



**Convenio de Estocolmo  
sobre contaminantes  
orgánicos persistentes**

---

**Comité de Examen de los Contaminantes  
Orgánicos Persistentes  
Octava reunión**  
Ginebra, 15 a 19 de octubre de 2012

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

**Adición**

**Perfil de riesgo sobre los naftalenos clorados**

En su octava reunión, el Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes aprobó, en su decisión POPRC-8/1, un perfil de riesgo sobre los naftalenos clorados a partir del proyecto de perfil de riesgo que figuraba en el documento UNEP/POPS/POPRC.8/2. El texto del perfil de riesgo, en su versión modificada, se reproduce en el anexo de la presente adición, sin que haya pasado por el servicio de revisión editorial en inglés.

**Anexo**

# **NAFTALENOS CLORADOS**

## **PERFIL DE RIESGO**

Elaborado por el grupo de trabajo especial sobre naftalenos clorados  
del Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos  
Persistentes del Convenio de Estocolmo

**19 de octubre de 2012**

## ÍNDICE

Resumen.....	4
1. Introducción.....	5
1.1 <i>Identidad química</i> .....	6
1.2 <i>Conclusión del Comité de Examen en relación con la información solicitada en el anexo D</i> .....	7
1.3 <i>Fuentes de los datos</i> .....	7
1.4 <i>Situación del producto químico en el marco de los instrumentos internacionales</i> .....	8
2. Información resumida pertinente al perfil de riesgo.....	8
2.1 <i>Fuentes</i> .....	8
2.1.1 Producción, comercio, existencias.....	8
2.1.2 Usos.....	9
2.1.3 Emisiones al medio ambiente.....	10
2.2 <i>Destino ambiental</i> .....	11
2.2.1 Persistencia.....	11
2.2.2 Bioacumulación.....	13
2.2.3 Potencial de transporte a larga distancia en el medio ambiente.....	16
2.3 <i>Exposición</i> .....	17
2.3.1 Datos de vigilancia ambiental.....	18
2.4 <i>Evaluación del peligro para los puntos finales de interés</i> .....	19
3. Síntesis de la información.....	25
4. Conclusión.....	27
Referencias.....	28
Anexo 1.....	34
Anexo 2.....	36
Anexo 3.....	38
Anexo 4.....	39

## Resumen

1. Los naftalenos clorados son compuestos orgánicos halogenados. Los naftalenos clorados están divididos en ocho grupos homólogos, según la cantidad de átomos de cloro presentes en la molécula. Estos grupos de homólogos se nombran usando los prefijos mono- a octa- (por ej., naftaleno monoclorado, naftaleno diclorado, etc.). Sus propiedades físicas y químicas varían considerablemente debido al grado de cloración. Los naftalenos triclorados a octaclorados son muy lipofílicos y su solubilidad en el agua y la presión de vapor disminuyen según el grado de cloración. Los naftalenos diclorados son algo solubles en agua, mientras que los naftalenos más clorados tienen una solubilidad en el agua de pocos  $\mu\text{g/L}$ .

2. Los naftalenos clorados tuvieron diversos usos parecidos a los de los bifenilos policlorados, que fueron sustituyendo gradualmente a los naftalenos clorados en muchas aplicaciones. Las funciones características de las formulaciones de naftalenos clorados eran el aislamiento eléctrico, resistencia a la combustión y protección biocida de los artículos. Hasta el momento en que prácticamente cesó la producción mundial conocida en muchos países, que había disminuido ya drásticamente hacia finales de los años 1970, a nivel mundial se habían producido unas 150 a 400 kilotoneladas (las estimaciones varían muchísimo debido a la falta de información). Sin embargo, las emisiones no intencionales continuaron, como las de bifenilos policlorados contaminados por naftalenos clorados, que se lixivian de los vertederos o mediante formación térmica, por ejemplo, durante la incineración de desechos, a la que se considera principal fuente de emisiones de naftalenos clorados. Los perfiles de congéneres de las antiguas mezclas comerciales de naftalenos clorados difieren de los emitidos durante la incineración o los procesos industriales a altas temperaturas y han sido utilizados para establecer la distinción entre las fuentes de emisiones.

3. La oxidación atmosférica por radicales de hidroxilo es una posible trayectoria de eliminación en el caso de los naftalenos clorados. Los períodos de semidesintegración en la atmósfera, calculados para los naftalenos diclorados hasta los octaclorados, fluctúan entre 2,7 y 417 días, lo que indica una persistencia suficiente para el transporte a larga distancia.

4. Los resultados de los modelos predicen el transporte a larga distancia de diversos homólogos. Se considera que los naftalenos diclorados hasta los pentaclorados son multisaltadores que serán objeto de transporte mediante destilación mundial. También se señaló que los naftalenos diclorados a pentaclorados poseían un alto potencial de contaminación en el Ártico. La distancia de transporte del tetra-CN47 estimada en el modelo fue de 2.271 km (período de semidesintegración en la atmósfera de diez días). Además en reiteradas ocasiones y a nivel mundial se han detectado naftalenos clorados en muestras abióticas y bióticas incluso en regiones remotas como el Ártico.

5. Es característico que la biota (invertebrados y peces) contenga entre 0,3 y 6  $\mu\text{g}$  de naftalenos clorados/kg de peso en lípidos, aunque en estas regiones remotas se observaron distintas concentraciones de hasta 69  $\mu\text{g/kg}$  de peso en lípidos. Los niveles de naftalenos clorados de biota en otras regiones son del mismo orden de magnitud. Los niveles mundiales de naftalenos clorados en la atmósfera tienen una magnitud de décimas de  $\text{pg/m}^3$ , típicamente 1,6  $\text{pg/m}^3$  con concentraciones de 1 a 8  $\text{pg/m}^3$  medidos en el aire del Ártico.

6. Los naftalenos clorados se transfieren hasta los niveles trópicos superiores y, por eso, se biomagnifican en las redes alimentarias. Esta transferencia se observó en las mediciones sobre el terreno de congéneres de naftalenos altamente clorados (naftalenos tetra a heptaclorados) y fue atribuida al metabolismo selectivo y a la biomagnificación que da lugar a diferencias en las especies en lo que respecta a la acumulación de los diferentes congéneres. Se documentaron los factores de biomagnificación (FBM), los factores de magnificación en la cadena alimentaria (FMCA) y los factores de magnificación trófica (FMT) de los naftalenos tetra a heptaclorados superiores a 1 en relación con las cadenas/redes alimentarias bénticas y pelágicas. Las combinaciones de presas/predadores, incluidas las aves, muestran elevados FBM (hasta 90) en el caso de los naftalenos tetraclorados a hexaclorados. Las similitudes estructurales y, por ende, la bioacumulación y biomagnificación análogas previstas de los naftalenos clorados y los PCB quedaron confirmadas en varias investigaciones sobre las cadenas alimentarias y las redes alimentarias que demostraron un potencial de bioacumulación parecido o algo inferior de los naftalenos clorados. Hasta la fecha no se dispone de datos sobre las cadenas alimentarias terrestres.

7. Se ha demostrado que algunos de estos potentes congéneres se acumulan y biomagnifican en redes alimentarias acuáticas (por ejemplo, el hexa-CN66/67) y que los naftalenos pentaclorados, hexaclorados y heptaclorados figuran entre los homólogos que con más frecuencia se detectan en la biota. Los niveles de naftalenos clorados que se encuentran en el medio ambiente son suficientemente altos para inducir respuestas celulares tipo dioxina en peces silvestres, como demuestran los datos empíricos. Además, en las marsopas comunes, los naftalenos tetraclorados a heptaclorados podrían traspasar la barrera sangre/cerebro, un mecanismo destinado a proteger el cerebro contra las toxinas. Las aportaciones calculadas de los naftalenos clorados a los equivalentes tóxicos generales (EQT) de los compuestos tipo dioxina son indicio de una elevada proporción en el caso de la cadena alimentaria béntica y una importante contribución al EQT en los cetáceos del entorno ártico.

8. Una de las conclusiones es que se confirma la bioacumulación de naftalenos tetraclorados a heptaclorados. Otros congéneres también cumplen los criterios de bioacumulación basados en un BCF >5.000 en el caso de los naftalenos diclorados y triclorados y un log Kow >5 para el naftaleno octaclorado. Los datos de vigilancia en la biota sobre los naftalenos diclorados, triclorados y octaclorados son limitados y en ningún estudio sobre el terreno se ha comunicado un FBM >1 para estos congéneres.
9. Algunas muestras de Halowax resultaron muy tóxicas en estudios de toxicidad aguda, también se observaron efectos en el desarrollo de los invertebrados y los anfibios. Los valores de la toxicidad crónica establecidos en los modelos para los naftalenos diclorados a heptaclorados denotan sus efectos perniciosos. Una de las preocupaciones fundamentales en relación con los organismos acuáticos y también los terrestres es la posible toxicidad tipo dioxina de algunos congéneres de naftalenos clorados. La toxicidad es parecida a la de otros compuestos clorados, como los PDDD/F y los PCB, los PBB y los PBDE y el medio fundamental es la inducción de enzimas de citocromo P-450. Los naftalenos hexaclorados en especial, pero también los pentaclorados y heptaclorados revelan una mayor toxicidad que los congéneres menos clorados.
10. Los naftalenos clorados pueden ser absorbidos por todas las vías de exposición y se distribuyen en el cuerpo humano con un período de semidesintegración de 1,5 a 2,4 años estimado para los congéneres de naftalenos hexaclorados. La absorción, la distribución, el metabolismo y la toxicidad dependen mucho de los isómeros. Los naftalenos hexaclorados son uno de los congéneres que con más frecuencia se detectan en las muestras humanas. No hay datos suficientes de la toxicidad crónica de congéneres específicos en animales de laboratorio. Se ha llegado a la conclusión de que los naftalenos clorados son potentes agentes fetotóxicos y teratógenos que producen efectos parecidos a los de otros compuestos tóxicos tipo dioxina. Además se plantea que podría alterar el sistema endocrino en concentraciones muy bajas durante la exposición.
11. Se considera que la vía de exposición más importante de la población en general es oral, a través de los alimentos. También se menciona la exposición por medio del agua potable y el aire. Se han detectado naftalenos clorados en la sangre humana, la leche materna y el tejido adiposo. De manera que ha quedado demostrada la transferencia de naftalenos hexaclorados en la placenta y el proceso de lactancia, lo que denota la exposición a esos contaminantes durante etapas delicadas de los ciclos de vida humanos. Se considera que el consumo de pescado contaminado es una vía importante de exposición de los seres humanos a los naftalenos clorados.
12. Los naftalenos clorados pueden contribuir sustancialmente a los EQT de los compuestos de tipo dioxina en el aire del Ártico. Los naftalenos clorados contribuyen al EQT de los mamíferos del Ártico, como las focas y las ballenas blancas que forman parte de la dieta de los pueblos indígenas. Se ha demostrado que la grasa de la foca y de la ballena aportan más del 90% de la fuente de plaguicidas a base de cloro orgánico y de PCB en la dieta, lo que excede en algunos casos la ingesta diaria tolerable. Hay cada vez más pruebas de los efectos adversos en la salud de los pueblos indígenas del Ártico. El feto en desarrollo es especialmente sensible a la exposición a productos químicos que se encuentran en el medio ambiente, incluso a los efectos de las exposiciones a una mezcla de sustancias tóxicas persistentes, bioacumulativas y tóxicas. Por esa razón, se recomienda firmemente reducir la carga corporal de los pueblos indígenas a los COP en general y a los naftalenos clorados en particular.
13. Las pruebas de que se dispone permiten afirmar que es probable que los naftalenos clorados (es decir diclorados a octaclorados) debido a su transporte a larga distancia en el medio ambiente surten efectos adversos tan notables en la salud humana y el medio ambiente que justifican la adopción de medidas a nivel mundial.

## 1. Introducción

14. La Unión Europea y sus Estados miembros presentaron una propuesta de inclusión de los naftalenos clorados en el anexo A, B o C del Convenio de Estocolmo el 10 de mayo de 2011 (UNEP/POPS/POPRC.7/2), junto con un expediente detallado que apoya la propuesta (UNEP/POPS/POPRC.7/INF/3).
15. Los naftalenos clorados abarcan 75 posibles congéneres en ocho grupos homólogos con uno a ocho átomos sustituidos con cloro alrededor de la molécula planar de naftaleno aromático. Los grupos homólogos considerados en el presente documento son el naftaleno diclorado, el naftaleno triclorado, el naftaleno tetraclorado, el naftaleno pentaclorado, el naftaleno hexaclorado, el naftaleno heptaclorado y el naftaleno octaclorado. Estructuralmente son parecidos a los bifenilos policlorados (PCB), que fueron incluidos en el Convenio de Estocolmo tras su aprobación en 2001.
16. Los naftalenos clorados se han utilizado históricamente como conservante de la madera, como aditivo de pinturas y aceites de motor y para el aislamiento de cables y en los capacitores. Pese a que ya han dejado de usarse los naftalenos clorados, también están presentes en formulaciones de PCB y se producen en forma no intencional durante los procesos de combustión y en las instalaciones industriales.
17. En el presente informe se reúne la información de que se dispone sobre los congéneres de naftalenos clorados, incluso su comportamiento ambiental y las propiedades toxicológicas de congéneres específicos, con indicación de las

dificultades debido a la abundancia de los diversos isómeros diferentes de toxicidad diversa en las mezclas técnicas, los preparados comerciales y también en muestras ambientales, incluso en los alimentos.

### 1.1 Identidad química

#### **Nombres y números de registro**

Nombre común:	Naftalenos clorados
Nombres y números de la IUPAC y números de registro del CAS de los 75 congéneres:	véase el anexo 1
Sinónimos:	PCN, naftaleno policlorado, naftalenos clorados, derivados de naftalenos clorados <sup>1,2</sup>
Número de registro del CAS:	70776-03-3

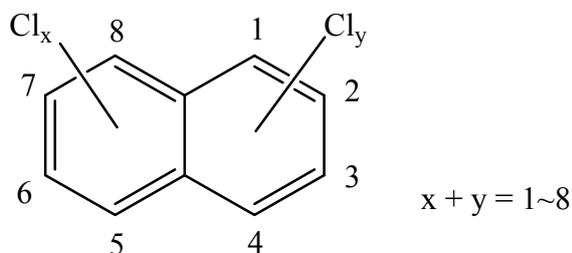
18. El sistema de nomenclatura de los naftalenos clorados es análogo al de los bifenilos policlorados y usa el sistema de numeración que se indica en la figura 1.1-1. La mayoría de los naftalenos clorados que se producen industrialmente son mezclas de varios congéneres. En el cuadro A2-1 del anexo 2 se muestra la composición de algunos Halowax según las mediciones analíticas (datos adaptados de Environment Canada, 2011 y Falandysz y otros, 2008). Otras mezclas comerciales y marcas registradas son Basileum SP-70, Nibren wax D88, Nibren wax D116N, Nibren wax D130, Seekay wax R68, Seekay wax R93, Seekay wax R123, Seekay wax R700, Seekay wax RC93, Seekay wax RC123, Chlonacire wax 115, Chlonacire wax 95, Chlonacire wax 130 (Jakobsson y Asplund, 2000) y Cerifal Materials (Falandysz, 1998). El estado físico varía desde líquidos poco densos hasta ceras sólidas (IPCS, 2001).

19. Aunque existen algunas dificultades analíticas para determinar con exactitud los naftalenos clorados, los métodos actuales son análogos a los métodos analíticos utilizados en el caso de los PCB. Se basan en la limpieza (de las matrices) y el fraccionamiento del carbono seguido de cromatografía de gases de alta resolución/espectrometría de masa de alta resolución (HRGC/HRMS) para bajos niveles de naftalenos clorados/alta selectividad. Sin embargo, comercialmente se dispone de menos de la mitad de los posibles congéneres y en el caso de solo unos pocos congéneres se dispone de naftalenos clorados etiquetados isotópicamente, por ejemplo, no se dispone de ningún naftaleno triclorado con etiqueta <sup>13</sup>C (Kucklick y Helm, 2006).

#### **Estructuras**

Fórmula molecular:	$C_{10}H_{8-n}Cl_n$
Peso molecular:	véase el cuadro 1.1-1

Figura 1.1-1: Estructura química que muestra el sistema de numeración de los átomos de carbono y las posibles posiciones de los átomos de cloro que los sustituyen (fuente: UNEP/POPS/POPRC.7/INF/3)



#### **Propiedades físicas y químicas de diferentes grupos de homólogos**

20. Las propiedades físicas y químicas varían considerablemente debido al grado de cloración. Los naftalenos triclorados a octaclorados son muy lipofílicos y tienen un alto  $\log K_{ow}$  (>5). Los valores de  $\log K_{ow}$  indicados en el cuadro 1.1-1 se han determinado de manera experimental, mientras que en el anexo 1 figuran valores calculados en modelos de la relación cuantitativa estructura-propiedad (QSPR) (Puzyn y Falandysz, 2007). Los valores calculados en modelos fueron inferiores en el caso de los congéneres más clorados.

21. La solubilidad en el agua y la presión de vapor disminuyen según la cloración. Los naftalenos diclorados son algo solubles en el agua, mientras que los naftalenos más clorados tienen una solubilidad en el agua de pocos  $\mu\text{g/L}$ . En el caso de los productos químicos que tienen poca solubilidad en el agua, la incertidumbre de los valores medidos es mayor (Environment Canada, 2011) (véase el cuadro 1.1-1, los valores entre corchetes son valores estimados con la versión 1.41 EPISUITE de WSKOWWIN). Puzyn y otros (2009) elaboraron un modelo de la QSPR para calcular la solubilidad en el agua, el  $\log K_{ow}$ , el  $K_{oa}$ , el  $K_{aw}$  y las constantes de la Ley de Henry para los 75 congéneres. Las estimaciones de la solubilidad en el agua son inferiores a los valores que figuran en el cuadro 1.1-1. Los valores

1 UNEP/POPS/POPRC.7/INF/3.  
2 ACToR (2012).

de estos puntos finales en los modelos se indican en el anexo 1. Los valores del log  $K_{oa}$  y el log  $K_{aw}$  se resumen en relación con los diferentes grupos homólogos en el cuadro 1.1-1.

22. Los naftalenos clorados en la etapa gaseosa se adhieren a partículas debido a su semivolatilidad. Sobre la base de la constante de la ley de Henry, cabe esperar que los naftalenos diclorados a hexaclorados se volatilicen de las superficies húmedas del suelo y del agua (HSDB, 2012). Los espectros ultravioleta de los naftalenos clorados muestran una fuerte absorbancia máxima de entre 220 y 275 nm y una máxima más débil de entre 275 y 345 nm. Las máximas de absorción cambian hacia longitudes de onda más largas a medida que la cloración aumenta (según Brinkman y Reymer, 1976 en Jakobsson y Asplund, 2000).

23. Los naftalenos clorados puros son compuestos cristalinos incoloros (Instituto Indio de Ciencias, 2011, información presentada por Tailandia en relación con el anexo E).

**Cuadro 1.1-1. Algunas propiedades físicas y químicas (cuadro modificado de Environment Canada, 2011)**

Congéneres	Peso molecular (g/mol)	Solubilidad (µg/L) <sup>a</sup>	Presión de vapor (Pa) <sup>b</sup> (líquido subenfriado 25°C)	Constante de la ley de Henry (Pa·m <sup>3</sup> /mol 125°C) <sup>c</sup>	Log $K_{ow}$ <sup>d</sup>	Log $K_{oa}$ <sup>e</sup>	Log $K_{aw}$ <sup>e</sup>	Punto de fusión (°C)	Punto de ebullición (°C)
Naftalenos diclorados	197,00	137–862 (2713)	0,198–0,352	3,7–29,2	4,2–4,9	6,55–7,02	-2,83 a -1,98	37–138	287–298
Naftalenos triclorados	231,50	16,7–65 (709)	0,0678–0,114	1,11–51,2	5,1–5,6	7,19–7,94	-3,35 a -2,01	68–133	274*
Naftalenos tetraclorados	266,00	3,7–8,3 (177)	0,0108–0,0415	0,9–40,7	5,8–6,4	7,88–8,79	-3,54 a -2,02	111–198	Se desconoce
Naftalenos pentaclorados	300,40	7,30 (44)	0,00275–0,00789	0,5–12,5	6,8–7,0	8,79–9,40	-3,73 a -2,3	147–171	313*
Naftalenos hexaclorados	335,00	0,11* (11)	0,00157–0,000734	0,3–2,3	7,5–7,7	9,62–10,17	-4,13 a -3,04	194	331*
Naftalenos heptaclorados	369,50	0,04* (2,60)	2,78 x 10 <sup>-4</sup> , 2,46 x 10 <sup>-4</sup>	0,1–0,2	8,2	10,68–10,81	-4,34 a -4,11	194	348*
Naftaleno octaclorado	404,00	0,08 (0,63)	1,5 x 10 <sup>-6</sup>	0,02	6,42–8,50	11,64	-5,21	198	365*

Fuente de los datos: IPCS (2001), a menos que se indique otra cosa.

a Los valores que no están entre paréntesis fueron determinados a título experimental por el método de saturación acuosa (Opperhuizen y otros 1985) en el caso de los congéneres sólidos; para el pronóstico de los valores entre paréntesis se utilizó WSKOWWIN 2000.

b Fuente: Lei y otros (1999).

c Valores obtenidos de Puzyn y Falandysz (2007).

d Fuentes del Kow medido: Opperhuizen (1987), Opperhuizen y otros (1985) (método de agitación de la probeta, Bruggeman y otros (1982)), Lei y otros (2000) (método de HPLC en fase inversa).

e Estimaciones de Puzyn y otros (2009)

\*Valor estimado utilizando las metodologías establecidas en Lyman y otros (1982).

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

24. El Comité de Examen de los contaminantes orgánicos persistentes evaluó la propuesta relativa a los naftalenos clorados (UNEP/POPS/POPRC.7/2) de conformidad con los requisitos establecidos en el anexo D del Convenio de Estocolmo en su séptima reunión celebrada en Ginebra. En la decisión POPRC-7/2, el Comité llegó a la conclusión de que los naftalenos policlorados (naftalenos diclorados a octaclorados) cumplían los criterios de selección especificados en el anexo D. El Comité decidió también establecer un grupo de trabajo especial encargado de seguir examinando la propuesta y preparar un proyecto de perfil de riesgos de conformidad con el anexo E del Convenio.

### 1.3 Fuentes de los datos

25. El proyecto de perfil de riesgos se basa en las fuentes de datos siguientes:

- Propuesta presentada por la Comunidad Europea y sus Estados miembros que son Partes en el Convenio (UNEP/POPS/POPRC.7/2, UNEP/POPS/POPRC.7/INF/3), 2011.
- Decisión POPRC-7/2 del Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes, 2011.
- Información presentada por Partes y observadores de conformidad con el anexo E del Convenio: Alemania, Azerbaiyán, Bulgaria, Camerún, Canadá, China, Costa Rica, Estados Unidos de América, Estonia, Guatemala, Japón, Kiribati, Letonia, México, Mónaco, Myanmar, Noruega, Países Bajos, Rumania, Sao Tomé y Príncipe, Suecia, Tailandia, República Unida de Tanzania, Red internacional

para la eliminación de los contaminantes orgánicos persistentes (IPEN) y Consejo Circumpolar Inuit (ICC).

Esta información se puede descargar del sitio web del Convenio.

(<http://chm.pops.int/Convention/POPsReviewCommittee/POPRCMeetings/POPRC7/POPRC7Followup/CNAnnexEinformation/tabid/2466/Default.aspx>).

- d) Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas, Naftalenos clorados, Concise International Chemical Assessment Document 34, Organización Mundial de la Salud. Ginebra, 2001. (<http://www.who.int/ipcs/publications/cicad/en/cicad34.pdf>).
- e) Crookes, M. y Howe, P. 1993. Environmental hazard assessment: Halogenated naphthalenes. Centro de Investigaciones de la Construcción, División de Sustancias Tóxicas, Dirección General del Aire, el Clima y las Sustancias Tóxicas, Departamento del Medio Ambiente, Report No TSD/13.
- f) Environment Canada 2011, Ecological screening assessment report on chlorinated naphthalene, junio de 2011 ([http://www.ec.gc.ca/ese-ees/835522FE-AE6C-405A-A729-7BC4B7C794BF/chlorinated\\_naphthalenes\\_SAR\\_En.pdf](http://www.ec.gc.ca/ese-ees/835522FE-AE6C-405A-A729-7BC4B7C794BF/chlorinated_naphthalenes_SAR_En.pdf)).
- g) AMAP 2004, Programa de Vigilancia y Evaluación del Ártico 2002: Contaminantes Orgánicos Persistentes en el Ártico. Oslo, Noruega, 2004 (<http://www.amap.no/assessment/scientificbackground.htm>).

26. Además de estas fuentes de información, se llevó a cabo una búsqueda bibliográfica de las bases de datos públicas centrada en las publicaciones científicas recientes. Se utilizaron las siguientes bases de datos: base de datos ACToR (<http://www.epa.gov/actor/>), Pubmed (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi?DB=pubmed>), bases de datos SRC (<http://www.srcinc.com/what-we-do/free-demos.aspx>), eChemPortal de la OCDE ([http://www.echemportal.org/echemportal/index?pageID=0&request\\_locale=en](http://www.echemportal.org/echemportal/index?pageID=0&request_locale=en)), TOXNET (<http://toxnet.nlm.nih.gov/>), The Carcinogenic Potency Database (<http://potency.berkeley.edu/cpdb.html>), NITE DataBase (<http://www.safe.nite.go.jp/english/db.html>), GESTIS (<http://www.dguv.de/ifa/en/gestis/stoffdb/index.jsp>), WHOLIS de la OMS (<http://dosei.who.int>), Inchem del IPCS (<http://www.inchem.org/>), base de datos sobre plaguicidas PAN (<http://www.pesticideinfo.org/>), búsqueda de información científica en Google (<http://scholar.google.com>).

27. En general, los términos de la búsqueda incluyen el nombre químico o el número de CAS o una combinación de los términos técnicos debido a la multiplicidad de entradas. Por la misma razón, se seleccionaron de preferencia artículos científicos actualizados específicos. Los informes antes mencionados contienen distintas referencias que no se han señalado concretamente en este proyecto de perfil de riesgos, a menos que se indique otra cosa.

#### 1.4 *Situación del producto químico en el marco de los instrumentos internacionales*

28. Los naftalenos clorados son objeto de un número limitado de tratados y convenios internacionales:

- a) En diciembre de 2009 se presentó una propuesta sobre los naftalenos clorados de conformidad con la decisión 2009/2 para enmendar el anexo I (prohibición de la producción y el uso) del Protocolo de Aarhus sobre contaminantes orgánicos persistentes (COP) de la Convención sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a larga distancia. La enmienda entrará en vigor cuando dos tercios de las Partes la hayan suscrito.
- b) La Comisión OSPAR incluyó los naftalenos clorados en la Lista de productos químicos que requieren medidas prioritarias (en junio de 2003). Para más información, consulte <http://www.ospar.org/>.
- c) Los desechos que contienen naftalenos clorados se clasifican como desechos peligrosos en el anexo VIII del Convenio de Basilea sobre el control de los movimientos transfronterizos de desechos peligrosos y su eliminación.

## 2. Información resumida pertinente al perfil de riesgo

### 2.1 Fuentes

#### 2.1.1 Producción, comercio, existencias

29. Merece la pena destacar que escasean los datos sobre producción y uso fuera de la región de la CEPE. Esta circunstancia obstaculiza considerablemente la evaluación de las emisiones de naftalenos clorados a escala mundial.

30. Ya en el primer decenio del siglo XX se producían naftalenos clorados para usos técnicos, por ejemplo, como dieléctricos, ignífugos o para la protección de papel y telas, incluido su uso generalizado en capas de papel para las máscaras antigás en la primera guerra mundial (Hayward, 1998). Su producción disminuyó después de la segunda

guerra mundial, cuando fueron sustituidos gradualmente por los plásticos (para fines de aislamiento) y los PCB. Con todo, los naftalenos clorados siguieron siendo productos químicos de gran volumen hasta los años setenta (AMAP, 2004) considerando que su producción anual en los años veinte alcanzó las 9000 toneladas en todo el mundo (Jakobsson y Asplund, 2000 citado en AMAP, 2004). Se cuenta con poca información exacta acerca de los volúmenes de producción de naftalenos clorados, si se compara con las cifras correspondientes a los PCB: suponiendo que la producción de naftalenos clorados nunca excediera un décimo de la producción de PCB (Beland y Geer 1973, citado en: Hayward, 1998), Hayward (1998) calcula cifras aproximadas de entre 50.000 y 150.000 toneladas de naftalenos clorados que se habrían producido en los EE.UU. desde 1910 hasta 1960. (Hayward, 1998; Bogdal y otros, 2008: 130.000 toneladas). En los EE.UU., la producción de naftalenos clorados disminuyó significativamente después de 1977 hasta registrar 320 toneladas en 1978 (IPCS, 2001). La disminución de los volúmenes de producción obedeció ya entonces al cúmulo de pruebas acerca de la contaminación efectiva con naftalenos clorados a escala mundial (UNEP/POPS/POPRC.7/INF/3). Es interesante observar que las concentraciones de naftalenos clorados en la atmósfera en numerosos lugares del mundo eran de un orden de magnitud inferior al de los PCB en los mismos lugares (Lee y otros, 2007), lo que corresponde perfectamente con la relación entre los volúmenes de producción estimados de PCB y de naftalenos clorados (véase *supra*).

31. Por ejemplo, los núcleos de sedimento del Reino Unido indican un notable incremento de las emisiones de naftalenos clorados a partir de principios de los años cuarenta, con valores máximos a finales de los años cincuenta y mediados de los sesenta y una disminución de cuatro veces a partir de entonces (Gevao y otros, 2000). Estos resultados concuerdan con los de Bogdal y otros (2008), que observaron cantidades máximas de naftalenos clorados a mediados de los años cincuenta en núcleos de sedimento de un lago suizo en los Alpes.

32. Las estimaciones de la producción total mundial de naftalenos clorados varían entre 200.000 a 400.000 toneladas (AMAP, 2004) y 150.000 toneladas (cerca de la décima parte de los PCB que se han producido (Brinkman & De Kok, 1980 citado en: Falandysz, 1998).

33. Los PCB comerciales también contenían vestigios de naftalenos clorados (0,01–0,09%: Falandysz, 1998, Kannan y otros, 2000, Yamashita y otros, 2000). Según Noma y otros (2005), se ha determinado la impureza de las clorodibenzo-p-dioxinas en todas las formulaciones de Halowax investigadas (valores notificados de 1,5 a 370 ng/g).

34. En estos momentos, cabe suponer que la producción de naftalenos clorados haya cesado, aunque en 2003 se seguían encontrando productos contaminados en el mercado (Yamashita y otros, 2003, citado en: Bidleman y otros, 2010), con casos de productos que contenían naftalenos clorados o formulaciones técnicas de naftalenos clorados observadas en el Japón (Falandysz y otros, 2008): En informes del Japón se señala que las formulaciones de naftalenos clorados para usos de laboratorio e investigaciones pueden haberse importado de proveedores del Canadá y el Reino Unido a finales de los años 1990 (Yamashita y otros, 2003, Falandysz 2003 en Santillo y Johnston, 2004).

35. En un estudio reciente realizado por autores chinos se plantea que no se dispone de información acerca de la producción de formulaciones técnicas de naftalenos clorados en China (Pan y otros, 2011), sin embargo, recientemente se dio a conocer la producción de una pequeña cantidad (no especificada) de naftaleno octaclorado con fines científicos en la provincia de Jiangsu (China, 2011).

### 2.1.2 Usos

36. Los naftalenos clorados han sido utilizados fundamentalmente por su inercia química, incluso su baja inflamabilidad, sus propiedades de aislamiento (eléctrico) y recalitrancia, incluida la resistencia a la biodegradación y la función biocida; comparten estas propiedades y su ámbito de aplicación con los PCB, que los fueron sustituyendo gradualmente después de la segunda guerra mundial (véase Hayward, 1998).

37. La amplia variedad de (antiguos) usos de los naftalenos clorados abarca (IPCS 2001):

#### **Congéneres menos clorados:**

Los naftalenos menos clorados (monoclorados y las mezclas de monoclorados y diclorados) han sido utilizados para fluidos de galgas químicorresistentes y selladores de instrumentos, como fluidos de intercambio térmico, disolventes para especialidades con un alto punto de ebullición, para dispersiones de color, como aditivos del cárter del motor y como ingredientes de compuestos de afinación de motores. El naftaleno monoclorado se ha utilizado como materia prima para tinturas y como conservante de la madera con propiedades fungicidas e insecticidas.

#### **Congéneres más clorados:**

38. Los usos más importantes en cuanto al volumen han sido el aislamiento de cables y antideflagrantes, conservantes de madera, aditivos de lubricantes de motores y engranajes, compuestos galvanoplásticos de enmascaramiento, materia prima para la producción de tinturas, aceleradores de tintura, impregnadores de dieléctrico para capacitores/condensadores y aceites de prueba del índice de refracción. El uso de los naftalenos clorados como conservantes de la madera fue popular en los años cuarenta cincuenta, pero ya no se utilizan con este fin en los EE.UU. Otros usos han sido (NICNAS 2002): compuestos de inmersión para encapsular aplicaciones en electrónica y automovilismo, aglomerantes temporales para recubrimiento e impregnación de papel, aglomerantes para componentes de cerámica, materiales de fundición para aleaciones, lubricantes para corte y rectificado, separadores de

acumuladores y sellador impermeabilizante. El Organismo de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos manifestó que en su país todavía se estaban utilizando solo muy pequeñas cantidades de naftalenos clorados (unas 15 toneladas anuales en 1981), fundamentalmente como aceites de prueba del índice de refracción y como dieléctricos de capacitores. Señaló que, probablemente, el uso posible de los naftalenos clorados sería como intermediarios para polímeros y piroretardantes en los plásticos (IPCS, 2001).

### 2.1.3 Emisiones al medio ambiente

39. Como se mencionó en otros párrafos, son muy escasos los datos sobre la producción y el uso fuera de la región de la CEPE.

40. El Programa Internacional sobre Seguridad de las Sustancias Químicas (IPCS) (2001) consideró que la incineración de desechos y la eliminación de artículos que contienen naftalenos clorados son las principales fuentes actuales de emisiones de naftalenos clorados al medio ambiente. Bolscher y otros (2005) consideran que la combustión de desechos clínicos, municipales e industriales como fuente principal de naftalenos clorados en el medio ambiente. En el caso de la región de la CEPE, se supone que la fuente más importante actualmente sean las emisiones no intencionales de naftalenos clorados dimanantes de la eliminación de desechos (Denier Van Der Gon y otros, 2007). La mayor parte de los desechos se eliminan mediante la incineración de desechos clínicos, municipales e industriales. Weem (2007) estima en 74% las emisiones totales de naftalenos clorados dimanantes de la combustión de desechos en Europa. De la misma manera, Lee y otros (2007) consideran que los procesos de combustión son la fuente más importante de naftalenos clorados en estos momentos. Denier Van der Gon y otros (2007) informan de emisiones de una tonelada anual de naftalenos clorados en Europa y la CEPE en 2000 dimanantes de la combustión en más de un 80%. Otros autores consideran también como fuentes importantes la incineración de desechos municipales y especiales y, en sentido más general, los procesos térmicos como la combustión (IPCS, 2001, Falandysz, 1998). Falandysz (1998) estimado en 10 a 100 kg la emisión anual y un volumen total (jamás liberado) de entre 1 y 10 toneladas de naftalenos clorados formados durante la combustión a nivel mundial.

41. Se sospecha que los naftalenos clorados son generados también de forma no intencional con mecanismos análogos (NICNAS, 2002, Bolscher y otros, 2005) a los de las dibenzodioxinas y los dibenzofuranos: se forman durante la fundición en la industria metalúrgica secundaria no ferrosa (donde las condiciones de producción son calor, reciclados que contienen cloro y la función catalítica de metales como, por ejemplo, el cobre; Kannan y otros, 1998, Ba y otros, 2010). Ba y otros (2010) calcularon factores de emisión de 428,4 ng de EQT por tonelada de cobre secundario (aluminio: 142,8, zinc: 125,7, plomo: 20,1). Se ha informado de que la producción de cemento y magnesio y la refinación de aluminio son otras fuentes de emisión no intencional de naftalenos clorados (Environment Canada, 2011). La coquificación puede liberar también naftalenos clorados con emisiones de 0,77 a 1,24 EQT por tonelada de coque (Liu y otros, 2010). En la CEPE, la industria libera de esta manera los naftalenos clorados de forma no intencional, pero esas emisiones solo representan 1/7 de las procedentes de la incineración de desechos y son aproximadamente de la misma magnitud que las emisiones de otros procesos de combustión (Denier van der Gon y otros, 2007). En consecuencia, en la CEPE, la industria representa cerca del 10% y la combustión residencial, comercial y de otra índole, el 11% de las emisiones totales de naftalenos clorados. El porcentaje restante se divide entre la calefacción pública y la producción y el uso de energía y disolventes (Denier Van Der Gon y otros, 2007). Hay posibles emisiones de antiguos usos (naftaleno clorado o impurezas de PCB técnicos) contenidas en los vertederos o en artículos electrodomésticos viejos, aunque es difícil determinar su contribución a las actuales emisiones de naftalenos clorados.

42. Otra fuente de emisión no intencional son los vestigios de naftalenos clorados en el PCB técnico, que se calculan en aproximadamente 0,1 kt presentes en todo el Arochlor y el Clophen producidos a nivel mundial (Falandysz, 1998). Denier Van Der Gon y otros (2007) mencionan la formación de naftalenos clorados durante la producción de PCB como posible fuente.

43. También ha habido indicios (perfiles característicos de congéneres) de formación de naftalenos clorados en fábricas que producen cloro mediante el proceso del cloroálcali, según se deduce de las altas concentraciones de naftalenos clorados comunicadas halladas en los peces recogidos cerca de una antigua planta de cloro-álcali (Kannan y otros, 1998). Si bien en un estudio anterior se indicaba que los naftalenos diclorados se forman en bajas concentraciones como subproductos en la cloración de agua potable (Shiraishi y otros 1985 en Environment Canada, 2011), no se han encontrado pruebas en artículos recientes que avalen esta conclusión (Environment Canada, 2011).

44. El cuadro A2-2 del anexo 2 muestra las concentraciones características de los homólogos de diferentes fuentes de naftalenos clorados comparadas con las de los naftalenos clorados en la atmósfera de zonas remotas. Los congéneres más abundantes en el aire del Ártico son los naftalenos triclorados (45 a 65% de la suma de CN) y los naftalenos tetraclorados (20 a 47%), seguidos de un 10% de los naftalenos pentaclorados y la fracción restante de homólogos altamente clorados. Se han encontrado elevadas concentraciones de naftalenos clorados en la atmósfera en las estaciones del Ártico (Alert (Canadá) y Dunai (Rusia)) en el invierno, la primavera y el otoño, tras una tendencia a la formación de bruma ártica (Harner y otros, 1998; Helm y Bidleman, 2003, AMAP, 2004, Helm y otros 2004, Bidleman, 2010). El análisis de congéneres indicó que los naftalenos clorados en Alert parecían derivarse de fuentes de evaporación mayormente, mientras que la influencia de la combustión fue más evidente en una estación subártica

de Ny Ålesund (Noruega). Durante los tres meses que duró el período de muestreo, los naftalenos clorados de combustión representaron 4,8% de los ΣCN en Alert y 19% de los ΣCN en Ny Ålesund. (Bidleman, 2010).

## 2.2 Destino ambiental

45. Se utilizó un modelo de fugacidad de nivel III para pronosticar los compartimentos ambientales en los que hay más probabilidades de encontrar naftalenos clorados. Los naftalenos clorados tienden a permanecer en el aire o a distribuirse en el suelo cuando son liberados a la atmósfera. Los naftalenos clorados tienden a permanecer en el agua o se distribuyen en los sedimentos cuando solo se liberan en el agua, según el grupo de homólogos (Environment Canada, 2011; se ofrece información detallada en el cuadro A3-1 del anexo 3).

### 2.2.1 Persistencia

#### Degradación abiótica

46. Según Lyman y otros 1990, citado en HSDB (2012), las sustancias químicas aromáticas halogenadas son, por regla general, resistentes a la hidrólisis acuosa. Por eso, cabe esperar que ninguno de los congéneres experimente hidrólisis en el agua.

47. Los datos experimentales sobre fotólisis acuosa de los naftalenos clorados en una solución de metanol a 30°C demostraron que la decloración y la dimerización eran las principales trayectorias de reacción (IPCS, 2001) según la posición de sustitución (los naftalenos clorados perisustituídos dan mayormente productos declorados, mientras que con una sustitución más primaria se obtienen productos dímeros). Se propuso un mecanismo de radicales libres para explicar los productos observados. Se determinó que la reacción era más lenta en el caso de los naftalenos altamente clorados. Järnberg y otros (1999) investigaron la fotólisis de una solución de Halowax 1041-metanol utilizando la luz solar natural. Se determinó un cambio general hacia congéneres menos clorados, en particular una pérdida selectiva de 1,8-congéneres sustituidos (especialmente en el caso de CN22, CN35, CN38, CN62, CN53 y CN69).

48. En el medio ambiente pueden producirse reacciones análogas como se plantea en IPCS (2001); sin embargo, su contribución al agotamiento de los naftalenos clorados en los compartimentos acuosos, la superficie del suelo o el aire no pueden evaluarse a partir de esta información (por ejemplo, todos los experimentos usan metanol y no se han determinado el rendimiento cuántico ni las velocidades de reacción). Järnberg y otros (1999) plantearon que la fotólisis altera la concentración de los congéneres y hay que tomarla en consideración al comparar los perfiles de los congéneres de naftalenos clorados con las muestras ambientales. Sin embargo, la conclusión a la que llegaron Järnberg y sus colaboradores no pudo confirmarse en un análisis específico de congéneres de muestras históricas del suelo tomadas en el Reino Unido (Meijer y otros, 2001), lo que indica que la fotólisis tiene poca importancia.

49. En cuanto a la fotooxidación en la atmósfera, Crookes y Howe (1993) en UNEP/POPS/POPRC.7/INF/3 informaron de un período de semidesintegración de 2,7 días (suponiendo una concentración atmosférica típica de radicales de hidroxilo de  $5 \times 10^5$  moléculas/cm<sup>3</sup>) como resultado de un experimento con naftalenos diclorados en una cámara de *smog*. Este resultado es inferior a los datos del modelo de 4 días elaborado con AOPWIN v1.92, EPISUITE. Para los demás compuestos se pronosticaron los siguientes períodos de semidesintegración (25°C, concentración de OH de  $5 \times 10^5$  OH/moléculas cm<sup>3</sup>) por grupo: 4 días para los naftalenos diclorados, 8 días para los naftalenos triclorados, 18 días para los naftalenos tetraclorados, 39 días para los naftalenos pentaclorados, 86 días para los naftalenos hexaclorados, 189 días para los naftalenos heptaclorados y 417 días para el naftaleno octaclorado. Puzyn y otros (2008a) llegaron a la conclusión de que los principales factores que afectaban a la persistencia de los naftalenos clorados en el aire eran el grado de cloración y el diagrama de sustitución.

50. Además, las sustancias semivolátiles son repartidas mediante un mecanismo de adsorción o incluso de absorción de partículas o aerosol Harner y Bidleman (1998), razón por la cual sus períodos de semidesintegración real en la atmósfera podrían ser de órdenes de magnitud superiores (Comisión Europea, 2003).

#### Degradación biótica, incluidas las trayectorias de la degradación

51. Según Falandysz (2003), los datos termodinámicos de los congéneres de naftalenos clorados indican que la persistencia hacia la degradación biótica disminuye gradualmente del naftaleno octaclorado a los naftalenos diclorados. Tailandia (2011) confirma también esta circunstancia al plantear que la persistencia ambiental de los naftalenos clorados aumenta según el grado de cloración.

52. Environment Canada (2011) hizo un cálculo de la relación cuantitativa estructura-actividad (QSAR) de la biodegradabilidad efectiva con el modelo BIOWIN (EPI SUITE). En el caso de los naftalenos tetraclorados hasta el naftaleno octaclorado, no se hicieron pronósticos de la biodegradabilidad y se estimaron períodos de semidesintegración en el agua de  $\geq 182$  días. Se han obtenido resultados contradictorios en el caso de los naftalenos diclorados y los triclorados. En general, los pronósticos de biodegradabilidad no inmediata del modelo BIOWIN parecen más acertados que los de biodegradabilidad inmediata (ECHA, 2008).

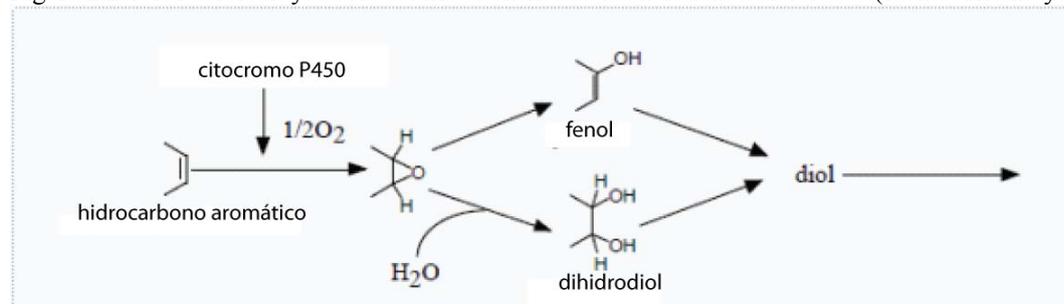
53. Vulykh y otros (2005) calcularon con el modelo MSCE-POP de multicompartimentos<sup>3</sup>, la persistencia general expresada en el período de semidesintegración en el medio ambiente. Quedó demostrado que el período de semidesintegración en el agua del tetra-CN47 es muy fundamental para la evaluación de su tiempo de residencia en el medio ambiente. El período de semidesintegración en el medio ambiente fue de 3,2 meses, mientras que para los diferentes compartimentos se calcularon valores en el aire, el agua y el suelo de 0,3, 12 y 57 meses.

54. Según Fennell (2004), las cepas de *Dehalococcoides* causan la dechloración de los naftalenos clorados mediante reducción. En la investigación, el tetra-CN27 se dechloró primordialmente a un congénere no identificado de naftaleno diclorado.

55. Kitano y otros (2003) demostraron la degradación aeróbica de los naftalenos diclorados en cultivos líquidos con el hongo de podredumbre blanca *Phlebia lindtneri*, un organismo bien conocido por su capacidad para degradar contaminantes orgánicos persistentes como la dioxina, los derivados de bifenilos y los hidrocarburos poliaromáticos. El naftaleno diclorado se transformó mediante la formación de un óxido en naftalenos monoclorados o naftalenos clorados dihidroxilados y un CN-dihidrodiol (véase la figura 2.2.1-1). Mori y otros (2009) pudieron también mostrar una degradación del 70% del 1,2,3,4-tetra-CN al cabo de 14 días en el mismo organismo. No se formaron productos dechlorados de la degradación.

56. Estos estudios de biodegradabilidad de los naftalenos clorados (disponibles solo para los naftalenos diclorados y un naftaleno tetraclorado) son limitados y se centran en la posible degradabilidad en condiciones de laboratorio favorables. Estas investigaciones no se atuvieron a las normas y procedimientos de las directrices sobre los ensayos utilizadas para la determinación reglamentaria de la biodegradación. No se dispuso de estudios prácticos sobre degradación.

Figura 2.2.1-1: Posible trayectoria del metabolismo de los naftalenos diclorados (fuente: Kitano y otros, 2003)



57. En un ensayo de biodegradación de 28 días de duración con un inóculo en fangos cloacales sobrenadantes y sedimentos sin cambio en la composición, se pudieron detectar congéneres de naftalenos tetraclorados hasta hexaclorados de una mezcla de Halowax 1041. En relación con los naftalenos menos clorados, no se pudieron sacar conclusiones debido a que no se hicieron mediciones analíticas (Järnberg y otros, 1999). Según NITE (2012), teniendo en cuenta las directrices para ensayos 301C de la OCDE, los naftalenos triclorados a pentaclorados no se biodegradan fácilmente.

58. Ishaq y otros (2009) demostraron que la concentración de congéneres de naftalenos clorados en los sedimentos anaeróbicos de los fiordos, que habían recibido una aportación abundante de naftalenos clorados, seguía siendo prácticamente constante, independientemente de la profundidad de los sedimentos, mientras que la contaminación absoluta aumentaba cronológicamente con la profundidad. La constancia de la concentración de naftalenos clorados indica que no hay degradación preferencial de los distintos congéneres, como cabría esperar de los estudios sobre biodegradación.

59. Esta conclusión se apoya además en análisis de los naftalenos clorados realizados por Gevao y otros (2000) con núcleo de sedimentos de un lago semirural en el noroeste de Inglaterra. No se detectaron diferencias significativas en los perfiles de los homólogos. Ahora bien, en el documento no se mencionan análisis estadísticos de los diferentes congéneres por sección de sedimentos. Environment Canada (2011) calculó períodos de semidesintegración (cinéticos de primer orden) de más de un año para los naftalenos triclorados hasta los heptaclorados (no se dispuso de datos en relación con los naftalenos monoclorados, diclorados y octaclorados). El cálculo se basó en la DT50 teórica de un año que da por resultado una concentración calculada alta y poco realista en 1962 al compararla con la de 1995, el año de muestreo. Por eso se propuso que la DT50 debía ser mayor de un año.

60. En lo que respecta al compartimento constituido por el suelo, Meijer y otros (2001) investigaron las tendencias de los residuos de naftalenos clorados en dos suelos del Reino Unido (uno de los suelos recibió una modificación del sedimento, que incluyó naftalenos clorados en 1968). A partir de esos datos, Environment Canada (2011) calculó períodos de semidesintegración mediante disipación. Se tomaron muestras en 1972 y 1990. Se calcularon los siguientes valores: 7,4 años para los naftalenos triclorados, 13,1 años para los naftalenos tetraclorados y 35,3 años

3 [http://www.msceast.org/index.php?option=com\\_content&view=article&id=24&Itemid=36&00abd285a5050fb401a1aac822a594df=6bbabc123f107cde5c62ea15af773e27](http://www.msceast.org/index.php?option=com_content&view=article&id=24&Itemid=36&00abd285a5050fb401a1aac822a594df=6bbabc123f107cde5c62ea15af773e27).

para los naftalenos pentaclorados. Los naftalenos hexaclorados y heptaclorados no mostraron una disminución significativa de la concentración. Para el cálculo se supuso una cinética de primer orden. No obstante, la combustión relacionada con los congéneres mostró una tendencia creciente (cálculo del porcentaje de masa en relación con el grupo de homólogos) en los suelos de control, lo que indica una carga continua que puede influir en los cálculos de la degradación.

61. De Kok y otros (1983) en Crookes y Howe (1993) determinaron una elevada estabilidad de los congéneres de naftalenos clorados mediante una distribución idéntica de los congéneres en un suelo contaminado en comparación con el Halowax 1013 al cabo de 10 a 15 años.

62. Se dispone de varias pruebas coincidentes acerca de la persistencia de los naftalenos triclorados hasta el naftaleno octaclorado: resistencia a las hidrólisis basada en la estructura química, las pruebas en fotólisis de menor importancia en condiciones ambientales dieron por resultado pronósticos de los períodos de semidesintegración en el agua de  $\geq 180$  días y los períodos de semidesintegración pronosticados en el suelo de  $>1$  año, y pruebas empíricas de muestras históricas que indican períodos de semidesintegración en los sedimentos (naftalenos triclorados a heptaclorados) y el suelo (naftalenos triclorados a heptaclorados) de más de un año. Además, los datos de control de los naftalenos triclorados a octaclorados en matrices abióticas (y bióticas) en el Ártico y la Antártida (véase la sección 2.2.3) constituyen pruebas adicionales de que esos congéneres son persistentes, son objeto de transporte a larga distancia y contaminan regiones remotas. Por eso se puede llegar a la conclusión de que los naftalenos triclorados a octaclorados cumplen los criterios de persistencia.

63. Respecto de la persistencia de los naftalenos diclorados, los pronósticos del modelo fueron ambiguos y en las investigaciones experimentales se demostró cierta susceptibilidad a la biodegradación, aunque los datos no son concluyentes para hacer una evaluación a fondo. Se ha informado de pocos datos de control de esos congéneres, en parte debido a que no se han incluido en la detección analítica. Ahora bien, teniendo en cuenta el peso de la prueba y la opinión de los expertos, se puede considerar que los naftalenos diclorados también son persistentes.

### 2.2.2 Bioacumulación

64. Se utilizaron varias fuentes de información para determinar el potencial de bioacumulación de los naftalenos clorados.

#### Evaluación selectiva basada en las propiedades físicas y químicas

65. Los valores de  $\log K_{ow}$  para los naftalenos clorados fluctúan entre 4,2 y 8,5. De manera que estos valores son un claro indicio del potencial de bioacumulación. Además de la información que proporciona el  $\log K_{ow}$ , se dispone del  $\log K_{oa}$  (coeficiente de partición octanol-aire) para el total de 75 congéneres (véase el anexo 1). Como proponen Kelly y otros (2004) para los organismos que respiran, la eliminación por la respiración se produce mediante el intercambio lípidos-aire y ese intercambio disminuye a medida que aumenta el  $K_{oa}$ , y se pronostican biomagnificaciones en muchos mamíferos con un  $\log K_{oa}$  superior a 5. Con valores de  $\log K_{ow}$  de 4,2 a 8,5 y de  $\log K_{oa}$  entre 5,9 y 11,6 para los naftalenos clorados, cabe esperar un alto potencial de bioacumulación tanto en los organismos que respiran como en los acuáticos ( $\log K_{ow}$  mayor de 2 y  $\log K_{oa}$  mayor de 5, según ECHA, 2008).

#### Estudios de bioconcentración y bioacumulación en los organismos acuáticos

66. Se dispuso de estudios experimentales de los FBC para varios congéneres de los naftalenos clorados (con excepción de los naftalenos hexaclorados) que fluctuaron entre 2.300 y 34.000 (Crooke y Howard, 1993, IPCS, 2001 y Environment Canada, 2011).

67. Opperhuizen y otros (1984) en su investigación informaron de valores de los FBC en *Paecilia reticulata* de 2.300 a 11.000 para los naftalenos diclorados, 27.000 para el tri-CN21, 33.000 para el tetra-CN27, 34.000 para el tetra-CN42 y 25.000 para el tetra-CN43. No se observó absorción de naftaleno heptaclorado y octaclorado. El experimento terminó con una elevada mortalidad (50% al cabo del séptimo día). En el caso de los naftalenos tetraclorados, no se pudo lograr un estado estable en los siete días, por lo que los valores de los FBC probablemente estén por debajo del real.

68. Los FBC en *Oncorhynchus mykiss* fueron 5.600 para el di-CN5, 5.100 para el tetra-CN27 y 330 para el naftaleno octaclorado, según Oliver y Niimi (1984, 1985). Se utilizó metanol como codisolvente. Matsuo (1981) informó de valores  $\log$  FBC de 3,76; 9,94 y 4,00 para el naftaleno triclorado, tetraclorado y pentaclorado (la especie de ensayo fue *Cyprinus carpio*). Sin embargo, no se ofrecieron detalles del experimento y la fuente citada tampoco contenía más información. Según NITE (2012), se informó de valores del FBC de los naftalenos triclorados hasta los pentaclorados para la carpa (*Cyprinus carpio*) de 5.600 a 11.800 para una concentración de 0,05 ppm y 4.400 a 8.500 para una concentración de 0,005 ppm durante 8 semanas de exposición.

69. Opperhuizen y otros (1985) plantearon que en el caso del naftaleno heptaclorado y el octaclorado, la falta de absorción en el pescado se basa en el diámetro molecular de  $>0,95$  nm (influencia de permeación de la membrana en el mecanismo de bioconcentración). Sin embargo, el segundo resultado de Oliver y Niimi (1985) denota una posible absorción. Además, ECETOC (2005) recomienda que la masa y el tamaño de la molécula no se debe utilizar por separado como prueba de confirmación de la falta de bioacumulación. Falandysz y Rappe (1996) demostraron que las

membranas biológicas son permeables incluso por los naftalenos clorados de alto peso molecular como son los naftalenos heptaclorados.

70. Se estudió también la bioacumulación en invertebrados que viven en sedimentos (*Tubifex tubifex* y *Limnodrilus hoffmeisteri*) utilizando sedimentos contaminados (1300 ng tetra-CN27/g de peso seco) durante 79 días después de la purificación. Se midieron un FBC de 21.000 y un período de semidesintegración de 30 días mediante purificación (Crookes y Howe, 1993). Sin embargo, el FBA se calculó como proporción de la concentración en los gusanos y la concentración de agua intersticial en lugar de la concentración de la sustancia objeto de ensayo en los sedimentos, como se recomienda en las directrices de la OCDE sobre los ensayos. Por eso el resultado probablemente sea una sobreestimación.

71. En conclusión, los FBC experimentales derivados para los naftalenos diclorados, triclorados, tetraclorados y pentaclorados están por encima de 5.000. Se determinó el valor del FBC para los naftalenos heptaclorados en 0 y un FBC de <5.000 para el naftaleno octaclorado. No se dispone de información sobre el FBC para los naftalenos hexaclorados. Sin embargo, es posible que mediante la alimentación se produzca la absorción de los dos grupos homólogos, lo que quedó confirmado en los datos de control (Gewurtz, 2009) al detectarse residuos de naftalenos heptaclorado y octaclorado en los tejidos de los peces (trucha arcoiris). En general, cabe suponer que probablemente las sustancias que tienen un  $\log K_{ow} > 5$  se absorban más por medio de los alimentos que del agua (Arnot y Gobas 2003 citado en Environment Canada, 2011).

72. Tysklind y otros (1998) estudiaron la acumulación de naftalenos clorados en la alimentación del salmón (*Salmo salar*) a diferentes dosis de Halowax 1001, 1014 y 1051 (0,1 µg/g, 1 µg/g, 2 µg/g y 10 µg/g de alimentos) durante 17 semanas. Los niveles de naftalenos clorados aumentaron según la dosis con predominio de los naftalenos pentaclorados, hexaclorados y heptaclorados. Los CN42, CN58, CN61, CN66, CN67 y CN69 mostraron FBM de >1 y <2 en dosis de 2 µg/g de alimento. Akerblom y otros (2000) determinaron los FBM más altos en el caso de los naftalenos pentaclorados y hexaclorados (FBM para el CN66/67 de 2,1) tras 41 semanas de exposición del salmón del Báltico (*Salmo salar*).

#### **Estudios toxicocinéticos y metabólicos**

73. La eficacia de absorción de CN66, CN67, CN71, CN73 y CN75 en la dieta (trucha arcoiris) se ha investigado en el lucio del Norte y registró 63% a 78% en el caso de los naftalenos hexaclorados, 68% en el heptaclorado y 35% en el octaclorado (Bureau y otros, 1997, citado en Jakobsson y Asplund, 2000).

74. El metabolismo de los naftalenos clorados es específico de cada congénere y cada organismo según los análisis del comportamiento de los homólogos en las cadenas alimentarias realizados por distintos investigadores (por ejemplo, Lundgren y otros, 2002, Helm y otros, 2008, Falandysz, 1998).

75. Como se resume en Falandysz y otros (2003), los naftalenos clorados sin carbonos adyacentes no sustituidos con cloro (CN-NVC) son más resistentes a la biotransformación y, por esa razón, muestran tendencia a bioacumularse mediante la cadena alimentaria. Dicho de otro modo, la susceptibilidad de la degradación metabólica de los naftalenos clorados aumenta según el número de átomos de carbono adyacentes no sustituidos. Los siguientes congéneres corresponden a los CN-NVC: CN no. 42, 52, 58, 60, 61, 64, 66, 67, 68, 69, 71, 72, 73, 74, 75. Helm y otros (2008) proponen excluir de esta relación a los CN 73, 74 y 75 sobre la base de sus datos (estudio de la red alimentaria del Lago Ontario).

76. Opperhuizen y otros (1985) calcularon períodos de semidesintegración en los peces de 4 a 6 días para los naftalenos diclorados, 8 días para los CN21 y 7 a 30 días para los naftalenos tetraclorados. Según el IPCS (2001), los períodos de semidesintegración en los seres humanos duran varios años, lo que sugiere una alta bioacumulación. En la sección 2.4 se ofrece más información sobre ADME (adsorción, distribución, metabolismo y eliminación).

#### **Evaluación de la información obtenida en los estudios**

77. El estudio de una cadena alimentaria (zooplancton-salvelino pequeño-salvelino grande) en el entorno ártico de las aguas dulces del Lago del Oso arrojó una acumulación análoga de cuatro naftalenos clorados en la biota comparada con la de los PCB (Evenset y otros, 2005). Las concentraciones de naftalenos clorados aumentaron muchísimo del zooplancton al salvelino pequeño con un FBM para CN42, CN52 y CN66/67 de 10, 5,3 y 3,6 respectivamente. El FBM del CN52 entre el salvelino grande y el salvelino pequeño fue de 6,4 y para los demás congéneres de <1.

78. Lundgren y otros (2002) estudió la cadena alimentaria béntica (sedimentos superficiales-anfípodo marino-isópodos-triglopsis cuadricornio) en la Bahía de Botnia y el Mar Báltico. Los FABS (factores de acumulación en la biota y los sedimentos) fueron de 2,9 para los naftalenos tetraclorados, 1,4 para los pentaclorados y 0,9 para los hexaclorados (valores medios de los grupos homólogos). Aunque la suma de los naftalenos clorados disminuyó por nivel trófico, los naftalenos tetraclorados, pentaclorados y hexaclorados específicamente mostraron FBM de >1. Los FBM calculados fueron bajos, lo que sugiere que muchos congéneres se excretan o eliminan a un nivel trófico más alto. Los naftalenos hexaclorados se acumularon más que los demás homólogos. Los CN66/67 y CN69 se biomagnificaron en isópodos-triglopsis. Se determinaron FBM más altos (0,09 a 1,4) para los congéneres diclorados,

triclorados, hexaclorados y heptaclorados y los que carecían de átomos de carbono adyacentes sustituidos por hidrógeno.

79. Otro estudio de una cadena alimentaria béntica y pelágica incluyó los niveles tróficos. Los factores de magnificación en la cadena alimentaria (FMCA) de <1 para todos los naftalenos tetraclorados no indicaron biomagnificación, mientras que los FMCA de los naftalenos pentaclorados fluctuaron entre 0,66 y 1,29 en la cadena alimentaria pelágica. Los naftalenos hexaclorados se biomagnificaron en la cadena alimentaria béntica con FMCA más altos para CN63 y CN72 de 1,5 (Nfon y otros, 2008).
80. Corsolini y otros (2002) determinaron concentraciones más altas de naftalenos clorados (total) en los animales depredadores como la foca de Weddell, el págalo y el oso polar en comparación con organismos tróficos inferiores, lo que indica biomagnificación. No se pudo demostrar acumulación selectiva de naftalenos clorados ni se determinaron los valores de los FBM. Sin embargo, los aumentos de la concentración de naftalenos clorados por nivel trófico fueron comparables a los determinados para los PCB en los organismos antárticos en ese mismo estudio.
81. En un estudio de la red alimentaria del Lago Ontario (plancton, mysids y anfipodos marinos, morralla y truchas), los factores de magnificación trófica (FMT) para los naftalenos clorados (total) fueron de 1,25 y comparables, aunque algo más bajos hasta un FMT de 1,44 en el caso del *n/m-o*-PCB (total). Se determinaron los factores de magnificación trófica más altos (1,23 a 1,42) en relación con el tetra-CN42, los penta-CN52, 60, 58, 61, los hexa-CN66, 67, 64, 68, 69 y el hepta-CN73. Los naftalenos clorados tienden a biomagnificarse en la trayectoria béntica a una escala menor que en la red alimentaria pelágica (Helm y otros, 2008).
82. Los FBM notificados para los naftalenos tetraclorados a heptaclorados en la cadena alimentaria béntica entre algas/mejillón cebra en el sistema de los Grandes Lagos fluctuaron entre 3 y 10. Sin embargo, no todos los naftalenos clorados que fueron detectados en los mejillones mostraron niveles cuantificables en su dieta de algas bénticas (por ejemplo, el naftaleno octaclorado). No se determinaron otros aumentos para la mayoría de los congéneres en el gobi redondo, que se alimenta de mejillones cebras. Las excepciones fueron los naftalenos clorados 52/60 y 66/67, que mostraron FBM de 1,6 y 2,2. (Hanari y otros, 2004).
83. Falandysz y Rappe (1996) determinaron un FBM de 1,2 para los CN66 y 67 como los dos únicos congéneres que se biomagnifican en el caso de la marsopa común y el arenque en una cadena alimentaria pelágica en la zona meridional del Mar Báltico.
84. Järnberg y otros (1993), analizados en Bidleman y otros (2010), consideraron que varios congéneres de naftalenos clorados se biomagnificaban del arenque al arao. Se registraron FBM de <5 en el caso de los naftalenos tetraclorados, pentaclorados y hexaclorados, pero llegaron a 25 en el CN66/67 y a 15 en el CN73. Una cadena alimentaria que incluye peces y cormoranes negros del Mar Báltico mostró los FBM más altos en los cormoranes negros para el congener 42 del naftaleno tetraclorado de hasta 10 y para los naftalenos hexaclorados de hasta 14 (Falandysz y otros (1997) en Bidleman y otros (2010)).
85. Falandysz y otros (1997) (citado en Environment Canada (2011)) estudiaron la bioacumulación de naftalenos clorados en otras combinaciones de depredador/presa en el Mar Báltico: arenque/plancton, pez espinoso/plancton, anguila/plancton, lenguado/mejillón, pigargo (águila pescadora coliblanca)/pez y marsopa común/arenque. Prácticamente todos ellos registraron FBM superiores a 1 para al menos uno de los naftalenos tetraclorados (un máximo de 95 en la combinación pigargo/pez). Se determinó que los naftalenos pentaclorados se biomagnificaban en menor proporción que los naftalenos tetraclorados salvo en el caso de la marsopa común. Se determinó que los CN66/67 hexaclorados se biomagnificaban de la alimentación de todos los organismos estudiados, además de la biomagnificación de otros naftalenos clorados de ese mismo grupo de homólogos en algunos depredadores. Los naftalenos heptaclorados se biomagnificaban en la combinación arenque/plancton, lenguado/mejillón, águila/cormorán y pigargo europeo/pez (FBM máximo de 5,7). Se determinó que la combinación pigargo europeo/pez presentaba los más altos FBM de >30 en relación con algunos congéneres de los naftalenos tetraclorados, pentaclorados y hexaclorados.
86. Según datos de Suecia (2011), las variaciones de la tendencia temporal a largo y a corto plazos de los naftalenos clorados son parecidas a las de las dibenzo-p-dioxinas y los dibenzofuranos policlorados (PCDD/F) y, por tanto, posiblemente compartan las mismas trayectorias de bioacumulación/biomagnificación. En sus estudios de la biomagnificación, varios autores han llegado a la conclusión de que el potencial de biomagnificación de los naftalenos clorados parece ser análogo al de los PCB (Hanari y otros (2004), Corsolini y otros (2002), Evenset y otros (2005), Helm y otros (2008)).
87. Hasta la fecha no se dispone de estudios de la cadena alimentaria en el Océano Ártico ni de datos sobre las cadenas alimentarias terrestres. La mayoría de los estudios se realizaron en las cadenas/redes alimentarias inferiores, la mayor biomagnificación se observó en las aves.
88. Existen varias pruebas coincidentes para la determinación del potencial de bioacumulación de los naftalenos clorados:  $\log K_{ow} > 5$  para los naftalenos triclorados hasta el naftaleno octaclorado, los FBC derivados en los experimentos para los naftalenos diclorados hasta los pentaclorados fueron superiores a 5000 e inferiores a 5000 para

el naftaleno octaclorado; y una alta absorción en la alimentación en el caso de los naftalenos hexaclorados hasta el naftaleno octaclorado. Respecto de las mediciones derivadas en la práctica, los FBM y los FMCA, así como los FMT para los naftalenos tetraclorados hasta los heptaclorados estuvieron por encima de 1 para las cadenas/redes alimentarias bálticas y pelágicas, lo que demuestra la transferencia trófica y la acumulación en las redes alimentarias. En otros estudios de varias combinaciones de presa/depredador, que incluyeron aves y mamíferos, se demostró la biomagnificación de los naftalenos tetraclorados a heptaclorados. Los datos de control sobre los naftalenos octaclorados son limitados y ningún estudio práctico ha comunicado un FBM >1 para este congénere. Tal vez ello obedezca a los niveles de emisión más bajos, la movilidad prevista más baja o la selectividad en la absorción y el metabolismo. Tomando en conjunto estos factores, cabe llegar a la conclusión de que el potencial de bioacumulación se confirma para los naftalenos diclorados hasta los octaclorados.

### 2.2.3 Potencial de transporte a larga distancia en el medio ambiente

89. En el anexo D, se establece como criterio del potencial de transporte a larga distancia un período de semidesintegración en la atmósfera de >2 días. Los períodos de semidesintegración calculados en la atmósfera, incluido un valor determinado en forma experimental, fluctúan entre 3 y 417 días para los naftalenos diclorados hasta los octaclorados. El potencial de transporte a larga distancia en el medio ambiente de los naftalenos clorados quedó nuevamente corroborado tanto en las predicciones con modelos como en la presencia de los naftalenos clorados en medios ambientales abióticos y bióticos en regiones remotas, como se indica en los siguientes ejemplos.

#### Predicciones basadas en modelos de transporte a larga distancia

90. Según un mapa de partición basado en el modelo Globo-POP que utiliza varios medios audiovisuales (Wania, 2006 en Puzyn y otros, 2008b) se definieron cuatro categorías según su comportamiento en la partición que correspondían a diversas modalidades de transporte ambiental: “voladores” ( $\log K_{aw} > 0$ ;  $\log K_{oa} < 6.5$ ), “multisaltadores” ( $-4 < \log K_{aw} < 0$ ;  $6 < \log K_{oa} < 10$ ) y “monosaltadores” ( $\log K_{aw} < 0$ ;  $\log K_{oa} > 10$ ), así como “nadadores” ( $\log K_{aw} < -2$ ;  $\log K_{ow} < 7$ ). Según este diagrama, Puzyn y otros (2008b) clasificaron a los naftalenos diclorados a tetraclorados y a los naftalenos pentaclorados a heptaclorados como multisaltadores. Sin embargo, se indicó que los naftalenos diclorados a tetraclorados mostraban una movilidad basada en sus coeficientes de partición mayor que los naftalenos pentaclorados a heptaclorados. Estas sustancias pueden pasar rápidamente de la atmósfera a la superficie según la temperatura. El naftaleno octaclorado fue calificado de monosaltador, lo que supuso mucha menos movilidad que los demás homólogos.

91. Environment Canada (2011) calculó un alto potencial de contaminación en el Ártico basado en las características de partición de los naftalenos diclorados hasta los pentaclorados.

92. Vulykh y otros (2005) utilizaron el modelo MSCE-POP (modelo tridimensional de transporte de la química de múltiples compartimentos basado en el diagrama de Euler) para predecir el transporte del congénere 47 del naftaleno clorado, un representante del naftaleno tetraclorado, el grupo homólogo que aparece con más frecuencia en los perfiles de congéneres de las muestras ambientales y de las fuentes (Vulykh y otros, 2005). El CN47 se elimina de la atmósfera casi a partes iguales mediante degradación (54%) y deposición (46%). Los autores pronostican un período de semidesintegración en la atmósfera de 10 días (véase la sección 2.2.1) y, considerando la eliminación mediante deposición, una residencia media en la atmósfera de 7 días. Los autores elaboraron un modelo de la distancia de transporte en la atmósfera TR (distancia desde la fuente hasta un punto en que la concentración disminuye a 1/1000 de su valor inicial) de 2271 km. Los autores llegan a la conclusión de que tanto el tiempo de residencia en la atmósfera como el TR bastan para causar la contaminación por CN47 en zonas remotas (Vulykh y otros, 2005).

#### TRANSPORTE A LARGA DISTANCIA: REGIONES POLARES

93. En las muestras ambientales quedó demostrado que los naftalenos clorados abundan en el Ártico y que las más altas concentraciones se encuentran en el Ártico europeo. En muestras extraídas en la región ártica del Canadá y Rusia, los naftalenos clorados contribuyen más a los EQT que la contaminación por PCB (Bidleman y otros 2010).

#### Aire ártico

94. Bidleman y otros (2010) compilaron datos atmosféricos de los naftalenos clorados de siete estudios realizados en la región ártica. Las concentraciones atmosféricas observadas entre 1990 y 2005 varían en dos órdenes de magnitud, de 0,66 a 40  $\text{pg}/\text{m}^3$  (se trata de sumas de diferentes congéneres, fundamentalmente de naftalenos tetraclorados a octaclorados). Bidleman y otros (2010) señalan que las concentraciones de  $\Sigma\text{CN}$  en el aire son mucho más altas en la mayoría de los lugares del Ártico-subártico europeo que en lugares de Siberia, Islandia, Alaska y el Ártico canadiense. Un estudio pudo atribuir niveles más elevados de naftalenos clorados en el Mar de Barents a las masas de aire que llegan de Europa. El estudio mundial GAPS con muestras pasivas arrojó concentraciones en el aire de 1 a 8  $\text{pg}/\text{m}^3$  en algunos lugares del Ártico (Lee y otros, 2007). La comparación de lugares del Ártico con lugares urbanos demuestra que el aire ártico está dominado por los naftalenos triclorados, seguidos de los tetraclorados y los pentaclorados, con un 2% ó menos formado por naftalenos clorados más pesados (Harner y otros 1998, Helm 2002, Helm y otros, 2004). Los perfiles urbanos de los homólogos mostraron un notable cambio hacia los congéneres más pesados con fracciones considerables de naftalenos pentaclorados, e incluso de hexaclorados (Lee y otros, 2007).

95. Varios autores (citados en Bidleman y otros, 2010) observaron la aportación predominante de los naftalenos triclorados y tetraclorados a los niveles atmosféricos de naftalenos clorados en el aire del Ártico.

96. De las mediciones hechas en sitios remotos del Ártico canadiense y ruso, Helm y otros (2004) infirieron que las emisiones de evaporación de las regiones de origen probablemente fuesen la fuente predominante de naftalenos clorados en esas estaciones, aunque durante el invierno las fuentes de combustión aportaban una contribución adicional (como indicaban los congéneres marcadores de combustión).

### **Sedimento ártico**

97. Hay poca información acerca de los niveles de naftalenos clorados en los sedimentos subárticos (no en los árticos). Las concentraciones en los sedimentos de superficie alcanzaron 1,9 ng/g de peso seco en la parte septentrional del Mar Báltico y 0,23 ng/g en un lago sueco (Bidleman, 2010).

### **Biota del Ártico y el Antártico**

98. Bidleman y otros (2010) ofrecen un amplio inventario de los niveles de naftalenos clorados en la biota ártica, subártica y antártica (véase *supra*). Como se observa en los cuadros A4-1 y A4-2, los naftalenos clorados han sido detectados en diversas especies de todos los niveles tróficos y en una superficie más extensa de las zonas remotas, lo que demuestra la importancia del transporte a larga distancia de la contaminación de zonas apartadas con naftalenos clorados. Según Bidleman y otros (2010), el CN54 posiblemente haya sido pasado por alto en los estudios que utilizan mezclas de Halowax como patrones, porque solo se encuentra en esas mezclas en cantidades insignificantes. El CN54 se suele considerar un marcador de combustión.

## **2.3 Exposición**

99. Estudios realizados con muestras de la atmósfera mundial, entre otras cosas, demuestran la ubicuidad de los naftalenos clorados en la atmósfera (Lee y otros 2007). Los naftalenos clorados en la atmósfera alcanzan los más altos niveles en entornos urbanos o industriales, aunque también se encuentran en regiones muy apartadas como el Ártico (Bidleman y otros, 2010). Bidleman y otros (2010) destacan que no se encontraron tendencias importantes en la concentración de naftalenos clorados durante un control realizado entre 1987 y 1998 del hígado de bacalao en un fiordo noruego. Los niveles observados en la atmósfera del Reino Unido a partir de mediados de los años noventa hasta 2001 tampoco indican un descenso (Lee y otros, 2005 citado en Bidleman y otros, 2010). AMAP (2009) informa de que no se han realizado estudios para determinar las tendencias temporales de los naftalenos clorados en el Ártico.

100. Los datos de laboratorio y de control demuestran que los naftalenos clorados son biodisponibles y que se produce absorción de los naftalenos clorados mediante varias rutas de exposición. Persson y otros (2005) demostraron que una elevada proporción de naftalenos clorados está relacionado con partículas (hollín y materia orgánica) en un medio marino, lo que probablemente disminuya la biodisponibilidad de los naftalenos clorados. Sin embargo, no se dispone de nuevos estudios.

101. Falandysz (2003) examinó la contaminación de la cadena alimentaria en 2003. Las concentraciones más altas de naftalenos clorados se hallaron en los peces de la especie *Neogobius melanogaster* (14.000 pg/g de peso húmedo) y el cangrejo azul (13.000 pg/g de peso húmedo). El hígado del bacalao de Noruega contenía 45.000 pg/g de peso húmedo y el del Mar del Norte 210.000 pg/g de peso húmedo.

102. En 2004, Domingo analizó la exposición de los seres humanos a los naftalenos clorados mediante la alimentación y la ingesta diaria estimada de naftaleno clorado. La ingesta total diaria calculada para un hombre con 70 kg de peso corporal en España se estimó en 45,78 ng/día, en cuya dieta los cereales, las grasas y los aceites constituyen los principales contribuyentes. Se detectaron naftalenos clorados también en la leche, los huevos, la carne, los productos lácteos y cárnicos, las patatas, las verduras y las frutas. El autor llegó a la conclusión de que la contribución de los naftalenos clorados a los EQT totales era análoga o superior a la que aportaban los PCB coplanares y que en algunos lugares industrializados, las contribuciones de los naftalenos clorados a los EQT podían ser suficientemente altas como para preocupar (Domingo, 2004). Recientemente, Fernandes y sus colaboradores midieron los naftalenos clorados en 100 alimentos de consumo habitual en Irlanda (Fernandes y otros, 2011). Se detectaron naftalenos clorados en la leche, el pescado, los productos lácteos y cárnicos, los huevos, la grasa animal, los moluscos, las vísceras, las verduras y los cereales que fluctuaban entre 0,09 ng/kg de peso total para la leche hasta 59,3 ng/kg de peso total para el pescado respecto de la suma de naftalenos clorados medidos. El penta-CN52, el hexa-CN66/67 y el hepta-CN73 fueron los congéneres detectados con más frecuencia. Marti-Cid y otros (2007) investigaron la ingesta de contaminantes químicos mediante el consumo de pescado y mariscos en niños españoles. Las concentraciones más altas de naftalenos clorados se encontraron en el salmón con 227 ng/kg de peso húmedo para el total de naftalenos tetraclorados hasta el octaclorado. La ingesta calculada mediante el consumo de pescado y mariscos se calculó en 0,52 ng/día en las niñas y 0,97 ng/día en los niños (Marti-Cid y otros 2007). Comparado con la ingesta de un hombre adulto de 70 kg de peso corporal (que fluctúa entre 0,004 a un máximo de 0,41 ng/día) que consume diversas especies de peces, según cálculos de Domingo y otros (2007), se puede observar que la ingesta en los niños es mucho mayor.

103. Las mediciones de naftalenos clorados en el tejido adiposo humano en 1979 se mantuvieron en los niveles ordinarios de ppb (3 a 17 ppb), unas 500 a 1000 veces por debajo de las concentraciones de PCB. Se detectaron

de 1 a 3 ng/g de lípido en muestras de la leche humana (Hayward, 1998). AMAP (2003) plantea que las concentraciones en el hígado humano y el tejido adiposo indican que los niveles de naftalenos clorados son 200 a 500 veces menos que la carga total de PCB (Weistrand y Norén, 1998 citado en AMAP, 2003). Esto puede ser reflejo, en cierta medida, de las emisiones más bajas mencionadas en el epígrafe 2.1.1. En fecha más reciente, Park y otros (2010) midieron los PCDD, los PCDF y los PCB, así como los naftalenos clorados en 61 voluntarios humanos sanos. La concentración media de naftalenos clorados encontrada en el suero sanguíneo fue de 2.1 ng/g de lípido, el congénere predominante fue el hepta-CN73 y, según los autores, la suma de naftalenos clorados contribuyó un 26,8% al total de EQT (Park y otros, 2010). Se han medido también naftalenos clorados en la placenta humana. Leino y sus colaboradores detectaron hexa-CN66/67 en casi todas las muestras (126 de 130 por encima de los límites de cuantificación); el 95° percentil fue de 0,022 ng/g de grasa. El 95° percentil de la suma de 14 naftalenos clorados medidos fue de 0,14 ng/g de grasa. En comparación con otros compuestos halogenados, los naftalenos clorados estuvieron cerca del factor 50 por debajo de la suma de 15 PBDE (95° percentil), 350 veces por debajo de la suma de 37 congéneres de PCB (95° percentil) pero cuatro veces la suma de los PBB, que fueron detectados mayormente por debajo del límite de cuantificación (95° percentil: suma de todos los PBB (bifenilos polibromados): 0,039). Se detectaron PCDD/F en la proporción de pg/g de grasa (95° percentil: suma de los 17 PCDD/F: 256) (Leino, y otros, 2011). En el examen de Falandysz (2003) se resumen los estudios de diferentes países (Alemania, Canadá, Japón, Kazajstán, Rusia y Suecia) que fluctuaron entre no detectados (Fukuoka (Japón)) hasta 250.000 pg/g de lípidos en el tejido adiposo humano (Osaka (Japón)). En conclusión se considera que la exposición del público en general a los naftalenos clorados por medio de los alimentos es la ruta más importante, aunque no se dispone de estimaciones en relación con las diferentes posibilidades de exposición.

### 2.3.1 Datos de vigilancia ambiental

#### Aire

104. En el estudio mundial GAPS se obtuvo una concentración general de naftalenos clorados en la atmósfera de 1,6 pg/m<sup>3</sup> (media geométrica de 40 lugares urbanos, industriales y apartados de ambos hemisferios y de todos los continentes). Los resultados de las observaciones fluctuaron de no detectable a 32 pg/m<sup>3</sup>, los niveles más altos se registraron en lugares industriales y urbanos, mientras que en cerca del 90% de los lugares apartados (“segundo plano”)/rurales/agrícolas se mantuvieron por debajo de las concentraciones en la atmósfera de 2.5 pg/m<sup>3</sup> (Lee y otros, 2007). Se detectaron naftalenos clorados primordialmente en el hemisferio norte y los niveles más altos se registraron en lugares urbanos/industriales de Europa oriental y Asia. En otra campaña pasiva de muestreo realizada en toda Europa en el verano de 2002, se determinó que los congéneres CN23, 24, 57 y 59 eran las especies de naftalenos clorados con los valores más altos registrados: CN23 <1,3 a 4, CN24 <1,4 a 9, CN 57 <0,5 a 5,4, CN59 <0,3 a 4,2, todos ellos pg/m<sup>3</sup> (Jaward y otros, 2004a). Los congéneres 24 y 59 eran parte de mezclas comerciales de Halowax. No obstante, también se consideró al CN 24 como congénere marcador de la combustión. En un estudio realizado a lo largo de la divisoria atlántica entre el norte y el sur, Jaward y otros (2004b) informaron de un rango de concentración de 13 congéneres de naftalenos clorados cuantificados de 0,3 a 86 pg/m<sup>3</sup> en el aire. Las concentraciones relativas de naftalenos clorados en el entorno marítimo de los hemisferios norte y sur registran 1 a 30 pg/m<sup>3</sup> y 0,3 a 5 pg/m<sup>3</sup>, lo que indica niveles más altos de naftalenos clorados en el aire marítimo del hemisferio norte. Se midieron concentraciones sustanciales de naftalenos clorados frente a las costas de Sudáfrica (en la latitud 33,88° S) (Jaward y otros 2004b). Las mediciones del aire en Japón, China y la República de Corea revelaron concentraciones de naftalenos clorados de 9,5 ± 1,5, 61 ± 6, y 16 ± 2,4 pg/m<sup>3</sup> respectivamente (Hogarh y otros, 2002a). Harner y otros (2006) midieron naftalenos clorados en lugares urbanos y rurales. Las altas concentraciones en los lugares urbanos (de hasta 52 pg/m<sup>3</sup>) de los Grandes Lagos en la divisoria laurentiana fueron atribuidas a las constantes emisiones de naftalenos clorados técnicos utilizados históricamente. Las contribuciones de naftalenos clorados a causa de la combustión parecieron ser más importantes en los lugares rurales, donde el CN24 y 50, derivados de la quema de madera y carbón, registraron cifras elevadas (Harner y otros 2006).

105. También se detectaron naftalenos clorados entre 1 y 8 pg/m<sup>3</sup> en el aire del Ártico, lo que es un indicio del transporte a larga distancia de estos compuestos (Lee y otros, 2007). Harner y otros (1998) informó de que los naftalenos clorados tipo dioxina contribuyen 13 a 67 % a los equivalentes tóxicos causados por los bifenilos policlorados (PCB) y el PCN en el aire ártico.

106. Entre mayo y julio de 2010 se llevó a cabo en Ghana una campaña nacional de vigilancia de los COP (contaminantes orgánicos persistentes) en la atmósfera, y se observó un importante nivel de fraccionamiento de los naftalenos clorados a lo largo y ancho del país. La composición porcentual de los homólogos menos clorados aumentaba hacia el norte, probablemente debido a su transportación en dirección de los vientos prevalecientes. Sobre la base del análisis del perfil de los congéneres, cabe suponer que el CN45/36 es un posible marcador de la fuente de emisiones dimanantes de actividades no controladas de quema de desechos. Se calculó un rango de 0,49 a 5,6 fg EQT/m<sup>3</sup> para la toxicidad de tipo dioxina de los naftalenos clorados en el aire de Ghana (Hogarh y otros, 2012b).

#### Sedimento

107. Pan y otros (2011) reunieron datos sobre las concentraciones de naftalenos clorados en los sedimentos de diversas regiones en diferentes regímenes de contaminación, incluso datos originales de los autores: si bien la mayoría

de las concentraciones estuvieron por debajo de 10 µg/kg, la influencia industrial podría aumentar al orden de magnitud de mg/kg en las concentraciones de naftalenos clorados (véase el cuadro A4-1).

108. Bogdal y otros (2008) calcularon una deposición atmosférica de 29 g de naftalenos clorados cada año en la superficie de 47,7 km<sup>2</sup> del Lago Thun en Suiza (que corresponde a 6,08 mg/hectárea/año), aunque ya desde 1972 se habían prohibido los naftalenos clorados en ese país (Bogdal y otros, 2008).

#### **Biota en las regiones (sub)polares y fuera de ellas**

109. En una compilación de 1993, los niveles de naftalenos clorados en los peces de la zona boreal registraron entre 0 y 10 µg/kg de peso húmedo (7 estudios entre 1984 y 1990 citados en Crookes & Howe, 1993). Un metaestudio más reciente (Bidleman y otros, 2010), que abarcó estudios realizados entre 1981 y 2005 en el Ártico, demuestra que los niveles característicos (media geométrica de medias aritméticas de estudios individuales) en la biota registran entre 0,3 y 6 µg/kg de lípidos, mientras que las concentraciones más bajas se determinaron en las focas y las más altas en los invertebrados y las aves marinas. Las concentraciones medias de algunos estudios podrían ser tan altas como 74 µg/kg de lípido (plasma de la gaviota hiperbórea). Los estudios resumidos por Bidleman y otros (2010) se mencionan en los cuadros del anexo 4, junto con pruebas complementarias de regiones que no son subpolares. Se informó de un caso de niveles de naftalenos clorados inusualmente elevados de 0,69 a 2,6 mg/kg (*sic*) en un pigargo europeo (águila pescadora coliblanca) (Falandysz, 1998). Falandysz 1998 resumió concentraciones de naftalenos clorados en los peces de hasta 360 ng de naftalenos tetraclorados a heptaclorados/g de peso húmedo de lípidos (carne e hígado) de los lagos y ríos de Suecia y 9 a 290 ng/g de peso húmedo de lípidos para todos los peces del Mar Báltico (Golfo de Gdansk).

110. Bidleman y otros (2010) investigaron las concentraciones de congéneres en la biota de algunas subregiones polares y establecieron distinciones entre a) invertebrados y peces, b) foca, c) ballenas y oso polar y d) aves marinas (véase la figura A4-1 en el anexo 4). Las concentraciones varían considerablemente entre y dentro de estos grupos de la biota e incluso en órganos/compartimentos de una misma especie, aunque hay algunas regularidades:

- a) No se detectaron naftalenos heptaclorados en las focas ni en las aves marinas (con algunas excepciones). Se encontraron en algunos invertebrados/peces, aunque incluso en esos casos contribuían menos del 10% al contenido de naftalenos clorados (hubo una sola excepción).
- b) Las focas mostraron el cambio más radical hacia los congéneres menos pesados de todos los grupos, dado que las muestras contenían solo naftalenos triclorados a pentaclorados, excepto en una sola de ellas.
- c) Las focas se diferenciaron de las demás muestras por los considerables niveles de naftalenos triclorados. En cambio, los naftalenos triclorados contribuyeron poco o nada al perfil de congéneres hallado en las ballenas, el oso polar, las aves marinas y los invertebrados/peces (excepto el krill, en el que predominaban los naftalenos triclorados y en algunas muestras de peces)
- d) El perfil de los homólogos hallados en las aves marinas era parecido al hallado en los peces, aunque con una tendencia hacia los naftalenos hexaclorados más pesados, que fueron los principales homólogos en algunos casos. Los principales homólogos encontrados en la grasa de la ballena piloto y del oso polar fueron los naftalenos hexaclorados.

111. Rotander y otros (2012) hallaron concentraciones de naftalenos clorados (suma de los naftalenos clorados) de entre 0,1 y 5,2 ng/g de peso en lípidos en la grasa de las focas y las ballenas subárticas y árticas. Las concentraciones más altas se detectaron en las especies de ballenas dentadas, que se alimentan de un nivel trófico alto. Las concentraciones medias en la ballena piloto y en dos especies de focas fueron más bajas en 2006/2007 que 20 años antes en las mismas regiones, aunque en el caso de dos especies, y también en el caso del delfín de lados blancos observado entre 1997 y 2006, las concentraciones medias fueron las más elevadas entre los puntos temporales primero y último de los tres puntos temporales de observación (es decir, alcanzó su nivel máximo en la observación intermedia de 1997 a 2002, según la serie cronológica). Se determinó que, entre 1990 y 2007, la suma de naftalenos clorados mostraba una disminución clara y estadísticamente importante solamente entre las focas capuchinas del oeste de Islandia (Rotander y otros, 2012).

112. Kannan y otros (2002) informó los niveles en la región del Mediterráneo durante el año 1999 en el atún rojo de hasta 552 ng/kg de peso húmedo, en el pez espada de 15 a 63 ng/kg de peso húmedo, en el cormorán de 130 a 795 ng/kg y en la golondrina de Milán de 700-1510 ng/kg de peso húmedo. En el caso de la marsopa de la costa occidental de Suecia, se detectaron 0,52 a 0,72 µg/kg de peso húmedo (Ishaq y otros, 2000). En un entorno alpino (Lago Thun de Suiza), las concentraciones medidas en el coregono blanco fueron de aproximadamente 1 a 3 µg/kg de lípidos (según cifras de Bogdal y otros, 2008).

#### **2.4 Evaluación del peligro para los puntos finales de interés**

##### **Organismos acuáticos y terrestres**

113. Se ha informado sobre la ecotoxicidad de los naftalenos clorados en relación con varias especies que representan diferentes niveles tróficos: algas, plantas acuáticas, invertebrados, peces, aves y ratas (véase la sección

sobre los efectos adversos en la salud humana). En muchos estudios se utilizaron mezclas de Halowax, lo que puede dificultar la interpretación de los resultados, debido a las posibles interacciones toxicológicas y a las impurezas de las dioxinas (Noma y otros, 2005).

114. Environment Canada (2011) pronosticó datos de toxicidad aguda y crónica para los naftalenos diclorados a heptaclorados en relación con las algas verdes, las dafnias y los peces con el modelo ECOSAR v0.99 (EPISUITE). Según los resultados del modelo, las algas fueron el grupo menos sensible, los valores crónicos fueron considerablemente inferiores a los de los demás taxones y en relación con los congéneres más clorados (valores de los puntos finales crónicos de la EC50 o valor crónico: 575 µg/L a 0.4 µg/L). En el caso de los peces y las dafnias se vaticinó un aumento de la toxicidad crónica de hasta <0,1 mg/L de los naftalenos triclorados hasta los heptaclorados.

115. En el cuadro 2.4-1 figura una recopilación de los datos sobre toxicidad acuática. Como se mencionó en Environment Canada (2011), en algunas pruebas se utilizó un solubilizador como la acetona, de manera que las concentraciones de prueba fuesen potencialmente mayores que la solubilidad en el agua del material de prueba comunicado. Determinadas mezclas de Halowax no tienen bien caracterizada la solubilidad en el agua. En general, los valores de la toxicidad (salvo en el caso del naftaleno octaclorado) se consideran aceptables, dado que la solubilidad en el agua corresponde en un factor de 10 de los valores medidas y están por debajo del pronóstico basado en el WSKOWIN (véase el cuadro 1.1-1). Pese a las deficiencias que muestran los datos comunicados, hay concordancia en los resultados de los diversos estudios.

116. No se dispuso de datos sobre toxicidad relacionados con los organismos que viven en los sedimentos, según las fuentes citadas en la sección 1.3, pese a que estos organismos están expuestos, dado el alto log  $K_{ow}$  de los naftalenos clorados, así como niveles detectados de hasta 1 mg/kg para las regiones contaminadas (véase la sección 2.3.1). Kannan y otros (2001) midieron diversos contaminantes en sedimentos de Michigan (incluidos los naftalenos clorados, los PCB y los PCDD y PCDF). Las contribuciones relativas de los PCB, los naftalenos clorados, los PCDD y los PCDF a las concentraciones de los EQT se calcularon utilizando factores de equivalencia tóxica (TEF) específicos de la línea de células H4IIE. Los naftalenos clorados contribuyeron los mayores EQT (42 a 84% del total), seguidos de los PCD (8 a 39%), los PCDD (5 a 16%) y, finalmente, los PCB (2 a 3%).

**Cuadro 2.4-1: Toxicidad acuática de los naftalenos clorados (Cuadro modificado a partir de IPCS, 2001, Environment Canada, 2011)**

Naftaleno clorado	Especie	Duración/Punto final (efecto)	Concentración (mg/litro)	Referencia
Naftaleno octaclorado	Pulga de agua ( <i>Daphnia magna</i> )	48h LC50 /NOEC	>530/530 n	LeBlanc, 1980
Naftaleno octaclorado	Mysid ( <i>Mysidopsis bahia</i> )	96h LC50	>500 n	EPA de los EE.UU. (1980)
Naftaleno octaclorado	Petota ( <i>Cyprinodon variegatus</i> )	96h LC50/NOEC	560 n	Heitmuller y otros (1981)
Hallowax 1000	Algas ( <i>Dunella tertiolecta</i> )	7d EC10	0,1	Walsh y otros 1977
Halowax 1099	Camarón de río ( <i>Palaemonetes pugio</i> )	96h LC50	0,069 m, s	Green y Neff (1977)
Halowax 1099	Cangrejo herradura ( <i>Limulus polyphemus</i> )	96días LC50	0,08 n, s Importantes efectos en el período entre mudas	Neff y Giam (1977)
Halowax 1014	Quisquilla gris ( <i>Penaeus aztecus</i> )	96h LC50	0,0075 m	EPA de los EE.UU. (1980)
Halowax 1014	Camarón de río ( <i>Palaemonetes pugio</i> )	96h LC50	0,248 m	EPA de los EE.UU. (1980)
Halowax 1014	Petota ( <i>Cyprinodon variegatus</i> )	96h LC50	>0,343 m	EPA de los EE.UU. (1980)
Halowax 1014	Gazapo ( <i>Rana agilis</i> )	18h LC50	0,1 Los sobrevivientes mostraron un retraso de tres semanas en la metamorfosis	Buggiani (1980)
Halowax 1014	Lisa pardete ( <i>Mugil cephalus</i> )	96h LC50	>0,343 m	EPA de los EE.UU. (1980)
Halowax 1013	Camarón de río ( <i>Palaemonetes pugio</i> )	96h LC50	0,074 m, s	Green y Neff (1977)

n = basado en las concentraciones nominales; m = basado en las concentraciones medidas, s = se utilizó un solubilizador

117. La información que existe en relación con la toxicidad crónica en los peces se limita a una evaluación parcial no común del ciclo de vida en la medaka (*Oryzias latipes*) (Villalobos y otros, 2000). Las huevas de medaka se inyectaron con Halowax 1013, 1014 o 1051 disuelto en trioleína. Tras la exposición, los embriones se desarrollaron y los alevines fueron criados hasta alcanzar la madurez sexual (cuatro meses), momento en el que fueron sacrificados.

Halowax 1014 fue la mezcla más tóxica en cuanto a la relación dosis-reacción. La LD50 en los embriones de medaka fue de 4,2 ng/huevo, 5,5 veces menos potente comparada con la de 2,3,7,8-tetraclorodibenzo-*p*-dioxina. La lesión más importante en el nivel más bajo de efectos adversos observados (LOAEL) de 3 ng/huevo fue la incapacidad de los embriones recién incubados de inflar sus vejigas natatorias. En la etapa inicial de su vida adulta, las hembras mostraron una importante reducción de los índices gonadosomáticos (GSI). Además, el Halowax 1051 provocó un decrecimiento importante de los índices gonadosomáticos en las hembras al cabo de 122 días en todas las dosis ensayadas (0,3 a 10 ng/huevo, por tanto no se pudo establecer la relación dosis/reacción). Estos resultados indican que pueden producirse efectos adversos (y posibles efectos de alteración del sistema endocrino) análogos a los que producen las dioxinas en etapas sensibles de los organismos acuáticos tras su exposición a los naftalenos clorados.

118. Se observó genotoxicidad (eritrocitos micronucleados) al cabo de 122 días en los adultos después de inyectar Halowax 1013, 1051 y 1013 en las huevas de medaka (Talykina y otros, 2003). La concentración a la exposición más baja en la que se midió este efecto (0,3 ng/huevo, que es equivalente a 300 ng/g de huevo) es cinco a diez veces mayor que la observada en los tejidos de peces recogidos de sitios muy contaminados (Belfroid y otros, 2006).

119. Algunos naftalenos clorados muestran actividades tóxicas análogas a las de la 2,3,7,8-tetraclorodibenzo-*p*-dioxina (TCDD) y los PCB coplanares que se aglomeran con el receptor Ah, razón por la cual se ha asignado a los naftalenos clorados potencias relativas de los efectos (REP) análogas a las de los PCB coplanares (naftalenos pentaclorados, hexaclorados y heptaclorados) (Villeneuve y otros, 2000). Akerblom y otros (2000) determinaron que, en un estudio de alimentación dietética que duró 41 semanas (Halowax 1014) la inducción de actividad de la etoxiresorufin-O-deetilasa (EROD) se producía en un grupo con baja dosis de 0,1 µg CN/g en los alimentos. Tras 8 semanas de exposición, los peces contenían 304 ng de naftalenos tetraclorados a heptaclorados/g de grasa, lo cual es comparable con los niveles hallados en el medio ambiente (véase el párr. 108). En el nivel más alto (10 µg/g de alimento), el desarrollo de las gónadas femeninas se retrasaba.

120. Corsolini y otros (2002) llegaron a la conclusión de que la contribución de los naftalenos clorados a los cocientes de equivalencia tóxica (EQT) era insignificantes en los organismos polares, incluidos los osos polares, debido a la ausencia de congéneres tóxicos más clorados (es decir, CN63, CN69, CN70). En cambio, los naftalenos clorados contribuyen en gran medida a la carga de compuestos del tipo dioxina en la biota del Lago Ontario y aporta entre 12% y 22% del total de EQT de naftalenos clorados y PCB en las truchas del lago y hasta un 69% en los organismos bénticos (Helm y otros 2008). Esto se puede explicar por la presencia y la acumulación de naftalenos pentaclorados, hexaclorados y heptaclorados (CN52, CN60, CN66, CN67, CN73).

121. Los naftalenos clorados aportaron otro 11% (rango medio de 7 a 19%) a los EQT totales de los compuestos de dioxinas y del tipo dioxina medidos en la grasa de la ballena blanca (AMAP 2004) y hasta 6 a 15% en la grasa de la ballena piloto (Bidleman y otros 2010). En los mamíferos subárticos y árticos, la concentración de EQT más alta calculada de CN66 fluctuó entre 4 y 17 pg/g de peso en lípidos en las ballenas piloto (Rotander y otros, 2012). Los valores de los EQT son inferiores a los que se considera que provocan efectos toxicológicos en la aves y los mamíferos marinos (Kannan y otros 2001 citado en Rotander y otros, 2012). Sin embargo, la concentración de EQT calculada en Rotander y otros se basó solamente en el CN66 y no incluyó otros compuestos de tipo dioxina.

122. En un estudio de la dieta de pollos y pavos, se determinó una LC50 de 20 mg de Halowax 1014/kg de alimento para los pavos, mientras que en los pollos se detectaron pocos efectos (Pudelkiewicz y otros, 1958 en IPCS, 2001). También se informó de efectos adversos con 5 mg/kg de alimento (reducción de 33% del peso corporal, 7% de letalidad). Exámenes histológicos generales de los pavos revelaron hepatomegalia y manchas oscuras en el hígado. El naftaleno octaclorado en una dosis de 125 mg/kg de alimento no causó efectos de importancia en los pavos.

123. En conclusión, algunas mezclas de Halowax son muy tóxicas en estudios de toxicidad aguda, además se observaron efectos en el desarrollo en invertebrados y anfibios. Los valores de la toxicidad crónica establecidos en los modelos para los naftalenos diclorados a heptaclorados denotan sus efectos perniciosos. Se pronosticó un aumento de la toxicidad crónica de 136 a 0,4 µg/L en el caso de los naftalenos diclorados a heptaclorados en los peces y las dafnias. Los resultados de un estudio parcial del ciclo de vida en los peces indican como efectos la posible alteración del sistema endocrino. Se demostró la genotoxicidad en un protocolo especial de prueba en los peces.

124. Algo que causa suma preocupación en el caso de los organismos tanto acuáticos como terrestres es la posible toxicidad tipo dioxina de algunos congéneres de los naftalenos clorados. Se ha demostrado que algunos de estos potentes congéneres se acumulan y biomagnifican en redes alimentarias acuáticas (por ejemplo, el CN66/67). Los niveles de naftalenos clorados hallados en el medio ambiente son suficientemente altos para afectar a los peces silvestres como demuestran los datos empíricos. Además, Ishaq y otros (2000) demostraron que en las marsopas comunes, los naftalenos tetra a heptaclorados podían pasar la barrera sangre/cerebro, un mecanismo destinado a proteger el cerebro contra las toxinas. Las aportaciones calculadas de los naftalenos clorados a los equivalentes tóxicos generales (EQT) de los compuestos tipo dioxina indican una elevada proporción para la cadena alimentaria béntica y una importante contribución a los EQT en los cetáceos en el medio ambiente ártico.

**Determinación de los efectos adversos en la salud humana**

125. La determinación toxicológica de los naftalenos clorados entraña dificultades debido a la abundancia de diversos isómeros diferentes de distinta toxicidad en las mezclas técnicas, las preparaciones comerciales y también en las muestras ambientales, incluso de productos alimenticios. Pese a que los naftalenos clorados no han sido incluidos todavía en la lista oficial de los factores de equivalencia tóxica (FET), los estudios de toxicidad de los naftalenos clorados han demostrado que, al igual que ocurre con otros compuestos halogenados, como los PCB, los PCDD/F, el grado de toxicidad depende del número y el lugar que ocupan los átomos de halógeno (Mc.Conell 1989 en Kimbrough y Jensen, 1989). Los naftalenos clorados en particular, que tienen una estructura planar parecida a la de los TCDD, pueden causar una toxicidad comparable a la de los PCB más tóxicos (IPCS, 2001). Además, al igual que ocurre con los PCDD, los PCDF y los PCB, se considera que los naftalenos clorados interactúan con el receptor Ah y se ha confirmado en parte que la exposición a los naftalenos clorados puede dar por resultado una serie de respuestas bioquímicas y tóxicas típicas de los compuestos del tipo dioxina (IPCS, 2001). Algunos naftalenos clorados tienen propiedades inductoras de enzimas (aril-hidrocarbono-hidroxilasa, EROD, luciferasa) comparables a las de los PCDD, los PCDF y los PCB. En el caso de los congéneres de naftalenos clorados más activos y persistentes, las potencias relativas fueron análogas a las de algunos PCB. De ahí que el IPCS (2001) llegue a la conclusión de que los naftalenos clorados deben ser incluidos en la lista oficial de FET (IPCS, 2001).

126. El IPCS (2001) plantea que lo que más debe preocupar son los posibles efectos a largo plazo de los naftalenos clorados, y que la exposición a los naftalenos clorados debe minimizarse en todo lo posible, en parte debido a que se ha demostrado que en dosis muy pequeñas surten efectos en las funciones endocrinas.

**Metabolismo**

127. Los naftalenos clorados pueden ser absorbidos por todas las vías de administración. La distribución de las mezclas comerciales de congéneres de los naftalenos clorados (Halowax 1014 y 1051) fue investigada al cabo de 1, 10, 30 y 120 días de exposición oral de las ratas mediante un análisis del hígado y el tejido adiposo. Al cabo de 10 días, el compuesto predominante en el hígado era el hexa-CN67, que fue el único compuesto detectable al cabo de 120 días (Asplund y otros, 1986). También en los estudios con FireMaster BP-6, que se sabe está contaminado con el hexa-CN67, se determinó que este naftaleno clorado era el congénere de mayor persistencia (Birnbaum y otros 1983, Birnbaum y Mac Kinney, 1985; en Kimbrough y Jensen, 1989). Estudios sobre el metabolismo con diferentes congéneres han demostrado que los compuestos más clorados (pentaclorados a octaclorados) no se metabolizan, mientras que los naftalenos menos clorados forman naftalenos clorados hidroxilados (Kimbrough y Jensen, 1989).

128. Los naftalenos hexaclorados son también persistentes en los seres humanos; se calcularon períodos de semidesintegración de 1,5 a 2,4 años sobre la base de los resultados del seguimiento de tres sujetos expuestos a aceite de arroz contaminado con naftaleno clorado en Taiwán, con un período de semidesintegración muy parecido al de determinados PCDF (Ryan & Masuda, 1994 y Ryan y otros, 1993 en IPCS, 2001).

129. Se demostró una transferencia de hexa-CN66 a través de la placenta y la lactancia parecida a la de los TCDD y sus compuestos afines (Omura y otros, 2000).

**Toxicidad en animales de laboratorio****Toxicidad aguda y subaguda**

130. En el caso de otros compuestos clorados conocidos, los niveles más bajos de las exposiciones crónicas dan lugar a una dosis letal acumulativa considerablemente más baja en comparación con una dosis única de exposición letal aguda. Según Mc.Conell (1989) (citado en Kimbrough y Jensen, 1989) el período medio hasta la muerte para estos tipos de sustancias es de 2 a 3 semanas tras una sola exposición para la mayoría de los animales de laboratorio pequeños y es más prolongado en el caso de animales domésticos más grandes, los perros y los primates no humanos.

131. Los valores de la LD50 de los naftalenos clorados son muy específicos de los isómeros: por ej., de >3mg/kg de peso corporal para el tetra-CN48 (IPCS, 2001). La toxicidad relativa de los congéneres tetraclorados de las dioxinas, los furanos, los bifenilos, los naftalenos y los naftalenos bromados se evaluó en conejillos de Indias comparando sus respectivos valores de LD50. Se estimó que la potencia tóxica en términos de LD<sub>50</sub> del tetra-CN48 era uno comparada con 1883 (2,3,7,8 TCDD), 505 (2,3,7,8 TCDF), 21 (2,3,6,7 TBN) y 8 (3,3',4,4',5,5'-hexaclorobifenilo) respectivamente. La toxicidad de todas estas clases de compuestos es muy específica de la especie y muestra una alta susceptibilidad en las aves de corral, los conejillos de Indias, el visón y los primates no humanos. Los estudios realizados con roedores de laboratorio muestran diferencias entre géneros, es decir mayor susceptibilidad entre las hembras y una susceptibilidad especialmente elevada entre los animales jóvenes (Mc.Conell 1989 en Kimbrough y Jensen, 1989).

132. Hasta la fecha, los naftalenos clorados no se han incluido en el sistema de factores de equivalencia tóxica internacionalmente acordados (FET). Se utilizaron bioensayos *in vitro* para describir la potencia relativa de los naftalenos clorados en comparación con los TCDD en lo que hace a la inducción de EROD en líneas celulares de peces y líneas celulares de ratas, así como la activación de un gen marcador de luciferasa con elementos de respuesta a dioxinas (DRE) dentro de la misma línea celular de las ratas. El objetivo era determinar la contribución relativa de los naftalenos clorados a la actividad total tipo dioxina observada en las muestras ambientales. Los naftalenos

hexaclorados exhibieron potencias relativas de alrededor de  $10^{-3}$ , seguidos de los naftalenos pentaclorados con potencias de entre  $10^{-3}$  y  $10^{-7}$  (inferiores a las de los TCDD) comparables a las de algunos PCB, mientras que los congéneres menos clorados (naftalenos diclorados, triclorados, tetraclorados) fueron menos activos (Villeneuve y otros, 2000). Blankenship y otros también usaron un ensayo con un gen marcador de luciferasa con DRE para mostrar que los congéneres más potentes eran el hexa-CN66, el hexa-CN67 y el hepta-CN73 con potencias relativas de TCDD de  $4 \times 10^{-3}$  y  $10^{-3}$  respectivamente. Las mezclas de Halowax revelaron una actividad de entre  $8,9 \times 10^{-3}$  (Halowax 1051),  $3,8 \times 10^{-5}$  (Halowax 1014); y  $1,8 \times 10^{-3}$  (Halowax 1013) con relación a los TCDD (Blankenship y otros, 2000).

133. Olivero-Verbel y otros (2004) utilizaron QSAR (relaciones cuantitativas de estructura-actividad) para evaluar las potencias de los naftalenos clorados respecto de la reactividad mediada del receptor Ah. De los 75 naftalenos clorados, 14 mostraron la actividad prevista, todos ellos también dieron positivo en las pruebas a las que fueron sometidos y en los experimentos *in vitro*. Entre estos figuraron fundamentalmente los congéneres más clorados: tetra-CN39; penta-CN50; penta-CN51; penta-CN52; penta-CN54; penta-CN60; hexa-CN63; hexa-CN64; hexa-CN66; hexa-CN67; hexa-CN68; hexa-CN69; hexa-CN70; hepta-CN73.

134. La exposición aguda de las ratas a los naftalenos clorados provocó un aumento en el nivel del citocromo total P-450 y de la actividad del CYP 1A (aumento de 12 a 15 veces) en el hígado al cabo de 24 horas, 72 horas y, el más pronunciado, de 240 horas (Galoch y otros, 2006).

135. La exposición por un breve período a los naftalenos clorados (pentaclorados y hexa clorados) de 125 mg/rata en días alternos durante 26 días reveló cambios y necrosis en el hígado. Los conejos tratados por vía subcutánea con una mezcla de naftalenos hexaclorados y heptaclorados (30 mg/día) murieron en un período de 12 a 26 días y mostraron cambios y necrosis en el hígado, sin embargo, ninguno de los conejos tratados con una mezcla de naftalenos triclorados y tetraclorados murió (IPCS, 2001).

136. Kilanowicz y otros (2009) investigaron la toxicidad subaguda de una mezcla de naftalenos clorados y su efecto en los niveles del citocromo P-450 en las ratas. Ratas Wistar macho fueron tratadas 7, 14 y 21 veces con 10 y 100 mg/kg de peso corporal de una mezcla de naftalenos clorados (que contenía 54% de naftaleno tetraclorado, 8% de pentaclorados, 23% de hexaclorados y 14% de heptaclorados parecida al Halowax 1014). Además del aumento en la peroxidación de los lípidos, un aumento en los niveles de malondialdehído, una disminución de los niveles de glutatión (GSH) y la inducción del citocromo P450 y del CYP 1A (10 a 21 veces), se informó de una pérdida importante de masa corporal (Kilanowicz y otros, 2009). En un estudio posterior quedó demostrada la toxicidad del naftaleno hexaclorado y su potencial para inducir el CYP 1A en las ratas a las que se sometió a una exposición única y a exposiciones reiteradas. Incluso la dosis más baja de 1 mg/kg de peso corporal indujo el CYP 1A de manera significativa; se observó una pérdida sustancial de masa corporal tras una dosis única de 250 mg/kg de peso corporal y tras dosis reiteradas de 10 mg/kg de peso corporal. Debido al aumento de la peroxidación de lípidos registrado en relación con las dosis, se presumió la generación de estrés oxidativo. El naftaleno tetraclorado administrado en reiteradas ocasiones en la misma dosis de la mezcla utilizada en el experimento antes mencionado no arrojó muestras evidentes de toxicidad ni alteraciones de los parámetros biológicos (Kilanowicz y Skrzypinska-Gawrysiak, 2010).

137. Los experimentos a mediano plazo con mezclas técnicas de naftalenos clorados, realizados en ratas y conejillos de Indias, han demostrado pérdida de peso, daños en el hígado y muerte tras la exposición oral, en la dieta y mediante inhalación (Hayward, 1998).

138. Se ha observado que los animales domésticos reaccionan con más sensibilidad a los naftalenos clorados que los roedores de laboratorio. Las ovejas tratadas con 1,1 mg/kg de peso corporal por día de una mezcla de naftaleno clorado durante 90 a 135 días sufrieron serios daños en el hígado que les provocaron la muerte (IPCS, 2001).

#### **Irritación de la piel, lesiones dérmicas y acné**

139. Los naftalenos clorados causaron irritaciones de la piel y se observó actividad hiperqueratósica con los naftalenos pentaclorados y hexaclorados. Se describió la hiperqueratosis bovina al cabo de 5 a 10 días de exposición oral a entre 0,69 y 2,4 mg/kg de peso corporal/día al naftaleno pentaclorado, hexaclorado, heptaclorado u octaclorado. Entre los síntomas de esa grave enfermedad sistémica se contaron muerte, gran pérdida de peso y daños al hígado. La ingestión accidental de naftalenos clorados por las vacas causó hiperqueratosis bovina en los Estados Unidos en los años cuarenta y cincuenta. Se observaron también síntomas análogos en los animales de laboratorio durante la exposición oral o la inhalación a mediano plazo (IPCS, 2001).

#### **Estrés oxidativo y peroxidación de lípidos**

140. Se ha demostrado que los naftalenos clorados inducen estrés oxidativo, peroxidación de lípidos y disminución de la actividad de las enzimas desintoxicantes. En el hígado de las ratas tratadas con Halowax 1014, se registró un aumento de los dienos conjugados (que indican peroxidación de lípidos) y disminución de la actividad de la dismutasa superóxida y la catalasa en el hígado y en los testículos. Tres meses después del tratamiento, se observó una disminución de la peroxidasa glutatión y la transferasa glutatión en los testículos, el único cambio en la peroxidación de lípidos fue una disminución en las especies que reaccionan al ácido tiobarbitúrico. También en el hígado se ha observado un aumento del ácido tiobarbitúrico después del tratamiento de las ratas con una mezcla de naftalenos clorados que contenía naftalenos tetraclorados a heptaclorados (IPCS, 2001).

**Genotoxicidad y carcinogenicidad**

141. Se dispone de datos limitados en relación con la genotoxicidad de los naftalenos clorados. En un ensayo de Ames con cepas TA 98 y TA 100 de *Salmonella typhimurium* con activación metabólica y sin ella, los 1,2,3,4-tetra-CN no mostraron mutaciones. No se conoce de estudios de la genotoxicidad con los congéneres más tóxicos. En un estudio no orientativo de eritrocitos en el pez japonés del arroz se demostró la genotoxicidad de varias mezclas de Halowax (Talykina y otros, 2003, véase la sección precedente).

142. No se han realizado estudios a largo plazo de la carcinogenicidad a base de naftalenos clorados con animales de laboratorio.

143. Por consiguiente, no se pueden sacar conclusiones sobre la genotoxicidad y la carcinogenicidad de los naftalenos clorados.

**Efectos en la fecundidad, la reproducción y el desarrollo**

144. Se informó de efectos en la fecundidad masculina en relación con el hexa-CN66 tras la administración de una dosis de 1 µg/kg/peso corporal/día en ratas durante la gestación (IPCS, 2001). La toxicidad de los naftalenos clorados en el desarrollo fue investigada por Kilanowitz y sus colaboradores. Se trataron grupos de 15 a 19 ratas Wistar hembras pareadas con 0,3, 1,0, 3,0 y 9,0 mg/kg de peso corporal con una mezcla de naftalenos clorados (que contenía 54% de naftalenos tetraclorados, 8% de pentaclorados, 23% de hexaclorados y 14 % de heptaclorados parecida al Halowax 1014). La administración de naftalenos clorados en el período de organogénesis en una proporción de 0,3 a 9 mg/kg de peso corporal provocó un aumento importante de la mortalidad intrauterina que se manifestó en un mayor número de pérdidas después de la implantación en las crías, como se había observado ya en estudios anteriores. Se estableció el efecto fetotóxico que dependió de la dosis, es decir disminución del peso corporal y la longitud de los fetos, trastornos del desarrollo intrauterino, demoras en el proceso de osificación y retraso en el desarrollo de los órganos internos. Los efectos fetotóxicos se observaron también con la dosis más baja en ausencia de toxicidad materna, lo que demostró a las claras la teratogenicidad (Kilanowitz y otros, 2011). También se observaron efectos en el sistema reproductivo de animales domésticos: metaplasia escamosa de las vesículas seminales y los epidídimos, degeneración testicular y disminución de la producción de esperma, metaplasia escamosa de la pared vaginal, el útero, congestión y hemorragia, aborto y disminución de la producción de leche tras la administración de dosis de mg/kg durante días o semanas (IPCS, 2001).

145. No se observaron efectos embriotóxicos tras la administración de 1 µg de hexa-CN66/kg de peso corporal por día en los días 14,15 y 16 de gestación, pero se informó de una aceleración del inicio de la espermatogénesis en los machos. Se observaron niveles máximos de la hormona luteinizante (LH) y la hormona estimulante de los folículos (FSH) con anterioridad tanto en el grupo tratado como en el grupo de control. Por eso se consideró que se aceleraba el inicio de la secreción de LH y FSH de la glándula pituitaria y además, que esta alteración endocrina había sido la causa de la aceleración de la espermatogénesis. Se observó un aumento del peso de los testículos (día 31 y 48 después del nacimiento) y un aumento de los túbulos después de la meiosis (31 días después del nacimiento), así como un aumento del peso de la vesícula seminal. El día 89 después del nacimiento, el conteo de espermatozoides no fue muy diferente del de control (Omura y otros, 2000).

**Neurotoxicidad**

Un estudio de la exposición de ratas Wistar macho al naftaleno hexaclorado demostró deterioro de la memoria retrospectiva, reducción de la sensibilidad al dolor y analgesia inducida por el estrés con niveles de naftalenos hexaclorados suficientemente bajos para evitar todo indicio de toxicidad manifiesta (Kilanowicz y otros, 2012).

**Toxicidad en los seres humanos**

146. Los primeros informes de trabajadores que desarrollaron cloracné tras la exposición a los naftalenos clorados fueron publicados a principios de los años cuarenta. Los síntomas sistémicos eran problemas digestivos, anorexia, náusea y vértigo (Touraine y otros 1934 citado en Hayward, 1998). Crow (1970) informó de grandes brotes de cloracné en Alemania durante la primera guerra mundial y después de los años treinta debido al creciente uso de naftalenos clorados en la fabricación de cables, la conservación de la madera y los aditivos. Se ha informado de frecuentes brotes de cloracné en los Estados Unidos, Gran Bretaña y Alemania (Crow 1970, citado en Hayward, 1998). Según Hayward (1998), tres hombres murieron en 1936 tras algunas semanas de haberseles diagnosticado casos agudos de ictericia debido a la exposición a una mezcla de naftalenos tetraclorados y pentaclorados o de tetracloro y naftalenos policlorados mezclados con clorobifenilo. Se registraron algunos envenenamientos fatales en la primera mitad del siglo XX. Se informó de varios casos de muerte después de la exposición a los naftalenos clorados, algunas de ellas tras una atrofia amarilla aguda del hígado (Hayward, 1998).

147. Se llevó a cabo un estudio de la mortalidad con cohortes entre los empleados de una fábrica de cables durante la segunda guerra mundial. Se observó una mortalidad excesiva causada por cirrosis hepática y relacionada con el efecto crónico de la exposición al naftaleno clorado (Ward y otros, 1996). Popp y otros (1997) determinaron la disfunción del hígado en 6 de los 16 trabajadores expuestos al naftaleno clorado, valores de gamma glutamil transpeptidasa elevados y también, en algunos casos, hígado graso.

148. Se expuso intencionalmente a 31 hombres con edades entre 25 y 35 años al Halowax 1014 (compuesto fundamentalmente por naftaleno pentaclorado y hexaclorado) en aceite mineral en diferentes partes de la piel durante dos meses. Al cabo de 4 a 6 semanas presentaron cloracné que continuó propagándose y desarrollándose después del período de tratamiento. Se describió la metaplasia del tejido epitelial que recubre el folículo a una membrana que produce queratina y pérdida de la glándula sebácea, así como una reacción inflamatoria. La hiperpigmentación y las cicatrices seguían visibles un año después del tratamiento. Los Halowaxes 1000, 1001, 1052 y 1051 que contenían fundamentalmente naftalenos diclorados, triclorados, tetraclorados, heptaclorados y octaclorados fueron calificados de no acnégenicos (Shelley y Kligman, 1957 referenciado en Hayward, 1998).

149. El 95% de los trabajadores (56 de 59) expuestos a los naftalenos tetraclorados y pentaclorados mediante contacto dérmico e inhalación de humos en la aplicación de un aislante a base de cera a carretes de alambre en una planta eléctrica desarrollaron dermatosis diagnosticadas como cloracné y efectos sistémicos como dolores de cabeza, fatiga, vértigo y anorexia (Kleinfeld y otros, 1972).

150. Los resultados de un estudio de cohortes realizado entre 9.028 trabajadores, entre los cuales había al menos un tercio de mujeres, indicaron una asociación entre la exposición a los naftalenos clorados y un exceso de neoplasmas malignos. Se consideró que había una relación entre los tumores del tejido conectivo en los trabajadores que llevaban más de un año expuestos a los naftalenos clorados y 25 años de latencia. Se informó también de excesos concordantes en el caso de neoplasmas malignos del estómago, el recto y la tráquea, los bronquios y los pulmones. Se informó de excesos importantes en dos raras causas de muerte entre 460 personas con cloracné en la cohorte: neoplasma del esófago y neoplasmas benignos no especificados, aunque no se registró un aumento general de la tasa de mortalidad. El estudio tuvo limitaciones como la corta duración de la exposición a los naftalenos clorados (máxima 5 años, 80% de la población, un máximo de 2 años) y la exposición conjunta al amianto (Ward y otros, 1994).

### 3. Síntesis de la información

151. Desde principios del siglo XX se estuvieron produciendo naftalenos clorados para una gran diversidad de usos, que llegó a un punto culminante entre finales de los años cincuenta y mediados de los sesenta y disminuyó considerablemente después. Se calcula que entre 1920 y 1965 se produjeron aproximadamente 150.000 a 400.000 toneladas. Se registraron emisiones no intencionales de naftalenos clorados como contaminantes en los PCB y todavía se siguen generando durante los procesos industriales a altas temperaturas. Es posible que haya emisiones de los antiguos usos (naftalenos clorados o impurezas del PCB técnico) contenidas en vertederos o de aparatos electrodomésticos antiguos, pero esto es difícil de determinar. En las zonas urbanas se siguen registrando emisiones del naftaleno clorado técnico utilizado históricamente. En 2002 se informó de casos de comercio ilícito de formulaciones de naftalenos clorados del tipo Halowax, aunque escasea la información sobre la producción y el uso de naftalenos clorados en muchos países. De las emisiones conocidas, la combustión (primordialmente la incineración de desechos) se considera la fuente actual más importante entre 10 y 100 kg anuales en todo el mundo. En el caso de Europa, la incineración de desechos contribuyó aproximadamente un 74% al total de emisiones de naftalenos clorados en 2000.

152. Las concentraciones de naftalenos clorados en Asia oriental alcanzaron los 61 pg/m<sup>3</sup>. El estudio mundial GAPS reveló un valor característico de 1,6 pg/m<sup>3</sup> entre continentes y distancias de las fuentes. Se hallaron concentraciones de entre 1 y 8 pg/m<sup>3</sup> en el Ártico, donde los naftalenos clorados pueden contribuir sustancialmente a los equivalentes tóxicos (EQT) presentes en los contaminantes de tipo dioxina. Los niveles de naftalenos clorados en los sedimentos son de 0,01 a 10 µg/kg de peso seco (orden de magnitud) pero pueden alcanzar varios miligramos por kg de peso seco en zonas contaminadas. Los niveles en la biota del (sub)ártico fluctúan habitualmente entre 0,1 y 1 µg de naftalenos clorados/kg de peso en lípidos, aunque en reiteradas ocasiones se han medido concentraciones superiores a 10 µg/kg.

153. Además de las pruebas del transporte a larga distancia obtenidas en el modelo de datos de control, los resultados prevén el transporte a larga distancia de varios homólogos. Se considera que los naftalenos diclorados hasta los pentaclorados son multisaltadores que serán objeto de transporte mediante destilación a nivel mundial. También se comprobó un alto potencial de contaminación ártica para los naftalenos diclorados a pentaclorados. La distancia de transporte establecida en el modelo para el tetra-CN47 fue de 2.271 km (período de semidesintegración en la atmósfera de 10 días).

154. Previsiblemente los naftalenos clorados no se hidrolizan debido a la ausencia de grupos funcionales hidrolizables. La fotólisis puede ocurrir en condiciones ambientales. Su función se considera de menor importancia a juzgar por las muestras ambientales recogidas históricamente del suelo. Los naftalenos clorados también se pueden oxidar en la atmósfera en radicales de OH. Sin embargo, su proporción disminuye a medida que aumenta la cloración, mientras que los períodos de semidesintegración calculados, incluido un valor determinado en forma experimental, fluctúan entre 2,7 y 417 días para los naftalenos diclorados hasta el naftaleno octaclorado.

155. Se demostró la biodegradación de los naftalenos diclorados y de un naftaleno tetraclorado en condiciones de laboratorio favorables, los ensayos se realizaron con hongos degradante xenobióticos especializados. No se dispuso de estudios prácticos de la degradación (simulación). Sin embargo, los análisis de las muestras históricas del suelo y la

comparación del perfil de los homólogos en el suelo y en núcleos de sedimento permitieron determinar periodos de semidesintegración para ambos compartimentos de >1 año para los naftalenos triclorados hasta los heptaclorados.

156. Los naftalenos clorados se transfieren hasta los niveles tróficos superiores y, por eso, pueden biomagnificarse en las redes alimentarias. Esta transferencia se observó en mediciones prácticas realizadas en relación con los congéneres de naftalenos más clorados (naftalenos tetraclorados hasta los heptaclorados) y fue atribuida al metabolismo selectivo y a la biomagnificación que trajo consigo diferencias entre las especies relacionadas con la acumulación de los diferentes congéneres. Los FBM, los FMCA y los FMT de los naftalenos tetraclorados a heptaclorados mayores de 1 se documentaron en el caso de las cadenas/redes alimentarias bénticas y pelágicas. Las combinaciones presa/depredador, que incluyeron a las aves, mostraron elevados FBM (de hasta 90) en el caso de los naftalenos tetraclorados a hexaclorados. Se confirmaron las similitudes estructurales y, por ende, la bioacumulación y la biomagnificación análogas de los naftalenos clorados al compararlos con las de los PCB en investigaciones de varias cadenas y redes alimentarias, que demostraron un potencial de bioacumulación análogo o un poco menor. Hasta la fecha no se dispone de datos sobre las cadenas alimentarias terrestres.

157. La conclusión obligada es que se confirma la bioacumulación en el caso de los naftalenos tetraclorados hasta los heptaclorados. Otros congéneres cumplen también los criterios de bioacumulación basados en un FBC de >5000 para los naftalenos diclorados y triclorados y un  $\log K_{ow}$  de >5 para el naftaleno octaclorado. Los datos de control en la biota de los naftalenos diclorados, triclorados y octaclorados son limitados y en ningún estudio práctico se ha informado de un FBM de >1 para estos congéneres.

158. Varias mezclas de Halowax resultaron muy tóxicas en estudios de toxicidad aguda, y se observaron efectos en el desarrollo en los invertebrados y los anfibios. Los valores de la toxicidad crónica de los modelos para los naftalenos diclorados hasta los heptaclorados denotan efectos tóxicos. Previsiblemente la toxicidad crónica aumente a <0,1 mg/L en el caso de los naftalenos triclorados hasta los heptaclorados en los peces y las dafnias. Uno de los principales motivos de preocupación en relación con los organismos acuáticos y los terrestres por igual es la posible toxicidad de tipo dioxina de algunos congéneres de naftalenos clorados.

159. El mecanismo de toxicidad tipo dioxina de los naftalenos clorados depende del grado de cloración. Las estimaciones de las relaciones cuantitativas actividad/estructura, así como los experimentos in vitro y in vivo han demostrado que la toxicidad aumenta con el número de átomos de cloro y guarda relación con la estructura; se ha registrado la toxicidad más alta en el caso de los naftalenos hexaclorados y, hasta cierto punto, en los naftalenos pentaclorados y heptaclorados.

160. Se ha demostrado que algunos de estos potentes congéneres se acumulan y biomagnifican en las redes alimentarias acuáticas (por ejemplo, CN66/67) y que los naftalenos pentaclorados, hexaclorados y heptaclorados son los homólogos que con más frecuencia se detectan en la biota. Los niveles de naftalenos clorados hallados en el medio ambiente son suficientemente alto para inducir respuestas celulares de tipo dioxina en los peces, como indican los datos empíricos. Además de los naftalenos tetraclorados a heptaclorados podrían atravesar la barrera sangre/cerebro de las marsopas comunes, mecanismo destinado a proteger el cerebro de las toxinas. Las aportaciones calculadas de naftalenos clorados a los EQT generales son indicio de una elevada proporción en el caso de la cadena alimentaria béntica y una importante contribución a los EQT en los cetáceos del entorno ártico.

161. Se ha demostrado que los naftalenos clorados interactúan con el receptor Ah y por eso pueden inducir efectos tóxicos en el caso de los compuestos del tipo dioxina. En algunas pruebas a mediano y corto plazos se informó que se registraba una toxicidad aguda elevada, por ejemplo, pérdida de peso, daños al hígado y aplazamiento de la muerte en concentraciones relativamente bajas (>3mg/kg), pero considerablemente mayores que el TCDD (aproximadamente de tres órdenes de magnitud). Se han observado también lesiones dérmicas, irritación y síntomas hiperqueratósicos en animales de laboratorio y mascotas. Se ofrecen pruebas de los efectos teratógenos y se han descrito alteraciones del sistema endocrino y los efectos en la fecundidad en ratas. Se han observado también anomalías reproductivas en las mascotas después de expuestas a los naftalenos clorados del orden de mg/kg de peso corporal. La neurotoxicidad se observó en las ratas. Sin embargo, escasean los datos experimentales específicos de cada congener obtenido con animales de laboratorio.

162. Además de los resultados negativos obtenidos en los ensayos con naftalenos monoclorados a tetraclorados, no se dispone de datos sobre genotoxicidad para los naftalenos clorados. En un estudio no orientativo de peces se demostró la genotoxicidad de las mezclas de Halowax. No se han realizado estudios sobre la carcinogenicidad a largo plazo en animales de laboratorio. Tampoco se conoce de estudios sobre los posibles efectos inmunotóxicos. Los estudios ocupacionales han arrojado efectos negativos en la salud humana; algunos de ellos se realizaron también en estudios con animales (efectos dérmicos, enfermedades hepáticas, muerte). Se han dado algunas pruebas de su relación con el exceso de determinados cánceres.

163. Se llegó a la conclusión de que los naftalenos clorados eran potentes agentes fetotóxicos y teratógenos que producían efectos parecidos a los de otros compuestos tóxicos de tipo dioxina. Los peces expuestos a los naftalenos clorados mostraron retraso en el desarrollo de las gónadas. Se determinó que el CN66 aceleraba el surgimiento de la espermatogénesis en las crías del sexo masculino de las ratas, cuando se administraba a los animales jóvenes en dosis

de 1 µg/kg de peso corporal en los días 14 a 16 de gestación, lo que era un posible indicio de alteración del sistema endocrino durante la exposición a concentraciones muy bajas.

164. La exposición de la población en general se produce primordialmente mediante los alimentos (por ejemplo, el pescado). También se habla de la exposición a través del agua potable y el aire. Se han detectado naftalenos clorados en la sangre, la leche y el tejido adiposo de los seres humanos. Los naftalenos clorados contribuyen a los EQT en los mamíferos del Ártico como la ballena blanca, que forma parte de la dieta de los pueblos indígenas del Ártico. Se ha demostrado que la grasa y la carne de foca y de ballena contribuyen hasta más del 90% de su fuente de plaguicidas organoclorados y los PCB en su dieta, lo que da lugar a que la ingesta diaria rebase en algunos casos los niveles tolerables. Hay cada vez más pruebas de los efectos adversos para la salud de los pueblos indígenas del Ártico. El feto en su evolución es particularmente vulnerable a la exposición a los productos químicos ambientales y a los efectos de la exposición a una combinación de sustancias persistentes, bioacumulativas y tóxicas (AMAP, 2003).

#### 4. Conclusión

165. Si bien la fabricación comercial de los naftalenos clorados en la región de la CEPE ha disminuido extraordinariamente desde los tiempos de grandes volúmenes de producción en la primera mitad del siglo XX, la principal fuente actual de naftalenos clorados probablemente sea la incineración de desechos. Cabría la posibilidad de determinar las emisiones de los antiguos usos de los naftalenos clorados o como impurezas de los PCB técnicos contenidos en los vertederos o los antiguos aparatos electrodomésticos, aunque hacerlo es difícil. Es más, se desconocen en gran medida las emisiones no intencionales antiguas y actuales fuera de la región de la CEPE.

166. Los naftalenos clorados son transportados en la atmósfera hasta las regiones el Ártico y las subárticas desde las fuentes locales. Varios de los homólogos de los naftalenos clorados persisten en el medio ambiente y las investigaciones sobre las redes alimentarias y las cadenas alimentarias confirman que los naftalenos clorados se acumulan selectivamente en los invertebrados, los peces, las aves marinas y los mamíferos marinos.

167. Los naftalenos clorados muestran mecanismos de toxicidad del tipo dioxina, lo que contribuye a la toxicidad general de dioxinas y compuestos de tipo dioxina como los PCB coplanares. Algunos de los congéneres potentes de los naftalenos pentaclorados, hexaclorados y heptaclorados figuran entre los homólogos que con más frecuencia se detectan además de que se ha confirmado su bioacumulación en la biota, lo que expone a los depredadores a altos niveles de estos compuestos tóxicos. Causan preocupación especial las alteraciones en el sistema endocrino a bajas concentraciones de exposición y los posibles efectos a largo plazo sobre la fauna y flora silvestres y las futuras generaciones. Pese a la falta de datos experimentales en relación con los puntos finales de interés, como la carcinogenicidad y la inmunotoxicidad, estos efectos no se pueden excluir sobre la base de las similitudes toxicológicas y estructurales de la toxicidad conocida de los bifenilos policlorados. Los posibles efectos a largo plazo de los naftalenos clorados causan suma preocupación, y la exposición a los naftalenos clorados se deberá reducir al mínimo posible.

168. El público en general y, en particular, los pueblos indígenas del Ártico, están expuestos a los naftalenos clorados, 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, 2009).

169. Por consiguiente, es posible llegar a la conclusión de que los naftalenos clorados (específicamente los naftalenos diclorados a octaclorados) probablemente como resultado de su transporte a larga distancia en el medio ambiente, pueden tener efectos adversos importantes para la salud humana y el medio ambiente que justifican la adopción de medidas a nivel mundial.

## Referencias

- ACGIH (1992) Documentation of the threshold limit values and biological exposure indices. Cincinnati, OH, American Conference of Governmental Industrial Hygienists.
- ACToR (2012) USEPA <http://actor.epa.gov/actor/GenericChemical?casrn=87-68-3>
- Åkerblom N, Olsson K, Berg AH, Andersson PL, Tysklind M, Förlin L, Norrgren L. 2000. Impact of polychlorinated naphthalenes (PCN) in juvenile Baltic salmon, *Salmo salar*: Evaluation of estrogenic effects, development, and CYP1A induction. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 38:225 a 233
- AMAP (2004): Arctic Monitoring and Assessment Programme 2002: Persistent Organic Pollutants in the Arctic. Oslo (Noruega), 2004.
- AMAP (2003): Arctic Monitoring and Assessment Programme 2002: Human Health in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo (Noruega), 2003.
- AMAP Assessment 2009: Human Health in the Arctic. AMAP, Oslo (Noruega).
- Ba T, Zheng M, Zhang B, Liu W, Su G, Liu G, Xiao K (2010) Estimation and congener-specific characterization of polychlorinated naphthalene emissions from secondary nonferrous metallurgical facilities in China. *Environmental Science and Technology* 44:2441 a 2446
- Belfroid A., Blok H, van der Aa E, Balk F. (2006) Respuesta a las observaciones formuladas sobre el expediente de los naftalenos policlorados (PCN). Ministerio de Vivienda, Planificación Espacial y Medio Ambiente, Referencia 9R7510.01/R0001/ABE/DDE/Nijm. <http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/lrtap/TaskForce/popsxg/2006/Comments%20to%20the%20commentsPCN.pdf>
- Bidleman T F, Helm P A, Braune B M, Gabrielsen G W (2010) Polychlorinated naphthalenes in polar environments – A review. *Science of the Total Environment* 408:2919 a 2935
- Blankenship A, Kannan K, Villalobos SA, Villeneuve DL, Falandysz J, Imagawa T, (2000) Relative potencies of individual polychlorinated naphthalenes and Halowax mixtures to induce Ah receptor-mediated responses. *Environmental Science and Technology* 34: 3153 a 3158
- Bolscher M, Denier van der Gon H, Visschedijk A (2005) Emission Inventory of Eight Substances Possibly Proposed to be Added to the UNECE POP Protocol [http://espreme.ier.uni-stuttgart.de/homepage\\_old/workshop/papers/Bolscher%20et%20al%20-%20Emission%20inventories.pdf](http://espreme.ier.uni-stuttgart.de/homepage_old/workshop/papers/Bolscher%20et%20al%20-%20Emission%20inventories.pdf)
- Bogdal C, Schmid P, Kohler M, Müller CE, Iozza S, Bucheli TD, Scheringer M, Hungerbühler K. (2008) Sediment record and atmospheric deposition of brominated flame retardants and organochlorine compounds in Lake Thun, Switzerland: lessons from the past and evaluation of the present. *Environmental Science and Technology* 42(18):6817-22.
- Corsolini S, Kannan K, Imagawa T, Focardi S, Giesy JP. 2002. Polychloronaphthalenes and other dioxin-like compounds in Arctic and Antarctic marine food webs. *Environmental Science and Technology* 36: 3490 a 3496.
- Crookes M. Howe P. (1993) Environmental hazard assessment: Halogenated naphthalenes. Centro de Investigación de la Construcción, División de Sustancias Tóxicas, Dirección del Aire, el Clima y las Sustancias Tóxicas, Departamento del Medio Ambiente, Report No TSD/13.
- Denier Van Der Gon H A C, Van Het Bolscher M, Visschedijk A, Zandveld P (2007) Emissions of persistent organic pollutants and eight candidate POPs from UNECE-Europe in 2000, 2010 and 2020 and the emission reduction resulting from the implementation of the UNECE POP protocol. *Atmospheric Environment*, 41 (40): 9245 a 9261
- Domingo JL. (2004) Polychlorinated naphthalenes in animal aquatic species and human exposure through the diet: a review. *Journal of Chromatography A*, Volumen 1054, 1–2, 327 a 334
- Domingo JL, Bocio A, Falcó G, Llobet JM. (2007) Benefits and risks of fish consumption Part I. A quantitative analysis of the intake of omega-3 fatty acids and chemical contaminants. *Toxicology*. 12 de febrero de 2007; 230(2-3):219-26.
- ECETOC (2005) Technical Report No. 97. Alternative testing approaches in environmental safety assessment. ISSN-0773-8072-97
- ECHA (2008) Guidance on information requirements and chemical safety assessment, Chapter R.7c: Endpoint specific guidance. Organismo Europeo de Productos Químicos. [http://echa.europa.eu/documents/10162/17224/information\\_requirements\\_r7c\\_en.pdf](http://echa.europa.eu/documents/10162/17224/information_requirements_r7c_en.pdf)

- EHD (1982) Chloronaphthalene: an environmental-health perspective. Ottawa, Ontario, Departamento de Salud y Bienestar Nacional, Dirección de Salud Ambiental
- Environment Canada (2011) Ecological Screening Assessment Polychlorinated naphthalenes. (Información presentada en relación con el anexo E)  
[http://www.ec.gc.ca/ese-ees/835522FE-AE6C-405A-A729-7BC4B7C794BF/CN\\_SAR\\_En.pdf](http://www.ec.gc.ca/ese-ees/835522FE-AE6C-405A-A729-7BC4B7C794BF/CN_SAR_En.pdf)
- Comisión Europea (2003) Technical Guidance Document on Risk Assessment, Part II, Comunidades Europeas.  
[http://ihcp.jrc.ec.europa.eu/our\\_activities/health-env/risk\\_assessment\\_of\\_Biocides/doc/tgd/tgdpart2\\_2ed.pdf](http://ihcp.jrc.ec.europa.eu/our_activities/health-env/risk_assessment_of_Biocides/doc/tgd/tgdpart2_2ed.pdf)
- Evenset A, Guttorm N, Christensen N G, Kallenborn R (2005) Selected chlorobornanes, polychlorinated naphthalenes and brominated flame retardants in Bjørnøya (Bear Lake) freshwater biota, *Environmental Pollution* 136(3): 419 a 430
- Falandysz J (1998). Polychlorinated naphthalenes: an environmental update. *Environmental Pollution* 101:77 a 90
- Falandysz J, Chudzynski K, Takekuma M, Yamamoto T, Noma Y, Hanari N, Yamashita N (2008) Multivariate analysis of identity of imported technical CN formulation. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 43:1381 a 1390
- Falandysz J, Rappe C (1996). Spatial distribution in plankton and bioaccumulation features of polychlorinated naphthalenes in a pelagic food chain in southern part of the Baltic Proper. *Environmental Science and Technology*, 30:3362 a 3370.
- Falandysz L (2003) Chloronaphthalenes as food-chain contaminants: a review. *Food Additives and Contaminants*, págs. 1 a 20.
- Fennell D E, Nijenhuis I, Wilson S T, Zinder SH, Häggblom MH (2004) *Dehalococcoides ethenogenes* Strain 195 Reductively Dechlorinates Diverse Chlorinated Aromatic Pollutants, *Environ. Sci. Technol*, 38 (7), págs. 2075 a 2081.
- Fernandes AR, Tlustos C, Rose M, Smith F, Carr M, Panton S (2011) Polychlorinated naphthalenes (PCN) in Irish foods: Occurrence and human dietary exposure. *Chemosphere* 85:322 a 328.
- Galoch A, Sapota A, Skrzypinska-Gawrysiak M, Kilanowicz A. (2006). Acute toxicity of polychlorinated naphthalenes and their effect on cytochrome P450. *Human Exposure to Toxic Materials* 25(2):85 a 92.
- Gevao, B, Harner, T, Jones, KC (2000) Polychlorinated Naphthalene Concentrations and Deposition Fluxes in a Dated Lake Core. *Environmental Science and Technology* 2000, 34, 33 a 38
- Harner T y Bidleman T F (1998) Octanol-air partition coefficient for describing particle/gas partitioning of aromatic compounds in urban air. *Environmental Science and Technology* 32: 1494 a 1502.
- Harner T, Kylin H, Bidleman T F, Halsall C, Strachan W M J, Leonard A (1998) Polychlorinated Naphthalenes and Coplanar Polychlorinated Biphenils in Arctic Air. *Environmental Science and Technology* 32(21):3257 a 3265
- Hanari N, Kannan K, Horii Y, Taniyasu S, Yamashta N, Jude DJ, Berg MB. 2004. Polychlorinated naphthalenes in benthic organisms of a Great Lagos food chain. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 47:84-93.
- Hayward D (1998) Identification of bioaccumulating polychlorinated naphthalenes and their toxicological significance. *Environmental Research*, 76(1):1 a 18.
- Hayward DG, Charles JM, Voss de Bettancourt C, Stephens SE, Papanek PJ, Lance LL, Ward C (1989) PCDD and PCDF in breast milk as correlated with fish consumption in southern California. *Chemosphere*, 18:455 a 468.
- Helm PA, Bidleman TF, LI HH, Fellin P (2004) Seasonal and spatial variation of polychlorinated naphthalenes and non-/mono-ortho-substituted polychlorinated biphenils in Arctic air. *Environmental Science and Technology* 38:5514 a 5521
- Helm PA, Gewurtz SB, Whittle DM, Marvin CH, Fisk AT, Tomy GT (2008) Occurrence and biomagnification of polychlorinated naphthalenes and non- and mono-ortho PCBs in Lake Ontario sediment and biota. *Environmental Science and Technology*, 15 de febrero; 42(4):1024 a 31.
- Helm PA y Bidleman TF. (2003) Current combustion-related sources contribute to polychlorinated naphthalene and dioxin-like polychlorinated biphenyl levels and profiles in air in Toronto, Canadá. *Environmental Science and Technology* 37: 1075 a 1082.
- Hogarh JN, Seike N, Kobara Y, Habib A, Nam JJ, Lee JS, Li Q, Liu X, Li J, Zhang G, Masunaga S (2012a) Passive air monitoring of PCBs and PCNs across East Asia: a comprehensive congener evaluation for source characterization, *Chemosphere* 86:718 a 726
- Hogarh JN, Seike N, Kobara Y, Masunaga S (2012b) Atmospheric Polychlorinated Naphthalenes in Ghana, *Environmental Science and Technology* 46 (5):2600 a 2606

HSDB (2012) U.S. National Library of Medicine: Hazardous Substance Database.  
<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>

IPCS (2001) Concise International Chemical Assessment Document 34 CHLORINATED NAPHTHALENES.  
 Organización Mundial de la Salud, Ginebra, 2001. ISBN 92-4-153034-0

ICC&IPEN (2011) presentación de información especificada en el anexo E del Convenio de Estocolmo de conformidad con el artículo 8 del Convenio  
<http://chm.pops.int/Convention/POPsReviewCommittee/POPRCMeetings/POPRC7/POPRC7Followup/HCBDAAnnexEinformation/tabid/2465/Default.aspx>

Ishaq R, Persson, N.J, Zebühr, Y, Broman, D (2009). CN, PCDD/Fs, and Non-orthoPCBs, in Water and Bottom Sediments from the Industrialized Norwegian Grenlandsfjords. *Environmental Science and Technology* 43:3442 a 3447

Jakobsson E, Asplund L. 2000. Polychlorinated Naphthalenes (CNs). In: J. Paasivirta, ed. *The Handbook of Environmental Chemistry, Vol. 3 Anthropogenic Compounds Part K, New Types of Persistent Halogenated Compounds*, Berlín, Springer-Verlag.

Jaward FM, Farrar NJ, Harner T, Sweetman AJ, Jones KC (2004a) Passive air sampling of polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated naphthalenes across Europe. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23, 6, págs. 1355 a 1364.

Jaward FM, Barber JL, Booij K, Jones KC. (2004b). Spatial distribution of atmospheric PAHs and PCNs along a North-South Atlantic transect. *Environmental Pollution*, noviembre de 2004;132(1):173 a 81.

Järnberg GU, Asplund LT, Egebäck AL, Jansson B, Unger M, Wideqvist U. (1999) Polychlorinated Naphthalene Congener Profiles in Background Sediments Compared to a Degraded Halowax 1014 Technical Mixture. *Environmental Science and Technology*, 33 (1), págs. 1 a 6.

Kannan K, Yamashita N, Imagawa T, Decoen W, Khim, J S, Day R M, Summer C L, Giesy J P (2000) Polychlorinated naphthalenes and polychlorinated biphenyls in fishes from Michigan waters including the Great Lakes. *Environmental Science and Technology* 34:566 a 572

Kannan K, Imagawa T, Blankenship AL, Giesy JP (1998) Isomer-specific analysis and toxic evaluation of polychlorinated naphthalenes in soil, sediment and biota collected near the site of a former chloralkali plant. *Environmental Science and Technology* 32: 2507 a 2514.

Kannan K, Kober JL, Kang YS, Masunaga S, Nakanishi J, Ostaszewski A, Giesy JP (2001). Polychlorinated naphthalenes, biphenyls, dibenzo-p-dioxins, and dibenzofurans, as well as polycyclic aromatic hydrocarbons and alkylphenols in sediment from the Detroit and Rouge Rivers, Michigan, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20: 1878 a 1889

Kannan K, Corsolini S, Imagawa T, Focardi S, Giesy JP (2002) Polychlorinated -Naphthalenes, -Biphenyls, -Dibenzo-p-dioxins, -Dibenzofurans and p,p'-DDE in Bluefin Tuna, Swordfish, Cormorants and Barn Swallows from Italy. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 31(3):207-211. 2002

Kelly BC, Gobas, FAPC, McLachlan MS. (2004) Intestinal Absorption and Biomagnification of Organic Contaminants in Fish, Wildlife and Humans. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 23:2356 a 2366

Kilanowicz, A, Skrzypinska-Gawrysiak M, Sapota A, Galoch A, Daragó A (2009) Subacute toxicity of polychlorinated naphthalenes and their effect on cytochrome P-450. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 72(2):650 a 657

Kilanowicz A, Skrzypinska-Gawrysiak M. (2010) Toxicity of hexa-CN (HxCN) and induction of CYP 1A in rats, *Ecotoxicology and Environmental Safety*; 73196–205.

Kilanowicz A, Sitarek K, Skrzypinska-Gawrysiak M, Sapota A.(2011) Prenatal developmental toxicity of polychlorinated naphthalenes (PCN) in the rat. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 2011; 74:504 a 512.

Kilanowicz A, Wiaderna D, Lutz P, Szymczak W (2012) Behavioral effects following repeated exposure to hexa-CN in rats, *Neurotoxicology*, febrero 25

Kimbrough R D, Jensen A A (eds) (1989) Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products. Amsterdam, Elsevier Science Publishers B.V. (Biomedical Division).

Kitano S, Mori T, Kondo R (2003) Degradation of polychlorinated naphthalenes by the lignin-degrading basidiomycete *Phlebia lindtneri*. *Organohalogen Compounds* 61:369 a 372

Kleinfeld M, Messite J, Swenciki R (1972). Clinical effects of chlorinated naphthalene exposure. *Journal of occupational medicine*, 14:377 a 379.

- Kucklick J R, Helm P A (2006) Advances in the environmental analysis of polychlorinated naphthalenes and toxaphene. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, octubre de 2006; 386(4):819 a 36.
- Lee SC y otros(2007) Polychlorinated naphthalenes in the global atmospheric passive sampling (GAPS) study. *Environmental Science and Technology* 41: 2680 a 2687.
- Lei YD, Wania F, Shiu WY. (1999) Vapour pressures of the polychlorinated naphthalenes. *Journal of Chemical & Engineering Data* 44:577 a 582
- Leino O, Kiviranta H, Karjalainen A K, Kronberg-Kippilä C, Sinkko H, Larsen E H, Virtanen S, Tuomisto J T (2011) Pollutant concentrations in placenta. *Food and Chemical Toxicology*, en imprenta. En línea: <http://dx.doi.org/10.1016/j.fct.2011.10.058>
- Liu G, Zheng M, Lv P, Liu W, Wang C, Zhang B, Xiao K (2010) Estimation and characterisation of polychlorinated naphthalene emission from coking industries. *Environmental Science and Technology* 44:8156 a 8161
- Lunden A, Noren K (1998) Polychlorinated naphthalenes and other organochlorine contaminants in Swedish human milk, 1972–1992. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 34(4):414 a 42
- Lundgren K, Tysklind M, Ishaq R, Broman D, van Bavel B (2002) Polychlorinated naphthalene levels, distribution, and biomagnification in a benthic food chain in the Baltic Sea, *Environmental Science and Technology* 1;36(23):5005-13
- Matsuo M (1981) *i/o*\*-characters to describe bioconcentración factors of chlorobenzenes and naphthalenes– meaning of the sign of the coefficients of *i/o* in the correlating equations. *Chemosphere* 10(9):1073 a 1078.
- Mackay D, Shiu YW, Ma KC, Lee SC. (2006) *Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals* von Donald Mackay (ISBN 9781566702553)
- Martí-Cid R, Bocio A, Llobet JM, Domingo JL. (2007) Intake of chemical contaminants through fish and seafood consumption by children of Catalonia, Spain: health risks. *Food Chemistry and Toxicology*, octubre de 2007; 45(10):1968 a 74.
- Meijer SN, Harner T, Helm PA, Halsall C J, Johnston AE, Jones KC (2001). Polychlorinated naphthalenes in U.K. soils: time trends, markers of source, and equilibrium status. *Environmental Science and Technology* 35(21):4205 a 4213
- Mori T, Kitano S, Kondo R (2003) Biodegradation of chloronaphthalenes and polycyclic aromatic hydrocarbons by the white-rot fungus *Phlebia lindtneri*. *Applied Microbiology and Biotechnology* 61(4):380–3
- Mori T, Nakamura K, Kondo R (2009) Fungal hydroxylation of polychlorinated naphthalenes with chlorine migration by wood rotting fungi. *Chemosphere*. 77(9):1230–5
- Nfon E, Cousins I T , Broman, D (2008) Biomagnification of organic pollutants in benthic and pelagic marine food chains from the Baltic Sea *Science of The Total Environment*, 397, 1–3: 190 a 204
- NICNAS (National Industrial Chemicals Notification y Assessment Scheme) (2002) Polychlorinated Naphthalenes. GPO Box 58, Sydney NSW 2001, Australia. [http://www.nicnas.gov.au/Publications/CAR/Other/S48\\_CN\\_July02.pdf](http://www.nicnas.gov.au/Publications/CAR/Other/S48_CN_July02.pdf)
- NITE (2012) CHRIP Chemical Risk Information Platform, [http://www.safe.nite.go.jp/english/sougou/view/TotalSrchInput\\_en.faces](http://www.safe.nite.go.jp/english/sougou/view/TotalSrchInput_en.faces)
- Noma Y, Minetomatsu K, Falandysz J, Swietojańska A, Flisak M, Miyaji K, Sakai S. (2005) By-side impurities in chloronaphthalene mixtures of the Halowax series: all 75 chlorodibenzo-p-dioxins. *Journal of Environmental Science and Health. A Tox Hazard Subst Environ Eng*. 2005;40(1):77 a 89.
- Oliver B G, Niimi A J (1984) Rainbow trout bioconcentration of some halogenated aromatics from water at environmental concentrations. *Environmental Toxicology and Chemistry* 3:271 a 277.
- Oliver B G, Niimi A J (1985) Bioconcentration factors of some halogenated organics for trucha arcoiris: Limitations in their use for prediction of environmental residues. *Environmental Science and Technology* 19:842 a 849
- Olivero-Verbel J, Vivas-Reyesa R, Pacheco-Londoñoa L, Johnson-Restrepoa, Kannan K (2004) Discriminant analysis for activation of the aryl hydrocarbon receptor by polychlorinated naphthalenes. *Journal of Molecular Structure. Theochem*. 678: 157 a 161.
- Omura M, Masuda Y, Hirata M, Tanaka, Makita Y, Ogata R, Inoue N (2000) Onset of spermatogenesis is accelerated by gestational administration of 1,2,3,4,6,7-hexachlorinated naphthalene in male rat offspring. *Environmental Health Perspectives*,108 (6):539 a 544.
- Opperhuizen A, Van der Volde EW, Gobas FAPC, Liem DAK, Van Der Steen JMD (1985) Relationship between bioconcentración in fish and steric factors of hydrophobic chemicals. *Chemosphere* 14:1871 a 1896

- Pan X, Tang J, Chen Y, Li J, Zhang G. (2011) Polychlorinated naphthalenes (PCN) in riverine and marine sediments of the Laizhou Bay area, North China. *Environmental Pollution* 159 (12):3515 a 21
- Park H, Kang J-H, Baek S-J, Chang Y-S (2010) Relative importance of polychlorinated naphthalenes compared to dioxins, and polychlorinated biphenyls in human serum from Korea: Contribution to TEQ and potential sources. *Environmental Pollution* 158:1420 a 1427
- Persson NJ, Gustafsson O, Bucheli TD, Ishaq R, Naes K, Broman D (2005) Distribution of CNs, PCBs, and other POPs together with soot and other organic matter in the marine environment of the Grenlandsfjords, Norway *Chemosphere*, 60(2):274 a 83.
- Popp W, Hamm S, Vahrenholz C, Balfanz E, Kraus R, Theisen J, Schell C, Norpoth K (1993) Increased liver enzyme values in workers exposed to polychlorinated naphthalenes. *Organohalogen compounds*, 13:225 a 228.
- Popp W, Norpoth K, Vahrenholz C, Hamm S, Balfanz E, Theisen J (1997) Polychlorinated naphthalene exposures and liver function changes. *American Journal of Industrial Medicine*, 32(4):413 a 416.
- Puzyn T, Falandysz J (2007): QSPR Modelling of Partition Coefficients y Henry's Law Constants for 75 Chloronaphthalene Congeners by Means of Six Chemometric Approaches—A Comparative Study, *Journal of Physical Chemistry*, Vol. 36, No. 1
- Puzyn T, Mostrag A, Suzuki N, Falandysz J (2008a). QSPR-based estimation of the atmospheric persistence for chloronaphthalene congeners. *Atmospheric Environment* 42:6627 a 36.
- Puzyn T, Suzuki N, Haranczyk M (2008b) How Do the Partitioning Properties of Polyhalogenated POPs Change When Chlorine Is Replaced with Bromine? *Environmental Science and Technology*, 2008, 42 (14), págs. 5189 a 5195
- Puzyn T, Mostrag A, Falandysz J, Kholod Y, Leszczynski J. (2009) Predicting water solubility of congeners: chloronaphthalenes- case study. *Journal of Hazardous Materials*, 30 de octubre de 2009; 170(2-3):1014 a 22.
- Rotander A, Van Bavel B, Rigét F, Auðunsson G A, Polder A, Gabrielsen G W, Víkingsson G, Mikkelsen B, Dam M (2012) Polychlorinated naphthalenes (CN) in sub-Arctic and Arctic marine mammals, 1986–2009. *Environmental Pollution* 164:118 a 124
- Ryan J J, Masuda Y (1994) Polychlorinated naphthalenes (PCN) in the rice oil poisonings. *Organohalogen compounds* 21:251 a 254.
- Santillo D, Johnston P (2004) An overview of potential ongoing impact of polychlorinated naphthalenes (PCN) to the marine environment of the North East Atlantic (OSPAR) area, Greenpeace Research Laboratories, Technical Note 04/2004. [http://www.greenpeace.to/publications/GRL\\_TN\\_04\\_2004.pdf](http://www.greenpeace.to/publications/GRL_TN_04_2004.pdf)
- Schiavone A, Kannan K, Horii Y, Focardi S, Corsolini S. (2009) Occurrence of brominated flame retardants, polycyclic musks, and chlorinated naphthalenes in seal blubber from Antarctica: comparison to organochlorines. *Mar Pollut Bull.* 58(9):1415-9.
- Suruda AJ, Ward EM, Fingerhut MA (1993) Identification of soft tissue sarcoma deaths in cohorts exposed to dioxin and to chlorinated naphthalenes. *Epidemiology*, 4(1):14 a 19.
- Suecia (2011). Presentación de la información especificada en el anexo E del Convenio de Estocolmo de conformidad con el artículo 8 del Convenio. <http://chm.pops.int/Convention/POPsReviewCommittee/POPRCMeetings/POPRC7/POPRC7Followup/HCBDAAnnexEinformation/tabid/2465/Default.aspx>
- Talykina M G, Papoulias D M, Allert J A, Izyuov Y U, Villalobos S A, Giesy J P, Tillitt D E (2003) The Effect of Polychlorinated Naphthalenes and Tributyltin on the Occurrence of Aberrant Nuclei in Erythroid Cells of Medaka. *Environmental Science* 10:337 a 348
- Tailandia (2011). Presentación de la información especificada en el anexo E del Convenio de Estocolmo de conformidad con el artículo 8 del Convenio <http://chm.pops.int/Convention/POPsReviewCommittee/POPRCMeetings/POPRC7/POPRC7Followup/HCBDAAnnexEinformation/tabid/2465/Default.aspx>
- Tysklind M, Nyström M, Akerblom N, Andersson PL, Van Bavel B, Norrgren L. 1998. Determination and impact of biomagnification factors for polychlorinated naphthalenes (PCN) in salmon (Salmón salar). *Organohalogen Compounds*, 39:13 a 16
- UNEP/POPS/POPRC.7/2 UNEP (2011). Propuesta de inclusión de los naftalenos clorados en los anexos A, B o C del Convenio de Estocolmo sobre contaminante orgánicos persistentes <http://chm.pops.int/Convention/POPsReviewCommittee/POPRCMeetings/POPRC7/POPRC7Documents/tabid/2267/Default.aspx>
- UNEP/POPS/POPRC.7/INF/3 Van de Plassche E., A. Schwegler (2002). Perfil de riesgos de los naftalenos policlorados.

<http://chm.pops.int/Convention/POPsReviewCommittee/POPRCMeetings/POPRC7/POPRC7Documents/tabid/2267/language/en-US/Default.aspx>

Van Het Bolscher M, Denier Van Der Gon H A C, Visschedijk A J H (2005) Emission inventory of eight substances possibly to be considered for addition to the UNECE POP protocol. Documento presentado en TFEIP & ESPREME Workshop, Heavy Metals and POPs-Emissions, Inventories and Projections, Rovaniemi (Finlandia), 18 y 19 de octubre de 2005.

Villalobos SA, Papoulias CNUAH (Hábitat), Meadows J, Blankenship AL, Pastva SD, □lacia K, Hinton DE, Tillitt DE, □laci JP. 2000. Toxic responses of medaka, d-rR strain, to polychlorinated naphthalene mixtures after embryonic exposure by in ovo nanoinjection: a partial life-cycle assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19(2):432 a 440.

Villeneuve DL K Kannan, JS Khim (2000) Relative potencies of individual polychlorinated naphthalenes to induce dioxin-like responses in fish and □laciales in vitro bioassays. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2000; 39: 273 a 281.

Vulykh N, Dutchak S, Mantseva E, Shatalov V (2005): EMEP contribution to the preparatory work for the review of the CLRTAP protocol on persistent organic pollutants. Meteorological Synthesizing Centre –East, 2005.

Ward EM, Ruder AM, Suruda A, Smith AB, Fessler-Flesch CA, Zahm SH (1994) Cancer mortality patterns among female and male workers employed in a cable manufacturing plant during World War II. *Journal of Occupational Medicine*, 36(8):860 a 866.

Ward EM, Ruder AM, Suruda A, Smith AB, Fessler-Flesch C, Zahm SH (1996) Acute and chronic liver toxicity resulting from exposure to chlorinated naphthalenes at a cable manufacturing plant during World War II. *American journal of industrial medicine*,30(2):225–233.

Ween AP (2007) Exploration of management options for Polychlorinated Naphthalenes (PCN). Documento presentado en la sexta reunión del Equipo de tareas sobre contaminantes orgánicos persistentes de la Convención sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a larga distancia de la CNUAH (Hábitat), Viena, 4 a 6 de junio de 2007

Weistrand C, Noren K (1998) Polychlorinated naphthalenes and other organochlorine contaminants in human adipose and liver tissue. *Journal of Toxicology and Environmental Health A*, 53(4):293 a 311.

Weistrand C, Noren K, Nilsson A (1997) Occupational exposición. Organochlorine compounds in blood plasma from potentially exposed workers. PCB, PCN, PCDD/F, HCB and methylsulfonyl metabolites of PCB. *Environmental Science and Pollution Research International*, 4(1):2 a 9.

Yamashita N, Kannan K, Imagawa T, Miyazaki A, Giesy J P (2000) Concentrations and profiles of polychlorinated naphthalene □laciales in eighteen technical polychlorinated biphenyl preparations. *Environmental Science and Technology* 34: 4236 a 4241

Yamashita N, Taniyasu S, Hanari N, Falandysz J (2003) Polychlorinated naphthalene contamination of some recently manufactured industrial products and commercial goods in Japan. *Journal of Environmental Science and Health A* 38:1745 a 59.

Anexo 1

**Datos del modelo sobre identidad y relaciones cuantitativas estructura-actividad de los naftalenos clorados<sup>4</sup>**

#CN	Congénere del naftaleno clorado	Núm. de CAS <sup>5</sup>	Log10 de la solubilidad en el agua [ $\mu\text{g} \cdot \text{CNUA} \cdot \text{H} \cdot (\text{Hábitat})^{-3}$ ]	Log $K_{ow}$	Log $K_{oa}$	Log $K_{aw}$	Constante de la ley de Henry [ $\text{Pa} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{mol}^{-1}$ ]
1	1-naftaleno clorado	90-13-1	3.29	3.97	6.02	-2.05	22.21
2°	2-naftaleno clorado	91-58-7	3.10	3.93	5.93	-2.01	24.48
3	1,2-naftaleno diclorado	2050-69-3	2.58	4.47	6.85	-2.38	10.26
4	1,3-naftaleno diclorado	2198-75-6	2.40	4.61	6.68	-2.07	21.00
5	1,4-naftaleno diclorado	1825-31-6	2.48	4.67	6.76	-2.09	20.15
6°	1,5-naftaleno diclorado	185-30-5	2.40	4.58	6.61	-2.03	23.24
7	1,6-naftaleno diclorado	2050-72-8	2.43	4.63	6.56	-1.93	29.15
8	1,7-naftaleno diclorado	2050-73-9	2.52	4.59	6.77	-2.18	16.22
9	1,8-naftaleno diclorado	2050-74-0	2.87	4.20	7.02	-2.83	3.67
10	2,3-naftaleno diclorado	2050-75-1	2.41	4.47	6.79	-2.32	11.95
11	2,6-naftaleno diclorado	2065-70-5	2.27	4.45	6.55	-2.10	19.64
12°	2,7-naftaleno diclorado	2198-77-8	2.22	4.63	6.61	-1.98	25.95
13°	1,2,3-naftaleno triclorado	50402-52-3	1.81	5.07	7.63	-2.57	6.72
14	1,2,4-naftaleno triclorado	50402-51-2	1.78	5.41	7.50	-2.09	19.99
15	1,2,5-naftaleno triclorado	55720-33-7	1.71	5.31	7.37	-2.06	21.70
16	1,2,6-naftaleno triclorado	51570-44-6	1.74	5.25	7.34	-2.09	19.98
17	1,2,7-naftaleno triclorado	55720-34-8	1.75	5.23	7.60	-2.37	10.65
18	1,2,8-naftaleno triclorado	55720-35-9	2.11	4.59	7.94	-3.35	1.11
19	1,3,5-naftaleno triclorado	51570-43-5	1.61	5.41	7.33	-1.92	29.96
20	1,3,6-naftaleno triclorado	55720-36-0	1.44	5.50	7.19	-1.68	51.24
21	1,3,7-naftaleno triclorado	55720-37-1	1.60	5.31	7.32	-2.01	24.21
22	1,3,8-naftaleno triclorado	55720-38-2	1.92	4.95	7.59	-2.63	5.75
23	1,4,5-naftaleno triclorado	2437-55-0	1.90	4.86	7.57	-2.71	4.84
24	1,4,6-naftaleno triclorado	2737-54-9	1.60	5.29	7.31	-2.02	23.64
25	1,6,7-naftaleno triclorado	55720-39-3	1.72	4.95	7.49	-2.54	7.19
26	2,3,6-naftaleno triclorado	55720-40-6	1.55	5.16	7.38	-2.23	14.75
27°*	1,2,3,4-naftaleno tetraclorado	20020-02-4	1.09	5.71	8.44	-2.72	4.68
28°	1,2,3,5-naftaleno tetraclorado	53555-63-8	0.99	5.85	8.25	-2.40	9.78
29	1,2,3,6-naftaleno tetraclorado	149864-78-8	0.85	5.80	8.10	-2.31	12.24
30	1,2,3,7-naftaleno tetraclorado	55720-41-7	0.92	5.62	8.29	-2.68	5.22
31	1,2,3,8-naftaleno tetraclorado	149864-81-3	1.27	5.16	8.62	-3.45	0.87
32	1,2,4,5-naftaleno tetraclorado	6733-54-6	1.09	5.63	8.35	-2.72	4.76
33	1,2,4,6-naftaleno tetraclorado	51570-45-7	0.88	6.04	8.06	-2.02	23.54
34	1,2,4,7-naftaleno tetraclorado	67922-21-8	0.81	6.01	8.09	-2.08	20.72
35	1,2,4,8-naftaleno tetraclorado	6529-87-9	1.27	5.61	8.43	-2.83	3.69
36°	1,2,5,6-naftaleno tetraclorado	67922-22-9	0.95	5.79	8.05	-2.26	13.72
37	1,2,5,7-naftaleno tetraclorado	67922-23-0	0.81	5.95	7.97	-2.03	23.36
38	1,2,5,8-naftaleno tetraclorado	149864-80-2	1.30	5.51	8.17	-2.66	5.47
39	1,2,6,7-naftaleno tetraclorado	149864-79-9	0.99	5.72	8.28	-2.56	6.81
40	1,2,6,8-naftaleno tetraclorado	67922-24-1	1.18	5.33	8.33	-3.01	2.44

4 Puzyn y Falandysz (2007), Puzyn y otros (2009).

5 De IPCS (2001) y Jacobsson y Asplund (2000).

#CN	Congénere del naftaleno clorado	Núm. de CAS <sup>5</sup>	Log10 de la solubilidad en el agua [ $\mu\text{g} \cdot \text{CNUA} \cdot \text{H} \cdot (\text{Hábitat})^{-3}$ ]	Log K <sub>ow</sub>	Log K <sub>oa</sub>	Log K <sub>aw</sub>	Constante de la ley de Henry [ $\text{Pa} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{mol}^{-1}$ ]
41	1,2,7,8-naftaleno tetraclorado	149864-82-4	1.50	5.25	8.79	-3.54	0.71
42	1,3,5,7-naftaleno tetraclorado	53555-64-9	0.72	6.10	7.88	-1.78	40.66
43	1,3,5,8-naftaleno tetraclorado	31604-28-1	1.08	5.63	8.13	-2.50	7.87
44	1,3,6,7-naftaleno tetraclorado	55720-42-8	0.80	5.91	7.99	-2.08	20.61
45	1,3,6,8-naftaleno tetraclorado	150224-15-0	0.93	5.81	8.00	-2.18	16.25
46°	1,4,5,8-naftaleno tetraclorado	3432-57-3	1.28	5.14	8.42	-3.29	1.28
47	1,4,6,7-naftaleno tetraclorado	55720-43-9	0.95	5.90	8.08	-2.19	16.15
48°	2,3,6,7-naftaleno tetraclorado	34588-40-4	0.77	5.71	8.16	-2.45	8.75
49	1,2,3,4,5-naftaleno pentaclorado	67922-25-2	0.57	6.03	9.33	-3.30	1.24
50°	1,2,3,4,6-naftaleno pentaclorado	67922-26-3	0.21	6.34	9.00	-2.66	5.48
51	1,2,3,5,6-naftaleno pentaclorado	150224-18-3	0.18	6.25	8.92	-2.67	5.28
52°*	1,2,3,5,7-naftaleno pentaclorado	53555-65-0	0.13	6.49	8.79	-2.30	12.45
53°	1,2,3,5,8-naftaleno pentaclorado	150224-24-1	0.55	5.98	9.11	-3.13	1.83
54	1,2,3,6,7-naftaleno pentaclorado	150224-16-1	0.17	6.21	8.95	-2.74	4.55
55	1,2,3,6,8-naftaleno pentaclorado	150224-23-0	0.37	6.02	8.98	-2.96	2.73
56	1,2,3,7,8-naftaleno pentaclorado	150205-21-3	0.66	5.67	9.40	-3.73	0.46
57	1,2,4,5,6-naftaleno pentaclorado	150224-20-7	0.43	6.16	9.03	-2.87	3.34
58	1,2,4,5,7-naftaleno pentaclorado	150224-19-4	0.13	6.24	8.85	-2.61	6.13
59	1,2,4,5,8-naftaleno pentaclorado	150224-25-2	0.66	5.91	9.23	-3.32	1.19
60	1,2,4,6,7-naftaleno pentaclorado	150224-17-2	0.10	6.42	8.82	-2.40	9.89
61	1,2,4,6,8-naftaleno pentaclorado	150224-22-9	0.33	6.14	8.94	-2.80	3.95
62	1,2,4,7,8-naftaleno pentaclorado	150224-21-8	0.54	6.03	9.12	-3.09	2.03
63	1,2,3,4,5,6-naftaleno hexaclorado	58877-88-6	-0.19	6.32	10.03	-3.71	0.49
64*	1,2,3,4,5,7-naftaleno hexaclorado	67922-27-4	-0.38	6.53	9.84	-3.31	1.21
65	1,2,3,4,5,8-naftaleno hexaclorado	103426-93-3	-0.01	6.04	10.17	-4.13	0.19
66°	1,2,3,4,6,7-naftaleno hexaclorado	103426-96-6	-0.51	6.68	9.73	-3.04	2.24
67*	1,2,3,5,6,7-naftaleno hexaclorado	103426-97-7	-0.53	6.59	9.62	-3.04	2.27
68	1,2,3,5,6,8-naftaleno hexaclorado	103426-95-5	-0.29	6.50	9.86	-3.36	1.07
69°	1,2,3,5,7,8-naftaleno hexaclorado	103426-94-4	-0.20	6.31	9.81	-3.50	0.78
70	1,2,3,6,7,8-naftaleno hexaclorado	17062-87-2	-0.24	6.02	9.93	-3.91	0.31
71	1,2,4,5,6,8-naftaleno hexaclorado	90948-28-0	-0.16	6.26	9.86	-3.60	0.62
72	1,2,4,5,7,8-naftaleno hexaclorado	103426-92-2	-0.16	6.25	9.88	-3.64	0.57
73°*	1,2,3,4,5,6,7-naftaleno heptaclorado	58863-14-2	-0.95	6.57	10.68	-4.11	0.19
74	1,2,3,4,5,6,8-naftaleno heptaclorado	58863-15-3	-0.72	6.48	10.81	-4.34	0.11
75°*	1,2,3,4,5,6,7,8-naftaleno octaclorado	2234-13-1	-1.35	6.43	11.64	-5.21	0.02

° ... nativo (disponibilidad comercial en 2012 indicada)

\* ... <sup>13</sup>C-isótopo etiquetado (disponibilidad comercial en 2012 indicada)

## Anexo 2

Cuadro A2-1: Composición de determinadas mezclas comerciales según las mediciones analíticas (Falandysz, 2008 y Environment Canada, 2011)

Congéneres	Halowax 1031	Halowax 1000	Halowax 1001	Halowax 1099	Halowax 1013	Halowax 1014	Halowax 1051	Seekay wax R93**
Naftalenos monoclorados	65	15	0	0	0	0	0,1	-
Naftalenos diclorados	30	76	2,7-4,3*	3,6	0,5	0,7	0,1	1
Naftalenos triclorados	7,6	6,4	36-52	38,7	13	6	0,1	27-41*
Naftalenos tetraclorados	6,4	1,3	40-58*	48	53,3	16	0,3	52-62*
Naftalenos pentaclorados	1,1	0,4	3,3 -3,9*	9	30	48	0,1	6,2-9,8*
Naftalenos hexaclorados	0,2	0,3	0,1	0,5	3,2	25	0,3	0,1-0,2*
Naftalenos heptaclorados	0,1	0,1	0	0,1	0,1	3	8	0
Naftaleno octaclorado	0,1	0	0	0	0	0,1	91	0

\* los valores corresponden a diferentes procedimientos de separación

\*\* identidad propuesta

Cuadro A2-2: Concentraciones características de homólogos de naftalenos clorados de diferentes fuentes comparadas con las concentraciones atmosféricas en regiones apartadas.

Fuente de naftalenos clorados	Concentración característica de los homólogos	Fuente
coquificación	menos clorados, más abundantes: naftalenos monoclorados	Liu y otros, 2010
metalurgia secundaria no ferrosa	menos clorados en la fase gaseosa: naftalenos monoclorados a triclorados; en cenizas volantes: predominan los congéneres altamente clorados	CNUAH (Hábitat) y otros, 2010
por generación térmica	abundante: CNUAH (Hábitat)45/CNUAH (Hábitat)36, CNUAH (Hábitat)54, CNUAH (Hábitat)66/CNUAH (Hábitat)67, CNUAH (Hábitat)73	Citado en Liu y otros, 2010
series de Halowax fuentes de combustión	Véase el anexo 2 naftalenos tetraclorados: CNUAH (Hábitat)29, CNUAH (Hábitat)44, CNUAH (Hábitat)54 (estos congéneres no se encuentran en las mezclas de Halowax); además: naftalenos triclorados: CNUAH (Hábitat)13, CNUAH (Hábitat)18, CNUAH (Hábitat)17/25, CNUAH (Hábitat)24, CNUAH (Hábitat)26, naftalenos tetraclorados: CNUAH (Hábitat)27, CNUAH (Hábitat)35, CNUAH (Hábitat)36, CNUAH (Hábitat)39, CNUAH (Hábitat)36/45, CNUAH (Hábitat)48, naftalenos pentaclorados: CNUAH (Hábitat)50, CNUAH (Hábitat)51, CNUAH (Hábitat)52/60, CNUAH (Hábitat)62, naftalenos hexaclorados: CNUAH (Hábitat)66/67, CNUAH (Hábitat)70 y CNUAH (Hábitat)73	Resumido en Bidleman y otros, 2010
incineración de desechos municipales	congéneres 2,3,6,7-sustituidos naftalenos triclorados	Järnberg y otros, 1999 Helm y otros, 2004

Concentraciones de naftalenos clorados en el medio ambiente lejos de las fuentes	Concentración característica de los homólogos	Fuente
Aire ártico	naftalenos triclorados: 58 a 64%, naftalenos tetraclorados: 25 a 40%, naftalenos pentaclorados: 2 a 3%; naftalenos clorados más pesados: 0 a 7% naftalenos triclorados: 48 a 65%, naftalenos tetraclorados: 6 a 47%, naftalenos pentaclorados: 8 a 10%, naftalenos clorados más pesados: 1 a 2%	Tres estaciones del Ártico (Dunai, Alert, Tagish); calculado de Helm y otros, 2004  Resolute y Archipiélago canadiense; Helm y otros, 2002 citado en: ICC IPEN, 2011

## Anexo 3

Cuadro A3-1 Distribución de los naftalenos clorados entre los entornos ambientales (fuente: Environment Canada, 2011)

	Compartimento que recibe el 100% de las emisiones:	Porcentaje de la sustancia en el:			
		Aire			Aire
<b>naftalenos diclorados</b>	Aire	96,6	<b>naftalenos diclorados</b>	Aire	96,6
	Agua	9,44		Agua	9,44
	Suelo	0,43		Suelo	0,43
<b>naftalenos triclorados</b>	Aire	64,8	<b>naftalenos triclorados</b>	Aire	64,8
	Agua	4,59		Agua	4,59
	Suelo	0,22		Suelo	0,22
<b>naftalenos tetraclorados</b>	Aire	33,4	<b>naftalenos tetraclorados</b>	Aire	33,4
	Agua	1,59		Agua	1,59
	Suelo	0,19		Suelo	0,19
<b>naftalenos pentaclorados</b>	Aire	3,99	<b>naftalenos pentaclorados</b>	Aire	3,99
	Agua	0,08		Agua	0,08
	Suelo	0		Suelo	0
<b>naftalenos hexaclorados</b>	Aire	56,2	<b>naftalenos hexaclorados</b>	Aire	56,2
	Agua	0,02		Agua	0,02
	Suelo	0		Suelo	0
<b>naftalenos heptaclorados</b>	Aire	36,4	<b>naftalenos heptaclorados</b>	Aire	36,4
	Agua	0		Agua	0
	Suelo	0		Suelo	0
<b>naftalenos octaclorados</b>	Aire	14,6	<b>naftalenos octaclorados</b>	Aire	14,6
	Agua	0,2		Agua	0,2
	Suelo	0,69		Suelo	0,69

Los números se han redondeado hasta dos décimas por lo que los totales de cada renglón no suman necesariamente 100%

## Anexo 4

**Cuadro A4-1: Valor de las concentraciones de naftalenos clorados en sedimentos de distintas regiones**

Lugar	mín-máx [µg/kg de peso seco]	Fuente
Suecia	0,14–7,6 *	Järnberg y otros (1993)
Laguna de Venecia	0.03–1,51 *	Eljarrat y otros (1999)
Mar Báltico	6,7 *	Falandysz y otros (1996)
Golfo de Botnia	0,27–2,8 *	Lundgren y otros (2002)
Costa de Barcelona	0,17–3,27 *	Castells y otros (2008)
Costa de Qingdao	0,2–1,2 *	Pan y otros (2007)
Lago Ontario	21–38 *	Helm y otros (2008)
Bahía de Tokio	1,81 *	Yamashita y otros (2000)
Bitterfeld, zona industrial	2 540 *	Brack y otros (2003)
Costa de Georgia, antigua zona industrial	23 400 *	□lacia y otros (1998)
Bahía de Lhaizhou, que recibe elevadas cargas de aguas de desecho domésticas e industriales	0,05–5,1	Pan y otros (2011)
10 lagos y mares	0,14–7,6	Järnberg y otros 1999
Laguna Esthwaite Water, Reino Unido, 1962	12,15	Gevao y otros 2000
Laguna Esthwaite Water, Reino Unido, 1995	2,821	Gevao y otros 2000

\* citado en Pan y otros (2011)

**Cuadro A4-2: Concentraciones de naftalenos clorados [µg/kg de lípidos] en los invertebrados y los peces recopiladas de diez fuentes independientes en Bidleman y otros (2010)**

Biota	Lugar	Año	valor	Media	
<b>Biota del Ártico</b>					
Zooplancton	Lago del Oso, Ellasjøen (Noruega)	1999	0,14 a 0,16	0,15	
Salvelino ( <i>S. alpinus</i> ), pequeño		1999–2001		0,81	
Salvelino ( <i>S. alpinus</i> ), grande		1999–2001	0,45 a 1,4	0,85	
Salvelino ( <i>S. alpinus</i> ), pequeño	Lago del Oso, Øyangen (Noruega)	1999–2001		0,29	
Salvelino ( <i>S. alpinus</i> ), grande		1999–2001	0,32 a 0,68	0,5	
Fitoplancton	Báltico central/septentrional	1991–1993		17,1	
Zooplancton		1991–1993		4	
□laciales marino ( <i>M. affinis</i> )		1991–1993		28,5	
Mysis ( <i>Mysis sp.</i> )		1991–1993		4	
Isópodos ( <i>S. entomon</i> )		1991–1993		8,4	
Arenque ( <i>C. harengus</i> )		1991–1993		1,9	
Pez escorpión cuadrícornio ( <i>O. quadricornis</i> )		1991–1993		1,9	
□laciales marino ( <i>M. affinis</i> )		Bahía/Mar de Botnia	1991–1993	12 a 69	28
Isópodos ( <i>S. entomon</i> )			1991–1993	3,9 a 16	9,2
Triglopsis cuadrícornio ( <i>O. quadricornis</i> )	1991–1993		0,54 a 1,5	1,1	
Pez de fondo ( <i>Coregonus sp.</i> )	Lago Storvindeln, Suecia	1986		2,6	
Bacalao ártico ( <i>C. callarias</i> )	Fiordo Vestertana, Noruega	1987–1998	0,13 a 1,06	0,42	
Arenque ( <i>C. harengus</i> )	Bahía/Mar de Botnia	1999	2,6 a 5,6		
		2001–2003	0,53 a 3,4	2,4	
Salmón ( <i>S. salar</i> )		2001–2003	1,6 a 2,5	2	
Lota ( <i>L. lota</i> )		2001–2003	1,6 a 1,8	1,8	
Lucio ( <i>E. lucius</i> )		2001–2003	2,3 a 5,0	3,6	
Perca ( <i>P. fluviatilis</i> )		2001–2003	1,0 a 3,0	1,7	
Pez de fondo ( <i>C. lavaretus</i> )		2001–2003	1,0 a 4,6	1,9	

Biota	Lugar	Año	valor	Media
Coregono blanco ( <i>C. albula</i> )	Bahía de Botnia	2001–2003	0,16 a 0,32	0,24
Lamprea de río ( <i>L. fluviatilis</i> )		2001–2003	0,88 a 1,0	0,93
Arenque ( <i>C. harengus</i> )	Mar de Botnia	2002	0,3 a 2,9	1,7
Lota ( <i>L. lota</i> )	Pajala (Finlandia)	1988		2,9
		1988		2
	Etukrunni (Finlandia)	1988		4,9
		1988		2
	Seskarø (Suecia)	1988		4,4
		1988		0,98
Lucio ( <i>E. lucius</i> )	Lago Stovindeln	1988		2,6
Lota ( <i>L. lota</i> )	Lago Oulujärvi (Finlandia)	2001–2003		1,3
Lucio ( <i>E. lucius</i> )		2001–2003	1,0 a 1,2	1,1
Perca ( <i>P. fluviatilis</i> )		2001–2003	0,6 a 0,6	0,6
Lucio-perca ( <i>S. lucioperca</i> )		2001–2003	0,16 a 0,24	0,2
Pez de fondo ( <i>C. lavaretus</i> )		2001–2003	0,29 a 0,33	0,31
Coregono blanco ( <i>C. albula</i> )		2001–2003	0,53 a 0,68	0,6
Besugo ( <i>A. brama</i> )		2001–2003	0,24 a 0,73	0,49
<b>Biota del Antártico</b>				
Krill ( <i>E. superba</i> )	Mar de Ross	1994		0,1
Notothen espinoso ( <i>T. pennelli</i> )	Bahía de Terra Nova	1995	0,081 a 0,13	0,1
Pez cocodrilo ( <i>C. hamatus</i> )		1995	0,12 a 0,15	0,12
Diablillo antártico ( <i>P. antarcticum</i> )	Mar de Ross	1994		0,91

**Cuadro A4-3: Concentraciones de naftalenos clorados [ $\mu\text{g}/\text{kg}$  de lípidos] en mamíferos y aves marinos recopiladas de diez fuentes independientes en Bidleman y otros (2010)**

Biota	Lugar	año	Valor	Media
<b>Ártico</b>				
Foca anillada ( <i>P. hispida</i> )	Pangnirtung (Canadá)	1993	0,035 a 0,071	0,051
		1993	0,045 a 0,049	0,047
		2002	0,12 a 0,54	0,32
		1999–2002	0,09 a 0,42	0,23
	Fiordo Grise (Canadá)	2003	0,15 a 0,59	0,27
	Puerto Sachs (Canadá)	2001	0,023 a 0,18	0,072
	Kongsfjorden, Svalbard	1981		0,038
	Ittoqqortoormiit, Groenlandia	2002	n.d. para todos los congéneres	0,13*
Qeqertarsuaq, Groenlandia	2002	n.d. para todos los congéneres	0,12*	
Foca común ( <i>P. vitulina</i> )	Golfo de Alaska (EE.UU.)	2000–2001	0,92 a 27	4,8
		2000–2001	0,38 a 1,4	1,1
		2000–2001	0,31 a 0,90	0,59

Biota	Lugar	año	Valor	Media
Ballena blanca ( <i>D. leucas</i> )	Kimmirut (Canadá)	1994	0,036 a 0,26	0,18
		1994	0,30 a 0,38	0,33
	Estrecho de Hudson, Canadá	1999	0,20 a 0,89	0,42
		1999		0,56
	Nastapoka (Canadá)	2000	0,11 a 0,21	0,16
		2000	0,081 a 0,33	0,16
Rorcual pequeño ( <i>B. acutorostrata</i> )	Groenlandia	1998	n.d. para todos los congéneres	0,18*
Ballena piloto ( <i>G. melas</i> )	Islas Faroe	2001		3,66
		2001		0,99
		2001		2,22
Oso polar ( <i>U. maritimus</i> )	Alaska (EE.UU.)	1997–1999		3,2
	Ittoqqortoormiit, Groenlandia	1999–2002	0,49 a 0,53	0,51
Gaviota hiperbórea ( <i>L. hypoboreus</i> )	Lago del Oso (Noruega)	2002–2004	1,8 a 162	49
		2002–2004	1,34 a 126	74
		2002–2004	1,34 a 119	62,8
	Ny Ålesund, Svalbard	2002		0,88
	Festningisfjord, Svalbard	2002		0,97
	Northwater Polynya (Canadá)	1998	4,1 a 17,1	10,6**
		1998	3,1 a 9,1	6,1**
Gaviota tridáctila ( <i>R. laciales</i> )		1998	8,0 a 29,5	18,8**
Arao aliblanco ( <i>C. grylle</i> )		1998	1,7 a 8,7	5,2**
Arao de Brünnich ( <i>U. lomvia</i> )	Isla Príncipe Leopoldo (Canadá)	2005	1,27 a 2,12	1,68
Galleguito chico ( <i>L. marinus</i> )	Vardø (Noruega)	2001		véase <i>L. argentatus</i>
	Kongsfjord (Noruega)	2001		2,16
	Rolvøya en Valfjord (Noruega)	2002		1,35
	Alta (Noruega)	2001		véase <i>L. argentatus</i>
	Sommarøy (Noruega)	2001		2,45
	Lyngøy en Øksnes (Noruega)	2002		véase <i>L. argentatus</i>
	Kirkjubøreyni (Islas Faroe)	2002		0,96
Gaviota sombría ( <i>L. fuscus</i> )	Góðadular (Islas Faroe)	2002		0,5
Gaviota argétea ( <i>L. argentatus</i> + <i>L. marinus</i> )	Vardø (Noruega)	2001		1,39
Gaviota argétea ( <i>L. argentatus</i> )	Rolvøya en Valfjord (Noruega)	2002		2,06
Gaviota argétea ( <i>L. argentatus</i> + <i>L. marinus</i> )	Alta (Noruega)	2001		1,06
Gaviota argétea ( <i>L. argentatus</i> )	Lyngøy en Øksnes (Noruega)	2002		1,6
	Saltstraumen (Noruega)	2002		2,44
	Givaer (Noruega)	2002		4,65

<b>Biota</b>	<b>Lugar</b>	<b>año</b>	<b>Valor</b>	<b>Media</b>
Fulmar boreal ( <i>F. glacialis</i> )	Islas Faroe	1998–1999		2,55
		1998–1999		3,75
	Isla Príncipe Leopoldo (Canadá)	2005	1,64 a 2,56	2
		2003		1,3
	Cape Vera (Canadá)	2003		1,4
	Northwater Polynya (Canadá)	1998	17,6 a 48,2	32,9**
<b>Biota antártica</b>				
Escúa polar ( <i>C. maccormicki</i> )	Bahía de Terra Nova	1994		6,07
		1994		5,71
Foca de Weddell ( <i>L. weddelli</i> )		1996		0,077
		1997		1,6

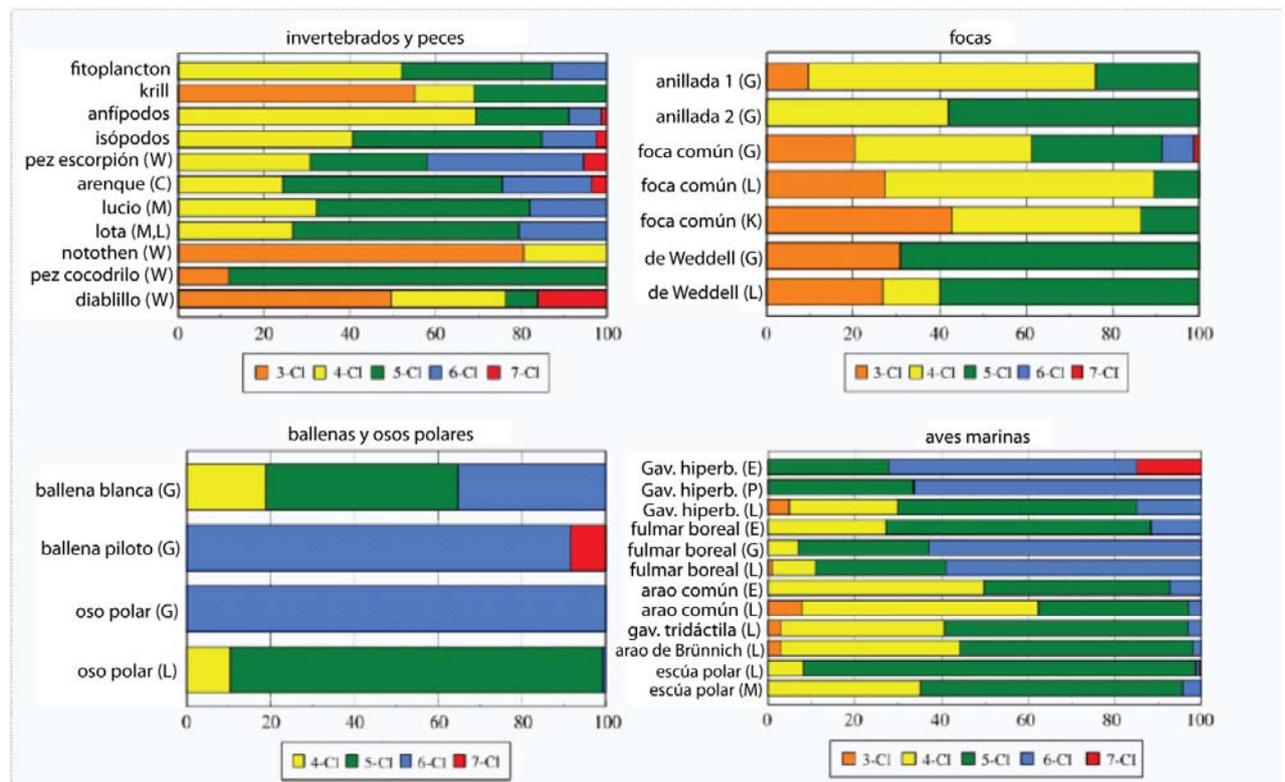
\* No todos los congéneres son detectables (por debajo de los límites de cuantificación), límite superior estimado sustituyendo los valores ½ límites de cuantificación

\*\* Punto medio del valor

**Cuadro A4-4: Concentraciones de naftalenos clorados en la biota del Ártico de fuentes distintas de las recopiladas en Bidleman y otros (2010):**

biota	compartimento	Unidad	min-máx. (media ± s.d.)	Año	Lugar	fuelle
oso polar	Tejido adiposo (56.3±15.1 % de lípidos)	µg/kg de peso húmedo	0.7-29.3 (4.4±7.3)	2002	Svalbard	Gabrielsen y otros, 2004
foca	Grasa	µg/kg de peso en lípidos	1.2-58 (16.3±28)	2004	Isla Livingston, Antártica	Schiavone y otros, 2009

**Figura A4-1: Concentraciones de los congéneres encontrados en la biota de las regiones (sub)polares. Fuente: Bidleman y otros, 2010**



Explicación de la figura (extraída de Bidleman y otros 2010): homólogos de los naftalenos clorados (% de Σnaftalenos clorados) en la biota ártica, subártica y antártica. Símbolos entre paréntesis: T=total, M=músculo, H=hígado, L=limpio (descabezado y eviscerado), G=grasa animal, P=plasma. Se incluyeron informes que contenían tres homólogos o más; se excluyeron los que contenían solo límites superiores. La falta de un homólogo puede indicar que no se encontró o no se midió, véase el estudio original. Cuando se indicaron magnitudes, se utilizaron los puntos medios de la magnitud, lo que dio por resultado valores centrales para los porcentajes de los homólogos que no siempre sumaron el 100%. En estos casos, los datos de las cifras se redondearon al 100%. Se indican los organismos estudiados (homólogos analizados) y las fuentes de los datos. Invertebrados y peces: fitoplancton (4-6-CNUAH (Hábitat)); krill (3-8); isópodos, pez escorpión (4-7); arenque (4-8); lucio, lota (4-8); notothen, pez cocodrilo, diablillo (3-8). Foca: foca anillada 1 (3-7), foca anillada 2 (4-6); foca común (3-8); foca de Weddell (3-8). Ballenas y osos polares: ballena blanca (3-7); ballena piloto (4-7); oso polar (3-8). Aves marinas: gaviota hiperbórea (4-7), (3-6); fulmar boreal (4-7), (3-8); gaviota tridáctila (3-8); arao común (3-8); arao de Brünnich (4-6) y (3-8); escúa polar (3-8).