda la zona latitudinal entre el Reino Unido y Noruega que las concentraciones de PCCC eran menores a medida que aumentaba la latitud lo que indica que las PCCC son comparativamente menos proclives al transporte a larga distancia en la atmósfera según indican las conclusiones del estudio.

68. Los resultados derivados de modelos que indican que los períodos de semidesintegración atmosférica de los principales homólogos de las PCCC observados en muestras ambientales, como el aire y la biota de los Grandes Lagos y el Ártico ( $\text{C}_{10}\text{H}_{17}\text{Cl}_5$ ,  $\text{C}_{10}\text{H}_{16}\text{Cl}_6$ ,  $\text{C}_{10}\text{H}_{15}\text{Cl}_7$ ,  $\text{C}_{11}\text{H}_{18}\text{Cl}_6$ ,  $\text{C}_{11}\text{H}_{17}\text{Cl}_7$ ,  $\text{C}_{12}\text{H}_{20}\text{Cl}_6$ ,  $\text{C}_{12}\text{H}_{19}\text{Cl}_7$ ), son superiores a dos días (sección 2.2.1). En general, las PCCC cumplen los criterios establecidos en el Convenio de Estocolmo respecto del transporte a larga distancia.

## 2.4 Exposición

### 2.4.1 Concentraciones en la atmósfera

69. En la sección 2.1 se aborda la complejidad de las PCCC y se describen las dificultades que se plantean a la hora de detectar y cuantificar con exactitud esos compuestos en el medio ambiente. Se han medido PCCC en el aire en varios países, entre ellos el Canadá (cf. sección 2.3.3), el Reino Unido y Noruega (cf. sección 2.3.3), Suecia y China.

70. El total de concentraciones de PCCC en la atmósfera (predominantemente en la fase gaseosa durante el verano) varió de 9,6 a 20,8  $\text{pg}/\text{m}^3$  en la isla Rey Jorge en la Antártida (Ma y otros, 2014c). Las cadenas carbonadas  $\text{C}_{10}$  y  $\text{C}_{11}$  con átomos de  $\text{Cl}_5$  y  $\text{Cl}_6$  predominaban tanto en la fase gaseosa como en la particulada. La absorción de materia orgánica de aerosoles tuvo un papel importante en la partición atmosférica contribuyendo de ese modo a la transferencia de PCCC en la remota región de la Antártida (Ma y otros, 2014c).

71. Las concentraciones de PCCC en muestras de aire recogidas en Egbert, Ontario (Canadá) en 1990 iban de 65 a 924  $\text{pg}/\text{m}^3$  (Tomy, 1997; 1998a). Las concentraciones de PCCC sobre el lago Ontario en 1999 y 2000 iban de 120 a 1.510  $\text{pg}/\text{m}^3$  (Muir y otros, 2001; D.C.G. Muir, datos inéditos, 2001).

72. Peters y otros (2000), informaron una concentración media de PCCC de 99  $\text{pg}/\text{m}^3$  en aire recogido en una localidad semirural de Lancaster (Reino Unido). Barber y otros (2005), hallaron que las concentraciones en la atmósfera del Reino Unido en 2003 oscilaban entre <185 y 3.430  $\text{pg}/\text{m}^3$  (media de 1.130  $\text{pg}/\text{m}^3$ ) y que eran mayores que las concentraciones encontradas en 1997 en el mismo lugar. Barber y otros (2005), también calcularon una concentración promedio de 600  $\text{pg}/\text{m}^3$  de PCCC en la atmósfera del Reino Unido.

73. En una zona urbana en Beijing, los niveles de PCCC variaban de 1,9 a 332  $\text{ng}/\text{m}^3$  (Wang y otros, 2012). En el delta del río Pearl al sur de China se detectó una concentración media de PCCC de 17,69  $\text{ng}/\text{m}^3$  con cadenas más cortas y congéneres con menor contenido de cloro (Wang y otros, 2013b). Li y otros (2012) investigaron los patrones de las concentraciones y los grupos de congéneres de PCCC en todo Asia Oriental. En China, las concentraciones en la atmósfera (entre 13,4 y 517

ng/m<sup>3</sup>) eran mayores que en el Japón (de 0,28 a 14,2 ng/m<sup>3</sup>) y Corea del Sur (de 0,60 a 8,96 ng/m<sup>3</sup>), que ya superaban los niveles determinados en otras regiones del mundo. En China predominaban los componentes de C<sub>10</sub> con Cl<sub>5</sub> y Cl<sub>6</sub> mientras que en el Japón y Corea el grupo más abundante era el C<sub>11</sub> (en lo que se refiere al total de cloro, el Cl<sub>6</sub> y el Cl<sub>5</sub> predominaban en el Japón y el Cl<sub>7</sub> en Corea).

74. La Autoridad de control de la contaminación de Noruega (SFT, 2002) midió concentraciones de PCCC en tres muestras de musgo de Noruega (Valvil, Molde y Narbuvooll). Las muestras se recogieron en zonas forestales, a una distancia mínima de 300 m de las carreteras y los edificios y a 10 km de las ciudades. Se midieron concentraciones de 3 µg/kg a 100 µg/kg de peso húmedo, lo que parece indicar que existe depósito de PCCC de la atmósfera. Desde el 2009, el programa de vigilancia del Organismo de Protección Ambiental de Suecia ha monitoreado la presencia de PCCC en el aire y en deposición. Las concentraciones de PCCC en dos estaciones de medición, situadas en la costa occidental y oriental de Suecia, arrojaron variaciones de entre 0,02 y 2 ng/m<sup>3</sup> en el aire y 10 y 380 ng/m<sup>2</sup> por día en deposición (Sjöberg y otros, 2014).

75. Los resultados del estudio retrospectivo GAPS en 2009 que incluyó cuatro lugares del Ártico reveló que las PCCC analizadas utilizando GC/MC de alta resolución eran detectables en muestras de discos de PUF a 220 pg/m<sup>3</sup> en Barrow, 81 pg/m<sup>3</sup> en Ny-Alesund, 1000 pg/m<sup>3</sup> en Stórhöfði y 87 pg/m<sup>3</sup> en Little Fox Lake (Harner y otros, 2014).

#### 2.4.2 Tratamiento de aguas residuales, fangos cloacales y suelos

76. Se detectaron PCCC en muestras de líquido tomadas en las salidas de las ocho plantas de tratamiento de aguas residuales del sur de Ontario, Canadá. El total de PCCC (C<sub>10-13</sub> disueltas y en partículas) oscilaba entre 59 y 448 ng/l. Las mayores concentraciones se hallaron en muestras procedentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales situadas en zonas industriales, incluidas Hamilton y St. Catharine's (Muir y otros, 2001).

77. Reiger y Ballschmiter (1995) informaron concentraciones de 80 ± 12 ng/l de las PCCC C<sub>10-13</sub>, con un 62% de cloro, aguas arriba, y concentraciones de 73 ± 10 ng/l aguas abajo de una planta de tratamiento de aguas residuales de Alemania. La concentración de PCCC en los efluentes era de 115 ng/l. En los Estados Unidos, Murray y otros (1988), informaron concentraciones de las PCCC C<sub>10-13</sub>, con un 60% de cloro, de <150 a 3.300 ng/l en el agua de la acequia de drenaje de un embalse que recogía fluidos procedentes de una planta de producción de parafinas cloradas en Dover, Ohio.

78. Iino y otros (2005), midieron concentraciones de PCCC en aguas afluentes y efluentes de tres plantas de tratamiento de aguas residuales municipales en Japón, en 2002. Las concentraciones de PCCC en aguas afluentes y efluentes oscilaban entre 220 y 360 ng/l y 16 y 35 ng/l, respectivamente. Las tres muestras de aguas afluentes contenían C<sub>10-13</sub>, con cinco a ocho cloros para cada homólogo. Ninguna de las muestras de los tres efluentes mostró niveles detectados de homólogos de C<sub>12</sub> y C<sub>13</sub>, lo que parece indicar que el tratamiento de los fangos cloacales puede remover los homólogos de C<sub>12</sub> y C<sub>13</sub>.

79. También se han medido PCCC en fangos cloacales. Stevens y otros (2002), hallaron concentraciones de las PCCC que oscilaban entre 6,9 y 200 µg/g de peso seco en fangos cloacales procedentes de 14 plantas de tratamiento de aguas residuales del Reino Unido. Las mayores concentraciones de las PCCC se encontraban en fangos procedentes de captaciones industriales. Sin embargo, una captación rural sin ningún aporte líquido de origen industrial registraba importantes niveles (590 µg/g) totales de las PCCC y PCCM en el fango (Stevens y otros, 2002). Desde 2004 se han seguido controlando anualmente las PCCC en el fango cloacal de nueve plantas de tratamiento de aguas residuales en Suecia observándose en 2013 niveles de las PCCC de entre 0,8 y 2 µg/g. Hasta el momento no se han observado tendencias temporales de importancia (IVL, 2015). Zeng y otros (2012b) calcularon las concentraciones de PCCC en el fango cloacal de 52 plantas de tratamiento de aguas residuales en China y observaron una variación de entre 0,8 y 52,7 µg/g de peso seco (media de 10,7 µg/g). Los resultados del análisis del balance de masa realizado en una planta municipal de tratamiento de aguas residuales en Beijing indican que entre 0,8% y 72,6% de la carga inicial de la masa de las PCCC (afluente 184 ± 19 ng/l) se encontró en los efluentes (27 ± 6 ng/l) y en 15,6 ± 1,4 µg/g de peso seco en los lodos drenados mientras que se perdió un 26,6% debido a la disipación. Los autores llegaron a la conclusión de que durante el tratamiento de aguas residuales en los lodos se depositan niveles importantes de las PCCC (Zeng y otros, 2012a). Los suelos agrícolas también pueden ser importantes depósitos de parafinas cloradas a causa de la aplicación de fangos cloacales (Stevens y otros, 2002; Nicholls y otros, 2001) o del riego con aguas residuales que trae como resultado una alta acumulación de las PCCC en suelos agrícolas con una rango de concentración de entre 159,9 y 1.450 ng/g de peso seco (Zeng y otros, 2011b).

80. Gasperi y otros (2012) evaluaron la calidad de las fugas de las canalizaciones en una cuenca

urbana. Las concentraciones de PCCC variaron de 15 a 50 µg/l, lo que indica que las PCCC presentes en las fugas de canalizaciones podrían plantear un riesgo importante para el medio ambiente, si se comparan con las Normas de Calidad del Medio Ambiente de la UE, junto con los hidrocarburos policíclicos aromáticos (PAH) y los compuestos de tributilestaño.

81. Se determinó una concentración media de las PCCC de  $60,4 \pm 54,9$  ng/g de peso seco para los suelos extraídos cerca del vertedero de Iqaluit, Nunavut, en el Ártico canadiense (Dick y otros, 2010, tal como lo notificó la CPIA en la presentación de 2010 hecha con arreglo al anexo E). Los resultados indican que el vertedero tal vez funcione de fuente local de contaminación de las PCCC en Iqaluit.

82. Se midieron las PCCC en suelos superficiales en una zona de China (isla Chongming) donde se observaron concentraciones totales en 27 muestras de suelos que variaron entre 0,42 y 420 ng/g de peso seco y en las que predominaban los congéneres C<sub>13</sub> y C<sub>11</sub> y Cl<sub>7</sub> y Cl<sub>8</sub> en la mayoría de las muestras de suelos (Wang y otros, 2013a). En 39 lugares donde se recogieron muestras de suelos superficiales de sitios forestales y pastizales en Europa Occidental (a lo largo de una sección transversal latitudinal en todo el Reino Unido y Noruega), se detectaron PCCC con la mayor concentración media ( $35 \pm 100$  ng/g de materia orgánica del suelo, seguida del endosulfán y el pentaclorobenceno). Una acentuada disminución de las concentraciones de PCCC según aumentaba la latitud indicó que la distribución espacial era ocasionada por la proximidad a las regiones fuente. Las concentraciones de PCCC (medias de 50 y 22 ng/g de materia orgánica del suelo en el Reino Unido y Noruega, respectivamente) resultaron evidentemente superiores a las concentraciones de Σ31PCB en las mismas muestras (5 y 8 ng/g de materia orgánica del suelo para el Reino Unido y Noruega, respectivamente (Halse y otros, 2015).

83. Wang y otros (2014) presentaron datos de la concentración de las PCCC recogidos de suelos urbanos en Shanghai. Las concentraciones totales de las PCCC (75 lugares de muestreo) variaron entre concentraciones inferiores al límite de detección y 615 ng/g de peso seco con un valor medio de 15,7 ng/g.

84. En un estudio realizado en menor escala, Chen y otros (2013) aportaron datos sobre la presencia de las PCCC en suelos recogidos en la zona suburbana de Guangzhou donde se hacían diferentes usos de la tierra. Los datos indicaron una concentración total de las PCCC en 17 muestras que variaba entre 7 y 541 ng/g (mediana: 84 ng/g). Los congéneres dominantes en el perfil típico de las PCCC tenían longitudes de cadenas carbonadas de C<sub>10</sub> y C<sub>11</sub> y entre 6 y 7 átomos de cloro. Gao y otros (2012) obtuvieron concentraciones de PCCC de entre 56,9 y 171,1 ng/g de peso seco en arrozales y de entre 83,5 y 189,3 ng/g de peso seco en suelos de zonas altas situados en la cuenta del río Liaohé.

#### 2.4.3 Aguas superficiales y marinas

85. Se detectaron PCCC en aguas superficiales de Ontario y Manitoba (Canadá). Se midieron niveles bajos de las PCCC (C<sub>10-13</sub>) disueltas en la parte occidental del lago Ontario en 1999 y 2000. En 1999, las concentraciones iban de 0,168 a 1,75 ng/l, en tanto que en 2000 eran menores (0,074 a 0,77 ng/l) (Muir y otros, 2001). La concentración promedio de las PCCC en aguas del lago Ontario (4 metros de profundidad) entre 2000 y 2004 era de 1,194 ng/l. Las concentraciones oscilaban entre 0,770 y 1,935 ng/l, 1,039 y 1,488 ng/l y 0,606 y 1,711 ng/l, en 2000, 2002 y 2004, respectivamente (Houde y otros, 2008). Se midieron concentraciones de las PCCC de  $30 \pm 14$  ng/l en el río Red, en Selkirk, Manitoba, durante un período de 6 meses en 1995 (Tomy, 1997). Tomy y otros (1999), atribuyeron las PCCC en el agua a una fuente local, posiblemente una planta de maquinado y reciclado de metales situada en la ciudad de Selkirk, debido a la similitud del perfil de abundancia del grupo de la fórmula en cuestión con el estándar de PCA-60 usado en el estudio.

86. En el Japón, el Ministerio de Medio Ambiente (2006) evaluó la presencia de las PCCC en seis muestras de agua superficiales de diferentes partes del país en 2004 (ejercicio económico del Japón) y no encontró concentraciones que estuvieran por encima de los límites de detección (que variaban de 0,0055 a 0,023 µg/l entre cadenas de diferentes longitudes). En 2002, en el Japón se tomó una muestra de agua superficial en dos ríos (cuatro sitios) diferentes. Las concentraciones de las PCCC oscilaron entre 7,6 y 31 ng/l (Iino y otros, 2005; Takasuga y otros, 2003). Zeng y otros (2011a) midieron la concentración total de las PCCC en aguas de lagos en los que descargaban efluentes procedentes de plantas de tratamiento de aguas residuales en Beijing (China) y obtuvieron valores que variaron entre 162 y 176 ng/l.

87. Se detectaron niveles de las PCCC en aguas fluviales del orden de 300 (límite de detección) a 1.100 ng/l en España (Castells y otros, 2003; 2004), de 15,74 a 59,57 ng/l en el río St. Lawrence, Canadá (Moore y otros, 2003), de <100 a 1.700 ng/l en Inglaterra y Gales (Nicholls y otros, 2001).

88. En las muestras de agua de mar recogidas en la bahía de Liaodong al norte de China los niveles

de las PCCC estuvieron entre 4,1 y 13,1 ng/l (Ma y otros, 2014b). También se detectaron PCCC en arroyos, ríos y lagos de Iqaluit, Nunavut, en el Ártico canadiense. Según el lugar, las concentraciones variaban de estar por debajo del nivel de detección a 117 ng/l. Por los resultados se diría que existen fuentes locales de contaminación de las PCCC en Iqaluit, además del transporte atmosférico (Dick y otros, 2010).

#### 2.4.4 Sedimentos

89. Se detectaron PCCC en sedimentos en los alrededores de los Grandes Lagos, en el Canadá, China, Alemania, la República Checa, Suiza, España, Francia, Noruega, el Japón y el Reino Unido. También se han detectado en sedimentos del Ártico.

90. Se han medido flujos en cortes superficiales (0 a 1 cm de profundidad) de testigos de material sedimentario ( $\mu\text{g}/\text{m}^2$  por año) de las PCCC en varios sedimentos de lagos canadienses (Muir y otros, 1999a; Tomy y otros, 1999). Los flujos más elevados se observan en sedimentos lacustres próximos a zonas urbanas (parte occidental del lago Ontario y cuenca meridional del lago Winnipeg). Los flujos más bajos se observan en lagos más remotos, incluido el lago Superior, que reciben sobre todo la influencia de aportes atmosféricos. Estos resultados inducen a pensar que los residuos más elevados de las PCCC observados en sedimentos lacustres proceden fundamentalmente de zonas urbanas.

91. Tomy y otros (1997), midieron PCCC en concentraciones de alrededor de 245  $\mu\text{g}/\text{kg}$  de peso seco en sedimentos excavados de la desembocadura del río Detroit en el lago Erie y en la isla Middle Sister, en la parte occidental del lago Erie, en 1995. También se detectaron PCCC en todas las muestras de sedimentos superficiales de zonas portuarias a lo largo del lago Ontario en concentraciones que oscilaban entre 5,9 y 290 ng/l peso seco (Muir y otros, 2001). Las mayores concentraciones se hallaron en el punto más industrializado (cuenca de Windermere, puerto Hamilton). Asimismo, Marvin y otros (2003), informaron una concentración de las PCCC de 410 ng/g de peso seco en sedimentos del lago Ontario cerca de una zona industrializada.

92. En el Ártico canadiense, las concentraciones totales de las PCCC en testigos de material sedimentario eran de 1,6 a 17,6 ng/g de peso seco en tres lagos distantes (Tomy y otros, 1998a; Stern y Evans, 2003; Stern y otros, 2005). Los sedimentos de arroyos, ríos y lagos de Iqaluit, Nunavut, en el Ártico canadiense tenían concentraciones medibles de las PCCC que oscilaban entre 5,2 y 138,1 ng/g de peso seco (Dick y otros, 2010). Por los resultados se diría que existen fuentes locales de contaminación en Iqaluit, además del transporte atmosférico de las PCCC (Dick y otros, 2010).

93. Para tener una visión general de la tendencia histórica de las parafinas cloradas, se analizó un núcleo de sedimento fechado del lago Thun (Suiza) que cubría los últimos 120 años (1899 a 2004) (Iozza y otros, 2008). En el corte de sedimento más profundo, pre-industrial, se encontró una concentración de 5 ng/g de peso seco. Las concentraciones se mantuvieron por debajo de los 10 ng/g de peso seco desde 1960 hasta el decenio de 1980 y aumentaron a un máximo de 33 ng/g de peso seco en 1986 para mantenerse más o menos estables hasta el año 2000. En 2004, los sedimentos superficiales tenían niveles de las PCCC de 21 ng/g de peso seco. Los datos recogidos de sedimentos de fiordos urbanos noruegos eran del rango de entre 60 y 100 ng/g de peso seco (Organismo de Medio Ambiente de Noruega, 2014).

94. En muestras de sedimento marino recolectadas en la región costera de Barcelona (España) y cerca de un emisario submarino proveniente de una planta de tratamiento de aguas residuales ubicada en la boca del río Besòs (Barcelona), se midieron concentraciones de las PCCC que oscilaban entre 1.250 y 2.090 ng/g de peso seco (Castells y otros, 2008). Zeng y otros (2012c) encontraron PCCC en todas las muestras de sedimentos superficiales recogidas en el mar de China Oriental con una variación en la concentración de entre 5,8 y 64,8 ng/g de peso seco. La tendencia espacial indicó una disminución en la medida en que aumentaba la distancia desde la costa, aunque el valor más alto se encontró en un punto muy alejado de tierra firme. El grupo homólogo  $\text{C}_{10}$  fue el grupo de cadena carbonada más abundante. Los perfiles verticales de núcleos de sedimentos indicaron que las concentraciones de PCCC disminuían desde la superficie hasta una profundidad de 36 cm y experimentaban un ligero aumento a medida que aumentaba la profundidad, lo que demostraba una importante correlación positiva con el carbono orgánico total y los contenidos de cloro. Zhao y otros (2013) realizaron mediciones de las PCCC en 37 muestras de sedimentos superficiales tomadas del delta del río Yangtze y a todo lo largo de la franja costera entre Zhejiang y Fujian y observaron concentraciones de entre 9 y 37,2 ng/g de peso seco. El carbono orgánico total tenía una marcada incidencia en las migraciones de las PCCC. En las muestras tomadas del río Yangtze se detectó la mayor proporción de las PCCC sedimentarias en toda la zona costera, pero solo una pequeña fracción fue transportada mar adentro (Zeng y otros, 2012a). En un estudio reciente sobre los niveles de las PCCC en el mar Bohai se detectaron concentraciones de entre 97,4 y 1.756,7 ng/g de peso seco en 15

muestras de sedimentos superficiales (media de 650,7 ng/g de peso seco (Ma y otros, 2014a). En 10 muestras de sedimentos marinos recogidas en la bahía de Liaodong en China, se midió una concentración total de las PCCC de entre 65 y 541 ng/g de peso seco (mediana de 299 ng/g) (Ma y otros, 2014b).

95. Se detectaron PCCC en el río Besòs, en España (250 a 3.040 ng/g de peso seco) (Parera y otros, 2004), y en varios ríos de Alemania, Francia y Noruega (2 a 75 ng/g de peso seco) (Hütting, 2006). Ballschmiter (1994) halló PCCC en sedimentos de Alemania en concentraciones que iban de <5 a 83 µg/kg de peso seco. La muestra de 83 µg/kg de peso seco procedía del río Rin (Organismo de Medio Ambiente del Reino Unido, 2003b).
96. Un estudio sobre las PCCC y las PCCM en el Reino Unido comprendió veinte zonas acuáticas y ocho agrícolas (Nicholls y otros, 2001). Nicholls y otros (2001), seleccionaron sedimentos superficiales de tres localizaciones que iban de 1 a 100 m, de 200 a 300 m y de 1 a 2 km aguas abajo de la salida de líquidos de la planta municipal de tratamiento de aguas cloacales. Se consideró que las PCCC y las PCCM estaban ampliamente distribuidas en el medio ambiente del Reino Unido. En los lugares en los que se determinaron las concentraciones de las PCCC independientemente de las de PCCM, estas oscilaron entre 0,6 y 10,3 mg/kg de peso seco (Nicholls y otros, 2001).
97. Přibyllová y otros (2006), informaron sobre concentraciones de PCCC en 36 muestras de sedimentos de 11 ríos checos y cinco conductos de drenaje próximos a zonas industriales. Las concentraciones iban desde niveles no detectables hasta 347,4 ng/g de peso seco. Durante 2001 y 2002 se analizaron PCCC en muestras de sedimento de la República Checa, en tres lugares con diferentes descargas industriales. Las concentraciones de PCCC en los sedimentos variaba entre 24 y 45,78 ng/g de peso seco en la zona de Košetice (zona de referencia), entre 16,30 y 180,75 ng/g de peso seco en la zona de Zlin (industrias del caucho, curtiembres y textiles) y entre 4,58 y 21,57 ng/g de peso seco en la zona de Beroun (industria del cemento y de maquinaria) (Štejnárová y otros, 2005).
98. En el Japón, el Ministerio de Medio Ambiente (2006) evaluó los niveles de PCCC en seis muestras de sedimentos de fondo recogidas en diversas partes del país en 2004 (ejercicio económico del Japón) y no halló concentraciones por encima de los límites de detección (que iban de 0,34 a 3,0 ng/g en carbono de distintas longitudes). No obstante, se tomaron seis muestras de sedimentos en tres ríos (Iino y otros, 2005). Las concentraciones de PCCC iban de 4,9 ng/g a 484,4 de peso seco. Cinco de las seis muestras tenían concentraciones mayores que 196,6 ng/g de peso seco.
99. Se investigaron las tendencias espaciales y temporales de las PCCC en sedimentos del delta del río Pearl en China Meridional (Chen y otros, 2011). Las concentraciones variaban entre 320 y 6.600 ng/g de peso seco. Se obtuvieron altos niveles en sedimentos de estanques situados en las inmediaciones de una zona de reciclaje de desechos eléctricos y electrónicos (2.800 ng/g de peso seco) y en sedimentos de un río situado en una zona altamente industrializada (1.200 ng/g de peso seco). Se observó una mayor abundancia de congéneres de cadena corta y bajo contenido de cloro en zonas de poca actividad industrial lo que podría deberse al transporte de congéneres de cadena corta y a la decloración de congéneres con mayor contenido de cloro. En los núcleos de sedimentos se observaron las mayores concentraciones en los segmentos superiores (entre 670 y 1.100 ng/g de peso seco entre 0 y 32 cm) a diferencia de las capas más profundas (de 290 a 680 ng/g de peso seco entre 36 y 68 cm) lo que indica un aumento en el consumo en los últimos años.
100. Se detectó la presencia de PCCC en 22 muestras de sedimentos del río Liaohe en el norte de China con concentraciones de entre 39,8 y 480,3 ng/g de peso seco. Los niveles aumentaban en la medida que el río Liaohe fluía a través de zonas industriales. En un inventario preliminar se contabilizaron aproximadamente 30,82 toneladas de las PCCC residuales en los sedimentos del río Liaohe (Gao y otros, 2012).
101. Se recogieron 117 muestras de sedimentos superficiales y dos núcleos de sedimentos del mar Bohai y el mar Amarillo en China con vistas a estudiar las tendencias espaciales y temporales de las PCCC en gran escala en el medio ambiente marino de China. El total de PCCC en los sedimentos superficiales fue de entre 14,5 y 85,2 ng/g de peso seco con un nivel medio de 38,4 ng/g de peso seco. La distribución especial mostró una tendencia a la baja en la medida en que aumentaba la distancia de la costa hacia mar abierto. Las concentraciones totales de PCCC en los dos núcleos de sedimentos variaron de 11,6 a 94,7 ng/g de peso seco y de 14,7 a 195,6 ng/g de peso seco, respectivamente, con un drástico aumento desde principio del decenio de 1950 hasta la actualidad. Las PCCC se encontraron fundamentalmente en las corrientes de salida del río hacia la corriente oceánica y en parte en deposiciones atmosféricas (Zeng y otros, 2013).
102. Los datos derivados de la vigilancia de las PCCC entre 2002 y 2012 en diferentes lugares de muestreo distribuidos en todo el territorio noruego indicaron una media para el conjunto de datos

nacionales de 33 ng/g de peso seco de sedimentos marinos, 36 ng/g de peso seco de sedimentos de agua dulce, 31 ng/g de peso seco en el caso de los fangos cloacales, 19 ng/l en aguas procedentes de plantas de tratamiento de aguas residuales y 5 ng/l en aguas marina y dulces (Climate and Pollution Agency (Noruega) 2012).

103. En resumen, la cobertura geográfica de la información sobre los niveles ambientales y tendencias de las PCCC se ha ampliado en los últimos años para incluir también la región de Asia Oriental. La proximidad a zonas industriales y urbanas explica en gran medida la variación especial en los sedimentos. Las mayores concentraciones (en el rango de mg/kg) se encontraron en el mar Bohai y en sedimentos marinos y de agua dulce en España. En otros lugares como los lagos del Ártico canadiense se observaron concentraciones detectables, por lo general en un rango más bajo de ng/g para todas las PCCC. Los núcleos de sedimentos fechados indicaron una reducción en las cargas de PCCC en el lago Thun y el Mar de China Oriental pero una tendencia al alza en el delta del río Pearl.

#### 2.4.5 Biota

104. Se detectaron PCCC en la biota del Canadá, China, el Reino Unido, Chile, Grecia, Alemania, Groenlandia, Islandia, Francia, Suecia, los Estados Unidos, Noruega, el Japón y el Mar del Norte. También se han detectado en la biota del Ártico.

105. Strid y otros (2013) notificaron niveles en el hígado del tiburón de Groenlandia que indicaban una gran variación del límite de detección a 5.200 ng/g de peso en lípidos, con una media de 430 ng/g de peso en lípidos.

106. Las concentraciones de PCCC en el salvelino procedente de Ellasjøen variaron de 11 a 27 ng/g de peso húmedo en el hígado (Evenset y otros, 2004 citado en De Boer, 2010). Dos especies de aves marinas, el mérgulo atlántico y la gaviota tridáctila recogidas en Bjørnøya tenían niveles similares de PCCC que los encontrados en el hígado del salvelino en el hígado y los músculos. Las proporciones de los grupos de longitudes de cadena de PCCC de C<sub>10</sub>, C<sub>11</sub>, C<sub>12</sub>, y C<sub>13</sub> eran relativamente similares en el salvelino y en las dos especies de aves marinas lo que podría ser un indicio de que el guano de las aves marinas sea fuente de PCCC en Ellasjøen (Evenset y otros, 2007; De Boer, 2010). Reth y otros (2006) indicaron niveles de PCCC en el salvelino y aves marinas (mérgulo atlántico y gaviota tridáctila) registrados en la Isla del Oso (Ártico europeo), así como en el bacalao de Islandia y Noruega. Las concentraciones de PCCC variaron entre 5 y 88 ng/g de peso húmedo.

107. Dick y otros (2010), obtuvieron mediciones de PCCC en la trucha alpina del Ártico (*Salvelinus alpinus*) anádroma y de agua dulce y el espinoso de nueve espinas (*Pungitius pungitius*) en distintos lugares cercanos a Iqaluit, Nunavut (Canadá). Las concentraciones de PCCC oscilaban entre niveles no detectables y 96 ng/g de peso seco y 10,7 y 13,8 ng/g de peso seco en la trucha alpina del Ártico y el espinoso, respectivamente.

108. Muir y otros (2001, 2002) midieron PCCC en peces capturados en el lago Ontario en 1996 y 2001. Las concentraciones iban de 7,01 a 2.630 ng/g de peso seco. La concentración más alta se midió en carpas capturadas en el puerto de Hamilton. Las PCCC C<sub>12</sub> predominaban en las truchas de lago, mientras que la C<sub>11</sub> era la principal PCCC en el escorpión de fondo y el eperlano arcoíris.

109. También se detectaron PCCC en peces e invertebrados en los Grandes Lagos; los niveles promedio oscilaban entre 130 y 500 ng/g en peso húmedo (Muir y otros, 2003). Los niveles de PCCC iban de 118 a 1.250 ng/g de peso húmedo en carpas y de 447 a 5.333 ng/ en truchas del lago Ontario (Bennie y otros, 2000).

110. Las concentraciones de PCCC en muestras de trucha lacustre, carpa y cadena trófica del lago Ontario y del lago Michigan se determinaron a partir de muestras recogidas entre 1999 y 2004 (Houde y otros, 2008). Las PCCC predominaban en organismos del lago Michigan; las concentraciones medias más altas se encontraron en la trucha lacustre (*Salvelinus namaycush*) con ng/g de peso húmedo. La concentración de PCCC oscilaba entre 7,5 y 123 y 1,02 y 34 ng/g de peso húmedo para el lago Michigan y el lago Ontario, respectivamente. La menor concentración media de PCCC (7,5 y 2,4 ng/g de peso húmedo) se detectó en Mysis en el lago Michigan y el lago Ontario, respectivamente.

111. Ismail y otros (2009) realizaron otros estudios sobre las concentraciones de PCCC en la trucha lacustre del lago Ontario. Se determinaron las evoluciones temporales en las concentraciones en los tejidos desde 1979 hasta 2004 usando productos almacenados homogeneizados de pescado entero de un programa de vigilancia de largo plazo. Las concentraciones de PCCC oscilaban entre 17 y 91 ng/g de peso húmedo. Las concentraciones mostraron una evolución en aumento, aunque no significativa, desde 1979 hasta 1988, con una posterior disminución significativa hasta 2004 (Ismail y otros, 2009).

112. Basoncillo y otros (2015) midieron las concentraciones de PCCC en peces predadores en nueve masas de agua diferentes en Canadá, incluidas zonas apartadas y zonas industrializadas y urbanizadas. El estudio incluyó el remoto Lago Kusawa, que recibe PCCC únicamente mediante el transporte a larga distancia. Las concentraciones de PCCC en la trucha lacustre fueron relativamente bajas (media de 2 ng/g de peso húmedo), pero similares a las concentraciones en la trucha lacustre de los Grandes Lagos, que es una zona urbanizada e industrializada. Al comparar las muestras de truchas del lago Ontario en el período entre 2001 y 2011, pudieron observar que las concentraciones de PCCC habían disminuido en un factor de 6,6, aunque las muestras correspondían a estudios diferentes. Sin embargo, las PCCC C<sub>11</sub>, C<sub>12</sub> y C<sub>13</sub> con entre 5 y 7 átomos de cloro aumentaron de manera significativa en 2011, lo que hacía pensar en el transporte atmosférico como la fuente más importante (Basoncillo y otros, 2015). En 2007 y 2010 se realizaron mediciones en percas y salvelinos de lagos de Suecia con vistas a determinar la presencia de PCCC. Las concentraciones de PCCC variaron de 0,6 a 30 ng/g de peso húmedo. No se observó una variación especial coherente en la concentración de PCCC ni diferencias significativas entre los años 2007 y 2010 (Nyberg y otros, 2012).

113. La Autoridad de control de la contaminación de Noruega (SFT, 2002) midió concentraciones de PCCC en mejillones azules e hígados de bacalao de Noruega. Las PCCC estaban presentes en todas las muestras en concentraciones comprendidas entre 14 y 130 µg/kg de peso húmedo en el mejillón y entre 23 y 750 µg/kg en el hígado de bacalao. El Organismo de Medio Ambiente de Noruega (2014d) informó de altas concentraciones de PCCC (>2.000 ng/g de peso líquido) en la sangre de gaviotas procedentes de Oslofjord. Lahaniatis y otros (2000) informaron valores medios para PCCC de longitudes de cadena particulares (C<sub>10</sub>-C<sub>13</sub>) que variaban entre 6 y 135 µg/kg en carne de pescado (espadín, gallineta, arenque, hipogloso, sardina y trucha) de diversos sitios de Inglaterra, Noruega, Chile, Grecia, Alemania, Islandia, Francia, los Estados Unidos y el Mar del Norte. Reth y otros (2005), midieron concentraciones de PCCC comprendidas entre 19 y 286 ng/g de peso húmedo en hígado de pescado (limanda del Mar del Norte, bacalao y platija) del Mar del Norte y del Mar Báltico. Huber y otros (2015) midieron los niveles de PCCC en huevos de aves marinas y obtuvieron concentraciones de entre 2 y 4,8 ng/g de peso húmedo.

114. En el Japón, el Ministerio de Medio Ambiente (2006) buscó indicios de PCCC en seis muestras de especies acuáticas silvestres de distintas partes del país en 2004 (ejercicio económico del Japón) y no halló concentraciones por encima de los límites de detección (de 0,2 a 1,5 ng/g de peso húmedo).

115. Yuan y otros (2012) notificaron concentraciones de PCCC en 91 muestras de moluscos recogidas en las aguas costeras del mar Bohai en China que oscilaban entre 64,9 y 5.510 ng/g de peso seco. Li y otros (2014a) analizaron el nivel de COP en la biota del mar Bohai y encontraron que las concentraciones de PCCC eran las más altas, seguidas de los DDT, HCH, PCB, PFOS y HBCD.

116. En un ecosistema acuático donde descargaban las aguas de una planta de procesamiento de aguas residuales, las concentraciones de PCCC en la masa muscular de bagres, carpas comunes, carpines, tortugas chinas de caparazón blando y tilapias variaron entre 1,7, 1,4, 3,5, 1,3 y 1 µg/g de peso seco, respectivamente. Las concentraciones de PCCC variaron según el contenido de lípidos (Zeng y otros, 2011a).

117. Los niveles de PCCC en una red alimentaria marina de la bahía de Liaodong al norte de China eran de entre 86 y 4.400 ng/g de peso húmedo (los valores más bajos y los más altos se detectaron en el zooplancton y el ostión chino) con un enriquecimiento de los grupos de C<sub>10</sub>Cl<sub>5</sub> y C<sub>11</sub>Cl<sub>5</sub> en la mayoría de los organismos acuáticos (Ma y otros, 2014b).

### **Mamíferos marinos**

118. Se han hallado PCCC en concentraciones que van desde 95 hasta 770 ng/g de peso húmedo en la grasa de mamíferos marinos, incluida la ballena blanca (*Delphinapterus leucas*), la foca anillada (*Phoca hispida*) y la morsa (*Odobenus rosmarus*) y narval (*Monodon Monoceros*) de diversas localizaciones del Ártico (Tomy y otros, 1998b; 1999, 2000).

119. Mediciones de PCCC en la grasa de 5 especies de mamíferos marinos de Groenlandia occidental demostraron que las concentraciones totales de PCCC fluctuaban de 10 ng/g de peso húmedo en las focas anilladas a 282 ng/g de peso húmedo en las ballenas blancas (Johansen y otros, 2004).

120. También se han obtenido mediciones de PCCC en muestras archivadas de ballena blanca de la isla de Hendrickson y de Pangnirtung, en el Ártico canadiense (informe del Departamento Canadiense de Pesca y Océanos presentado junto con la Presentación de 2010 hecha por la CPIA con arreglo al anexo E). Se analizaron muestras de grasa de ballena (1993 a 2008 y 1982 a 2008 para la isla de Hendrickson y Pangnirtung, respectivamente), para obtener el total de PCCC. Para cada año se

tomaron muestras de grasa de entre 10 y 11 y 3 a 10 ballenas de la isla de Hendrickson y Pangnirtung, respectivamente. Las tendencias temporales de las PCCC también se han investigado utilizando grasa de ballenas beluga procedente de dos lugares en el Ártico canadiense. Las muestras de grasa recogidas entre comienzos del decenio de 1980 y mediados del decenio de 2000 de las poblaciones de ballenas beluga del Mar de Beaufort meridional (isla de Hendrickson) y Cumberland Sound (Pangnirtung), indicaron que las PCCC alcanzaron sus niveles más altos a finales del decenio de 1990 y disminuyeron a partir de entonces, acercándose a los límites de detección antes de 2007 (Tomy y Loseto, 2013; Tomy y otros, 2010). La concentración geométrica promedio de PCCC de las ballenas de la isla de Hendrickson para las muestras analizadas hasta ahora iba desde 3,96 hasta 340 ng/g en lípidos. Las concentraciones se mantenían relativamente constantes hasta el año 2005, pero eran bastante menores en 2006 (3,96 ng/g en lípidos). Las concentraciones geométricas promedio de PCCC en las ballenas de Pangnirtung iban desde 2,95 a 330 ng/g en lípidos. La concentración más elevada se registró en 1992. Las concentraciones en 2005 y 2006 oscilaban entre 16,5 y 2,95 ng/g en lípidos, respectivamente.

121. Se han detectado PCCC en ballenas blancas del río San Lorenzo en una concentración media de 785 ng/g de peso húmedo (Tomy y otros, 1998b; 2000). Las mayores proporciones de componentes menos volátiles en el perfil de concentración dan a entender que las fuentes locales de PCCC, posiblemente de los Grandes Lagos o de las regiones industrializadas del curso inferior del río San Lorenzo, son las fuentes más importantes de aporte de PCCC en esta región.

#### **Animales salvajes terrestres**

122. Es muy escasa la información disponible sobre concentraciones de PCCC en tejidos de animales salvajes terrestres. En Suecia, Jansson y otros (1993), informaron que las concentraciones de parafinas cloradas (sin especificar la longitud de la cadena) en conejos (Revingeshed, Skåne), alces (Grimisö, Västmanland), renos (Ottisjö, Jämtland) y quebrantahuesos (de varias regiones de Suecia) oscilaban entre 2,9; 4,4; 0,14 y 0,53 µg/g de peso en lípidos, respectivamente. El Centro para la Ciencia del medio ambiente, la pesca y la acuicultura del Reino Unido (CEFAS, 1999) informó que las concentraciones de PCCC en lombrices de tierra oscilaban entre <0,1 y 0,7 µg/g de peso seco en el Reino Unido en el verano de 1998.

123. Campbell y McConnel (1980) determinaron niveles de parafinas cloradas C<sub>10-20</sub> en hígados de aves y huevos de aves marinas en el Reino Unido. Las concentraciones de parafinas cloradas C<sub>10-20</sub> oscilaban entre 0,1 y 1,2 µg/g de peso húmedo en hígados de aves y entre <0,05 y >0,6 µg/g en huevos de aves marinas. Morales y otros (2012) encontraron niveles de PCCC en huevos de gaviotas (*Larus michahellis* y *Larus audouinii*) procedentes del delta del Parque Natural del Ebro con una variación de entre 4,5 y 6,4 ng/g de peso húmedo, respectivamente. En ambas especies de gaviotas se detectaron diversos COP en concentraciones cada vez más bajas: plaguicidas organoclorados >PBDE>PCCC>PCB no-ortosustituidos >PCDD>PCDF. Recientemente se observaron concentraciones más altas en la musculatura de siete especies de aves procedentes de una zona de reciclaje de aparatos eléctricos y electrónicos en China. En las muestras tomadas de dos especies migratorias y cuatro especies residentes se detectaron PCCC cuyas concentraciones variaban de 19 a 340 ng/g de peso húmedo (620 a 17.000 ng/g de peso en lípidos); los niveles más altos se observaron en el jilguero seguido del zorzal de cola. Los niveles en las especies migratorias (ruiseñor coliazul y zorzal dorsigris) variaron entre 71 ng/g y 28 ng/g (media) de peso húmedo (Luo y otros, 2015).

124. Recientemente se observó la presencia de PCCC y PCCM en las 79 muestras de especies del Ártico noruego analizadas, lo que indica una amplia exposición a estos productos químicos en el Ártico marino. Las concentraciones en el plasma del oso polar, la foca anillada y la gaviota hiperbórea tenían un contenido medio de PCCC de entre 4 ng/ml de plasma en el oso polar y la gaviota hiperbórea, 5 ng/ml en la foca anillada, 7,8 ng/g de peso húmedo en los huevos de gaviotas tridáctilas y 3,2 ng/g de peso húmedo en huevos de pato de flojel, lo que indicaba una transferencia de la madre a las crías. Se midieron niveles de PCCC de 10 ng/g de peso húmedo, 20,6 ng/g de peso en lípidos en el hígado del bacalao atlántico y 2,3 ng/g de peso húmedo, 134 ng/g de peso en lípidos en el bacalao polar (varias muestras combinadas) (Organismo de Medio Ambiente de Noruega, 2013). En la mayoría de las muestras de oso polar recogidas en la bahía de Hudson en 2012 se observó la presencia de PCCC con una concentración media de 493 ± 343 pg/g de peso en lípidos, la cual podría aumentar (Letcher, 2013).

#### **Plantas**

125. Se han detectado parafinas cloradas (de los tres tipos: PCCC, PCCM y PCCL) en muestras de agujas de abetos de regiones alpinas de Europa, en concentraciones que iban de 26 a 460 ng/g de peso seco. No se pudo determinar ninguna correspondencia entre la concentración y la altura (Iozza y otros, 2009). Los niveles en agujas de pino en zonas urbanas en las inmediaciones de Beijing variaban de entre 3,0 y 40,8 µg/g de peso en lípidos (Wang y otros, 2015).

## 2.4.6 Exposición humana

126. Tomy (1997) halló que había PCCC (alrededor de 60% a 70% de cloro por peso) presentes en una concentración de 11 a 17  $\mu\text{g}/\text{kg}$  de lípidos (concentración media: 13  $\mu\text{g}/\text{kg}$  de lípidos) en leche materna humana de mujeres Inuit que vivían en el estrecho de Hudson en Quebec Septentrional (Canadá).

127. También se detectaron PCCC en muestras de leche materna en el Reino Unido (Thomas y Jones, 2002). Las PCCC se hallaron en concentraciones de entre 4,6 y 110  $\mu\text{g}/\text{kg}$  de lípidos en cinco de ocho muestras procedentes de Lancaster, y en concentraciones de 4,5 a 43  $\mu\text{g}/\text{kg}$  de lípidos en siete de 14 muestras procedentes de Londres. El nivel medio estimado de PCCC era  $20 \pm 30 \mu\text{g}/\text{kg}$  de lípidos (basado únicamente en los hallazgos positivos) o  $12 \pm 23 \mu\text{g}/\text{kg}$  de lípidos (suponiendo que lo no detectado equivalía a la mitad del límite de detección). En un estudio de seguimiento, Thomas y otros (2006) hallaron concentraciones de PCCC que oscilaban entre 49 y 820  $\mu\text{g}/\text{kg}$  de lípidos (mediana 180  $\mu\text{g}/\text{kg}$  de lípidos) sin que se encontraran diferencias entre habitantes de las zonas urbanas y de las rurales. Se analizaron 25 muestras de grasa de leche materna y se detectaron PCCC en todas las muestras, salvo en cuatro. En un estudio realizado para medir la concentración de PCCC y PCCM en la leche materna de mujeres en Suecia se utilizaron varias muestras combinadas del período entre 1996 y 2010; se notificaron niveles medios de PCCC y PCCM de 107 y 14  $\text{ng}/\text{g}$  peso de grasa, respectivamente, no observándose tendencias temporales evidentes, lo que indica que los niveles no están disminuyendo (Darnerud y otros, 2012).

128. Se han detectado también PCCC en un número limitado de muestras de plasma de mujeres embarazadas en Bodø (Noruega) y en Taimyr (Federación de Rusia). En 13 de las 20 muestras analizadas, los niveles de PCCC estaban por debajo del límite de detección (Climate and Pollution Agency, Noruega, 2012; Norwegian Pollution Control Authority, 2005).

129. También se han detectado PCCC en alimentos. Thomas y Jones (2002) detectaron PCCC en una muestra de leche de vaca de Lancaster y en muestras de mantequilla de varias regiones de Europa (a saber, Dinamarca, Gales, Normandía, Baviera, Irlanda e Italia Meridional y Septentrional). También se encontraron PCCC en muestras de mantequilla de Dinamarca (1,2  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) e Irlanda (2,7  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ). En un estudio de la cesta de la compra, sobre 234 alimentos listos para ingerir, que representaban aproximadamente 5.000 tipos de alimentos presentes en las dietas de los Estados Unidos, se detectó en una ocasión "Chlorowax 500C" en pan blanco enriquecido, en una concentración de 0,13  $\mu\text{g}/\text{g}$  (Oficina y equipo de plaguicidas de KAN-DO, 1995). Lahaniatis y otros (2000), informaron valores promedio de PCCC de largo de cadena individual ( $\text{C}_{10}\text{-C}_{13}$ ) que variaban entre 7 y 206  $\mu\text{g}/\text{kg}$  en aceite de pescado de varias procedencias.

130. En el Japón se determinaron concentraciones de PCCC en once categorías de alimentos (Iino y otros, 2005). Se detectaron PCCC en cultivos de cereales (2,5  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ), semillas y papas (1,4  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ), azúcar, dulces y bocadillos, aderezos y bebidas (2,4  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ), grasas (por ejemplo, margarina, aceites, etc.; 140  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ), porotos, verduras de hoja, otras verduras, hongos y algas marinas (1,7  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ), frutas (1,5  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ), pescados (16  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ), mariscos (18  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ), carnes (7  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ), huevos (2  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) y leche (0,75  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ). En el Japón se calculó la ingesta total diaria de PCCC en diferentes grupos etarios, sobre la base del consumo de comida distribuido y los datos de peso corporal de la encuesta. Debido al menor peso corporal, en general, cuanto más joven es una persona, mayor es su ingesta diaria total. El percentil 95 de la ingesta diaria total para las mujeres de 1 año es 0,68  $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{día}$ . Iino y otros (2005), concluyeron que los alimentos eran la vía principal de exposición de los seres humanos a las PCCC, pero que en 2003 esto no representaban un riesgo para la salud en Japón.

131. El Ministerio de Salud de Canadá (2003) calculó el límite superior de ingesta de PCCC para la población canadiense en general. Prácticamente la totalidad de la ingesta estimada de PCCC para cada grupo de edad en la población canadiense procede de los alimentos. El límite superior estimado de la ingesta de los niños alimentados con leche materna era de 1,7  $\mu\text{g}/\text{kg}$  de peso corporal por día, y la de los niños alimentados con leche maternizada era de 0,01  $\mu\text{g}/\text{kg}$  de peso corporal por día. Para los restantes grupos de edad, la ingesta oscilaba entre 5,1  $\mu\text{g}/\text{kg}$  de peso corporal por día para los adultos de más de 60 años de edad y 26,0  $\mu\text{g}/\text{kg}$  de peso corporal por día para niños no alimentados con leche maternizada.

132. Datos recientes obtenidos en Asia demostraron que si bien en el Japón las cantidades de PCCC en alimentos apenas aumentaron en el último decenio, en Beijing (China) se ha observado un aumento de 2 órdenes de magnitud. En 1993 el conjunto de PCCC en muestras alimentarias variaban entre el nivel de no detectable y 36  $\text{ng}/\text{kg}$  bw/día mientras que en 2009, la cifra fue de entre 390 a 1.000  $\text{ng}/\text{kg}$  bw/día. Se calculó un percentil del 95% para 1.200  $\text{ng}/\text{kg}$  bw/día, mientras que en el Japón fue de 72  $\text{ng}/\text{kg}$  bw/día en los años noventa y de 81  $\text{ng}/\text{kg}$  bw/día en 2009 (Harada y otros, 2011).

133. Si bien se cree que los alimentos son la primera vía de exposición a las PCCC, la inhalación y captación dérmica pueden constituir también vías importantes de exposición. En Francia las PCCC se han detectado como el segundo grupo más abundante de compuestos en el aire en espacios cerrados, con una concentración media de 45 µg/g de polvo (Bonvallet y otros, 2010). Según estudios realizados en Bélgica, las concentraciones media y máxima en el polvo doméstico fueron de 2,08 y 12,8 µg/g, respectivamente (D'Hollandar y otros, 2010). En Suecia (Estocolmo) se realizaron mediciones para confirmar la presencia de PCCC en el aire de espacios cerrados (Friden y otros, Universidad de Estocolmo, 2010). Se realizó una evaluación de la exposición en un adulto y un lactante. Según los cálculos realizados, la exposición de un adulto de 25 años a las PCCC a través de la inhalación, la ingesta de polvo y la dieta varió entre 3 µg/d, 0,98 µg/día y 12 µg/día (95% de exposición), respectivamente, siendo la dieta la principal fuente de exposición a las PCCC (~85%). Por otra parte, la exposición del lactante a las PCCC a través de la inhalación, la ingesta de polvo y la dieta varió entre 1,4 µg/día, 3,6 µg/día y 6,8 µg/día; una parte importante de la exposición a las PCCC se atribuyó a la ingesta de polvo (~30 %). Los autores llegaron a la conclusión de que estos datos demuestran más la existencia de una contaminación ambiente bastante generalizada que las hipótesis de alta contaminación. También en Alemania se han recogido datos sobre el polvo doméstico observándose que las concentraciones media y máxima de PCCC fueron de 6 µg/g (2.050 µg/g) en 2013 (Hilger y otros, 2013).

134. La exposición puede producirse también por intermedio de artículos de consumo. El Organismo Sueco de Productos Químicos ha encontrado PCCC en diversos artículos, fundamentalmente en artículos de plástico blanco fabricados con PVC (por ejemplo, osos de plástico blando, estuches de cosméticos, esterillas para ejercicios hechas de PVC, pegatinas para decoración de interiores, disfraces, peces de juguete plásticos). Para más información sobre los artículos con PCCC puede consultarse la publicación Rapex<sup>5</sup>. Se ha indicado también que en Suecia el uso de batidoras de mano en la preparación de alimentos ha sido fuente de transferencia de parafinas cloradas en condiciones normales de uso. La presencia de parafinas cloradas en aparatos electrodomésticos que contaminan los alimentos durante la fase de elaboración constituye una nueva vía de exposición que habría que examinar (Strid y otros, 2014).

## 2.5 Determinación del peligro para los puntos terminales de interés

### 2.5.1 Toxicidad en los mamíferos

135. La toxicidad de las PCCC ha sido evaluada por el IPCS, en 1986; el IARC, en 1990; la CE, en 2000, 2005, 2008; el Canadá, en 2008 y 2013. Las PCCC revelan una baja toxicidad aguda y pueden causar irritación en la piel y los ojos ante una exposición reiterada.

136. Wyatt y otros (1993), mediante alimentación forzada expusieron a ratas macho durante 14 días a dos PCCC (58% y 56% de cloro). El peso absoluto y relativo del hígado aumentó de manera significativa a partir de una dosis de PCCC de 100 mg/kg de peso corporal por día o más con 58% de cloro. En el caso de las PCCC con 56% de cloro, el peso relativo del hígado aumentó en forma significativa a partir de una dosis de 50 mg/kg de peso corporal por día o más.

137. Se llevaron a cabo varios estudios subcrónicos. En un estudio de 13 semanas de duración por vía oral realizado con ratas (IRDC, inédito, 1984; Serrone y otros, 1987), se incluyó en la dieta de las ratas o se les administró por sonda orogástrica (en estudios separados) parafinas cloradas de cadena corta en dosis de 10, 100 o 625 mg/kg/día. A partir de la dosis de 100 mg/kg/día se observó un aumento del peso relativo y del peso absoluto del hígado y los riñones causado por las dosis. Aunque en la interpretación original se consideró que estos efectos eran parte de la adaptación, en interpretaciones más recientes se les ha considerado efectos adversos; con esta dosis, se observaron también cambios morfológicos en el hígado, los riñones y la tiroides. El NTP de los Estados Unidos realizó también estudios sobre las PCCC en ratas y ratones. En un estudio de 13 semanas de duración, en el que se administró PCCC a las ratas por alimentación forzada, se observó un aumento del peso relativo del hígado relacionado con la dosis, a partir de la dosis más baja de 313 mg/kg/día. Según el NTP, había pruebas claras de la carcinogenicidad dadas las incidencias de neoplasmas hepatocelulares (fundamentalmente nódulos neoplásicos) en ratas hembra y macho, de adenomas o adenocarcinomas (combinados) de las células tuburales renales en ratas macho, y de adenomas o carcinomas de células foliculares (combinados) en la glándula tiroides de ratas hembra. Asimismo, la leucemia mononuclear en ratas machos se ha relacionado con la exposición a las PCCC (NTP, 1986). El Programa Nacional de Toxicología de los Estados Unidos llevó a cabo dos estudios de larga duración (13 semanas y 2 años) con ratones (NTP, 1986). En el estudio de 13 semanas, se observó un aumento significativo del peso relativo del hígado con dosis de 250 mg/kg/día y superiores. En el estudio de carcinogénesis de 2

<sup>5</sup> <http://ec.europa.eu/consumers/archive/safety/rapex/>.

años, las dosis de 125 y 250 mg/kg/día produjeron signos clínicos de intoxicación (disminución de la actividad, columna vertebral prominente, respiración anormal) con ambos niveles de dosis, y disminuyó la supervivencia de las hembras que recibieron las dosis más altas. Otros efectos incluyeron el aumento de los adenomas y carcinomas hepatocelulares y de los adenomas y carcinomas foliculares del tiroides en las hembras.

138. Sobre la base de estos estudios, el Organismo Internacional de Investigación sobre el Cáncer determinó en 1990 que había pruebas suficientes acerca de la carcinogenicidad (posiblemente carcinógenos: grupos 2B) del producto comercial parafinas cloradas objeto de ensayos, clasificado como C<sub>12</sub> de cadena carbonada media con un grado de cloración media del 60% (IARC, 1990). En el 13º informe sobre carcinógenos, las PCCC<sup>6</sup> se clasifican como sustancias que cabría presumir razonablemente que pueden ocasionar cáncer en los humanos. Se llevaron a cabo varios estudios mecanicistas para comprender los mecanismo de estos tumores y si guardan relación con la salud humana (CE, 2000). Las PCCC figuran en la lista de sustancias químicas conocidas que provocan cáncer recogida en la proposición 65 de la Oficina de evaluación de peligros para la salud medioambiental de California, y se incluyeron en 1999.

139. El Comité Científico sobre toxicidad, ecotoxicidad y medio ambiente (CSTEE) examinó un proyecto de la evaluación de riesgos de las PCCC presentado por la UE. El Comité Científico llegó a la conclusión de que:

*“En estudios realizados con ratas y ratones, la ingesta de dosis reiteradas afectó el hígado y la tiroides. El daño causado al hígado tiene que ver con la proliferación de peroxisomas, mientras que los efectos en la tiroides guardan relación con la alteración del estado de las hormonas tiroideas y la inducción de transferasa de glucuronilo. Los seres humanos serían mucho menos propensos a la proliferación de peroxisomas y a la alteración de las hormonas tiroideas que las ratas y los ratones.”*

El Comité Científico sobre toxicidad, ecotoxicidad y medio ambiente (CSTEE), que fue invitado a revisar las conclusiones del Informe de evaluación de los riesgos de la UE sobre las PCCC llegó también a la conclusión de que no se debía descartar por completo la posibilidad de formación de carcinomas bronquioalveolares en los ratones macho, aunque reconoció que “si bien los animales de control en este experimento no presentaban tumores pulmonares, la incidencia en los controles históricos fue 5,8%”. Con la dosis más baja de 125 mg/kg/día se observó una tendencia que guardaba relación con la dosis. Se desconoce qué mecanismo derivó en esa conclusión, si bien cabe señalar que las parafinas cloradas no son genotóxicas. El CSTEE concluyó que el hecho de que se hubiese observado la aparición de tumores pulmonares en ratones macho podría ser de importancia para los humanos (CSTEE, 1998). En la Evaluación final de riesgos de la UE (CE, 2000) se señaló que, pese al aumento de carcinomas bronquioalveolares observado en ratones, los resultados se encontraban dentro de los márgenes de control registrados históricamente y que los ratones del grupo de control presentaron una incidencia mayor de adenoma de pulmón que los animales tratados. La UE llegó a la conclusión de que los estudios con roedores demostraban un aumento de los adenomas y carcinomas de hígado, tiroides y riñones relacionado con las dosis. Determinó no obstante que no había suficientes pruebas para establecer que las observaciones sobre carcinogénesis del hígado y el tiroides en los ratones y los tumores benignos de riñón en las ratas macho eran un acontecimiento específico y, por consiguiente, no debía descartarse su aparición en seres humanos. En la UE, las PCCC están clasificadas en la categoría de carcinógenos 3: R40: Pruebas limitadas sobre su efecto carcinógeno, y tienen una clasificación parecida como sustancias peligrosas en Australia. Según el Sistema Mundialmente Armonizado de Clasificación y Etiquetado de Productos Químicos, que se aplica en la Unión Europea en virtud del Reglamento (CE) Núm. 1272/2008 del Parlamento Europeo y del Consejo, las PCCC se clasificarían bajo la categoría Carc Cat 2, H 351 dadas las sospechas sobre su riesgo cancerígeno.

140. Cada vez se comprenden mejor los efectos biológicos de la proliferación de peroxisomas. Los receptores activados por los proliferadores peroxisomales (PPAR) tienen una función esencial en la regulación de diversos procesos biológicos, tales como la proliferación y diferenciación de adipocitos, la homeostasis de la glucosa, el tráfico intracelular de lípidos y su metabolismo, las respuestas inflamatorias, las funciones vasculares y el desarrollo embrionario y fetal (Lau y otros, 2010). Por consiguiente, habría que tomar en cuenta otros efectos de la inducción por proliferación de peroxisomas, así como la variabilidad en los seres humanos, incluidos los fetos, en relación con el grado de expresión del PPAR.

141. En un estudio *in vitro* realizado recientemente con células de hepatoma humano competentes metabólicamente (Hep G2) se analizaron los efectos de las PCCC en diferentes puntos terminales.

<sup>6</sup> Parafinas cloradas (C12, 60% de cloro) núm. de CAS 108171-26-2.

Concentraciones ambientalmente pertinentes de 1 µg/l y 10 µg/l produjeron una reducción importante en la viabilidad celular, alteración de la producción de energía, la biosíntesis proteica, el metabolismo de los ácidos grasos, el reciclaje del amoníaco y (Geng y otros, 2015).

142. Un estudio reciente sobre la inducción de tumores renales en ratas macho con PCCC (Warnasuriya y otros, 2010, tal como lo suministró el IPEN en su presentación de 2010 hecha con arreglo al anexo E) indica que el mecanismo por el cual las PCCC tienen efectos cancerígenos en los riñones es complejo y no corresponde al perfil clásico de la nefropatía de alfa-2-globulina urinaria ( $\alpha_2u$ ) específica de las ratas macho, es decir, acumulación de  $\alpha_2u$  renal y aumento de la proliferación de células regenerativas. Aunque se descubrió que las PCCC se ligaban a la  $\alpha_2u$ , la exposición a las PCCC causó una regulación decreciente de los receptores de  $\alpha_2u$  en el hígado, por lo que no se observó acumulación de  $\alpha_2u$  a nivel renal ni aumento en la proliferación de células renales. Ahora bien, la baja cantidad de  $\alpha_2u$  que se observaba en el hígado aparentemente se acumulaba en el riñón. Este hecho, además de la unión de las PCCC a la  $\alpha_2u$ , indica que no se puede descartar una nefropatía de  $\alpha_2u$ . Se plantea la hipótesis de que la supresión de una manifestación de  $\alpha_2u$  tal vez se deba a la proliferación de peroxisomas en el hígado. Como es el caso de las PCCC, la proliferación de peroxisomas está en función de la dosis, una menor dosis de PCCC tal vez dé como resultado una menor manifestación de  $\alpha_2u$ , con lo cual se producirá una mayor nefropatía de  $\alpha_2u$  y una respuesta inversa a la dosis en la cantidad de casos de tumores renales, como se observó en un estudio (NTP, 1986). Hace falta seguir estudiando este tema para determinar el mecanismo exacto de la inducción de tumores renales por PCCC antes de poder llegar a la conclusión de que se trata de una reacción específica de las ratas macho.

143. Estos efectos se manifiestan en la forma de aumento del peso de los órganos y cambios histológicos después de haber estado expuestos durante semanas o meses, con la posibilidad de convertirse en carcinomas y adenomas debido a la exposición crónica. En la evaluación más reciente de la UE se dedujo un NOAEL de 10 mg/kg/día en el caso de la exposición subcrónica y se llegó a la conclusión de que los posibles efectos toxicológicos de las PCCC en los mamíferos se registran en el hígado, el sistema hormonal tiroideo, y los riñones, por ejemplo, causando una inducción de la enzima hepática e hiperactividad tiroidea, que a la larga pueden traducirse en carcinogenicidad en esos órganos. De datos obtenidos de la base de datos existente se ha deducido un NOAEL general de 10 mg/kg/día. Se ha señalado que este NOAEL no abarca situaciones de exposición crónica. En los estudios crónicos no se puede obtener el NOAEL (ECHA, 2008).

144. Se ha determinado un estudio de control de casos basado en información procedente de registros epidemiológicos del cáncer de hígado y del tracto biliar en trabajadores automotrices expuestos a las PCCC (Bardin y otros, 2005). El estudio de control de casos formó parte de un estudio de cohortes de trabajadores automotrices expuestos a fluidos empleados en la metalurgia. Se evaluó la exposición a componentes y aditivos específicos de fluidos empleados en la metalurgia, y se relacionó la exposición de otra índole a parafinas cloradas (sin especificar qué tipo) al riesgo elevado de cáncer del tracto biliar, tomando como base un reducido número de casos. No se observó un aumento del riesgo en el caso del cáncer de hígado; sin embargo, el estudio incluyó un solo caso de trabajador expuesto aquejado de cáncer de hígado (NTP, 2014).

145. En un estudio de 13 semanas de duración, realizado con ratas y ratones a los que se suministraron dosis de 5.000 y 2.000 mg de PCCC/kg/día, no se observaron cambios en los órganos reproductores. Se observaron efectos en el desarrollo de las ratas con concentraciones que causaban toxicidad materna severa (2.000 mg/kg/día), pero no con dosis menores (CE, 2000).

146. No se han realizado estudios de fecundidad con las parafinas cloradas de cadena corta, por lo que no existen datos para determinar los posibles efectos en las crías, por ejemplo durante la lactancia. Ahora bien, se ha demostrado que las parafinas cloradas de cadena media ( $C_{14}$ - $C_{17}$ , con 52% de cloro) surten un efecto inhibitorio específico en el sistema de coagulación sanguínea en las ratas, que se manifiesta en los delicados estadios de vida durante y después del nacimiento en la forma de hemorragia aguda, que llevó a la muerte tanto de las crías como de las madres (IRDC, 1985) (CXR Biosciences Ltd., 2006, en el Informe de evaluación de los riesgos de las PCCM, 2008). Se observó mortalidad de las crías con una dosis de 74 mg/kg/día, que dio por resultado un NOAEL total de 47 mg/kg/día en las crías. El NOAEL en las madres fue de 100 mg/kg/día. El grupo de la UE sobre clasificación y etiquetado realizó un estudio de similitudes de este efecto entre las PCCM y las PCCC y acordó que, en vista de las incertidumbres prevalecientes acerca de los mecanismos de toxicidad de estas parafinas cloradas, no se justificaba hacer el estudio de similitudes, lo que deja una laguna de información potencial sobre las PCCC en relación con este punto terminal.

147. Se ha llevado a cabo una evaluación de los riesgos que plantean las parafinas cloradas y se ha llegado a la conclusión de que el margen entre el límite superior del cálculo de exposición para el

grupo etario de mayor exposición a las PCCC y la dosis tumorigénica (TD05) no era correcto dada la incertidumbre en relación con el mecanismo de inducción de tumores (Environment Canada, 2013).

148. En resumen, los efectos toxicológicos potenciales de las PCCC pueden afectar el hígado, el sistema de las hormonas tiroideas y los riñones, por ejemplo, causando inducción de las enzimas hepáticas e hiperactividad tiroidea que, a largo plazo, puede provocar carcinogénesis en estos órganos. También, las PCCC se han clasificado como sustancias que pueden ocasionar cáncer (UE Cat 2; IARC Cat 2B) y como disruptores endocrinos de categoría 1 en la salud humana, según los criterios preliminares para el establecimiento de prioridades en relación con sustancias que podrían afectar el sistema endocrino (UE, 2015).

## 2.5.2 Ecotoxicidad

### Microorganismos

149. Varias pruebas, que utilizaron diferentes especies, puntos terminales y PCCC, han investigado la toxicidad de las PCCC para los microorganismos (Hildebrecht, 1972; Birtley y otros, 1980; Madeley y otros, 1983c; Koh y Thiemann, 2001; Sverdrup y otros, 2006). Para *Vibrio fischeri*, los valores más bajos de NOEC/EC20 fueron de 0,1 mg/l con una parafina clorada C<sub>10-13</sub> con 56% de cloro y de 0,05 con una parafina clorada C<sub>10-13</sub> con 62% de cloro (Koh y Thiemann, 2001). En suelos, la menor concentración que produjo efectos fue establecida por Sverdrup y otros (2006), que determinaron un EC10 de 570 mg/kg de peso seco para una PCCC con 60% de cloro.

### Organismos pelágicos acuáticos

150. Existen pocos estudios sobre la toxicidad acuática de las PCCC publicados posteriormente a los estudios de Tomy y otros (1998a), y la evaluación de los riesgos de las PCCC realizada por la UE (CE, 2000). El nivel más bajo de efectos tóxicos identificado para una especie acuática pelágica de agua dulce es de 8,9 µg/l sobre la base de un LOEC crónico de 21 días para la *Daphnia magna* (Thompson y Madeley, 1983a). El efecto era la mortalidad de las crías. El NOEC es de 5 µg/l. Se informaron otros efectos sobre *Daphnia* a concentraciones similares. En un estudio de 14 días sobre renovación estática, se observó una mortalidad del 50% al cabo de 5 días con 10 µg/l (Thompson y Madeley, 1983a). En las redes alimentarias de agua dulce predominan los invertebrados, como adultos y larvas de insectos, muchos de ellos carnívoros (Klecka, 2014).

151. El punto terminal más sensible de medición hallado para una especie marina es superior a 7,3 µg/l sobre la base de un NOEC crónico de 28 días para el camarón místico (*Mysidopsis bahia*) (Thompson y Madeley, 1983b). Thompson y Madeley (1983c) informaron un NOEC de 12,1 µg/l en un estudio de 10 días con algas marinas *Skeletonema costatum*. Los efectos tóxicos fueron transitorios y no se observaron efectos al cabo de 7 días con cualquier concentración. Thompson y Shillabeer (1983) expusieron grupos de 30 mejillones (*Mytilus edulis*) a PCCC con 58% de cloración (2,3 µg/l y 9,3 µg/l) en un sistema de filtrado de agua de mar durante 12 horas. No se observó mortalidad, pero el crecimiento se redujo en la exposición a 9,3 µg/l.

152. Fisk y otros (1999), estudiaron la toxicidad de cuatro compuestos de PCCC C<sub>10</sub>, C<sub>11</sub> y C<sub>12</sub> (de una única longitud de cadena con mezclas de isómeros) en embriones de medaka del Japón (*Oryzias latipes*). Pese a las incertidumbres implícitas en los resultados del estudio, en particular las relacionadas con los controles, las concentraciones más bajas con efectos observados (LOEC) oscilaban entre 55 µg/l para C<sub>12</sub>H<sub>20</sub>Cl<sub>7</sub> y 460 µg/l para C<sub>10</sub>H<sub>16</sub>Cl<sub>7</sub>. Los efectos observados en los huevos y las larvas durante los primeros 20 días después de la puesta fueron un saco vitelino grande, estado letárgico o ausencia de movimientos, aunque con presencia de latidos cardíacos. Estos efectos se observaron en PCCC C<sub>10-12</sub>; en C<sub>12</sub> no hubo respuesta a la dosis y el NOEC fue de 9,6 µg/l. La toxicidad resultó independiente de la longitud de la cadena carbonada y del contenido de cloro. Se dedujo que la narcosis podía ser el mecanismo de toxicidad que afectaba a los embriones.

153. Fisk y otros (1996, 2000) estudiaron la acumulación de varias PCCC marcadas con <sup>14</sup>C (56% a 69% de cloro por peso) en alevines de trucha arcoíris (pesos iniciales: 2 a 7 g) durante un período de exposición de 40 días. La tasa de alimentación diaria era del 1,5% del peso corporal medio. En los alevines de trucha arcoíris, ninguno de los compuestos tuvo efecto negativo sobre el crecimiento o el índice somático del hígado.

154. Cooley y otros (2001), examinaron el comportamiento de alevines de trucha arcoíris y la histología de su hígado y su tiroides después de una exposición a los mismos cuatro compuestos de PCCC C<sub>10</sub>, C<sub>11</sub> y C<sub>12</sub> utilizados por Fisk y otros (1999), por ingesta de alimentos. La reacción en las truchas denotaba que estaban bajo los efectos de un narcótico, por ejemplo lentitud o falta de reacción ante situaciones de sobresalto e inapetencia. Se observaron severas alteraciones histopatológicas en el hígado de truchas expuestas a C<sub>10</sub>H<sub>15</sub>Cl<sub>7</sub> y C<sub>11</sub>H<sub>18</sub>Cl<sub>6</sub> consistentes en extensas lesiones fibrosas y

necrosis de hepatocitos no observadas en los ejemplares del grupo de control ni en peces expuestos a dosis más bajas. Se observaron efectos relacionados con las PCCC C<sub>10-12</sub> en concentraciones de entre 0,79 y 5,5 µg/g en el tejido del pez entero después de una exposición a través de la dieta a concentraciones que iban de 13 a 74 µg/g en el alimento. No se observaron lesiones de la tiroides. Burýšková y otros (2006), observaron malformaciones en el desarrollo y crecimiento reducido del embrión en la rana *Xenopus laevis* a concentraciones de 5 mg/l y superiores de una mezcla comercial de PCCC (C<sub>12</sub> al 56% de cloro). Los resultados no estaban relacionados con la pauta de cloración.

### **Organismos béticos**

155. En la mayoría de los medios acuáticos, la fauna de invertebrados béticos (macro) juega un papel fundamental en la mineralización de la materia orgánica y sirve de alimento de especies de peces y crustáceos de importancia desde el punto de vista económico (Olomukoro y Ebehiremhen, 2015). Una técnica de partición en equilibrio (Di Toro y otros, 1991), con utilización del punto terminal de medición crónica más sensible establecido para una especie acuática pelágica de invertebrado de agua dulce (8,9 µg/l), se empleó para calcular la toxicidad para organismos béticos, dado que no se disponía de un punto terminal de medición válido para invertebrados presentes en sedimentos. Se estimó que el LOEC bético era de 35,5 mg/kg de peso seco (Environment Canada, 2004).

### **Organismos presentes en el suelo**

156. Bezchlebová y otros (2007), investigaron los efectos de las PCCC (64% de contenido en cloro) sobre cinco especies de organismos del suelo (colémbolos, lombrices de tierra, nematodos) y sobre microorganismos del suelo (para transformación del carbono). Se determinó que la *Folsomia candida* (colémbolo) era el organismo más sensible con LC<sub>50</sub> (supervivencia adulta), y valores de EC<sub>50</sub> y EC<sub>10</sub> (reproducción) de 5.733 mg/kg, 1.230 mg/kg y 660 mg/kg de peso seco, respectivamente, después de una exposición de 28 días de duración. Bezchlebová y otros (2007), también informaron valores EC<sub>50</sub> de reproducción de 2.849 mg/kg de peso seco (28 días de exposición), 6.027 mg/kg de peso seco (42 días de exposición) y 7.809 mg/kg de peso seco (28 días de exposición) para *Eisenia fetida*, *Enchytraeus albidus* y *Enchytraeus Crypticus*, respectivamente. Sverdrup y otros (2006), investigaron los efectos de las PCCC (60% de contenido en cloro) sobre los gusanos de tierra, bacterias nitrificantes del suelo y trébol rojo. Estos autores encontraron que las bacterias nitrificantes eran las más sensibles, con un valor de EC<sub>10</sub> de 570 mg/kg de peso seco.

157. Un estudio de Sochová y otros (2007), utilizó un nematodo que vive libre en el suelo, el *Caenorhabditis elegans*, como detector de toxicidad para siete contaminantes, entre los que estaban las PCCC (tipificadas como C<sub>12</sub>, 64% Cl; incluidas fracciones de las parafinas de cadena corta C<sub>10</sub> 6%, C<sub>11</sub> 37%, C<sub>12</sub> 32%, C<sub>13</sub> 25%). La LC<sub>50</sub> a las 48 horas fue 8.833 mg/kg de peso seco y 0,5 mg/l para la exposición en el suelo y en medio acuático, respectivamente. No se observó toxicidad en el medio acuático a las 24 horas, pero fue una de las sustancias más tóxicas después de las 48 horas. El efecto mayor con la exposición más prolongada se atribuye al aumento de absorción del tóxico con el tiempo.

### **Aves**

158. La Comisión Europea (CE, 2000) describe un estudio con ánades reales expuestos a concentraciones de PCCC C<sub>10-12</sub> (58% de cloro) en el alimento, en el que se investigaron las consecuencias para la reproducción de la especie. El estudio de alimentación se llevó a cabo durante 22 semanas, incluidos un período de 9 semanas previo a la puesta de los huevos sin fotoestimulación, un período de 3 semanas previo a la puesta de los huevos con fotoestimulación y un período de 10 semanas durante la puesta de los huevos con fotoestimulación. Las aves fueron inducidas (mediante manipulación de los fotoperíodos) a poner huevos. Los huevos se recogieron durante un período de 10 semanas y los polluelos que no habían sido alimentados con la sustancia de prueba estuvieron bajo observación durante 14 días. Las concentraciones medias medidas fueron de 29, 168 y 954 mg/kg en la dieta. En este estudio, el nivel más bajo observado que produjo efectos leves fue de 954 mg/kg de alimento, que causó una disminución leve, pero estadísticamente significativa (de 0,020 mm) del espesor medio de la cáscara del huevo. Pese a la importancia de esta disminución, el espesor medio de la cáscara de los huevos estaba todavía dentro de los valores normales indicados en las directrices de la OCDE (0,35 a 0,39 mm), y no se apreció ningún aumento en el número de huevos rotos con esa dosis. Al realizar la comparación con el grupo de control, no se apreció ninguna diferencia significativa en el número de huevos puestos, el número de huevos rotos ni el peso medio de los huevos en ninguno de los grupos tratados. En vista de que se han observado algunos efectos en la reproducción con una dieta de 954 mg/kg, se considera que el NOAEL es de 168 mg/kg en el alimento.

159. En un estudio realizado por Ueberschär y otros (2007), se alimentaron gallinas de entre 24 y 32 semanas con PCCC técnicas (C<sub>10-13</sub>, 60% Cl) en concentraciones crecientes de hasta 100 mg/kg de

alimento. No se observaron efectos significativos en la salud, los pesos relativos de los órganos ni el rendimiento (intensidad de la puesta, peso de los huevos, consumo de pienso) de las gallinas. Los pesos relativos de los órganos no se vieron afectados de manera significativa, excepto el páncreas de las gallinas sometidas a la dieta de 77 mg/kg de peso húmedo, que experimentó una reducción. Menos del 1% de las parafinas cloradas ingeridas se incorporó al cuerpo de los animales, mientras que aproximadamente el 1,5% se eliminó con la yema de los huevos y el 30% fue excretado con la orina y las heces.

### **Resumen de la ecotoxicología de las PCCC**

160. En el cuadro 2.5.2-1 se resumen los puntos terminales más sensibles a la toxicidad causada por las PCCC que demuestran que las PCCC son muy tóxicas para los organismos acuáticos. Además, cabe señalar que en lo que se refiere a los productos químicos que podrían perturbar el sistema endocrino puede ocurrir que los ensayos estándares para determinar la toxicidad no logren detectar los efectos en dosis muy bajas ni la respuesta no monotónica a la dosis (Vandenberg y otros, 2012).

**Cuadro 2.5.2-1: Reseña de los datos sobre los LOEC, NOEC o EC<sub>x</sub> de la ecotoxicidad a largo plazo de los organismos más sensibles a las PCCC.**

<b>Especie/punto terminal</b>	<b>Efecto</b>	<b>NOEC o NOAEL</b>	<b>LOEC o EC<sub>x</sub></b>	<b>Referencia</b>
Organismos pelágicos ( <i>Daphnia magna</i> )	Mortalidad de las crías, 21 días	5 µg/l	8,9 µg/l	Thompson y Madeley (1983a)
Organismos bénticos	Partición en equilibrio según un estudio de 21 días en <i>Daphnia magna</i>	ND	35,5 mg/kg de peso seco	Environment Canada, 2004 basado en datos de Thompson y Madeley, 1983a
Peces (embriones de medaka del Japón, efectos en la primera etapa de vida)	Estudio de 20 días de duración, agrandamiento del saco de la yema, letárgicos o sin moverse pero con latidos cardíacos	9,6 µg/l	55 µg/l	Fisk y otros (1999)
Alevines de trucha arcoíris	Histopatologías graves del hígado; extensas lesiones fibrosas y necrosis de los hepatocitos, exposición por 21 días		0,79 a 5,5 µg/g de peso húmedo (pez entero); la concentración en alimentos es de 13 a 74 µg/g de peso húmedo	Cooley y otros (2001)
Camarones mýsidos ( <i>Mysidopsis bahia</i> )	NOEC crónico por 28 días	7,3 µg/l		Thompson y Madeley, 1983b
Organismos del suelo - <i>Folsomia candida</i> (colémbolos)	Reproducción, exposición por 28 días	625 mg/kg de peso seco	EC50= 1.230 mg/kg de peso seco	Bezchlebová y otros, 2007
Microorganismos (bacterianos, nitrificación del suelo)	Nitrificación del suelo	300 mg/kg de peso seco nominal	EC10 = 570 mg/kg de peso seco nominal	Sverdrup y otros (2006)
Aves: ánade real	Reducción del espesor de la cáscara del huevo	168 mg/kg en la dieta	954 mg/kg en la dieta	CE (2000)
Mamíferos: ratas	Hipertrofia del hígado y la tiroides, aumento de peso del hígado y los riñones		100 mg/kg de peso corporal/día	IRDC (1984)
Mamíferos	Inducción de enzimas hepáticas, hiperactividad de las hormonas tiroideas, carcinogenicidad y mortalidad de las crías	10 mg/kg/día (posiblemente menos en situaciones de exposición crónica)	50 mg/kg/día (y posiblemente menos en situaciones de exposición crónica)	Informe de la UE sobre evaluación de los riesgos de las PCCC (CE, 2000), ECHA (2008) CXR Biosciences Ltd., 2006

Especie/punto terminal	Efecto	NOEC o NOAEL	LOEC o EC <sub>x</sub>	Referencia
Mamíferos: nutria adulta	Hipertrofia del hígado y la tiroides, aumento de peso del hígado y los riñones en estudios realizado en ratas		1.000 mg/kg alimento peso húmedo.	Calculado a partir del estudio del IRDC (1984), Environment Canada, 2008

## 2.6 Interacciones toxicológicas en las que intervenga más de un producto químico

161. Los peligros ambientales de los productos químicos siguen evaluándose mayormente sustancia por sustancia, sin tener en cuenta los efectos de las mezclas. Así se puede llegar a subestimar el riesgo o peligro, ya que la exposición típica suele ser a “cócteles” compuestos por más de un producto químico (por ejemplo, Backhaus y otros, 2012; Kortenkamp y otros, 2009; Vighi y Villa, 2011). Al igual que estos receptores locales, el Ártico actúa como sumidero de una gran variedad de contaminantes, entre ellos, muchos COP conocidos y otras sustancias que podrían ser COP (por ejemplo, AMAP, 2009a). Además, se han detectado más de 80 contaminantes orgánicos diferentes en las distintas matrices ambientales. Como lo demuestran Vighi y Villa (2011), los efectos combinados de los COP presentes en zonas remotas pueden ser extremadamente problemáticos para la comunidad biológica, en especial para los depredadores que se encuentran en el nivel superior de la cadena alimentaria, y contribuir a los trastornos del desarrollo de las crías de oso polar de los que ya se ha hablado en la bibliografía especializada (Vos y otros, 2000; Wiig y otros, 1998).

162. No se conoce de estudios sobre la toxicidad de las PCCC para la reproducción. En la UE, las PCCM son clasificadas como sustancias tóxicas para la reproducción: “Pueden perjudicar a los niños alimentados con leche materna” H362. y no habría que descartar efectos reprotóxicos similares (ECHA, 2008).

163. En el medio ambiente, las PCCC pueden coexistir con otros tipos de parafinas cloradas, a saber, las parafinas cloradas de cadena larga (PCCL) y las parafinas cloradas de cadena media (PCCM) (Environment Canada, 2008, 2013; Brooke y Crookes, 2011; Organismo de Medio Ambiente de Noruega, 2013). Las tres son sustancias con más de un componente, de composición variable y propiedades potencialmente diferentes, y no sustancias simples. Reconociendo la variación de los niveles de biodisponibilidad entre las distintas parafinas cloradas, se supone que la exposición conjunta a cierto nivel de PCCM y PCCL puede aumentar el riesgo de los efectos adversos existentes o potenciales observados con las PCCC. Más específicamente, en el caso de los depredadores y seres humanos expuestos por vía de los alimentos, los datos disponibles indican que los tres tipos de parafinas cloradas pueden contribuir significativamente a la toxicidad prevista (Brooke y Crookes, 2011).

164. Se ha demostrado que las PCCC afectan la tiroides y se han incluido en la base de datos para la priorización de posibles perturbadores endocrinos sobre la base de las conclusiones de varios estudios realizados que identifican su relación con tumores de la tiroides e hipertrofia de la tiroides (UE, 2015). En los últimos decenios, la incidencia de cáncer de tiroides en los humanos ha aumentado de manera considerable en todo el mundo (Pellegriti y otros, 2013). Según los autores, todavía no se conocen suficientemente las causas de este aumento pero se cree que algunos carcinógenos ambientales podrían afectar concretamente la tiroides.

165. Estudios epidemiológicos realizados en zonas con gran densidad de población han demostrado que la exposición a largo plazo a compuestos organoclorados puede ocasionar trastornos metabólicos y de la tiroides (Langer, 2010). Un meta análisis realizado recientemente aporta pruebas cuantitativas que apoyan la conclusión de que la exposición a contaminantes organoclorados se relaciona con el aumento del riesgo de incidencia de diabetes (Tang y otros, 2014). También los contaminantes organohalogenados pueden ser una de las causas de la aparición precoz de obesidad en poblaciones muy expuestas (Hansen y otros, 2014).

166. El público en general y, en particular, los pueblos indígenas del Ártico, están expuestos a las PCCC así como a un amplio conjunto de otros contaminantes, entre ellos los compuestos tipo dioxina ya regulados como los PCB, que se añaden a la carga corporal general. Algunos de estos contaminantes (entre ellos los PCB), sobrepasan ya los niveles orientativos en los pueblos aborígenes del Ártico, y las nuevas pruebas recopiladas indican que los COP y los metales pesados como el mercurio y el plomo pueden afectar a la salud de las personas y, sobre todo de los niños, a niveles de exposición más bajos que los que se pensaba anteriormente (AMAP, 2009a). Ha quedado demostrado que la población indígena del Ártico está afectada debido a su exposición a distintos COP y que los que mayor riesgo corren son los fetos en desarrollo, los niños, las mujeres en edad reproductiva y los

ancianos (AMAP, 2014). Por último, cabría reconocer que, además de otros productos químicos, existen otros factores de perturbación, como episodios de inanición y el estado reproductivo o de desarrollo, así como los efectos provocados por el cambio climático, que pueden actuar por sí solos o en conjunto y aumentar la gravedad de los efectos adversos y el riesgo de que estos se produzcan en las regiones alpinas, sobre todo en el Ártico (Sagerup y otros, 2010; Grupo de Expertos de AMAP/PNUMA, 2010; Letcher y otros, 2010, Schröder y otros, 2014). Habida cuenta de los cambios climáticos actuales, es esencial proteger la diversidad del hábitat en regiones apartadas de fuentes adicionales de estrés como los contaminantes orgánicos.

### 3. Síntesis de la información

167. La producción y el uso anual total de PCCC notificados en todo el mundo han sido elevados el mundo. Aunque se han notado reducciones de importancia en los últimos años en algunos países, en otros los volúmenes de producción de mezclas de parafinas cloradas que contienen PCCC han aumentado. Las PCCC y los productos que las contienen pueden liberarse durante su producción, almacenamiento, transporte, uso y eliminación. Los fluidos procedentes de la limpieza de instalaciones y de la metalurgia y corte de metales son, entre otros, fuentes de contaminación de los ecosistemas acuáticos. En zonas industrializadas y zonas de reciclaje de desechos electrónicos, así como en zonas densamente pobladas, es posible que se produzcan grandes emisiones al medio ambiente (Yuan y otros, 2010; Chen y otros, 2011; Luo y otros, 2015; Gao y otros, 2012). Aunque los datos con los que se cuenta son limitados, es probable que las fuentes más importantes de liberación de PCCC hayan sido la formulación y fabricación de productos que contienen PCCC, como los plásticos de cloruro de polivinilo (PVC) y el uso en fluidos empleados en la metalurgia.

168. No parece que las PCCC se degraden de manera significativa por hidrólisis en el agua y los estudios de biodegradación y los núcleos de sedimento fechados indican que persisten en el sedimento por mucho más de un año. El período de semidesintegración atmosférica de las PCCC va de los 0,81 a los 10,5 días, lo que indica que son relativamente persistentes en el aire. Los datos de los modelos (Instrumental de detección de potencial de transporte a larga distancia de la OCDE) indican que las PCCC tienen propiedades similares a contaminantes orgánicos persistentes ya conocidos que son objeto de transporte a larga distancia. Recientemente, se ha podido comprobar en datos obtenidos de modelos que varios homólogos de las PCCC tienen un alto potencial de contaminación en el Ártico. Las concentraciones medidas en el aire, la biota y sedimentos de lugares apartados del Ártico y la Antártida también confirman que las PCCC experimentan transporte a larga distancia.

169. Los FBA de 16.440 a 25.650 l/kg de peso húmedo en truchas del lago Ontario, así como los FBA de 50.119 a 398.107 l/kg de peso húmedo de ocho especies de peces procedentes de la bahía de Liaodong indican que las PCCC experimentan un alto grado de bioacumulación en la biota acuática. En los crustáceos (camarones) que son especialmente sensibles a los efectos tóxicos de las PCCC los FBA medidos en el terreno varían de 39.810 l/kg de peso húmedo a 63.096 l/kg de peso húmedo. Además, los datos de la modelización del log  $K_{ow}$  y los factores de bioacumulación confirmaron el elevado potencial de bioacumulación. Se ha calculado que los valores de BSAF en bivalvos procedentes del mar Bohai son comparables con otros COP. Además, se ha visto que los factores de biomagnificación y magnificación trófica para algunas PCCC son superiores a 1 en redes alimentarias acuáticas (para algunos congéneres se notifican FMT <1. Existen también indicios de biomagnificación terrestre en aves, aunque los datos de que se dispone son limitados.

170. Se han encontrado PCCC en zonas remotas como el Ártico (fundamentalmente en el aire, los sedimentos y la biota) y la Antártida (en aire hasta 20,8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Las PCCC encontradas en la grasa de las ballenas blancas, focas anilladas y morsas del Ártico han tenido concentraciones de 0,2, 0,5, y 0,4  $\mu\text{g}/\text{g}$  peso en lípidos, respectivamente (Tomy y otros, 2000). En los cuadros 3-1 y 3-2 se muestra que estas concentraciones son similares a concentraciones ya conocidas de contaminantes orgánicos persistentes como el conjunto de HCH, PCB, el DDT, el conjunto de PBDE y el toxafeno (AMAP, 2004; Strid y otros, 2013; Letcher y otros, 2010). Para el aire se hallaron concentraciones más altas de PCCC que estos COP. En los cuadros 3-1 y 3-2 se presentan comparaciones más detalladas de concentraciones de contaminantes orgánicos persistentes para los mamíferos marinos, peces y aves del Ártico, respectivamente. Se han obtenido mediciones de la grasa de los mamíferos marinos de distintos lugares en el Ártico en concentraciones de entre 95 y 626 ng/g. Además se ha detectado la presencia de PCCC en osos polares, focas anilladas y aves marinas del Ártico lo que es indicio de una contaminación extendida.

**Cuadro 3-1. Comparación entre índices de concentraciones medias de PCCC y COP en especies del Ártico (Tomy y otros, 2000; AMAP, 2004).**

Especie	[total de PCB]/[PCCC]	[total de DDT]/[PCCC]	[Toxafeno]/[PCCC]
Ballena blanca	19 a 24	11 a 18	15
Focas anilladas	2,3	1,3	0,9
Morsa	0,4	0,1	0,6

**Cuadro 3-2. Comparación de concentraciones de PCCC y COP (ng/g de peso en lípidos) en la gaviota tridáctila y sus huevos y el tiburón de Groenlandia del Ártico (Reth y otros, 2006; AMAP, 2004; Strid y otros, 2013; Letcher, 2010).**

Especie	[PCCC]	[total de DDT]	[total de PCB]	[total de PBDE]	[total de HCH]
Gaviota tridáctila	110 a 880 (n=2)	500 a 1 900	10 000 a 21 000	-	-
Huevo de gaviota tridáctila	100 (n=12)	806 a 1 562	7 254 a 7 938	-	20 a 30
Huevo de pato de flojel común	17 (n=12)	-	Yema: 262	Yema: 2	-
Hígado de tiburón de Groenlandia	5 200 (n=15) 770 ng/g de peso húmedo	7 195	990 a 10 000	9,9 a 200	53
Bacalao polar	10,3 ng/g de peso húmedo (n=10)	-	-	2 <sup>1</sup>	-

171. No se dispone de muchos datos sobre la exposición de los seres humanos en el Ártico, y hasta el momento el Programa de Vigilancia del Ártico no ha incluido mediciones de las PCCC en muestra tomadas de seres humanos (AMAP 2014, 2009b). No obstante, se han detectado PCCC en la leche materna de mujeres Inuit en Quebec Septentrional. Se han detectado también PCCC en la leche materna de mujeres en el Reino Unido y Suecia. Del programa de vigilancia anual en Suecia no se ha podido extraer ninguna tendencia clara. La concentración media de los valores medios anuales entre 1998 y 2010 es de 107 µg/kg lípidos; las concentraciones varían de 45 a 157 µg/kg lípidos (Darnerud, 2012); mientras que en el Reino Unido el promedio de concentraciones en 2002 fue de 180 µg/kg lípidos (rango: 49 a 820) (Thomas y Jones, 2006). En el único estudio conocido sobre los niveles de PCCC en la leche materna de mujeres que viven en el Ártico (Tomy, 1997) se indican concentraciones que varían de 11 a 17 ng/g de lípidos (media de 13 ng/g de lípidos) en la leche materna de mujeres de la parte ártica de Quebec Septentrional (Canadá) (cuadro 3-3). Los pueblos indígenas soportan mayores cargas en su organismo que, por ejemplo grupos poblacionales rusos, y por ende podrían tener mayores cargas de PCCC en su organismo (AMAP, 2014).

**Cuadro 3-3. Comparación de las concentraciones medias de PCCC y COP específicos en muestras de leche materna**

Sustancia	Concentraciones medias de lípido en la leche materna (rango)	Población, fecha de muestreo
PCCC	13 (11 a 17)	Inuit, Canadá (Tomy, 1997)
PBDE (Σ47,99,100, 153, 183)	4,72	Finlandesa, Ártico 2005 (AMAP, 2014)
Oxclordano	4,9 (2,0 a 10)	Arkhangelsk (Federación de Rusia) 2003 (AMAP, 2014)
	5,2	Murmansk (Federación de Rusia) 2000-2002 (AMAP, 2014)
	41 (2 a 1 070)	Chukotka (Indígena) 2001-2002 (AMAP, 2014)
Toxafeno	5	Arkhangelsk (Federación de Rusia) 2003 (AMAP, 2014)
	7,3	Murmansk (Federación de Rusia) 2000-2002 (AMAP, 2014)
	9 (0,5 a 112)	Chukotka (Indígena) 2001-2002 (AMAP, 2014)

172. Los invertebrados marinos y de agua dulce parecen ser especialmente sensibles a las PCCC; se ha comunicado una concentración crónica sin efecto observado de 5 µg/l para la *Daphnia magna*

y de 7,3 µg/l para el camarón místico. En la trucha se observó una histopatología hepática grave en el caso de concentraciones más bajas con efectos observables (LOEC) de 0,79 a 5,5 µg/g en todo el tejido del pez.

173. Actualmente se han medido las PCCC en la superficie y el agua de mar, en sedimentos, suelos, fangos cloacales, y en el aire y la mayoría de datos con que se cuenta proceden de Europa, América del Norte y Asia Oriental. Si bien en algunas regiones se observan concentraciones menores, en otras se ha observado un aumento reciente en las matrices ambientales. No se ha logrado establecer una tendencia temporal en regiones apartadas aunque recientemente se han logrado avances en el análisis de las PCCC, su medición sigue planteando dificultades.

174. En el cuadro 3-4 se indican los valores de exposición correspondientes a organismos en lugares cercanos a probables fuentes de liberación, en lugares más distantes bajo la influencia de fuentes regionales y lugares apartados de las fuentes conocidas o de importancia. También se incluyen los valores de la toxicidad que atañen al tipo de exposición comunicada, por ejemplo, expresado como exposición al medio ambiente, como dosis en los alimentos o como carga corporal. En estos estudios no se recogen diversos factores, tales como el momento de la exposición, los efectos transgeneracionales, las posibilidades de alteración del sistema endocrino y otros efectos varios, que pueden causar alteraciones a niveles mucho más bajos las cuales no están recogidas en los cuadros. Hay otros puntos terminales que podrían ser pertinentes, como los efectos en el comportamiento, y que no han sido investigados en los estudios mencionados. Según Environment Canada, en el caso de las sustancias persistentes y bioacumulativas, es probable que no se puedan estimar con precisión los riesgos que estas plantean si se emplean métodos estándar de evaluación de los riesgos (Environment Canada, 2008).

**Cuadro 3-4. Exposición de organismos/receptores en lugares cercanos a probables fuentes de liberación (local), en lugares más distantes bajo la influencia de fuentes regionales (regional) y lugares apartados de las fuentes conocidas o de importancia (remotos), y los valores de toxicidad correspondientes.**

Receptor	Concentración de la exposición	Muestra	Valor de toxicidad pertinente	Notas
<b>Local</b>				
Mamíferos piscívoros (nutria)	2,63 mg/kg de peso húmedo	Carpa del puerto Hamilton, lago Ontario ng/g de peso húmedo	1 000 mg/kg de peso húmedo del alimento Valor estimado en casos en los que no se ha producido exposición alguna: 100 mg/kg alimento de peso húmedo (AF de 100)	- Suponiendo que la concentración en la carpa representa los alimentos consumidos. PCCC medidas en carpas del lago Ontario en 1996 y 2001 (Muir y otros, 2001; 2002) - Véase la sección 2.5.2 para el cálculo del valor de toxicidad pertinente. - Referencia de la concentración de la exposición y el factor de evaluación (AF); Environment Canada (2008)
Invertebrados pelágicos	176 ng/l	Agua de lagos en los que descargan efluentes, Beijing (China)	8 900 ng/l Valor estimado en casos en los que no se ha producido exposición alguna: 890 ng/l (AF de 10)	- Invertebrados pelágicos expuestos a aguas procedentes de lagos (Zeng y otros, 2011a). - Valor crónico del LOEC de 21 días correspondiente a la <i>Daphnia magna</i> (Thompson y Madeley, 1983a) - Referencia para el AF: Environment Canada, 2008

Receptor	Concentración de la exposición	Muestra	Valor de toxicidad pertinente	Notas
Peces pelágicos	2,63 mg/kg de peso húmedo	Carpa del puerto Hamilton, lago Ontario	0,79 mg/kg de peso húmedo	- Comparación de concentraciones medidas en carpas del puerto Hamilton - LOEC correspondientes a histopatologías graves del hígado, extensas lesiones fibrosas y necrosis de hepatocitos observadas en la trucha arcoíris (Cooley y otros, 2001)
<b>Regional</b>				
Invertebrados pelágicos	1,19 ng/l	Agua del centro del lago Ontario	8 900 ng/l Valor estimado en casos en los que no se ha producido exposición alguna: véase entrada anterior	- Suponiendo la exposición de invertebrados pelágicos a las aguas del lago Ontario. (Houde y otros, 2008). - Valor crónico del LOEC de 21 días correspondiente a la <i>Daphnia magna</i> (Thompson y Madeley, 1983a)
Invertebrados marinos	13,1 ng/l (camarón que habita en el barro de las costas 502 ng/g de peso húmedo)	Agua de mar procedente de la bahía de Liaodong (China) (Ma y otros, 2014b)	5 µg/l PNEC: 100 ng/l, (AF de 50)	- 21d- NOEC <i>Daphnia magna</i> 5 µg/l; Concentración ambiental sin efectos previstos (PNEC) para el agua marina de 0,1 µg/l, AF de 50 (según el Organismo de Medio Ambiente del Reino Unido, 2007)
Peces pelágicos	2,9 mg/g de peso húmedo	Róbalo japonés de la bahía Liaodo (China)	0,79 mg/kg de peso húmedo	- Comparación de concentraciones medidas en <i>Lateolabrax japonicus</i> (Ma y otros, 2014b) con LOEC correspondientes a histopatologías graves del hígado, extensas lesiones fibrosas y necrosis de hepatocitos observadas en la trucha arcoíris (Cooley y otros, 2001)
Invertebrados bénticos	1,8 mg/kg de peso seco	Sedimento de la superficie del mar Bohai	35,5 mg/kg de peso seco Valor estimado en casos en los que no se ha producido exposición alguna: 3,55 (AF de 10)	- Concentración máxima de sedimentos medida en los sedimentos superficiales del mar Bohai (Ma y otros, 2014a) - LOEC calculado a partir del LOEC correspondiente a la <i>Daphnia magna</i> aplicando un método de partición en equilibrio (Environment Canada, 2004) - Referencia para el AF: Environment Canada (2008)

Receptor	Concentración de la exposición	Muestra	Valor de toxicidad pertinente	Notas
Peces bénticos	0,69 mg/kg de peso húmedo	Platija de la bahía de Liaodong (China)	0,79 mg/kg de peso húmedo	- Concentración máxima en <i>Platycephalus indicus</i> procedente de la bahía de Liaodong en China (Ma y otros, 2014b) - LOEC correspondiente a histopatologías graves del hígado, extensas lesiones fibrosas y necrosis de hepatocitos observadas en la trucha arcoíris (Cooley y otros, 2001)
<b>Remoto</b>				
Invertebrados bénticos	0,0176 mg/kg de peso seco	Sedimentos superficiales del lago DV09 Ártico canadiense	35,5 mg/kg de peso seco Valor estimado en casos en los que no se ha producido exposición alguna: véase entrada anterior	- Calculado utilizando el LOEC correspondiente a la <i>Daphnia magna</i> y aplicando el método de partición en equilibrio (Environment Canada, 2004)
Foca anillada del Ártico	0,52 mg/kg de peso húmedo	Grasa de la foca anillada	100 mg/kg de peso húmedo PNEC <sub>oral</sub> 5,5 mg/kg de alimentos	- Resultados relacionados con las focas, extraídos de Tomy y otros, 1999 - PNEC <sub>oral</sub> de U.K. Environment Agency. (2007) sobre la base de un NOEC de 166 mg/kg de alimentos de un estudio de reproducción del ánade real y un AF de 30
Foca anillada de Groenlandia oriental	0,52 mg/kg de peso húmedo	Grasa de foca anillada	100 mg/kg de peso húmedo PNEC <sub>oral</sub> 5,5 mg/kg de alimentos	- Resultados de Tomy y otros, 1999 - PNEC <sub>oral</sub> del Organismo de Medio Ambiente del Reino Unido (2007) basado en un NOEC de 166 mg/kg de alimento de un estudio de reproducción de los ánaes reales y un AF de 30

175. En el cuadro 3-5 se presentan situaciones hipotéticas de exposición de los seres humanos a las PCCC. Los dos primeros suponen el consumo tradicional de alimentos. La exposición se calculó a partir de concentraciones de PCCC medidas en el Ártico en la foca anillada, la ballena blanca y la morsa (extraído de Tomy y otros, 1999 y de Muir y otros 2004, NCP Synopsis report), y utilizando la ingesta dietética utilizada por Kuhnlein (1995a) y Kuhnlein y otros (1995b). Las situaciones hipotéticas en el caso de lactantes suponen una ingesta de 750 ml de leche diaria y 3% de contenido graso (Van Oostdam y otros, 1999). Además, se comunicaron altos niveles de PCCC en leche materna humana en comunidades remotas. La estimación del límite superior de ingesta de PCCC en la población del Canadá excedía la ingesta diaria tolerable para que no se produzcan efectos a largo plazo (Environment Canada, 2008, 2013). Especialmente la exposición a largo plazo de los niños es objeto de preocupación, por un valor de ingesta estimado de 24,6 µg/kg de peso corporal por día. Aunque se confíe poco en las estimaciones del límite superior, estas fundamentaron la conclusión de que las PCCC constituyen o podrían constituir un peligro para la vida o la salud humanas en el Canadá (Environment Canada, 2008). además, hay que tener en cuenta que los niños son vulnerables a la exposición de los productos químicos debido a los procesos de desarrollo y crecimiento.

**Cuadro 3-5. Situaciones hipotéticas de exposición de los seres humanos y valores de toxicidad correspondientes**

Receptor	Exposición	Muestra	Valor de toxicidad pertinente	Observaciones
Seres humanos (75 kg)	0,15 a 0,37 µg/kg de peso corporal/día	Exposición dietética estimada de los hombres Inuit de la Isla de Baffin	125 000 µg/kg de peso corporal/día	LOEL, estudio de dos años de duración en ratas (NTP, 1986)
Seres humanos (75 kg)	0,15 a 0,37 µg/kg de peso corporal/día	Exposición dietética estimada de los hombres Inuit de la Isla de Baffin	100 µg/kg de peso corporal/día	Ingesta diaria tolerable, efectos no neoplásicos, estudio de 13 semanas de duración en ratas; AF:100 (PIPPQ, 1992)
Seres humanos (75 kg)	0,15 a 0,37 µg/kg de peso corporal/día	Exposición dietética estimada de los hombres Inuit de la Isla de Baffin	11 µg/kg de peso corporal/día	Los 11 µg/kg de peso corporal/día se derivaron utilizando un factor de seguridad de 1.000 aplicado a un valor de 11 mg/kg de peso corporal, basado en modelos de tumores de varias etapas con la máxima incidencia en el ensayo de carcinogénesis de ratones macho que dieron por resultado un 5% de aumento en la incidencia de tumores (PIPPQ, CHM 181, 1996)
Lactantes (5 kg)	0,0585 µg/kg de peso corporal/día	Leche humana: 13 µg/kg de peso de lípidos	125 000 µg/kg de peso corporal/día	LOEL, estudio de dos años de duración en ratas (NTP, 1986)
Lactantes (5 kg)	0,0585 µg/kg de peso corporal/día	Leche humana: 13 µg/kg de peso de lípidos	100 µg/kg de peso corporal/día	Ingesta diaria tolerable, efectos no neoplásicos, estudio de 13 semanas de duración en ratas; AF: 100 (PIPPQ, 1992)
Lactantes (5 kg)	0,0585 µg/kg de peso corporal/día	Leche humana: 13 µg/kg de peso de lípidos	11 µg/kg de peso corporal/día	Los 11 µg/kg de peso corporal/d se derivaron utilizando un factor de seguridad de 1.000 aplicado a un valor de 11 mg/kg de peso corporal, basado en modelos de tumores de varias etapas con la máxima incidencia en el ensayo de carcinogénesis de ratones macho que dieron por resultado un 5% de aumento en la incidencia de tumores (PIPPQ, CHM 181, 1996)

176. La Agencia Internacional para la Investigación sobre el Cáncer considera que las PCCC (C<sub>12</sub> media, cloración media del 60%) son posibles carcinógenos (grupo 2B), aunque sigue habiendo dudas respecto de los mecanismos de inducción de tumores y sobre si los estudios de los que se extrajo esta clasificación tienen relevancia para la salud humana. El NTP ha incluido las PCCC (C<sub>12</sub>, 60% de cloro) en su 13° informe sobre carcinógenos como sustancia que cabría presumir razonablemente que pueden ocasionar cáncer en los humanos. En el Informe de evaluación de riesgos de la UE (CE, 2000) se llegó a la conclusión de que, no se podía descartar que afectaran a los seres humanos. El Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (1966) estableció una ingesta diaria tolerable de PCCC de 100 µg/kg de peso corporal por día; en lo que se refiere a los efectos neoplásicos no se debería exceder una dosis de 11 µg/kg de peso corporal/día (IPCS, 1996). En la evaluación más reciente de la UE se señaló que de los estudios realizados en mamíferos no había sido posible deducir un NOAEL. Environment Canada ha llegado a la conclusión de que el límite superior de la estimación

de la ingesta de PCCC supera la dosis diaria tolerable en relación con los efectos a largo plazo y da por sentado que el margen de seguridad no es suficiente. Asimismo, se señala que existe alguna justificación para considerar un valor ligeramente más bajo como dosis diaria tolerable, para tomar en cuenta la posible progresión de las lesiones en estudios a más largo plazo (Environment Canada, 2008, 2013). Además, hay que tener en cuenta que los pueblos indígenas del Ártico están expuestos a diversos COP, varios de los cuales están clasificados como carcinógenos.

#### 4. Conclusiones

177. Las PCCC se han utilizado en todo el mundo en una amplia gama de aplicaciones, tales como plastificantes, en líquidos para la metalurgia, como agentes ignífugos y como aditivos en la pintura. Es probable que precisamente las amplias aplicaciones industriales de este producto químico le hayan convertido en una fuente importante de contaminación ambiental. Las liberaciones de PCCC al medio ambiente y de productos que las contienen ocurren durante su producción, su vida útil y su eliminación.

178. Las PCCC son transportadas desde fuentes locales, a través de la atmósfera, el agua o las especies migratorias, a la Antártida, el Ártico y regiones subárticas. Varios homólogos de las PCCC persisten en el medio ambiente y las investigaciones realizadas en redes y cadenas alimentarias confirman que diversos PCCC se acumulan a altos niveles en invertebrados y peces de agua dulce y de agua salada. Estudios de laboratorio han demostrado efectos adversos en los peces a bajas concentraciones. Algunas PCCC se acumulan y biomagnifican en la biota del Ártico, por ejemplo en especies de mamíferos. En los mamíferos, las PCCC afectan el hígado, el sistema hormonal tiroideo y los riñones.

179. Las PCCC se han medido también en sedimentos de los lagos árticos. Las PCCC son especialmente tóxicas para los invertebrados acuáticos. Debido a la función fundamental que desempeñan los invertebrados en los ecosistemas acuáticos, existe por consiguiente gran preocupación por los efectos que las PCCC puedan causar en los invertebrados que habitan en los sedimentos y en otros invertebrados.

180. Aunque las concentraciones en zonas remotas son bajas, se han medido PCCC en la biota del Ártico a niveles comparables con COP ya controlados. En particular, se han encontrado PCCC en la biota del Ártico que, a su vez, constituyen el alimento de los pueblos indígenas del norte. Se han detectado PCCC en la leche materna humana tanto en poblaciones de regiones templadas como del Ártico.

181. Ha quedado demostrado que las PCCC afectan la tiroides, el hígado y los riñones y que a largo plazo pueden causar carcinogénesis en estos órganos, como se ha observado en experimentos realizados con roedores de laboratorio. También existen indicios de que las PCCC pueden causar cáncer en los seres humanos y perturbar su función endocrina. Las altas concentraciones de exposición superan los respectivos niveles aceptables de exposición.

182. Las PCCC se han medido en la biota del Ártico en concentraciones parecidas a otros COP conocidos. La exposición simultánea a otros COP puede ser causa de preocupación. En la actualidad no se puede establecer una tendencia temporal de las PCCC en zonas apartadas. En vista de que se ha demostrado su transporte a larga distancia y su capacidad de acumulación, es posible que esas concentraciones aumenten, si continúan o aumentan las liberaciones de estas sustancias.

183. Sobre la base de las pruebas disponibles, se llega a la conclusión de que es probable que las PCCC, de resultas de su transporte a larga distancia en el medio ambiente, produzcan importantes efectos adversos para la salud humana y el medio ambiente, de modo que se justifica la adopción de medidas a nivel mundial.

## 5. References

- Adielsson, S.; Graaf, S.; Andersson, M.; Kreuger, J. 2012. Resultat Från Miljöövervakningen Av Bekämpningsmedel (Växtskyddsmedel) (Data from Environmental Monitoring of Pesticides); Swedish University of Agricultural Sciences. Cited in Backhaus et al. 2012.
- AMAP 2004. AMAP Assessment. 2002: Persistent Organic Pollutants in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. xvi+310 pp.
- AMAP 2009a. AMAP Assessment: Persistent Organic Pollutants in the Arctic. Levels, trends and effects of legacy and new persistent organic pollutants in the Arctic: Special Issue. Science of the Total Environment. Volume 408/15 (2010).
- AMAP 2009b. AMAP Assessment: Human Health in the Arctic, ISBN 978-82-7971-051-6 [http://www.amap.no/documents/doc/amap-assessment-2009-human-health-in-the-arctic/98]
- AMAP 2014. Trends in Stockholm Convention Persistent Organic Pollutants (POPs) in Arctic Air, Human media and Biota. AMAP Technical Report to the Stockholm Convention. AMAP Technical Report No. 7 (2014), Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway.
- Atkinson, R. 1986. Kinetics and mechanisms of gas phase reactions of the hydroxyl radical with organic compounds under atmospheric conditions. Chem. Rev. 86: 69–201.
- Atkinson, R. 1987. Estimation of gas-phase hydroxyl radical rate constants for organic chemicals. Environ. Toxicol. Chem. 7: 435–442.
- Backhaus, T., Faust, M. 2012. Predictive environmental risk assessment of chemical mixtures: a conceptual framework. Environ Sci Technol. 2012 Mar 6;46(5):2564-73.
- Ballschmiter, K. 1994. [Determination of short and medium chain length chlorinated paraffins in samples of water and sediment from surface water.] Department of Analytical and Environmental Chemistry, University of Ulm, Ulm, Germany, May 10 (in German).
- Barber, J.L., Sweetman, A.J., Thomas, G.O., Braekevelt, E., Stern, G.A., Jones, K.C. 2005. Spatial and temporal variability in air concentrations of short-chain (C10-C13) and medium-chain (C14-C17) chlorinated n-alkanes measured in the U.K. atmosphere. Environ. Sci. Technol. 39: 4407-4415.
- Bardin, J.A., Gore, R.J., Wegman, D.H., Kriebel, D., Woskie, S.R., Eisen, E.A. 2005. Registry-based case-control studies of liver cancer and cancers of the biliary tract nested in a cohort of autoworkers exposed to metalworking fluids. Scand J Work Environ Health 31(3): 205-211.
- Basconcillo SL, Backus SM, McGoldrick DJ, Zaruk D, Sverko E, Muir DC, 2015. Current status of short- and medium chain polychlorinated n-alkanes in top predatory fish across Canada. Chemosphere. 2015 Feb 6;127C:93-100.
- Bengtsson, B. and E. Baumann-Ofstad. 1982. Long-term studies of uptake and elimination of some chlorinated paraffins in the bleak, *Alburnus alburnus*. Ambio 11: 38–40.
- Bennie D.T., C.A. Sullivan, R.J. Maguire. 2000. Occurrence of chlorinated paraffins in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence River and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and carp (*Cyprinus carpio*) from Lake Ontario. Water Qual Res J Can 35:263–81.
- Bezhlebová, J., J. Černohláková, K. Kobetičová, J. Lána, I. Sochová, J. Hofman. 2007. Effects of short-chain chlorinated paraffins on soil organisms. Ecotox. & Envir. Safety 67:206-211.
- Bidleman, T.F., M. Alaee and G.A. Stern. 2001. New persistent chemicals in the Arctic environment. In: S. Kalhok (ed.), Synopsis of research conducted under the 1999–2000 Northern Contaminants Program. Department of Indian Affairs and Northern Development, Ottawa, Ontario. pp. 93–104.
- Birtley, R.D.N., D.M. Conning, J.W. Daniel, D.M. Ferguson, E. Longstaff and A.A.B. Swan. 1980. The toxicological effects of chlorinated paraffins in mammals. Toxicol. Appl. Pharmacol. 54: 514-525.
- Bonvallot, N., Mandin, C., Mercier, F., Le Bot, B., Glorennec P. (2010) Health ranking of ingested semivolatile organic compounds in house dust: an application to France, Indoor Air, 20: 458-472.
- Borgen, A.R., M. Schlabach and H. Gundersen. 2000. Polychlorinated alkanes in arctic air. Organohalogen Compd. 47: 272–274.
- Borgen, A.R., M. Schlabach, R. Kallenborn, G. Christensen and T. Skotvold. 2002. Polychlorinated alkanes in ambient air from Bear Island. Organohalogen Compd. 59: 303–306.
- Braune, B.M., P.M. Outridge, A.T. Fisk, D.C.G. Muir, P.A. Helm, K. Hobbs, P.F. Hoekstra, Z.A.

- Kuzyk, M. Kwan, R.J. Letcher, W.L. Lockhart, R.J. Norstrom, G.A. Stern and I. Stirling. 2005. Persistent organic pollutants and mercury in marine biota of the Canadian Arctic: An overview of spatial and temporal trends. *Sci. Total Env.* 351-352: 4-56.
- [Brooke, D.N. and Crookes M.J. 2011. Intersessional working group on toxicological interactions. Study 1. Case study on toxicological interactions of chlorinated paraffins. Environmental Evaluation, Building Research Establishment, Watford, UK. Draft of 25 July 2011. Persistent Organic Pollutants Review Committee, Seventh meeting. Geneva, 10–14 October 2011. UNEP/POPS/POPRC.7/INF/15.]
- BRE (Building Research Establishment). 1998. Use category document — Plastics additives. Revised draft for discussions, June [cited in U.K. Environment Agency 2003a,b].
- BRMA (British Rubber Manufacturers' Association Ltd.). 2001. Personal communication. February 5 [cited in U.K. Environment Agency 2001].
- BUA (Beratergremium für Umweltrelevante Alstoffe). 1992. Chlorinated paraffins. German Chemical Society (GDCh) Advisory Committee on Existing Chemicals of Environmental Relevance, June (BUA Report 93).
- Burýšková, B., L. Bláha, D. Vršková, K. Šimkova and B. Maršalek. 2006. Sublethal toxic effects and induction of glutathione S-transferase by short chain chlorinated paraffins (SCCPs) and C-12 alkane (dodecane) in *Xenopus laevis* frog embryos. *Acta Vet. Brno* 75: 115–122.
- Campbell, I. and G. McConnell. 1980. Chlorinated paraffins in the environment. 1. Environmental occurrence. *Environ. Sci. Technol.* 10: 1209–1214.
- Chaemfa, C., Xu, Y., Li, J., Chakraborty, P., Syed, Jh., Malik, RN., Wang, Y., Tian, CG., Zhang, G., Jones, Kc. 2014. Screening of Atmospheric Short- and Medium-Chain Chlorinated Paraffins in India and Pakistan using Polyurethane Foam Based Passive Air Sampler, *Environmental Science & Technology*, 2014 May 6, Vol.48(9), pp.4799-4808
- Castells P., F.J. Santos, M.T. Galceran. 2003. Solid-phase microextraction for the analysis of short-chain chlorinated paraffins in water samples. *J Chromatogr A* 984:1–8.
- Castells P., F.J. Santos, M.T. Galceran. 2004. Solid-phase extraction versus solid-phase microextraction for the determination of chlorinated paraffins in water using gas chromatography-negative chemical ionisation mass spectrometry. *J Chromatogr A* 1025:157–62.
- Castells, P., J. Parera, F.J. Santos and M.T. Galceran. 2008. Occurrence of polychlorinated naphthalenes, polychlorinated biphenyls and short-chain chlorinated paraffins in marine sediments from Barcelona (Spain). *Chemosphere* 70(9): 1552-1562.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 1998. Protocol for the derivation of Canadian tissue residue guidelines for the protection of wildlife that consume aquatic biota. Winnipeg, Manitoba [reprinted in CCME. 1999. Canadian environmental quality guidelines. Chapter 8. Winnipeg, Manitoba].
- CEFAS (Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science). 1999. Sampling the levels of short and medium chain length chlorinated paraffins in the environment. Final report for the Department of the Environment, Transport and the Regions. Burnham-on-Crouch, U.K. [cited in U.K. Environment Agency 2003a,b].
- Chen, M.Y., Luo, X.J., Zhang, X.L., He, M.J., Chen, S.J., Mai, B.X., 2011. Chlorinated paraffins in sediments from the Pearl River Delta, South China: spatial and temporal distributions and implication for processes. *Environ. Sci. Technol.* 45, 5964 - 5971.
- Chen, L., Huang, Y., Han, S., Feng, Y., Jiang, G., Tang, C., Ye, Z., Zhan, W., Liu, M. and Zhang, S. (2013) Sample pretreatment optimization for the analysis of short chain chlorinated paraffins in soil with gas chromatography–electron capture negative ion-mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1274, 36-43
- COMMISSION REGULATION (EU) No 519/2012 of 19 June 2012 amending Regulation (EC) No 850/2004 of the European Parliament and of the Council on persistent organic pollutants as regards Annex I, available at <http://eur-lex.europa.eu/homepage.html?locale=en>

- COMMISSION REGULATION (EC) No 1272/2008 on classification, labelling and packaging of substances and mixtures, amending and repealing Directives 67/548/EEC and 1999/45/EC, and amending Regulation (EC) No 1907/2006 (REACH). It implements the 2nd edition of the United Nations Globally Harmonised System of classification and labelling of chemicals (GHS) into EU law, <http://www.echa.europa.eu/regulations/clp/legislation>, 2015-03-5
- COMMISSION REGULATION (EC) No 166/2006 of the European Parliament and of the Council of 18 January 2006 concerning the establishment of a European Pollutant Release and Transfer Register and amending Council Directives 91/689/EEC and 96/61/EC, available at <http://eur-lex.europa.eu/homepage.html?locale=en>
- Cooley, H.M., A.T. Fisk, S.C. Weins, G.T. Tomy, R.E. Evans and D.C.G. Muir. 2001. Examination of the behavior and liver and thyroid histology of juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to high dietary concentrations of C<sub>10</sub>, C<sub>11</sub>, C<sub>12</sub> and C<sub>14</sub> polychlorinated alkanes. *Aquat. Toxicol.* 54: 81–99.
- Climate and Pollution Agency, Norway 2012. Compilation of Norwegian Screening Data for Selected Contaminants (2002 –2012). Report TA-2982/201 <http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/2982/ta2982.pdf>, 2015-03-05
- CPIA (Chlorinated Paraffins Industry Association). 2000. Comments of the Chlorinated Paraffins Industry Association on the risk assessment for medium-chain chlorinated paraffins. Washington, D.C.
- CPIA (Chlorinated Paraffins Industry Association). 2002. Comments on the draft report “Short chain chlorinated paraffins (SCCPs) substance dossier” (draft March 2). Correspondence to G. Filyk, Environment Canada, from R. Fensterheim, CPIA, May 17.
- CSTEE 1998. Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment opinion on the risk assessment of short chain length chlorinated paraffins (Available at [http://ec.europa.eu/health/ph\\_risk/committees/sct/docshhtml/sct\\_out23\\_en.htm](http://ec.europa.eu/health/ph_risk/committees/sct/docshhtml/sct_out23_en.htm))
- CXR Biosciences Ltd. 2006. Stamp SL. C14-17 n-alkane, 52% chlorinated study of post-natal offspring mortality following dietary administration to CD rats. DAR0001/062390. Huntingdon Life Sciences Ltd., Huntingdon, UK. Unpublished report.
- Darnerud, P.O., Aune, M., Glynn, A., Borgen, A., 2012. Paraffins in Swedish breast milk. A report of the Swedish Chemicals Agency: [http://www.kemi.se/Documents/Publikationer/Trycksaker/PM/PM%2018\\_12.pdf](http://www.kemi.se/Documents/Publikationer/Trycksaker/PM/PM%2018_12.pdf)
- De Boer, J., El-Sayed Ali, T., Fiedler, H., Legler, J., Muir, D., Nikiforov, V.A., Tomy, G.T., Tsunemi, K., de Boer, J., 2010. Chlorinated paraffins. In: *The Handbook of Environmental Chemistry. Chlorinated Paraffins*, vol. 10. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg.
- D'Hollander, W., Roosens, L., Covaci, A., Cornelis, C., Reynders, H., Campenhout, K.V., Voogt, P.D., Bervoets, L., 2010. Brominated flame retardants and perfluorinated compounds in indoor dust from homes and offices in Flanders, Belgium. *Chemosphere* 1, 478-487.
- Dick, T.A., C.P. Gallagher and G.T. Tomy. 2010. Short- and medium-chain chlorinated paraffins in fish, water and soils from the Iqaluit, Nunavut (Canada), area. *World Review of Science, Technology and Sustainable Development.* 7: 387-401.
- Di Toro, D.M., C.S. Zarba, D.J. Hansen, W.J. Berry, R.C. Swartz, C.E. Cowan, S.P. Pavlou, H.E. Allen, N.A. Thomas and P.R. Paquin. 1991. Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environ. Toxicol. Chem.* 10: 1541-1583.
- 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) [<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32002L0045>, 2015-02-03]
- Drouillard, K.G., G.T. Tomy, D.C.G. Muir and K.J. Friesen. 1998a. Volatility of chlorinated n-alkanes (C<sub>10-12</sub>): vapour pressures and Henry's law constants. *Environ. Toxicol. Chem.* 17: 1252–1260.
- Drouillard, K.G., T. Hiebert, P. Tran, G.T. Tomy, D.C.G. Muir and K.J. Friesen. 1998b. Estimating the aqueous solubilities of individual chlorinated n-alkanes (C<sub>10-12</sub>) from measurements of chlorinated alkane mixtures. *Environ. Toxicol. Chem.* 17: 1261–1267.

- EC, 2000. European Union risk assessment report. 1st Priority List Vol. 4: alkanes, C<sub>10-13</sub>, chloro-. European Commission. European Chemicals Bureau, Luxembourg. 166 pp. (EUR 19010; ISBN 92-828-8451-1).
- EC, 2003. Technical guidance document on risk assessment. Part II: Environmental risk assessment. European Commission, Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances. European Chemical Bureau, Luxembourg. [cited in Bezchlebová et al. 2007]
- EC, 2005. Risk profile and summary report for short-chained chlorinated paraffins (SCCPs), European Commission. Dossier prepared from the UNECE Convention on Long range Transboundary Air Pollution, Protocol on Persistent Organic Pollutants. European Commission, DG Environment.
- EC, 2008 European Union risk assessment report. Updated Version 1st Priority List Vol. 4: alkanes, C<sub>10-13</sub>, chloro-. European Commission 23396 EN. ISSN 1018-5593 Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities
- ECHA, 2008. Support document for identification of alkanes C<sub>10-13</sub>Chloro as substances of very high concern. SVHC support document. Member States Committee, adapted on October 8<sup>th</sup>, European Chemicals Agency.
- Evenset, A., Carroll J., Christensen, GN., Kallenborn, R., Gregor, D, Gabrielsen, GW. 2007. Seabird Guano Is an Efficient Conveyer of Persistent Organic Pollutants (POPs) to Arctic Lake Ecosystems. *Environ. Sci. Technol.* 2007, 41, 1173-1179.
- Environment Canada. 2003a. Data collected from "Notice with Respect to Short-, Medium- and Long-chain Chlorinated Paraffins." *Canada Gazette, Part I*, November 30, 2002.
- Environment Canada. 2003b. Short chain chlorinated paraffins (SCCPs) substance dossier. Final draft II, revised May 16. Prepared for United Nations Economic Commission for Europe Ad hoc Expert Group on Persistent Organic Pollutants.
- Environment Canada. 2004. Follow-up report on PSL1 substance for which there was insufficient information to conclude whether the substance constitutes a danger to the environment; Chlorinated Paraffins. Existing Substances Division, Environment Canada, Gatineau, Quebec.
- Environment Canada. 2008. Follow-up report on PSL1 substance for which data were insufficient to conclude whether the substances were "toxic" to the environment and to human health; Chlorinated Paraffins. August 2008. <http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?lang=En&n=D7D84872-1>
- Environment Canada. 2013. Chlorinated Paraffins. Follow-up Report on a PSL1 Assessment for Which Data Were Insufficient to Conclude Whether the Substances Were "Toxic" to the Environment and to the Human Health. Date modified: 2013-11-07; <https://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?lang=En&n=D7D84872-1&printfullpage=true>, Assessed: 2015-03-13.
- EU (European Union). 2002. European Commission DG ENV Endocrine Disrupting Substances (man-made chemicals) B4-3040/2001/325850/MAR/C2. RPS BKH Project number: M0355037 Report: Endocrine disrupters: study on gathering information on 435 substances with insufficient data. Final report by bkh consulting engineers.
- EU (European Union). 2003. Technical guidance document on risk assessment, Part II. Institute for Health and Consumer Protection, European Chemicals Bureau, EU Joint Research Centre (EUR 20418 EN/2).
- EU (European Union). 2012. Toxicity and Assessment of Chemical Mixtures. European Union, 2012, Scientific Committee on Health and Environmental Risks SCHER, Scientific Committee on Emerging and Newly Identified Health Risks SCENIHR, Scientific Committee on Consumer Safety SCCS 2012 ISBN N 978- 92-79-3 0700-3.
- EU (European Union). 2015 Endocrine Disrupters: Database. [http://ec.europa.eu/environment/chemicals/endocrine/strategy/being\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/chemicals/endocrine/strategy/being_en.htm) (Assessed: 2015.03.13)
- Euro Chlor. 1995. As reported in letter from ICI dated 12/7/95 [cited in EC 2000].
- Fiedler, H. 2010. Short-Chain Chlorinated Paraffins: Production, Use and International Regulations in De Boer, J., El-Sayed Ali, T., Fiedler, H., Legler, J., Muir, D., Nikiforov, V.A., Tomy, G.T., Tsunemi, K., de Boer, J., 2010. Chlorinated paraffins. In: *The Handbook of Environmental Chemistry. Chlorinated Paraffins*, vol. 10. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg
- Fisk, A., C. Cymbalisky, A. Bergman and D.C.G. Muir. 1996. Dietary accumulation of C<sub>12</sub>- and C<sub>16</sub>chlorinated alkanes by juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ. Toxicol. Chem.* 15(10): 1775-1782.

- Fisk, A.T., S.C. Wiens, G.R.B. Webster, A. Bergman and D.C.G. Muir. 1998a. Accumulation and depuration of sediment-sorbed C<sub>12</sub> and C<sub>16</sub> polychlorinated alkanes by oligochaetes (*Lumbriculus variegatus*). *Environ. Toxicol. Chem.* 17: 2019–2026.
- Fisk, A.T., C.D. Cymbalisky, G.T. Tomy and D.C.G. Muir. 1998b. Dietary accumulation and depuration of C<sub>10</sub>-, C<sub>11</sub>- and C<sub>14</sub>-polychlorinated alkanes by juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquat. Toxicol.* 43: 209–221.
- Fisk, A.T., G.T. Tomy and D.C.G. Muir. 1999. The toxicity of C<sub>10</sub>-, C<sub>11</sub>-, C<sub>12</sub>- and C<sub>14</sub>-polychlorinated alkanes to Japanese medaka (*Oryzias latipes*) embryos. *Environ. Toxicol. Chem.* 18: 2894–2902.
- Fisk, A.T., G.T. Tomy, C.D. Cymbalisky and D.C.G. Muir. 2000. Dietary accumulation and quantitative structure activity relationships for depuration and biotransformation of short, medium and long carbon chain polychlorinated alkanes by juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ. Toxicol. Chem.* 19: 1508–1516.
- Friden, U., Mc Lachlan, M., Berger U. 2010 Human exposure to chlorinated paraffins via indoor air and dust. Final report. Stockholm University.
- Gao Y., Zhang H., Su F., Tian Y., Chen J. 2012. Environmental Occurrence and Distribution of Short Chain Chlorinated Paraffins in Sediments and Soils from the Liaohe River Basin, China, *Environ. Sci. Technol.* 2012, 46, 3771–3778.
- Gasperi, J.; Zgheib, S.; Cladière, M.; Rocher, V.; Moilleron, R.; Chebbo, G. (2012): Priority pollutants in urban stormwater: Part 2 – Case of combined sewers, *Water Research*, 2012, Vol.46(20), pp.6693-6703
- Gawor, A. and Wania, F. 2013. Using quantitative structural property relationships, chemical fate models, and the chemical partitioning space to investigate the potential for long range transport and bioaccumulation of complex halogenated chemical mixtures. *Environmental Science: Processes & Impacts* 15(9): 1671-1684.
- Geng N., Zhang, H, Zhang B, Wu, P, Wang F, Yu, Z, Chen, J (2015) Effects of short-chain chlorinated paraffins exposure on the viability and metabolism of human hepatoma HepG2 Cells. *Environ. Sci. Technol.* 2015, 49, 3076–3083.
- Gilliom, R. J.; Barbash, J. E.; Crawford, G. C.; Hamilton, P. A.; Martin, J. D.; Nakagaki, N. Pesticides in the Nation's Streams and Ground Water, 1992–2001; USGS Circular 1291, Revised Edition, 2007.
- Government of Canada. 1993a. Priority Substances List assessment report. Chlorinated paraffins. Minister of Supply and Services, Ottawa, Ontario (ISBN 0-662-20515-4; Catalogue No. En40-215/17E).
- Government of Canada. 1993b. Canadian Environmental Protection Act. Priority Substances List supporting document. Chlorinated paraffins. Environment Canada and Health and Welfare Canada. 66-pp.
- Halse, AK; Schlabach, M.; Schuster, J. K ; Jones, K C ; Steinnes, E.; Breivik, K. (2015): Endosulfan, pentachlorobenzene and short-chain chlorinated paraffins in background soils from Western Europe, *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)*, 2015, Vol.196, pp.21-8
- Hansen, J.C., Gilman, A.P., and Odland, J. Ø 2014 The Seven Pillars of Obesity: Development of a holistic understanding of a complex problem AMAP Technical Report No. 8 Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. ISBN – 978-82-7971-085-1.
- Harada, K.H., Takasuga, T., Hitomi, T., Wang, P., Matsukami, H., Koizumi, A. 2011 Dietary exposure to short-chain chlorinated paraffins has increased in Beijing, China. *Environ Sci Technol.* 15;45(16):7019-27.
- Harner, T., M. Mitrovic, L. Ahrens, and J. Schuster, 2014. Characterization of PUF disk passive air samplers for new priority chemicals: a review. *Organohalogen Compounds*, 76:11-29.
- Hildebrecht, C.O. 1972. Biodegradability study on chlorinated waxes. Environlab Inc., Plainville, Ohio (Laboratory Report No. 50-0405-001) [cited in EC 2000 and Madeley and Birtley 1980].
- Hill, R.W. and B.G. Maddock. 1983a. Effect of a chlorinated paraffin on embryos and larvae of the sheepshead minnow *Cyprinodon variegatus*. – study 1. ICI Confidential Report BL/B/2326.
- Hill, R. W. and B. G. Maddock., 1983b. Effect of a chlorinated paraffin on embryos and larvae of the sheepshead minnow *Cyprinodon variegatus* – study 2. ICI Confidential Report BL/B/2327.
- Hilger, B., Fromme, H., Völkel, W., Coelhan, M., 2011. Effects of chain length, chlorination degree,

- and structure on the octanolewater partition coefficients of polychlorinated n-alkanes. *Environmental Science and Technology* 45, 2842-2849.
- Hilger, B., Friomme, H., Völkel, W., Coelhan, M. 2013. Occurrence of chlorinated paraffins in house dust samples from Bavaria, Germany. *Environmental Pollution* 175, 16 -21. Houde, M., D.C.G.Muir, G.T.Tomy, D.M. Whittle, C. Teixeira, and S. Morre. 2008. Bioaccumulation and Trophic Magnification of Short- and Medium-Chain Chlorinated Paraffins in Food Webs from Lake Ontario and Lake Michigan. *Environ. Sci. Technol.* 42: 3893-3899.
- Huber S., Warner N.A., Nygård T., Remberger M., Harju M., Uggerud H.T., Kaj L., Hanssen L. 2015. A broad cocktail of environmental pollutants found in eggs of three seabird species from remote colonies in Norway. *Environ Toxicol Chem.* 2015 Jun;34(6):1296-308.
- Hung et al., in press: Northern Contaminants Air Monitoring: Organic Pollutant Measurements. In: NCP, 2015. Synopsis of Research conducted under the 2014-2015 Northern Contaminants Program. Aboriginal Affairs and Northern Development Canada, Ottawa, ON
- Hüttig, J. 2006. Determination of the “new” problem group chloro-paraffins in sediments by HRGC-LRMS. Ph.D. Thesis, University of Basel, Basel, Switzerland.
- IARC (International Agency for Research on Cancer). 1990. Summaries and Evaluations CHLORINATED PARAFFINS (Group 2B) Vol. 48. p 55.
- Iino F., T. Takasuga, K. Senthilkumar, N. Nakamura and J. Nakanish. 2005. Risk assessment of shortchain chlorinated paraffins in Japan based on the first market basket study and species sensitivity -distributions. *Environ. Sci. Technol.* 39:859-866
- Iozza, S., C.E. Müller, P. Schmid, C. Bogdal and M. Oehme. 2008. Historical profiles of chlorinated paraffins and polychlorinated biphenyls in a dated sediment core from Lake Thun (Switzerland). *Environ. Sci. Technol.* 42 (4):1045–1050.
- Iozza, S., P. Schmid, M. Oehme, R. Bassan, C. Belis, G. Jakobi, M. Kirchner, K-W. Schramm, N. Kräuchi, W. Moche, I. Offenthaler, P. Weiss, P. Simončič and W. Knoth. 2009. Altitude profiles of total chlorinated paraffins in humus and spruce needles from the Alps (MONARPOP). *Environ. Pollut.* 157: 3225-3231.
- IPCS (International Programme on Chemical Safety). 1984a. Heptachlor. World Health Organization, Geneva (Environmental Health Criteria 38).
- IPCS (International Programme on Chemical Safety). 1984b. Mirex. World Health Organization, Geneva (Environmental Health Criteria 44).
- IPCS (International Programme on Chemical Safety). 1991. Lindane. World Health Organization, Geneva (Environmental Health Criteria 124).
- IPCS (International Programme on Chemical Safety). 1996. Chlorinated paraffins. World Health Organization, Geneva. 181 pp. (Environmental Health Criteria 181).
- IPEN 2015. Comments on the draft risk profile SCCP. International POPs Elimination Network, February, 2015.
- IRDC (International Research and Development Corporation). 1984. 13-week oral (gavage) toxicity study in rats with combined excretion, tissue level and elimination studies; determination of excretion, tissue level and elimination after single oral (gavage) administration to rats. Chlorinated paraffin: 58% chlorination of short chain length n-paraffins; <sup>14</sup>C labeled CP. Mattawan, Michigan. 350 pp. (Report No. 438-029/022) [cited in IPCS 1996].
- IRDC (International Research and Development Corporation). 1985. Chlorinated paraffin: Reproduction range-finding study in rats. IRDC Report No. 438/049. International Research and Development Corporation, Mattawan, Michigan, USA 49071.
- Ismail, N., S.B. Gewurtz, K. Pleskach, D.M. Whittle, P.A. Helm, C.H. Marvin, and G.T. Tomy. 2009. Brominated and chlorinated flame retardants in Lake Ontario, Canada, lake trout (*Salvelinus namaycush*) between 1979 and 2004 and possible influences of food-web changes. *Environ. Toxicol. Chem.* 28: 910-920.
- IVL, Environmental Research Institute. 2015. Miljöövervakningsdata, <http://dvss.ivl.se/registersida.aspx>
- Jansson, B., R. Andersson, L. Asplund, K. Litzen, K. Nylund, U. Sellstrom, U. Uvemo, C. Wahlberg, U. Wideqvist, T. Odsjö and M. Olsson. 1993. Chlorinated and brominated persistent organic

- compounds in biological samples from the environment. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 1163–1174.
- Johansen, P. D. Muir, G. Asmund and F. Riget. 2004. Contaminants in the Traditional Greenland Diet. NERI Tehnical Report, No. 492, National Environmental Research Institute, Roskilde DK. 77 pp.
- KAN-DO Office and Pesticides Team. 1995. Accumulated pesticide and industrial chemical findings from a ten-year study of ready-to-eat foods. *J. Assoc. Off. Anal. Chem. Int.J AOAC Int.* 78 (3): 614-631.
- KEMI (Swedish National Chemicals Inspectorate). 1991. Chlorinated paraffins. In: L. Freij (ed.), Risk reduction of chemicals: A government commission report. Solna, Sweden. pp. 167–198 [cited in IPCS 1996].
- Klecka, J. 2014. The role of a water bug, *Sigara striata*, in freshwater food webs. *PeerJ* 2:e389 <https://dx.doi.org/10.7717/peerj.389>
- Koh, I.-O. and W.H.-P. Thiemann. 2001. Study of photochemical oxidation of standard chlorinated paraffins and identification of degradation products. *J. Photochem. Photobiol. A* 139: 205–215.
- Kolpin, D. W.; Furlong, E. T.; Meyer, M. T.; Thurman, E. M.;Zaugg, S. D.; Barber, L. B.; Buxton, H. T. Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in U.S. streams, 1999–2000--A national reconnaissance. *Environ. Sci. Technol.* 2002, 36 (6), 1202–1211.
- Kortenkamp A, Backhaus T, Faust M. State of the Art Report on Mixture Toxicity. 2009. [http://ec.europa.eu/environment/chemicals/pdf/report\\_Mixture%20toxicity.pdf](http://ec.europa.eu/environment/chemicals/pdf/report_Mixture%20toxicity.pdf)
- Kuhnlein, H. M. (1995a). "Benefits and risks of traditional food for Indigenous Peoples: focus on dietary intakes of Arctic men." *Can. J. Physiol. Pharmacol.* 73: 765 -771.
- Kuhnlein, H. V., O. Receveur, D. C. Muir, H. M. Chan and R. Soueida (1995b). "Arctic indigenous women consume greater than acceptable levels of organochlorines." *J Nutr* 125(10): 2501-10.
- Lahaniatis, M.R., Coelhan, M., H. Parlar. 2000. Clean-up and quantification of short and medium chain polychlorinated n-alkanes in fish, fish oil, and fish feed. *Organohalogen Compounds.* 47: 276-279.
- Langer, P., 2010. The impacts of organochlorines and other persistent pollutants on thyroid and metabolic health. *Front Neuroendocrinol.* 31(4):497-518. doi: 10.1016/j.yfrne.2010.08.001.
- Lau, C., Abbott, B.D., Corton, C.J., Cunningham, M.L. 2010 PPARs and Xenobiotic-Induced Adverse Effects: Relevance to Human Health. *PPAR Research Volume 2010, Article ID 954639*, doi:10.1155/2010/954639
- Letcher RJ, Bustnes JO, Dietz R, Jenssen BM, Jørgensen EH, Sonne C, Verreault J, Vijayan MM, Gabrielsen GW. Exposure and effects assessment of persistent organohalogen contaminants in arctic wildlife and fish. *Sci Total Environ.* 2010 Jul 1;408(15):2995-3043.
- Letcher, R. 2013. Temporal and Spatial Trends of Legacy and Emerging Organic and Metal/Elemental Contaminants in Canadian Polar Bears. In: *Synopsis of Research Conducted under the 2013-2014 Northern Contaminants Program*. Aboriginal Affairs and Northern Development Canada, 2013
- Li, Xm ; Gao, Y, Wang, Yw, Pan, Yy. 2014a: Emerging Persistent Organic Pollutants in Chinese Bohai Sea and Its Coastal Regions, *Scientific World Journal*, 2014
- Li, C, Xie, Hb, Chen, JW, Yang, Xh, Zhang, Yf, Qiao, XL. 2014b. Predicting Gaseous Reaction Rates of Short Chain Chlorinated Paraffins with center dot OH: Overcoming the Difficulty in Experimental Determination, *Environmental Science & Technology*, 2014 Dec 2, Vol.48(23), pp.13808-13816
- Li Q, Li J, Wang Y, Xu Y, Pan X, Zhang G, Luo C, Kobara Y, Nam JJ, Jones KC. 2012. Atmospheric short-chain chlorinated paraffins in China, Japan, and South Korea. *Environ Sci Technol.* 2012 Nov 6;46(21):11948-54.
- Lu, M. 2013. Degradation of short chain polychlorinated paraffins by a new isolate: tests in pure culture and sewage sludge, *Journal Of Chemical Technology And Biotechnology*, 2013 Jul, Vol.88(7), pp.1273-1279
- Luo, Xiao-Jun, Sun, Yu-Xin, Wu, Jiang-Ping, Chen, She-Jun, Mai, Bi-Xian 2015. Short-chain chlorinated paraffins in terrestrial bird species inhabiting an e-waste recycling site in South China, *Environmental Pollution*, March 2015, Vol.198, pp.41-46
- Ma, Xd, Zhang, Hj, Zhou, HQ, Na, Gs, Wang, Z, Chen, C, Chen, JW, Chen, JP. 2014c. Occurrence and gas/particle partitioning of short- and medium-chain chlorinated paraffins in the atmosphere of

- Fildes Peninsula of Antarctica, Atmospheric Environment, 2014 Jun, Vol.90, pp.10-15
- Ma, Xd, Zhang, Hj, Wang, Z, Yao, Zw, Chen, JW, Chen, JP. 2014a. Bioaccumulation and Trophic Transfer of Short Chain Chlorinated Paraffins in a Marine Food Web from Liaodong Bay, North China, Environmental Science & Technology, Vol.48(10), pp.5964-5971
- Ma, Xd; Chen, Jn, Ma, X, Wang, Z, Yao, Z, Ma, X, Zhang, H, Gao, Y; Chen, J; Chen, C. 2014b. Congener-specific distribution and bioaccumulation of short-chain chlorinated paraffins in sediments and bivalves of the Bohai Sea, China, Marine Pollution Bulletin, 2013
- Madeley, J. and R. Birtley. 1980. Chlorinated paraffins and the environment. 2. Aquatic and avian toxicology. Environ. Sci. Technol. 14: 1215–1221 [cited in U.K. Environment Agency 2003b].
- Madeley, J.R. and B.G. Maddock. 1983a. The bioconcentration of a chlorinated paraffin in the tissues and organs of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report No. BL/B/2310).
- Madeley, J.R. and B.G. Maddock. 1983b. Toxicity of a chlorinated paraffin to rainbow trout over 60 days. Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report No. BL/B/2203).
- Madeley, J.R. and R.S. Thompson. 1983. Toxicity of chlorinated paraffin to mussels (*Mytilus edulis*) over 60 days. (iv) Chlorinated paraffin – 58% chlorination of short chain length n-paraffins. Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report No. BL/B/2291).
- Madeley, J.R., E. Gillings and L.F. Reynolds. 1983a. The determination of the solubility of four chlorinated paraffins in water. Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report No. BL/B/2301).
- Madeley J.R., R.S. Thompson and D. Brown 1983b. The bioconcentration of a chlorinated paraffin by the common mussel (*Mytilus edulis*). Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report No. BL/B/2351).
- Madeley, J.R., A.J. Windeatt and J.R. Street. 1983c. Assessment of the toxicity of a chlorinated paraffin to the anaerobic sludge digestion product. Imperial Chemical Industries Ltd., Brixham Laboratory, Devon, U.K. 25 pp. (Report No. BL/B/2253).
- Marvin, C.H., S. Painter, G.T. Tomy, G.A. Stern, E. Braekvelt and D.C.G. Muir. 2003. Spatial and temporal trends in short-chain chlorinated paraffins in Lake Ontario sediments. Environ. Sci. Technol. 37(20): 4561–4568.
- Meylan, W.M. and P.H. Howard. 1993. Computer estimation of the atmospheric gas-phase reaction rate of organic compounds with hydroxyl radicals and ozone. Chemosphere 12: 2293–2299.
- Ministry of the Environment (Japan). 2006. Chemicals in the Environment; Report on Environmental Survey and Monitoring of Chemicals in FY 2005. Environmental Health Department, Ministry of the Environment, Ministry of Japan. March 2006.
- MOE (Ontario Ministry of the Environment). 1998. Guidelines for the utilization of biosolids and other wastes on agricultural land. January revision.
- Moore S., L. Vromet, B. Rondeau. 2003. Comparison of metastable atom bombardment and electron capture negative ionization for the analysis of polychloroalkanes. Chemosphere 54:453–9.
- Morales, L., Martrat, MG., Olmos, J.; Parera, J.; Vicente, J.; Bertolero, A.; Abalos, M., Lacorte, S.; Santos, Fj., Abad, E. 2012: Persistent Organic Pollutants in gull eggs of two species (*Larus michahellis* and *Larus audouinii*) from the Ebro delta Natural Park, Chemosphere, 2012 Sep, Vol.88(11), pp.1306-1316
- Muir, D.C.G., M. Alaei and G.A. Stern. 1999a. Polychlorinated ( $C_{10}$ – $C_{13}$ ) n-alkanes (SCCPs) and brominated diphenyl ethers (BDPEs) in the Canadian environment. Paper presented at Workshop on Persistent Organic Pollutants and Heavy Metals, Durham, North Carolina.
- Muir D.C.G, T.F. Bidleman and G.A. Stern. 1999b. New persistent and bioaccumulative chemicals in arctic air, water/snow, and biota. In: Kalhok S, editor. Synopsis of research conducted under the 1997/98 Northern Contaminants Program, vol. 75. Environmental Studies. Ottawa, Indian and Northern Affairs Canada, p. 165– 9.
- Muir, D.C.G., D. Bennie, C. Teixeira, A.T. Fisk, G.T. Tomy, G.A. Stern and M. Whittle. 2001. Short chain chlorinated paraffins: Are they persistent and bioaccumulative? In: R. Lipnick, B. Jansson, D. Mackay and M. Patreas (eds.), Persistent, bioaccumulative and toxic substances. Vol. 2. ACS Books, Washington, D.C. pp. 184–202.

- Muir, D., E. Braekevelt, G. Tomy and M. Whittle. 2002. Analysis of medium chain chlorinated paraffins in Great Lakes food webs and in a dated sediment core from Lake St. Francis in the St. Lawrence River system. Preliminary report to Existing Substances Branch, Environment Canada, Hull, Quebec. 9 pp.
- Muir, D. C., Teixeira, E. Braekevelt, G. Tomy and M. Whittle. 2003. Medium chain chlorinated paraffins in Great Lakes food webs. *Organohalogen Compd.* 64: 166–169.
- Muir, D. C. G., M. Alaei, C. Butt, B. Braune, P. Helm, S. Mabury, G. Tomy and X. Wang. 2004. New contaminants in Arctic biota. Synopsis of research conducted under the 2003-2004, Northern Contaminants Program. Ottawa, Indian and Northern Affairs Canada: 139-148.
- Murray, T.M., D.H. Frankenberry, D.H. Steele and R.G. Heath. 1988. Chlorinated paraffins: A report on the findings from two field studies, Sugar Creek, Ohio and Tinkers Creek, Ohio. Vol. 1. Technical report. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 150 pp. (EPA/560/5 87/012).
- NCP 2013. Canadian Arctic Contaminants Assessment Report On Persistent Organic Pollutants – 2013. Muir D, Kurt-Karakus P, Stow J. (Eds). Northern Contaminants Program, Aboriginal Affairs and Northern Development Canada, Ottawa ON. xxiii + 487 pp + Annex
- Nicholls, C.R., C.R. Allchin and R.J. Law. 2001. Levels of short and medium chain length polychlorinated n-alkanes in environmental samples from selected industrial areas in England and Wales. *Environ. Pollut.* 114: 415–430.
- NICNAS. 2004. Environmental exposure assessment of short chain chlorinated paraffins (SCCPs) in Australia July, 2004. A follow up report to the National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme (NICNAS) Short chain chlorinated paraffins (SCCPs) priority existing chemical assessment report No. 16.
- NILU (2015) Monitoring of environmental contaminants in air and precipitation, M-368|2015 annual report 2014.– Norwegian Institute for Air Research, Norwegian Environment Agency
- Norwegian Environment Agency 2014a. Emission reductions for priority hazardous chemicals (2020 target). Status report. Report M 210-2014 (available in Norwegian only). See [<http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M210/m210.pdf> ,2015-03-05]
- Norwegian Environment Agency 2014b. Monitoring of environmental contaminants in air and precipitation, annual report 2013. Report M202-2014. [<http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M202/M202.pdf>,2015-03-05]
- Norwegian Environment Agency 2014c. Contaminants in coastal waters of Norway 2013. Report M-250/2014. [<http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M250/M250.pdf>, 2015-03-05]
- Norwegian Environment Agency 2014d. Environmental Contaminants in an Urban Fjord. Report M-205/2014
- Norwegian Environment Agency 2013. Perfluorinated alkylated substances, brominated flame retardants and chlorinated paraffins in the Norwegian Environment - Screening 2013. Report M400-2013. [<http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M-40/M40.pdf>, 2015-03-05]
- NTP (National Toxicology Program) 1986. Technical Report Series, No. 308. Toxicology and carcinogenesis studies of chlorinated paraffins (C12, 60% chlorine) (CAS No. 63449-39-8) in F344/N rats and B6C3F1 mice (gavage studies).
- NTP (National Toxicology Program). 2014. National Toxicology Program. Department of Health and Human Services. 13<sup>th</sup> Report on Carcinogens, U.S. Department of Health and Human Services. Thirteenth Edition. Chlorinated Paraffins. Chlorinated Paraffins (C12, 60% Chlorine) CAS No. 108171-26-2 Reasonably anticipated to be human carcinogens. First listed in the Fifth Annual Report on Carcinogens (1989): <http://ntp.niehs.nih.gov/ntp/roc/content/profiles/chlorinatedparaffins.pdf>
- Nyberg E., Faxneld, S., Danielsson, S., Bignert, A., Eriksson, U., Holm, K., Borg H., Berger U., 2012. National Swedish Contaminant Monitoring Programme for Freshwater Biota, 2012. Swedish Museum of Natural History, [http://www.nrm.se/download/18.551d33ba13a8a19ad04264a/13\\_2012+Limniska2012.pdf](http://www.nrm.se/download/18.551d33ba13a8a19ad04264a/13_2012+Limniska2012.pdf)
- Omori, T., T. Kimura and T. Kodama. 1987. Bacterial cometabolic degradation of chlorinated paraffins. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 25: 553–557.
- OECD guideline for testing of chemicals, Phototransformation of Chemicals in water – direct and Indirect Photolysis (draft document 2000)

- Olomukoro, O.J., Ebehiremhen.O. 2015. Diversity and Distribution of Benthic Macroinvertebrate Fauna of Obazuwa Lake in Benin City, Nigeria. *Journal of Biology, Agriculture and Healthcare*, Vol.5, No.1, 2015, p. 94 [www.iiste.org]
- OSPAR (Oslo-Paris Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic). 2001. OSPAR draft background document on short chain chlorinated paraffins. 65 pp. (OSPAR 01/4/8-E).
- OSPAR (Oslo-Paris Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic). 2006. Overview Assessment: Implementation of PARCOM Decision 95/1 on Short Chained Chlorinated Paraffin.
- Parera, J., F.J. Santos and M.T. Galceran. 2004. Microwave-assisted extraction versus soxhlet extraction for the analysis of short-chain chlorinated alkanes in sediments. *J. Chromatogr. A* 1046 (1-2) 19-26.
- Pellegriti, G., Frasca, F., Squatrito, S., Vigneri, R. 2013. Worldwide Increasing Incidence of Thyroid Cancer: Update on Epidemiology and Risk Factors, *Journal of Cancer Epidemiology*. Volume 2013, 965212, 10 pages <http://dx.doi.org/10.1155/2013/965212>
- Peters, A.J., G.T. Tomy, K.C. Jones, P. Coleman and G.A. Stern. 2000. Occurrence of C10–C13 polychlorinated n-alkanes in the atmosphere of the United Kingdom. *Atmos. Environ.* 34: 3085–3090.
- Petersen, 2012. Short and medium chained chlorinated paraffins in buildings and constructions in the EU. [part of the Annex E 2015 submission, Netherlands; <http://chm.pops.int/TheConvention/POPsReviewCommittee/Meetings/POPRC10/POPRC10Followup/Shortchainedchlorinatedparaffins/tabid/4295/Default.aspx>, 2015-02-03
- Příbylová, P., J. Klánová, and I. Holoubek. 2006. Screening of short- and medium chain chlorinated paraffins in selected riverine sediments and sludge from the Czech Republic. *Environ. Pollut.* 144:248-254.
- Reiger, R. and K. Ballschmiter. 1995. Semivolatile organic compounds polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDD), dibenzofurans (PCDF), biphenyls (PCBs), hexachlorobenzene (HCB), 4,4'-DDE and chlorinated paraffins (CP) as markers in sewer films. *Fresenius J. Anal. Chem.* 352: 715–724.
- Renberg, L., G. Sundström and K. Sundh-Nygård. 1980. Partition coefficients of organic chemicals derived from reversed phase thin layer chromatography. Evaluation of methods and application on phosphate esters, polychlorinated paraffins and some PCB-substitutes. *Chemosphere* 9: 683–691.
- Renberg, L., M. Tarkpea and G. Sundström. 1986. The use of the bivalve *Mytilus edulis* as a test organism for bioconcentration studies. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 11: 361–372.
- Reth, M., Zencak, Z., Oehme, M. 2005. First study of congener group patterns and concentrations of short-and medium-chain chlorinated paraffins in fish from the North and Baltic Sea. *Chemosphere* 58: 847-854.
- Reth, M., Ciric, A., Christensen, G.N., Heimstad, E.S., and M. Oehme. 2006. Short- and medium-chain chlorinated paraffins in biota from the European Arctic- differences in homologue group patterns. *Sci. Tot. Environ.* 367: 252-260.
- Sagerup K, Helgason LB, Polder A, Strøm H, Josefsen TD, Skåre JU, Gabrielsen GW. Persistent organic pollutants and mercury in dead and dying glaucous gulls (*Larus hyperboreus*) at Bjørnøya (Svalbard). *Sci Total Environ.* 2009 Nov 15;407(23):6009-16.
- SCHER Scientific Committee on Health and Environmental Risks. 2008. Scientific opinion on the risk assessment report on alkanes, C14-17, chloro MCCP human health part. CAS 85535-85-9, 15 January 2008.
- Schröder, P. ; Belis, C. ; Schnelle-Kreis, J. ; Herzig, R. ; Prevot, A. ; Raveton, M. ; Kirchner, M. ; Catinon, M. 2014. Why air quality in the Alps remains a matter of concern. The impact of organic pollutants in the alpine area, *Environmental Science and Pollution Research*, 2014, Vol.21(1), pp.252-267
- Serrone D. M., Birtley R. D. N. Weigand, W., Millischer .R., (1987). Summaries of toxicological data. Toxicology of chlorinated paraffins. *Food Chem. Toxicol.*, 25, (7), 553-562 SFT. 2002. Kartlegging av bromerte flammehemmere og klorete parifiner. Rapport 866/02. Norwegian Pollution Control Authority. Sijm, D.T.H.M. and T.L. Sinnige. 1995. Experimental octanol/water partition coefficients of chlorinated paraffins. *Chemosphere* 31: 4427–4435.
- Sjöberg, K., Brorström-Lundén, E., Pihl Karlsson G., Danielsson, H., Hansson, K., Wängberg, I., Potter A., Kreuger, J., Lindström, B., Areskoug, H., Alpfjord H., Andersson C., (2014). Sakrapport

- 2013, Data från övervakning inom Programområde Luft t.o.m. år 2013. IVL Svenska Miljöinstitutet 2014. <http://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhallet/miljoarbete-i-sverige/miljoovervakning/Luft/nationell-luftovervakning-sakrapport-2013.pdf>
- Sochová, I., J. Hofman, and I. Holoubek. 2007. Effects of seven organic pollutants on soil nematode *Caenorhabditis elegans*. *Environment International*. 33:798-804.
- Štejnárová, P., M. Coelhan, R. Kostřhounová, H. Parlar and Ivan Holoubek. 2005. Analysis of short chain chlorinated paraffins in sediment samples from the Czech Republic by short-column GC/ECNI-MS. *Chemosphere* 58:253-262.
- Stern, G.A. and M. Evans. 2003. Persistent organic pollutants in marine and lake sediments. In: Canadian Arctic Contaminants Assessment Report II. Sources, occurrence, trends and pathways in the physical environment. Northern Contaminants Program, Department of Indian Affairs and Northern Development, Ottawa, Ontario. pp. 100–115.
- Stern, GA, Braekevelt, E, Helm, PA, Bidleman, TF, Outridge, PM, Lockhart, WL, McNeeley, R, Rosenberg B, Ikonomou MG, Hamilton P, Tomy GT, Wilkinson P. 2005. Modern and historical fluxes of halogenated organic contaminants to a lake in the Canadian arctic, as determined from annually laminated sediment cores. *Sci. Total Environ*. 342: 223-243
- Stevens, J.L., G.L. Northcott, G.A. Stern, G.T. Tomy and K.C. Jones. 2002. PAHs, PCBs, PCNs, organochlorine pesticides, synthetic musks and polychlorinated n-alkanes in UK sewage sludge: survey results and implications. *Environ. Sci. Technol.* 37: 462–467.
- Stiehl, T., Pfordt, J., Ende, M. 2008. Globale Destillation. I. Evaluierung von Schadsstoffen aufgrund ihrer Persistenz, ihres Bioakkumulationspotentials und ihrer Toxizität im Hinblick auf ihren potentiellen Eintrag in das arktische Ökosystem. *J. Consumer Prot. Food Saf.* 3, 61–81.
- Stolzenberg, H.-C. 1999. Short chained chlorinated paraffins. Presented at the Organisation for Economic Co-operation and Development Expert Meeting, Geneva, Switzerland. UmweltBundesamt, Berlin, Germany.
- Strid, A., Athanassiadis, J., Bergman, A. 2014 Hand blenders available on the Swedish market may contaminate food with chlorinated paraffins. Annex E submission Pamela Miller, Alaska Community Action on Toxics and IPEN.
- Strid, A., Bruhn, C., Sverko, E., Svavarsson, J., Tomy, G., Bergman, A. 2013. Brominated and chlorinated flame retardants in liver of Greenland shark (*Somniosus microcephalus*) *Chemosphere*, 2013 Apr, Vol.91(2), pp.222-228.
- Sverdrup, L.E., T. Hartnik, E. Mariussen, J. Jensen. 2006. Toxicity of three halogenated flame retardants to nitrifying bacteria, red clover (*Trifolium pratense*) and a soil invertebrate (*Enchytraeus crypticus*) *Chemosphere* 64(1): 96-103.
- Sverko, E., Tomy, GT, Märvin, CH, Muir DCG. 2012. Improving the Quality of Environmental Measurements on Short Chain Chlorinated Paraffins to Support Global Regulatory Efforts, *Environ. Sci. Technol.* 2012, 46, 4697–4698.
- Takasuga T., A. Hayashi, M. Yamashita, H. Takemori, K. Senthilkumar. 2003. Preliminary study of polychlorinated n-alkanes in standard mixtures, river water samples from Japan by HRGC-HRMS with negative ion chemical ionization. *Organohalogen Compd* 60:424–7.
- Takasuga T., Nakano T., Shibata Y., 2012. Unintentional POPs (PCBs, PCBz, PCNs) contamination in articles containing chlorinated paraffins and related impacted chlorinated paraffin products. *Organohalogen Compd*, 2012.
- Tang M., Chen K., Yang F., Liu W., 2014 Exposure to Organochlorine Pollutants and Type 2 Diabetes: A Systematic Review and Meta-Analysis. *Plos one*. 10, 9, e85556.
- Thomas, G.O. and K.C. Jones. 2002. Chlorinated paraffins in human and bovine milk-fat. A report on a research project funded by the Euro Chlor Chlorinated Paraffins Sector Group. Department of Environmental Sciences, Lancaster University, Lancaster, U.K. [cited in U.K. Environment Agency 2003a,b].
- Thomas G. O., Braekevelt E., Stern G., Martin F. L. and Jones K. C. 2003. Further work on chlorinated paraffins in human milk-fat. A report on a research project funded by the Eurochlor Chlorinated Paraffin Sector Group. Department of Environmental Sciences, Lancaster University. [cited in U.K. Environment Agency 2007].
- Thomas G.O., D. Farrar, E. Braekevelt, G. Stern, O.I. Kalantzi, F.L. Martin and K.C. Jones. 2006.

Short and medium chain length chlorinated paraffins in UK human milk fat. *Environmental International* 141:30-41

Thompson, R.S. and J.R. Madeley. 1983a. The acute and chronic toxicity of a chlorinated paraffin to *Daphnia magna*. Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report BL/B/2358).

Thompson, R.S. and J.R. Madeley. 1983b. The acute and chronic toxicity of a chlorinated paraffin to the mysid shrimp (*Mysidopsis bahia*). Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report BL/B/2373).

Thompson, R.S. and J.R. Madeley. 1983c. Toxicity of a chlorinated paraffin to the marine alga *Skeletonema costatum*. ICI Confidential Report BL/B/2328.

Thompson R. S. and Noble H. 2007. Short-chain chlorinated paraffins (C10-13, 65% chlorinated): Aerobic and anaerobic transformation in marine and freshwater sediment systems. Draft Report No BL8405/B. Brixham Environmental Laboratory, AstraZeneca UK Limited.

Thompson, R.S. and N. Shillabeer. 1983. Effect of a chlorinated paraffin on the growth of mussels (*Mytilus edulis*). ICI Confidential Report BL/B/2331.

Tomy, G.T. 1997. The mass spectrometric characterization of polychlorinated n-alkanes and the methodology for their analysis in the environment. Thesis, University of Manitoba, Winnipeg, Manitoba [cited in Tomy et al. 1998a, 1999].

Tomy, G.T., G.A. Stern, D.C.G. Muir, A.T. Fisk, D. Cymbalisky and J.B. Westmore. 1997. Quantifying C<sub>10</sub>-C<sub>13</sub> polychloroalkanes in environmental samples by high resolution gas chromatography/electron capture negative ion mass spectrometry. *Anal. Chem.* 69: 2762-2771.

Tomy, G.T., A.T. Fisk, J.B. Westmore and D.C.G. Muir. 1998a. Environmental chemistry and toxicology of polychlorinated n-alkanes. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 158: 53-128.

Tomy, G., G. Stern, K. Koczanski and T. Halldorson. 1998b. Polychloro-n-alkanes in beluga whales from the Arctic and the St. Lawrence River estuary. *Organohalogen Compd.* 35: 399-401.

Tomy, G.T., G.A. Stern, W.L. Lockhart and D.C.G. Muir. 1999. Occurrence of C<sub>10</sub>-C<sub>13</sub> polychlorinated n-alkanes in Canadian mid-latitude and Arctic lake sediments. *Environ. Sci. Technol.* 33: 2858-2863.

Tomy, G.T., D.C.G. Muir, G.A. Stern and J.B. Westmore. 2000. Levels of C<sub>10</sub>-C<sub>13</sub> polychloro-n-alkanes in marine mammals from the Arctic and the St. Lawrence River estuary. *Environ. Sci. Technol.* 34: 1615-1619.

Turner, L.J. 1996. <sup>210</sup>Pb dating of sediments from the St. Lawrence River (Core 087, Station TCT1). Ontario. National Water Research Institute, Burlington, Ontario. 27 pp. (NWRI Contribution 96-28).

Ueberschär, K.H., S. Dänicke, S. Matthes. 2007. Dose-response feeding study of short chain chlorinated paraffins (SCCPs) in laying hens: effects on laying performance and tissue distribution, accumulation and elimination kinetics. *Mol. Nutr. Food Res.* 51(2): 248-254.

U.K. Environment Agency. 2001. Long-chain chlorinated paraffins. Environmental risk assessment report. Draft, November. Prepared by Building Research Establishment Ltd. for Chemicals Assessment Section, U.K. Environment Agency, Wallingford, Oxfordshire, U.K. 184 pp.

U.K. Environment Agency. 2003a. Risk assessment of alkanes, C<sub>14-17</sub>, chloro. Draft document, February. Prepared by Building Research Establishment Ltd. for Chemicals Assessment Section, U.K. Environment Agency, Wallingford, Oxfordshire, U.K. 326 pp.

U.K. Environment Agency. 2003b. Updated risk assessment of alkanes, C<sub>10-13</sub>, chloro.

Environmental draft, July. Prepared by Building Research Establishment Ltd. for Chemicals Assessment Section, U.K. Environment Agency, Wallingford, Oxfordshire, U.K. 104 pp.

U.K. Environment Agency. 2007. Updated Risk Assessment of Alkanes, C10-13, Chloro. CAS Number: 85535-84-8. EINECS Number: 287-476-5. Combined Draft of April 2007. UK Environment Agency, Oxfordshire, U.K. 139 pp.

UNECE-LRTAP POPs Protocol, 2007. Summary Of The Independent Track A Technical Peer Reviews On Short Chained Chlorinated Paraffins (SCCPs) Dossier Submitted Under The UNECE-LRTAP POPs Protocol, 16/1/08 Available at <http://www.unece.org.net4all.ch/fileadmin/DAM/env/lrtap/TaskForce/popsxg/2006/5th meeting/Final Summary Report SCCP May 1.doc>

- [UNEP/AMAP Expert Group. 2009. Climate Change and POPs: Predicting Impacts. <http://chm.pops.int/Programmes/GlobalMonitoringPlan/ClimateChangeandPOPsPredictingtheImpacts/tabid/1580/language/en-US/Default.aspx>]
- UK REACH Competent Authority 2008. Proposal for identification of a substance as a CMR, PBT, vPvB or a substance of an equivalent level of concern, Annex XV, June 2008, [available at <http://echa.europa.eu/>, 2015-03-06]
- US EPA. 2009. Short-Chain Chlorinated Paraffins (SCCPs) and Other Chlorinated Paraffins Action Plan, U.S. Environmental Protection Agency, 12/30/2009 [http://www.epa.gov/opptintr/existingchemicals/pubs/actionplans/sccps\_ap\_2009\_1230\_final.pdf, 2015-03-06]
- Van Oostdam, J., A. Gilman, É. Dewailly, P. Usher, B. Wheatley, H. Kuhnlein, S. Neve, J. Walker, B. Tracy, M. Feeley, V. Jerome and B. Kwavnick (1999). Human Health Implications of Environmental Contaminants in Arctic Canada: A Review. *Sci. Tot. Environ.* 230: 1-82.
- Vandenberg LN, Colborn T, Hayes TB, Heindel JJ, Jacobs DR Jr, Lee DH, Shioda T, Soto AM, vom Saal FS, Welshons WV, Zoeller RT, Myers JP. 2012. Hormones and endocrine-disrupting chemicals: low-dose effects and nonmonotonic dose responses. *Endocr Rev.* 2012 Jun;33(3):378-455.
- Vighi, M and S. Villa. 2011. Risk for POP mixtures in an Arctic food chain. Presentation. Stockholm Convention on POPs.
- Vorkamp, K., Rigét F.F. 2014 A review of new and current-use contaminants in the Arctic environment: evidence of long-range transport and indications of bioaccumulation. *Chemosphere.* 111:379-95.
- Vos, JG., Dybing E, Greim H.A., Ladefoged O., Lambre C, Tarazona J.V., Brandt I, Vethaak AD 2000. Health effects of endocrine-disrupting chemicals on wildlife with special reference to the European situation. *Crit.Rev.Toxicol.* 30, 71–133.
- Wang, T., Han, S., Yuan, B., Zeng, L., Li, Y., Wang, Y. and Jiang, G. 2012. Summer–winter concentrations and gas-particle partitioning of short chain chlorinated paraffins in the atmosphere of an urban setting, *Environmental Pollution*, 171, 38-45.
- Wang, Xue-Tong ; Zhang, Yuan ; Miao, Yi ; Li, Yuan-Cheng ; Chang, Yue-Ya ; Wu, Ming-Hong ; Ma, Ling-Ling 2013a. Short-chain chlorinated paraffins (SCCPs) in surface soil from a background area in China: Occurrence, distribution, and congener profiles, *Environmental Science and Pollution Research*, July 2013, Vol.20(7), pp.4742-4749
- Wang, Yan; Li, Jun; Cheng, Zhineng; Li, Qilu; Pan, Xiaohui; Zhang, Ruijie; Liu, Di; Luo, Chunling; Liu, Xiang; Katsoyiannis, Athanasios; Zhang, Gan. 2013b: Short- and Medium-Chain Chlorinated Paraffins in Air and Soil of Subtropical Terrestrial Environment in the Pearl River Delta, South China: Distribution, Composition, Atmospheric Deposition Fluxes, and Environmental Fate, *Environmental Science & Technology*, 2013, Vol.47(6), pp.2679-2687
- Wang, X-T., Wang, X-K., Zhang, Y., Chen, L., Sun, Y-F., Li, M. and Wu, M-H. 2014. Short- and medium-chain chlorinated paraffins in urban soils of Shanghai: Spatial distribution, homologue group patterns and ecological risk assessment, *Science of The Total Environment*, 490, 144-152.
- Wang, Thanh; Yu, Junchao; Han, Shanlong; Wang, Yawei ; Jiang, Guibin 2015. Levels of short chain chlorinated paraffins in pine needles and bark and their vegetation-air partitioning in urban areas, *Environmental Pollution*, January 2015, Vol.196, pp.309-312
- Wania, F. 2003. Assessing the potential of persistent organic chemicals for long-range transport and accumulation in polar regions. *Environ. Sci. Technol.* 37(7): 1344–1351.
- Warnasuriya, G.D., B.M. Elcombe, J.R. Foster and C.R. Elcombe. 2010. A mechanism for the induction of renal tumours in male Fischer 344 rats by short-chain chlorinated paraffins. *Arch Toxicol.* 84: 233-243.

- Wegmann, F., M. MacLeod and M. Scheringer. 2007. POP Candidates 2007: Model results on overall persistence and long-range transport potential using the OECD Pov & LRTAP screening tool. Available at: <http://www.sust-chem.ethz.ch/downloads>.
- WHO World Health Organisation. 2012. State of the science of endocrine disrupting chemicals – 2012 An assessment of the state of the science of endocrine disruptors prepared by a group of experts for the United Nations Environment Programme (UNEP) and WHO. ISBN: 978 92 4 150503 1.
- Wiig, O. 1998. Survival and reproductive rates of polar bears at Svalbard. *Ursus* 10: 25 -32.
- Wyatt, I., C.T. Coutts and C.R. Elcombe. 1993. The effect of chlorinated paraffins on hepatic enzymes and thyroid hormones. *Toxicology* 77(1/2): 81–90.
- Yuan, B.; Wang, Y. W.; Fu, J. J.; Zhang, Q. H.; Jiang, G. B. 2010. An analytical method for chlorinated paraffins and their determination in soil samples. *Chin. Sci. Bull.* 2010, 55, 2395–2401.
- Yuan, Bo; Wang, Thanh; Zhu, Nali; Zhang, Kegang; Zeng, Lixi; Fu, Jianjie; Wang, Yawei; Jiang, Guibin 2012: Short chain chlorinated paraffins in mollusks from coastal waters in the Chinese Bohai Sea, *Environmental Science and Technology*, Vol.46(12), pp.6489-6496
- Zeng, Lixi; Wang, Thanh; Wang, Pu; Liu, Qian ; Han, Shanlong ; Yuan, Bo; Zhu, Nali; Wang, Yawei; Jiang, Guibin 2011a: Distribution and trophic transfer of short-chain chlorinated paraffins in an aquatic ecosystem receiving effluents from a sewage treatment plant, *Environmental Science and Technology*, Vol.45(13), pp.5529-5535
- Zeng, Lixi; Wang, Thanh; Yuan, Bo; Liu, Qian; Wang, Yawei; Jiang, Guibin; Han, Wenya 2011b: Spatial and vertical distribution of short chain chlorinated paraffins in soils from wastewater irrigated farmlands, *Environmental Science and Technology*, Vol.45(6), pp.2100-2106
- Zeng L, Li H, Wang T, Gao Y, Xiao K, Du Y, Wang Y, Jiang G. 2012a. Behavior, fate, and mass loading of short chain chlorinated paraffins in an advanced municipal sewage treatment plant, *Environ Sci Technol.* 2013 Jan 15;47(2):732-40.
- Zeng, Lixi ; Wang, Thanh ; Ruan, Ting ; Liu, Qian ; Wang, Yawei ; Jiang, Guibin ; Zeng, Lixi 2012b: Levels and distribution patterns of short chain chlorinated paraffins in sewage sludge of wastewater treatment plants in China, *Environmental Pollution*, January 2012, Vol.160(1), pp.88-94
- Zeng L., Zhao Z., Li, H., Wang T., Liu Q., Xiao, K., Du, Y., Wang Y., Jiang G. 2012c. Distribution of Short Chain Chlorinated Paraffins in Marine Sediments of the East China Sea: Influencing Factors, Transport and Implications, *Environ. Sci. Technol.*, 2012, 46 (18), pp 9898–9906
- Zeng, Lixi, Chen, Ru, Wang, Thanh, Gao, Yan, Wang, Yawei, Jiang, Guibin, Zeng, Lixi, Chen, Ru, Zhao, Zongshan, Li, An Sun, Liguang 2013. Spatial distributions and deposition chronology of short chain chlorinated paraffins in marine sediments across the Chinese Bohai and Yellow Seas, *Environmental Science and Technology*, 15 October 2013, Vol.47(20), pp.11449-11456
- Zhao, Zongshan; Li, Huijuan; Wang, Yawei; Li, Guoliang; Zeng, Lixi; Wang, Thanh; Jiang, Guibin; 2013. Source and migration of short-chain chlorinated paraffins in the coastal East China Sea using multiproxies of marine organic geochemistry, *Environmental Science and Technology*, 21 May 2013, Vol.47(10), pp.5013-5022
- Zitko, V. and E. Arsenault. 1974. Chlorinated paraffins: Properties, uses, and pollution potential. Fisheries and Marine Service, Environment Canada, St. Andrews, New Brunswick. 38 pp. (Technical Report No. 491).