



**Programa de las
Naciones Unidas
para el Medio Ambiente**

Distr.: General
18 de enero de 2007

Español
Original: Inglés

Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes orgánicos Persistentes
Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes
Tercera reunión
Ginebra, 19 a 23 de noviembre de 2007

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

Adición

Perfil de riesgos del alfa hexaclorociclohexano

En su tercera reunión, el Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes aprobó el perfil de riesgos del alfa hexaclorociclohexano sobre la base del proyecto que figuraba en el documento UNEP/POPS/POPRC.3/17. El texto del perfil de riesgos, en su forma enmendada, figura en el presente documento. La versión en inglés no ha sido oficialmente corregida por los servicios de edición.

Anexo

ALFA-HEXACLOROCICLOHEXANO

PERFIL DE RIESGOS

Aprobado por el Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos
Persistentes en su tercera reunión

Noviembre de 2007

Índice

RESUMEN EJECUTIVO	4
1 INTRODUCCIÓN.....	5
1.1 Identidad química.....	5
1.1.1 Propiedades fisico-químicas	5
1.2 Conclusión del Comité de Examen de los COP sobre la información solicitada en el anexo D.....	6
1.3 Fuentes de datos.....	6
1.4 Situación del producto químico según los convenios internacionales	7
2 INFORMACIÓN RESUMIDA QUE ATAÑE AL PERFIL DE RIESGOS	7
2.1 Fuentes.....	7
2.1.1 Producción.....	7
2.1.2 Comercio y existencias.....	7
2.1.3 Usos.....	7
2.1.4 Liberaciones al medio ambiente	8
2.2 Destino ambiental	8
2.2.1 Persistencia.....	8
2.2.2 Bioacumulación.....	10
2.2.3 Transporte a gran distancia en el medio ambiente.....	11
2.3 Exposición	12
2.3.1 Datos de vigilancia ambiental obtenidos en localidades.....	12
2.3.2 Exposición como resultado del transporte a gran distancia en el medio ambiente	14
2.3.3 Alimentación	14
2.3.4 Carga corporal.....	15
2.3.5 La exposición en los niños.....	15
2.4 Evaluación de riesgos para los puntos terminales de interés.....	15
3 SÍNTESIS DE LA INFORMACIÓN	17
4 CONCLUSIÓN	18
REFERENCIAS.....	19

Resumen ejecutivo

México, en su condición de Parte en el Convenio de Estocolmo, propuso la inclusión del lindano, así como del alfa- y beta-hexaclorociclohexano en los anexos A, B o C del Convenio de Estocolmo. Después que ya se había llegado a un acuerdo sobre el perfil de riesgos del lindano en la última reunión del Comité de Examen en noviembre de 2006, el Comité llegó a la conclusión de que el alfa-HCH cumplía también los criterios de selección establecidos en el nexo D del Convenio y que se debía seguir elaborando una propuesta y prepara un proyecto de perfil de riesgos.

Tras casi cuarenta años de amplia utilización en todo el mundo, el hexaclorociclohexano (HCH) técnico se ha sustituido gradualmente por el lindano (gamma-HCH). No se ha informado de usos importante del HCH técnico después de 2000. Sin embargo, también se pueden producir liberaciones al medio ambiente a partir de la producción de lindano, así como los sitios donde hay desechos peligrosos, los vertederos y los sitios contaminados. Debido a estos riesgos y a su abundancia generalizada, el HCH técnico (incluido el alfa-HCH que es el principal isómero) es objeto de regulaciones y prohibiciones nacionales e internacionales.

Se puede producir la degradación abiótica y biótica del alfa-HCH a ritmos y grados variables, lo que depende, por ejemplo, del medio, el sitio y el clima. Cabe prever una rápida degradación del alfa-HCH en climas tropicales, mientras que en climas más fríos, se acumula. El alfa-HCH es moderadamente persistente en el suelo. Los valores obtenidos de los compartimentos acuáticos, como el agua dulce y el agua salada del Ártico, permiten llegar a la conclusión de que el alfa-HCH es muy persistente en el agua de las regiones más frías.

Las propiedades físico-químicas del alfa-HCH permiten la dispersión de la sustancia de sus fuentes hacia el Ártico mediante una combinación de transporte a gran distancia en la atmósfera y las corrientes oceánicas. Se han detectado altos niveles de alfa-HCH en el Océano Ártico, donde ha creado un gran depósito y está presente en especies marinas y terrestres.

Los niveles de exposición al alfa-HCH en zonas locales han disminuido a raíz de las prohibiciones y restricciones mundiales. Sin embargo, es posible que regiones que hayan estado muy contaminadas o expuestas recientemente arrojen niveles elevados. También causa preocupación especial la exposición en sitios donde existen desechos peligrosos y a los vertederos de residuos de alfa-HCH derivados de la producción de lindano. Debido a su persistencia, el alfa-HCH puede detectarse de ordinario a bajos niveles de referencia en el medio ambiente. También se ha informado sobre elevados niveles en el Ártico (los niveles en el Océano Ártico son superiores a los registrados en océanos y lagos templados). Aunque los niveles de alfa-HCH en el aire disminuyeron más de veinte veces desde los años ochenta, el cambio en los grandes predadores marinos y terrestres, es decir, en las pieles de foca o de osos polares solo ha sido modesto.

Debido a que está presente en las cadenas alimentarias terrestre y acuática, el alfa-HCH puede bioacumularse y biomagnificarse en la biota y las cadenas alimentarias del Ártico. Los factores de biomagnificación (comparación entre predador y presa) para muchas de las especies examinadas son superiores a 1 (uno). Algunos animales, sobre todo aves, aunque también mamíferos, pueden metabolizar el alfa-HCH. Dado que se trata de una biotransformación enantioselectiva, se puede producir una acumulación inconfundible de (+) o (-) alfa-HCH en los mamíferos (según la especie).

El alfa-HCH es el isómero con mayor potencial neurotóxico que existe después del gamma-HCH. El alfa-HCH fue clasificado entre los posibles carcinógenos para los seres humanos (grupo 2B) por el Centro Internacional de Investigación sobre el Cáncer (IARC), con pocos datos sobre su carcinogenicidad en seres humanos y suficiente información al respecto en los animales. El alfa-HCH causa hiperplasia y tumores en el hígado en roedores (e laboratorio). Se sabe, de experimentos con animales, que el alfa-HCH afecta al sistema inmunológico; también se observaron efectos inmunosupresivos en seres humanos expuestos al HCH técnico. Los estudios epidemiológicos indican un gran número de casos de cáncer de mama después de la exposición al alfa-HCH, así como trastornos hormonales que han desembocado en infertilidad y abortos. Se ha planteado también su posible asociación con un retraso del crecimiento intrauterino y anemia aplásica.

El perfil de riesgos y situaciones hipotéticas de exposición permiten concluir que el alfa-HCH puede tener efectos adversos en la flora y fauna silvestres y en la salud humana en regiones contaminadas. La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA) calculó, sobre la base de coeficientes de ingesta diaria de la población del Ártico, elevados porcentajes de cáncer, aunque estas estimaciones son muy conservadoras. Se considera que el hígado es el órgano a donde van a parar todos los isómeros de HCH, por lo que existe el riesgo de aumento de los efectos. Además, la población autóctona del Ártico, así como su fauna y flora, están expuestas a muy diversos COP incluidos todos los isómeros de HCH y otros contaminantes que probablemente tengan efectos aditivos. Sin embargo, las autoridades de salud pública del Ártico consideran que los importantes beneficios sociales, culturales y económicos de los alimentos tradicionales superan en estos momentos los riesgos de contaminantes como el HCH, aunque ofrecen otra razón para el control y la eliminación rápidos de todos los isómeros de HCH de los alimentos tradicionales.

Por estas razones, queda justificada toda medida que se adopte sobre el alfa-HCH a nivel mundial.

1 Introducción

En la propuesta de México de incluir el lindano en la lista de los anexos A, B o C del Convenio de Estocolmo y en las deliberaciones posteriores, se llegó a la conclusión de que “se deben considerar otros isómeros de hexaclorociclohexano” (UNEP/POPS/POPRC.2/10). Por esa razón, México presentó la propuesta de inclusión del alfa-hexaclorociclohexano en los anexos A, B o C del Convenio de Estocolmo el 26 de julio de 2006 (UNEP/POPS/POPRC2./INF/7). Austria (en nombre de Alemania) preparó el primer borrador sobre el alfa-HCH.

El alfa-HCH es uno de los cinco isómeros estables del HCH técnico, un plaguicida organoclorado que se utilizaba antes en la agricultura. Las modalidades de acción de los isómeros de HCH difieren cuantitativa y cualitativamente según su actividad biológica en el sistema nervioso central que es el principal órgano al que ataca. El alfa-HCH es uno de los principales estimuladores del sistema nervioso central, pero el efecto final de los isómeros mezclados depende de su composición (IPCS, 2001). En general, los HCH figuran entre los plaguicidas más estudiados respecto de su destino ambiental y sus efectos (Breivik y otros, 1999).

1.1 Identidad química

Nombre químico: Alfa-hexaclorociclohexano (alfa-HCH)

Nombre en la IUPAC: (1a,2a,3b,4a,5b,6b)-hexaclorociclohexano

Sinónimos comunes: 1,2,3,4,5,6-hexaclorociclohexano, alfa isómero, (1alfa,2alfa,3beta,4alfa,5beta,6beta)-1,2,3,4,5,6-hexaclorociclohexano, alfa-1,2,3,4,5,6-hexaclorociclohexano; hexacloruro de alfa-benceno, alfa-BHC, alfa-HCH, alfa-lindano; benceno-trans-hexacloruro, hexaclorociclohexano-Alfa (Chemfinder, 2007)

El alfa-HCH es una molécula quiral; los enantiómeros se indican en la figura 1.

Número del CAS:

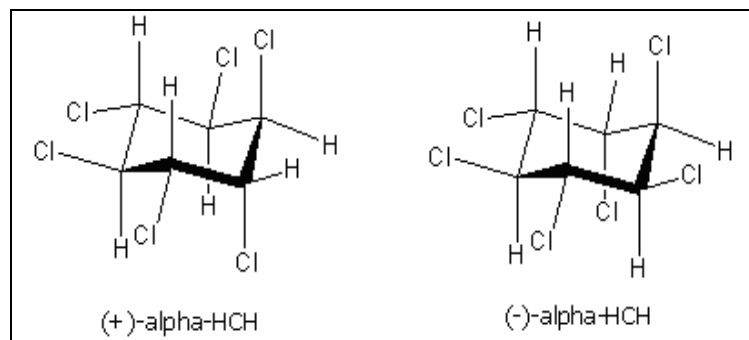
Mezcla racémica: 319-84-6, (+) alfa-HCH: 11991169-2, (-) alfa-HCH: 119911-70-5

Fórmula química: $C_6H_6Cl_6$

Peso molecular: 290.83

Figura 1: Estructura del alfa-HCH,

modificada según Buser y otros (1995)



Se atribuye la estabilidad y la persistencia de los isómeros de HCH a la orientación de los átomos de cloro en la molécula. Los átomos axiales de cloro probablemente contengan espacios para la degradación enzimática. El alfa-HCH exhibe 4 átomos de cloro orientados axialmente y 2 orientados ecuatorialmente. Por eso se considera que la molécula es más propensa a la degradación que el isómero beta (Philips y otros, 2005).

1.1.1 Propiedades físico-químicas

Las propiedades físico-químicas (véase el cuadro 1 para determinadas propiedades) del alfa-HCH permiten su transporte a gran distancia y la “condensación en frío”, un enriquecimiento de la sustancia en climas fríos en comparación con las concentraciones cerca de las fuentes, en las escalas altitudinales y latitudinales descritas por Wania y Mackay (1996). El alfa-HCH se puede volatilizar debido a su presión de vapor y a su bajo coeficiente de partición en el aire del octanol cerca de la superficie del suelo. La constante de la ley de Henry es relativamente baja y disminuye con la temperatura.

Cuadro1. Determinadas propiedades físico- químicas

Punto de fusión (K)	432 ¹
Punto de ebullición (K)	561 ¹
Solubilidad en el agua (mol*m ⁻³ a 25 °C)	0,33 ²
Presión de vapor (Pa a 25 °C)	0,25 ²
Constante de la Ley de Henry (Pa m ³ mol ⁻¹)	0,74 ²
Log Kow (25°C)	3,9 ²
Log Koa (25°C)	7,5 ²
Estado físico	sólido cristalino ¹

¹ ATSDR (2005)² Xiao y otros (2004)

1.2 Conclusión del Comité de Examen de los COP sobre la información solicitada en el anexo D

El Comité de Examen de los COP evaluó la propuesta relativa al alfa-HCH presentada por México (UNEP/POPS/POPRC.2/INF/7 resumida por la secretaría en el documento UNEP/POPS/POPRC.2/15) con arreglo a los requisitos establecidos en el anexo D del Convenio de Estocolmo en su segunda reunión celebrada en Ginebra. En la decisión POPRC-2/9, el Comité llegó a la conclusión de que el alfa-HCH cumplía 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 riesgo de conformidad con el anexo E del Convenio.

1.3 Fuentes de datos

El proyecto de perfil de riesgo se basa en las siguientes fuentes de los datos:

- Propuesta presentada por México para la inclusión del hexaclorociclohexano en las listas de los anexos A, B o C del Convenio (UNEP/POPS/POPRC2./INF/7), 2006.
- Decisión POPRC-2/9 del Comité de Examen, 2006.
- Información presentada por las Partes y los observadores de conformidad con el anexo E del Convenio: información específica o científica: República Checa, Alemania, Red Internacional de Eliminación de Contaminantes Orgánicos Persistentes (IPEN), Japón, Suiza, Estados Unidos de América; información general: Argelia, Crop Life International, Reino de Bahrein, Mauricio, México, Qatar, República de Lituania y Turquía. Esta información se puede consultar en el sitio web del Convenio: (<http://www.pops.int/documents/meetings/poprc/prepdocs/annexEsubmissions/submissions.htm>).
- Evaluación del lindano y otros isómeros de hexaclorociclohexano, USEPA, 2006. http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDS/factsheets/lindano_isómeros_fs.htm
- Programa Internacional sobre Seguridad Química, ALFA- y BETA-HEXACLOROCICLOHEXANOS, Criterios de salud ambiental N° 123, Organización Mundial de la Salud. Ginebra, 1992. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc123.htm>
- Perfil toxicológico de los hexaclorociclohexanos, Organismo del Registro de Sustancias Tóxicas y Enfermedades, Servicio de Salud Pública, Departamento de Salud y Servicios Humanos de los Estados Unidos de América, Estados Unidos de América, 2005. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp43.html>
- Plan de Acción Regional para América del Norte sobre el lindano y otros isómeros de hexaclorociclohexano (HCH). 2006. Comisión Norteamericana para la Cooperación sobre el Medio Ambiente http://www.cec.org/pubs_docs/documents/index.cfm?varlan=english&ID=2053

Además de estas fuentes de información, se realizó una búsqueda bibliográfica en las bases de datos públicas. Se utilizaron las siguientes bases de datos: base de datos de ECOTOXicología (Ecotox, <http://www.epa.gov/ecotox/>), Banco de datos sobre sustancias peligrosas (HSDB, <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>), Pubmed (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi?DB=pubmed>), Base de datos sobre el destino ambiental (EFDB http://www.syrres.com/esc/efdb_info.htm). En general, la búsqueda incluye el nombre químico o el número del CAS o una combinación de términos técnicos debido a la multiplicidad de entradas. Por la misma razón, se consideraron también artículos temáticos y actualizados específicos. Los

informes antes señalados contenían distintas referencias que no se han mencionado concretamente en el presente perfil de riesgos. En el documento UNEP/POPS/POPRC.3/INF/27 se indican otras referencias.

1.4 Situación del producto químico según los convenios internacionales

El alfa-HCH es un componente del HCH técnico, que es objeto de reglamentación en al menos dos acuerdos internacionales. El primero es el Protocolo de Aarhus de 1998 sobre contaminantes orgánicos persistentes (Consejo) de la Convención sobre la contaminación transfronteriza a gran distancia. El HCH técnico figura en la lista del anexo II del Protocolo, por el que se restringe su uso como producto intermedio en la fabricación de productos químicos únicamente.

El segundo acuerdo es el Convenio de Rotterdam sobre el procedimiento de consentimiento fundamentado previo aplicable a ciertos plaguicidas y productos químicos peligrosos objeto de comercio internacional. El HCH (isómeros mezclados) está sujeto al procedimiento de CFP y figura en la lista del anexo III del Convenio.

El Canadá, los Estados Unidos y México firmaron el Plan de Acción Regional para América del Norte (NARAP) sobre el lindano y otros isómeros de hexaclorociclohexano en 2006. El objetivo de este Plan es reducir los riesgos asociados con la exposición de los seres humanos y el medio ambiente.

En la Unión Europea, la producción y el uso del HCH técnico como producto intermedio de la fabricación de productos químicos se eliminarán a finales de 2007 a más tardar (Reglamento (CE) No 850/2004). Los HCH son también sustancias prioritarias (Decisión No 2455/2001/EC) en la Directiva Marco 2000/60/EC para el Agua aprobada por la UE.

Los isómeros de hexaclorociclohexano, entre ellos el isómero alfa, figuran en la Lista de productos químicos que requieren la adopción de medidas prioritarias de la Comisión de la OSPAR para la Protección del Medio Marino del Atlántico Nororiental. El objetivo es la prevención de la contaminación del medio marino mediante la reducción constante de las descargas, emisiones y pérdidas de sustancias peligrosas.

2 Información resumida que atañe al perfil de riesgos

2.1 Fuentes

2.1.1 Producción

El alfa-HCH de por sí ni se produce intencionalmente ni se comercializa. Se produce como el componente principal del HCH técnico, que se utiliza como insecticida organoclorado o producto químico intermedio para la fabricación de gamma-HCH (lindano) enriquecido. En estos momentos no existen datos de producción del HCH técnico, pese a que todavía se fabrica lindano (IHPA, 2006).

El HCH se fabrica mediante la cloración fotoquímica del benceno, lo que da lugar a la formación de cinco isómeros estables de HCH fundamentales. Los rendimientos de los diferentes isómeros varían debido a las diferencias técnicas en el proceso de producción. Esas variaciones son: alfa-HCH (55 a 80%), beta-HCH (5 a 14%), gamma-HCH (8 a 15%), delta-HCH (6 a 10%) y épsilon (1 a 5%) (Breivik y otros, 1999). En el documento UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.4 (Perfil de riesgo sobre el lindano) y en IHPA (2006) figuran más detalles sobre la producción y reutilización de residuos de HCH. Los siguientes países, que presentaron información según lo dispuesto en el anexo E, declararon que en estos momentos no están produciendo ni utilizando alfa-HCH: Alemania, los Estados Unidos de América, Mauricio, México, Noruega, Qatar, República Checa, República de Lituania, Suiza y Turquía.

2.1.2 Comercio y existencias

El HCH técnico se introdujo rápidamente en gran escala en el mercado en el decenio de 1940, en vista de sus propiedades insecticidas universales. Surgieron prometedoras oportunidades de mercado en todo el mundo en la búsqueda de una alternativa barata al DDT (IHPA, 2006). Sin embargo, debido a que ha disminuido la eficacia del isómero gamma > alfa > beta en el control de los insectos (Baumann y otros, 1980), el lindano (> 99 % gamma-HCH) fue sustituyendo paulatinamente al HCH-técnico. No obstante, la fabricación del lindano ha producido enormes cantidades de residuos de HCH, que se deben eliminar o tratar de otra manera. La IHPA (2006) calculó los residuos de HCH en 1,9 a 4,8 millones de toneladas sobre la base de la producción mundial de lindano, a falta de datos más exactos. Estas estimaciones exceden los valores notificados por Walker y otros (1999), que calcularon reservas de unas 2 785 toneladas de HCH técnico y 45 toneladas de material de HCH no especificado en África y el Cercano Oriente.

2.1.3 Usos

Unos 10 millones de toneladas de HCH técnico fueron liberadas al medio ambiente entre 1948 y 1997 (Li y otros, 1999). Breivik y otros (1999) calcularon el uso de HCH técnico en aproximadamente 400 000 toneladas en

Europa solamente entre 1970 y 1996. Los datos ofrecen un ejemplo de las grandes incertidumbres de estas estimaciones. Según Li y Macdonald (2005), la utilización mundial de HCH técnico estuvo en manos de 10 países encabezados por China, que consumían casi la mitad de la cantidad total mundial. Los demás países (por orden decreciente de uso) eran: la ex Unión Soviética, la India, Francia, Egipto, el Japón, los Estados Unidos, Alemania oriental, España y México. El uso de HCH técnico se prohibió en la mayoría de los países occidentales y el Japón en los años setenta, pero se mantuvo en China y Rusia hasta 1983 y 1990. En 1990, la India prohibió también el HCH técnico para usos agrícolas, pero mantuvo su utilización en la salud pública (AMAP, 2004). El uso del HCH técnico disminuyó constantemente y ahora prácticamente ya no se utiliza en el mundo. Ahora bien, hay indicios de que no se puede excluir el uso de las reservas, el uso limitado con fines de salud pública o el uso ilícito (Zhulidov y otros, 2000; Bakore y otros, 2003; Qian y otros, 2006).

2.1.4 Liberaciones al medio ambiente

El alfa-HCH tiene varias vías para entrar en el medio ambiente. Históricamente, el alfa-HCH se liberaba durante la fabricación del HCH técnico y su utilización como plaguicida. El alfa- y el beta-HCH tienen la misma forma de emisión a nivel mundial que, no obstante, difiere en escala. Li y McDonald (2005) calcularon la utilización mundial de alfa-HCH (basándose en datos sobre el HCH técnico) en 6 millones de toneladas, de los cuales 4,3 millones de toneladas se emitían a la atmósfera. Después de los años 1940, las emisiones de alfa-HCH aumentaron y llegaron a un máximo a principios de los años setenta. Debido a que se prohibió utilizar el alfa-HCH en América del Norte, los países europeos y el Japón, las emisiones disminuyeron pero volvieron a llegar a un máximo en los años ochenta debido a su uso frecuente en algunos países de Asia. Después de los años ochenta, las cifras volvieron a bajar gracias a nuevas prohibiciones y restricciones, por ejemplo, en China. Las liberaciones de alfa-HCH al medio ambiente son también posibles a partir de sitios donde hay desechos peligrosos (USEPA, 2006), las reservas y residuos de la producción de lindano, que no siempre se controlan ni se mantienen de manera segura (IHPA, 2006). Asimismo, los sitios contaminados (es decir, antiguas plantas de producción) pueden contribuir a la carga ambiental de alfa-HCH (Concha-Grana y otros, 2006). Alemania (información presentada en relación con el anexo E, 2007) informó de que todavía existen algunas fuentes locales aisladas, es decir, vertederos y basureros en la antigua RDA (Alemania oriental) procedentes de aplicaciones de HCH técnico. Esto dio por resultado que se detectaran concentraciones más elevadas de alfa-HCH en los peces del río Elba cerca de los antiguos lugares de producción tras las copiosas lluvias y las inundaciones de 2003. Sin embargo, no se dispone de estimaciones cuantitativas de las emisiones de los sitios y vertederos de desechos peligrosos.

2.2 Destino ambiental

2.2.1 Persistencia

El alfa-HCH es, en principio, degradable en compartimientos ambientales mediante procesos abióticos, como la fotodegradación y la hidrólisis. Según experimentos de laboratorio realizados por Ngabe y otros (1993), las vidas medias hidrolíticas del alfa-HCH indican una gran dependencia de la temperatura. A 20°C, pH 8, el DT50 era de 0,8 años, mientras que aumentaba a menos temperatura (5°C, pH 7,8) a 26 años. Este ritmo de degradación permitió a Harner y otros (1999) calcular un DT50 de 63 años del alfa-HCH en el Océano Ártico.

En general, los isómeros de HCH no absorben la luz de > 290 nm. Por eso, se considera que la fotólisis no tiene una función importante en la eliminación de alfa-HCH. Deo y otros (1994) informaron de vidas medias del alfa-HCH en una solución acuosa expuesta a la luz solar durante 4 a 6 días. Pese a las incertidumbres acerca del mecanismo de esta degradación, se demostró que el alfa-HCH y el gamma-HCH se descomponen por fotólisis indirecta con agentes de fotosensibilización que puedan transferir la energía de excitación al HCH (ATSDR, 2005; USEPA, 2006). Respecto de la fotodegradación en las superficies duras, se ha informado de un vida media igual a 91 horas en una película fina (ATSDR, 2005). Empero, es cuestionable si este resultado tiene algo que ver, si se toman en consideración los argumentos antes expuestos.

La constante de la tasa de OH atmosférico medida de $1,4 \times 10^{-13}$ cm³/molécula-sg dio por resultado una vida media correspondiente de 115 días (ATSDR-2005) (utilizando una concentración media del radical hidroxilo de 5×10^5 moléculas/cm³, según el documento de orientación técnica (2003)).

En conclusión, la degradación abiótica es muy lenta especialmente a bajas temperaturas. Se considera que la fotólisis en medios acuosos y en el aire desempeña una función poco importante en la degradación del alfa-HCH.

Se ha determinado que la degradación biótica del alfa-HCH ocurre en los cultivos puros, suelos fangosos, estudios (semi) teóricos de los suelos, los sedimentos y el agua. Al principio se pensaba que la biodegradación de los HCH en el suelo ocurría en condiciones anaerobias. Sin embargo, en varias investigaciones se demostró que el alfa-HCH se degrada aeróbicamente, en algunos casos incluso más rápido que de forma anaerobia. También se informó de descomposición en condiciones metanógenas y de reducción del sulfato (Phillips y otros, 2005).

La trayectoria metabólica anaerobia del alfa-HCH por la vía de la dechloración, termina en el tetraclorociclohexano. En condiciones metanógenas se formaron el diclorofenol y el triclorofenol, así como el clorobenceno y el benceno, estos dos últimos como productos finales estables. Estos metabolitos pueden seguir mineralizándose en forma aeróbica y anaeróbica (Bachmann y otros, 1988; Phillips y otros, 2005). En cultivos puros, así como en terrenos anegados, el gamma-HCH es el isómero que más fácilmente dechlora, seguido del alfa-HCH en condiciones anaeróbicas (Jagnow y otros, 1977; MacRae y otros, 1967).

En condiciones aeróbicas, el alfa-HCH deshidrocloró en pentaclorociclohexano en suelos fangosos. Su conversión ulterior a tetraclorobenceno o triclorobenceno puede también producir diclorobenceno (Deo y otros, 1994). La trayectoria de la degradación aeróbica del gamma-HCH fue objeto de amplios estudios con *Shingobium sp.* y dio lugar a varios metabolitos. Se planteó que el alfa-HCH seguía la misma trayectoria que el gamma-HCH. En estudios de laboratorio en condiciones aeróbicas se demostró la total mineralización del alfa-HCH (Phillips y otros, 2005).

En general, las condiciones climáticas, así como la textura del suelo y la materia orgánica, que alteran la sorción de sustancias, el contenido de agua, el pH y el crecimiento de bacterias influyen en las tasas de degradación (IPCS, 1992). El contenido de humedad del suelo aumenta las pérdidas de alfa-HCH, que se atribuyen a una mayor volatilidad o degradación microbiana (Chessells y otros, 1988; Phillips y otros, 2005). Todavía no se conocen las bacterias capaces de degradar los HCH a temperaturas extremas ($< 5\text{ }^{\circ}\text{C}$ o $> 40\text{ }^{\circ}\text{C}$) (Phillips y otros, 2005).

Existen pocos datos de los estudios del suelo en condiciones de laboratorio y de las investigaciones prácticas. Un distintas condiciones del terreno, se parte de la hipótesis de que las tasas de degradación son del orden de $\alpha > \gamma > \beta$ (Suzuki y otros, 1975, Stewart y Chisholm, 1971; véase también la sección 1.1). Singh y otros (1991) informaron de vidas medias sobre el terreno (es decir, disipación, incluidas pérdidas por lixiviación y volatilización) de unos 55 días en terrenos cultivados y no cultivados en un barro arenoso de la India en condiciones subtropicales. Este resultado concuerda con las conclusiones de Kaushik (1989), quien informó de un vida media aún más breve del HCH técnico en condiciones de estudio análogas. También, en un clima templado, Doelman y otros (1990) observaron en un estudio semiteórico con suelo contaminado, una eliminación de $> 50\%$ después de 161 días, que atribuyeron fundamentalmente a una rápida disminución en las primeras semanas, mientras que la degradación se hizo más lenta después. Suzuki y otros (1975) también plantearon que los bajos niveles de residuos (menos de 0,1 ppm) pueden resistir la acción microbiana y físico-química. En el medio ambiente pueden persistir indefinidamente las bajas concentraciones de alfa-HCH debido a la poca afinidad de las enzimas o al sistema de transporte responsable de la degradación del HCH (Phillips y otros, 2005). Stewart y Chisholm (1971) observaron en un prolongado estudio práctico después de aplicar HCH técnico, un 4 % del isómero alfa después de 15 años en barros arenosos del Canadá. Además, Chessells y otros (1988) demostraron que, al cabo de 20 años de aplicación del HCH técnico en Queensland (Australia), el alfa-HCH, que tiene la concentración inicial más alta, suele prevalecer menos en el terreno, mientras que los niveles detectados duplicaron los del isómero gamma.

Los procesos abióticos no son enancioselectivos, pero la biodegradación puede serlo. Si se miden los residuos no racémicos de alfa-HCH en el medio ambiente o la biota, las enzimas están presentes. No obstante, los residuos racémicos no excluyen la posibilidad de degradación biótica (véase Suar y otros, 2005). También se han cuantificado, a los efectos de control, las fracciones enancioméricas (EF, calculadas por la fórmula $EF = RE/(RE+1)$, siendo RE la razón enanciomérica: (+) /(-) alfa-HCH, Kallenborn y otros, 2001) para la caracterización de los residuos. Hegeman y Laane (2002) investigaron la distribución enanciomérica del alfa-HCH en diferentes compartimentos ambientales obtenidos de 618 mediciones. En general, los compartimentos abióticos demostraron FE cercanas a 0,5. En el suelo, la tendencia era a preferir la degradación del (-) alfa-HCH ($EF > 0,5$), mientras que en el agua la tendencia resultó ser la contraria. Kurt-Karakus y otros (2005) informaron de algunos FE para el alfa-HCH de 0,4 a 0,89 (una media de 0,5) en suelos de alta concentración, que abarcaban un conjunto mayor que los FE en el aire ambiente de América del Norte (0,47 a 0,52), lo que indicaba que ya se había producido la degradación posterior a la deposición. No obstante, dado que los FE varían considerablemente según el lugar, hay que ser prudentes a la hora de utilizar las características enancioméricas en el aire como marcador de las reemisiones desde las superficies (suelos).

A juzgar por el valor K_{oc} confirmado por datos prácticas, se espera que el alfa-HCH tenga poco potencial de lixiviación (HSDB, 2006; Singh y otros, 1991). Sin embargo, se puede producir la contaminación de las aguas subterráneas en zonas muy contaminadas (Law y otros, 2004).

En el perfil de riesgos sobre el lindano (UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.4) figura información detallada sobre la importancia de la isomerización en el medio ambiente.

El alfa-HCH puede biodegradarse en muestras de sedimentos y agua de mar (HSDB, 2006) y agua dulce (Padma y Dickhut, 2002). Helm y otros (2002) calcularon en 0,6 a 1,4 años los vidas medias del alfa-HCH en un lago elevado del Ártico. En la parte oriental del Océano Ártico, se observó una degradación enancioselectiva para el (+) alfa- y (-) alfa-HCH con vidas medias de 5,9 y 23,1 años. Si se tomasen en consideración la descomposición por hidrólisis, los vidas medias en general serían de 5,4 y 16,9 años para el isómero alfa (+) y (-) respectivamente (Harner y otros, 1999). Pese a se conocen poco las tasas de degradación en sedimentos y, por tal motivo, son menos ciertas las estimaciones, se supuso un vida media de aproximadamente 2 años del alfa-HCH en sedimentos de un lago elevado del Ártico (Helm y

otros, 2002). Algunos datos sobre niveles de α -HCH en testigos de sedimentos de 30 a 40 años de edad indican largas vidas medias del α -HCH en sedimentos de diferentes zonas geográficas (Barra et al., 2001; Rawn et al., 2001; Riching et al., 2005).

2.2.2 Bioacumulación

El coeficiente de partición octanol-agua ($\log K_{ow} = 3,8$) del alfa-HCH indica una posible bioacumulación (ATSDR, 2005), aunque no llega al valor de 5 indicado en el inciso i) del apartado c) del párrafo 1 del anexo D del Convenio de Estocolmo.

En diversos estudios se han señalado muy distintos factores de bioconcentración (FBC). En el caso de las algas verdes, los factores de bioconcentración variaban de unos 200 en las células de *Chlorella pyrenoidosa* a 2700 (de peso seco) y 13000 en base lípida, respectivamente en las de *Dunaliella*. Los estudios realizados en invertebrados arrojan FBC de entre 60 (8000 en base lípida) en la *Artemia* a 2700 en poliquetes, según el contenido lípido de los animales (IPCS, 1992).

El FBC (todo el cuerpo) para el alfa-HCH, según la anterior directiva 305E de ensayos de la OCDE, en los peces cebrera era igual a 1 100 en condiciones estables con constantes de ingesta (k_1) de 50 y constantes de la tasa de eliminación (k_2) de 0,045. Estos valores son parecidos a los de gamma-HCH (FBC 850, $k_1 = 50.8$, $k_2 = 0.055$) (Butte y otros, 1991). Oliver y otros (1985) informaron de FBC (en todo el cuerpo) de entre 1 100 y 2 800 en la trucha arcoiris.

En general, los estudios realizados en las redes alimentarias del Ártico indican factores de biomagnificación de las redes alimentarias (FMRA), que representan una tasa media de aumento por nivel trófico de la cadena alimentaria mayor de 1. Los FBM (factor de biomagnificación, comparación entre predador y presa) del alfa-HCH en el zooplancton y el bacalao del Ártico son mayores de 1, lo que demuestra la posible biomagnificación. Los FBM del alfa-HCH en aves acuáticas fueron en general inferiores a 1, excepción hecha del caso del mérgulo y el arao negro. Las focas marbreadas presentaron un FBM de 2,5 (Moisey y otros, 2001). Se sugiere que el isómero de alfa-HCH puede biomagnificarse en las redes alimentarias acuáticas y puede aumentar a niveles tróficos inferiores y superiores, sobre todo en los mamíferos marinos (USEPA, 2006; Hoekstra y otros, 2003a). En el informe de Hoekstra y otros (2003b) se confirma también este supuesto con un FBM de 9,85 en ballenas de cabeza arqueada en el caso del alfa-HCH.

Fisk y otros (2001) se refirieron a la influencia de factores químicos y biológicos en la transferencia trófica de los COP, entre ellos el alfa-HCH. En general, el FBM más alto se debería observar en los homeotérmicos (aves y mamíferos) en comparación con los poikilotérmicos (peces, invertebrados), lo que cabría atribuir a sus mayores necesidades energéticas. Entre los homeotérmicos, las aves marinas suelen tener los FBM más elevados, que concuerdan con la mayor demanda de energía en las aves. Pero esto no se aplica en el caso del alfa-HCH. Al parecer, la mayoría de las aves marinas pueden inducir el citocromo P450, como CYP2B, que son enzimas que metabolizan el alfa-HCH, de manera que la clasificación de la capacidad de biotransformación más alta a la más baja (por regla general, para contaminantes organoclorados: mamíferos marinos > aves marinas > peces > zooplancton) no es aplicable a este compuesto. El FBM del alfa-HCH en los poikilotérmicos es de 1,3 e igual al que se registra en los homeotérmicos (Hop y otros, 2002).

Dado que el alfa-HCH es un compuesto quirál, la determinación de la ER o del EF es importante a fin de comprender el metabolismo y la biotransformación específicos de las especies. Konwick y otros (2006) no observaron biotransformación enantioselectiva en la trucha arcoiris para el alfa-HCH en un estudio de la alimentación que arrojó FE coherentes en los peces. En un experimento de Wong y otros (2002), el alfa-HCH era una mezcla racémica durante todo el experimento con la trucha arcoiris, alimentada con productos alimenticios tratados. Estos resultados contradicen los informes sobre la biotransformación enantioselectiva en otras especies. El FE en invertebrados bénticos, zooplancton y peces era de 0,45 como máximo. En las focas marbreadas se registró un FE de 0,51, mientras que los FE en las aves acuáticas fluctúan entre 0,65 (mérgulo) a 0,97 en gaviones hiperbóreos (Moisey y otros, 2001). Esto da a entender que las aves marinas metabolizan con preferencia el (-) enantiómero. Asociado con un FBM de < 1 en las aves acuáticas, se ha determinado que ambos enantiómeros del alfa-HCH se metabolizan en las aves (el mérgulo y el arao negro parecen tener menos capacidad).

El FE de 0,51, considerado conjuntamente con el FBM de 2,5 en focas, indica que los mamíferos no pueden biotransformar el alfa-HCH en grandes cantidades (Moisey y otros, 2001). No obstante, Wiberg y otros (2000) halló residuos de alfa-HCH con RE de mezclas no racémicas en las focas, así como en los osos polares. Según Hoekstra y otros (2003b), se produce acumulación del (+) enantiómero en la ballena de cabeza arqueada y en la ballena blanca, pero el (-) alfa-HCH se enriquece en la foca barbuda. En la foca marbreada se registra una pequeña acumulación del (+) enantiómero (Hoekstra y otros, 2003b), pero a veces los residuos del alfa-HCH son mezclas racémicas (Fisk y otros, 2002). Esto indica una biotransformación y una acumulación enantioespecífica del alfa-HCH en la cadena alimentaria. Al investigar los FE en los huevos de krill, bacalao y pingüino, Corsolini y otros (2006) hallaron también una biotransformación enantioselectiva con un aumento de 14 % del (+) alfa-HCH del nivel trófico inferior al superior (del krill al pingüino). Existen diferencias entre especies en el perfil enantiomérico del alfa-HCH en los mamíferos

marinos también. Por ejemplo, es alto el FBM desde el brit hasta la ballena de cabeza arqueada (cerca de 10 con una fracción de (+) alfa-HCH de 16 y 4,5 de (-) alfa-HCH) (Hoekstra y otros, 2003b).

Moisey y otros (2001) registraron diferentes FBM en los mérgulos, según el tipo de presa. Tomada en conjunto, la biomagnificación se ve afectada por muchos parámetros, como la contaminación en la biota y, por consiguiente, de los alimentos (presas), el nivel trófico y la capacidad de biotransformar el alfa-HCH.

Kelly y otros (2007) han demostrado recientemente que, en el caso de sustancias con un $\log K_{ow} > 6$ y un $\log K_{ow} > 2$ el BCF en los peces no es un buen predictor de la biomagnificación en animales aerobios. Un buen ejemplo de esto es beta-HCH en las redes alimentarias de mamíferos marinos y animales terrestres pues esos compuestos se magnifican mucho, hasta 3000- y 400- veces respectivamente. El alfa-HCH, también satisface estos criterios.

No sólo en la red alimentaria del Ártico, sino también en los órganos de las focas de pelo fino de la costa del Pacífico en el Japón y los cormoranes orejados de los grandes lagos, se detectó alfa-HCH (con una RE del alfa-HCH de 1 en el músculo a 1,58 en la grasa). Se registraron elevadas RE de alfa-HCH en el cerebro de los cormoranes (> 3.6) (Iwata y otros, 1998). Willet y otros (1998) infirieron de las altas concentraciones de alfa-HCH en el cerebro de los mamíferos marinos, que este compuesto puede cruzar la barrera sangre/cerebro. Ulrich y otros (2001) determinaron también en estudios realizados con ratas, que la RE del alfa-HCH en el cerebro, de entre 2,8 y 13,5, no es el resultado de un metabolismo enancioselectivo sino que la posible responsable podría ser la retención selectiva.

Braune y otros (1999) detectaron residuos de alfa-HCH en la grasa del caribú. Se pudieron encontrar también residuos de alfa-HCH en el hígado y el tejido adiposo de los zorros del Ártico. La RE de 2,2 del alfa-HCH ER en el hígado y de 1,1 en el tejido adiposo indica una bioacumulación estereoselectiva en los mamíferos terrestres también (Klobes y otros, 1997).

En conclusión, se hallaron altos niveles en la biota del Ártico debido a la posible bioacumulación de alfa-HCH (como producto de la bioconcentración y la biomagnificación) y a los procesos históricos de deposición especialmente eficaces de esta sustancia en las aguas del Ártico. La acumulación eficaz es un efecto de la combinación de las propiedades físico-químicas del alfa-HCH y las bajas temperaturas en el Ártico. Dicho de otro modo, el alfa-HCH se acumula efectivamente en todo el ecosistema del Ártico.

2.2.3 Transporte a gran distancia en el medio ambiente

Los datos de vigilancia en el medio ambiente, que incluye la biota de las regiones apartadas como el Ártico o la Antártida, donde no se ha utilizado el HCH, aportan pruebas del potencial de transporte a gran distancia del alfa-HCH. También las propiedades físico-químicas en combinación con su estabilidad permiten el transporte a gran distancia del alfa-HCH en la atmósfera. Las emisiones primarias de las regiones de origen (fundamentalmente en Asia) y las concentraciones del aire del Ártico han disminuido sincrónicamente, lo que sugiere una rápida dispersión del alfa-HCH desde sus fuentes hacia regiones apartadas (Li y Bidleman, 2003). En el Océano Ártico se informó de concentraciones especialmente elevadas en comparación con las regiones de origen (véase el cuadro 2). Se supone que tras su transporte a gran distancia, el alfa-HCH se acumuló en el agua fría debido a su baja constante de la Ley de Henry y creó un gran depósito (Li y Macdonald, 2005). Los HCH, entre ellos el alfa-HCH, son los plaguicidas más abundantes en el aire y el agua del Ártico (Walker et al., 1999).

Para conocer las trayectorias y el destino del alfa-HCH en el Océano Ártico superior, Li y otros (2004) elaboraron un Modelo de simulación del balance de masas en el Ártico. Su conclusión fue que la mayor carga de 6 670 toneladas se alcanzó en 1982 fundamentalmente por intercambio gaseoso y por las corrientes oceánicas y disminuyó a partir de entonces a una media anual de aproximadamente 270 toneladas/año. Después de 1990, las corrientes oceánicas se convierten en la vía predominante de transporte del alfa-HCH en el Océano Ártico. Sin embargo, la porción de alfa-HCH que entra en la atmósfera del Ártico mediante el transporte a gran distancia desde las regiones de origen desempeñó un destacado papel (sobre todo al principio). Después de los primeros años noventa, el alfa-HCH presente en el aire del Ártico procedía tanto del transporte atmosférico como de la volatilización del Océano Ártico. Se planteó que harían falta otros dos decenios para eliminar totalmente el alfa-HCH por medio de la degradación y las corrientes oceánicas fundamentalmente. En total se transportaron 27 700 toneladas de alfa-HCH entre 1945 y 2000 por la vía del transporte a gran distancia hacia el Océano Ártico.

Según cálculos de un modelo elaborado con la Herramienta de análisis de la persistencia general en la atmósfera y del potencial de transporte a larga distancia de la OCDE, el alfa-HCH muestra una persistencia y propiedades de transporte a gran distancia parecidas a las de COP ya detectados como los PCB y los plaguicidas organoclorados (Wegmann y otros, 2007). Las propiedades de los productos químicos incorporadas en los modelos incluyen los coeficientes de partición en el aire y el agua y el octanol y el agua, así como vidas medias en el aire, el agua y el suelo y la constante de la ley de Henry (basada en las cifras publicadas en UNEP/POPS/POPRC2./INF/7). En el modelo, todos los compartimentos ambientales se consideran como cantidades. Los resultados del modelo no indican niveles absolutos en el medio ambiente, pero ayudan a comparar posibles COP con COP detectados (productos químicos de referencia: congéneres de los PCB 28, 101, 180, HCB, tetracloruro de carbono y alfa-HCH) según su persistencia en el medio

ambiente y su potencial de transporte a gran distancia. En un análisis de las incertidumbres de Carlo se investigaron las incertidumbres en las propiedades químicas.

2.3 Exposición

Se produjo exposición al alfa-HCH debido a la utilización del HCH técnico, y de la producción y fabricación del HCH técnico y del lindano. Debido a la persistencia, cabe esperar una elevada exposición en zonas contaminadas debido al uso amplio, a la producción anterior, a los sitios de eliminación y a las reservas. Aunque el HCH técnico prácticamente ya no se utiliza en el mundo, los datos de vigilancia basados en la proporción entre los isómeros alfa y gamma todavía indica la posibilidad de liberaciones de HCH técnico en determinadas zonas (Zhang y otros 2003; Qian y otros, 2006; Zhulidov y otros, 2000).

La exposición humana al alfa-HCH se produce fundamentalmente debido a la ingestión de plantas, animales y productos contaminados de origen animal. La inhalación del aire ambiente y el consumo de agua potable son otras fuentes de exposición, aunque en menor medida. Como se demuestra en un estudio piloto realizado por Francia, el alfa-HCH se detectó en el aire de interiores y en las manos de la población en general en la región parisina en 42% y 35% de las muestras respectivamente. Los niveles eran mínimos y fluctuaban entre hasta 1,8 ng/m³ en el aire y hasta 8,5 ng/mano (Bouvier y otros, 2006).

Los datos sobre la vigilancia de una amplia muestra de la biota, incluida la humana, indican que se produce una importante respuesta en el medio ambiente, lo que demuestra la biodisponibilidad del alfa-HCH. Los lactantes pueden quedar expuestos durante el desarrollo fetal y la lactancia.

2.3.1 Datos de vigilancia ambiental obtenidos en localidades

Por regla general, los niveles ambientales en determinadas localidades disminuyeron tras las restricciones y prohibiciones del uso del HCH técnico (IPCS, 1992; véase también el cuadro 2). Sin embargo, los datos sobre la vigilancia indican la ubicuidad de su distribución en todo el medio ambiente, por ejemplo, en las actividades de vigilancia de la República Checa (información relacionada con el anexo E, presentada por la República Checa, 2007), en líquenes de distintos lugares de Suiza (los valores se indican en el cuadro 2) o en un programa de vigilancia llevado a cabo recientemente en el Japón. En el Japón se detectó alfa-HCH en todas las muestras de peces, menos en 7. Los valores comunicados son los siguientes: agua 0,013 a 5,7 ng/L, partículas de sedimentos de 5,7 ng/g de ps (peso seco), moluscos hasta 1,8 ng/g de ph (peso húmedo), peces hasta 2,9 ng/g de ph, aves 0,1 a 1,6 ng/g de ph, aire (temporadas de calor y de frío) 0,02 a 3,2 ng/m³ y 0,01 a 0.68 ng/m³ (información en relación con el anexo E presentada por el Japón, 2007).

Cuadro 2. Determinados datos de vigilancia de los compartimentos abióticos y la vegetación (los valores se refieren al alfa-HCH, a menos que se indique otra cosa)

Compartimento	País/región	Niveles	Observaciones	Referencias	Años
Aire	Grandes Lagos, rural	< 1 a- 84 pg/m ³	alfa-HCH, valores medios, etapa gaseosa	Sun y otros, 2006b	1992-2003
	Grandes Lagos, Chicago	52 pg/m ³	alfa-HCH, valor medio, etapa gaseosa	Sun y otros, 2006b	1996-2003
	Niigata, Japón	92 pg/m ³	Media anual, según los autores como resultado del transporte a gran distancia	Murayama y otros, 2003	2000-2001
	República Checa (Kosetice)	38/21/17/22/13 pg/m ³	Concentraciones medias anuales en el aire y los aerosoles	Medición del EMEP, datos en línea	1999-2003
	Finlandia (Pallas)	24/28/18/15/17/18/9 pg/m ³	Concentraciones medias anuales en el aire y los aerosoles	Medición del EMEP, datos en línea	1996-2003
	Islandia (Storhofdi)	17/16/15/15/10/8/10/5/7 pg/m ³	Concentraciones medias anuales en el aire y los aerosoles	Medición del EMEP, datos en línea	1995-2003
	Noruega (Lista)	94/94/76/69/52/61/50/37/25/19/17/17/12 pg/m ³	Concentraciones medias anuales en el aire y los aerosoles	Medición del EMEP, datos en línea	1991-2003
	Suecia (Aspvreten)	43/57/61/50/-/67/16 pg/m ³	Concentraciones medias anuales en el aire y los aerosoles	Medición del EMEP, datos en línea	1995-2002
	Ny-Aslund (Svalbard, Noruega)	73 pg/m ³	∑HCH, fundamentalmente alfa-HCH, el valor medio anual más alto se informó en 1996	AMAP, 2004	1996-1988
	Mar de Barents y parte oriental del Océano Ártico	11 - 68 pg/m ³		Harner y otros (1999)	1999

Compartimento	País/región	Niveles	Observaciones	Referencias	Años
	Ártico	23 +/- 10 pg/m ³	Distribución uniforme, media aritmética, mediciones de 4 lugares del Ártico	Su y otros, 2006	2000-2003
Precipitación	Bélgica (Knokke)	4,1 a 0,5 ng/L	concentraciones medias anuales	Medición del EMEP datos en línea	1996-2003
	Alemania (Zingst)	1 a 0,3 ng/L	concentraciones medias anuales	Medición del EMEP datos en línea	1999-2003
	Finlandia (Pallas)	< 1 ng/L	precipitación + concentraciones medias anuales de la deposición seca	Medición del EMEP datos en línea	1996-2003
	Noruega (Lista)	2,7 a 0,4 ng/L	concentraciones medias anuales	Medición del EMEP datos en línea	1991-2003
	Suecia (Aspvreten)	2,7 a 0,4 ng/L	concentraciones medias anuales	Medición del EMEP datos en línea	1995-2002
	Canadá/Grandes Lagos	1 a 40 ng/L	81 muestras	IPCS, 1992	1976-77
Suelo	Ártico ruso	0,2 a 0,5 ng/g de ps	∑HCH, fundamentalmente alfa-HCH, el suelo contenía turba y basura	AMAP, 2004	200-2001
	Antártida	< 0,01 a 0,026 ng/g de ps		Borghini y otros, 2005	1999
Agua de mar	Norte del Mar de Barents, Océano Ártico oriental	910 (350 a 1630) pg/L	Período de muestra: julio a septiembre	Harner y otros, 1999	1996
	Océano Ártico norteamericano	~ 7,5 µg/m ³		Li and Macdonald, 2005	1983
	Archipiélago del Canadá y sur del Mar de Beaufort	3,5 (1.1 – 5.4) ng/L	Mediciones de la superficie del agua en el verano	Bidleman y otros, 2007	1999
Agua dulce, ríos	Ríos del norte de Rusia	< 1 a 69 ng/L	Concentraciones medias ponderadas de siete años	AMAP, 2004	1990-1996
Aguas fluviales y estuarias	Asia oriental y meridional y Oceanía	hasta un máx. de 470 ng/L		Iwata y otros, 1994	1989-1991
Sedimento (lagos)	Suecia meridional	9,2 ± 6,3 ng/g de ps	∑HCH, datos del Programa Sueco de Vigilancia, 2002	AMAP, 2004	2002
Vegetación (líquén)	Taymir (Rusia)	7 ng/g de ps	La concentración más alta se encontró en el líquen a diferencia de las muestras tomadas en Alaska, los Urales y Kola	AMAP, 2004	1991-1993
	Suiza	0,5 a 4 µg/kg de ps	Desde distintos lugares (por ejemplo, ciudades, industria, campo)	Información presentada por Suiza en relación con el anexo E, 2007	2002
Musgo	Antártida	0,43 a 4 ng/g de ps		Borghini y otros, 2005	1999

Los niveles ambientales pueden seguir siendo altos cerca de las fuentes. Se hallaron concentraciones de HCH en suelos contaminados de 40 a 225mg/kg en la capa superior alrededor de una planta química en Albania (PNUMA, 2003). Se informó de niveles medios de 0,02 mg/kg en suelos del delta del Río Perla en China; en suelos rusos cerca del río Lena contenían 0,001 a 0,017 mg/kg de HCH (PNUMA, 2003). Se detectaron niveles de hasta 12 000 mg/kg en el suelo de una zona muy contaminada de España (Concha-Grana y otros, 2006)

Los niveles en la biota varían, según el lugar (uso reciente o gran contaminación o ambos) y la especie. En la mayoría de los casos, el alfa-HCH es el isómero predominante en los peces (Willett y otros, 1998). Por ejemplo, las concentraciones de HCH (fundamentalmente el isómero alfa) en distintas especies de peces de la India fluctuaron de 6 a 68 ng/g de ph. Las muestras de peces recogidas del Río Nilo, cerca de El Cairo, en 1993 contenían una concentración de alfa-HCH de 0,5 ng/g de ph (PNUMA, 2003).

Se determinó también la presencia de alfa-HCH en los huevos de pelícano ceñudo (*Pelecanus crispus*), así como en las anguilas (*Anguilla anguilla*), la principal presa del pelícano, recogidos en los humedales del Golfo de Amvrakikos en Grecia durante dos años, 1992 y 1993. La concentración en huevos de pelícano era de 7,9 ± 3,2 ng/g y 6,5 ± 2,5 ng/g de ph en las anguilas (UNEP, 2003). Las concentraciones de alfa-HCH en la perca de la costa lituana eran de hasta 21 ng/g pl (peso en lípidos) (margen de 50 a 60), que se consideraron carga básica. Los elevados niveles de hasta 126 ng/g de pl se atribuyeron a una descarga reciente de HCH técnico (Olsson y otros, 1999).

Una fuente local de alfa-HCH era el uso del HCH técnico por las poblaciones indígenas del norte de Rusia contra los pesados insectos parasitarios de los renos domesticados (Li y otros, 2004). Sin embargo, no existen estimaciones cuantitativas de estos niveles de exposición.

2.3.2 Exposición como resultado del transporte a larga distancia en el medio ambiente

Se ha informado de los niveles más altos de alfa-HCH medidos para las latitudes más altas en el aire (por ejemplo, Svalbard, Alerta), así como en el agua de mar (Harner y otros, 1999). Como se indica en el cuadro 2, ha disminuido el alfa-HCH en el aire (por ejemplo, de 94 pg/m³ en 1992 a 12 pg/m³ en Noruega en 2003). AMAP (2004) también señaló que las concentraciones de HCH en el aire del Ártico han sido mínimas desde mediados de los años noventa, debido a las prohibiciones y restricciones impuestas a nivel mundial. Antes, en el decenio de 1980, se midieron niveles tan elevados como aproximadamente 900 pg/m³ en el aire del Ártico (Li y otros, 2002). Los niveles en el agua salada del Océano Ártico oriental fueron en general inferiores a los de la parte occidental (Harner y otros, 1999). Las concentraciones en la superficie son mayores en el archipiélago del Ártico central del Canadá, intermedias en los mares de Beaufort/ Chukchi y en el Polo Norte. A los niveles de los años noventa, en el Océano Ártico canadiense eran superiores a los de cualquier otro lugar del mundo en el medio marino (AMAP, 2004).

Esta distribución espacial se refleja también en los niveles de la biota. Hoekstra y otros (2002) llegaron a la conclusión de que las ballenas de cabeza arqueada muestran un cambio total en su relación alfa-/beta-HCH en su ruta migratoria entre el mar de Bering y el de Beaufort. Los niveles en la grasa hipodérmica de la ballena blanca disminuyeron de unos 190 a 140 ng/g de pl entre 1982 y 1997 en el sureste de la Bahía de Baffin (AMAP, 2004). Se informó de niveles de hasta 196 ng/g de ph en Alaska (información presentada por la IPEN en relación con el anexo E, 2007) y de hasta 344 ng/g de ph en Arviat (Stern y otros, 2005). Los rorcuales aliblanco de Groenlandia presentaban concentraciones más altas del isómero alfa frecuente en la grasa (valores medios de 40 a 55 ng/g de ph), que en ejemplares del Mar del Norte (menos de 30 ng/g) (AMAP, 2004). Entre 1982 y 1999 no se observó disminución alguna de los Σ HCH en la grasa del narval del Ártico canadiense.

Las concentraciones en la foca marbreada del Ártico canadiense no mostraron cambios significativos en la concentración de Σ HCH en comparación con los años setenta. Los elevados residuos de isómeros de HCH en los mamíferos marinos del Archipiélago canadiense probablemente obedecen a que las elevadas concentraciones de isómeros de HCH son los organocloros más abundantes en el Océano Ártico (NARAP, 2006).

Para el período entre 1991 y 2000 no se halló una tendencia temporal para el bacalao y la platija del Ártico de las aguas costeras de Islandia, mientras que los resultados obtenidos en Noruega revelaron una importante disminución (de 23 a 4 ng/g de pl) de residuos de alfa-HCH en el hígado de bacalao del Ártico entre 1987 y 1998 (Sinkkonen y Paasivirta, 2000).

Se ha detectado alfa-HCH en los músculos y el hígado de los zorros del Ártico (1,5 y 3 ng/g de ph) en el Canadá (AMAP, 2004). Los niveles en el oso polar reflejan también que la distribución espacial del alfa-HCH es mayor en las poblaciones de Alaska (en el oso polar macho de hasta 593 ng/g de pl). No se informó de disminución de los niveles de alfa-HCH entre las hembras del oeste de la Bahía de Hudson (concentraciones de hasta 260 ng/g de pl) entre 1991 y 2002 (Verreault y otros, 2005). Durante el decenio de 1990 aumentaron entre 18 y 25% los residuos de alfa-HCH en los osos polares de Groenlandia oriental (AMAP, 2004).

2.3.3 Alimentación

Se informó de valores de de 0.008 µg/kg en la ingesta diaria de alfa-HCH de la población general en la alimentación de seres humanos adultos en los Estados Unidos entre 1986 y 1991. En los EE.UU., la ingesta diaria media de alfa-HCH según la edad disminuyó de 3,3 – 16,1 ng/kg de peso corporal (pc; 1982 a 1984) a 0,5 – 2,7 ng/kg de pc (1986 – 1991) (ATSDR, 2005). En el Estudio del régimen alimenticio total realizado por la FDA en 2003 sobre 100 productos alimenticios, se detectó alfa-HCH en 35 (información presentada por la IPEN en relación con el anexo E, 2007). En un Estudio del régimen alimenticio total realizado en el Canadá (1993 a 1996), se informó de una ingesta diaria de 0,37 ng/kg de pc de alfa-HCH (Health Canada, 2003, en EFSA, 2006). En los países europeos son pocos estudios que se han hecho de la ingesta diaria de alimentos. La República Checa realizó uno. Los valores de la ingesta media diaria de alfa-HCH disminuyeron de 4,3 ng/kg de pc en 1994 a 1,6 ng/kg de pc en 2002 (EFSA, 2005). Un estudio local del régimen alimentario realizado en España en los años 1990-1991 arrojó ingestas diarias inferiores a 0,1 µg de alfa-HCH (Urieta y otros, 1996).

Se ha detectado alfa-HCH en la leche de vaca en países donde se ha utilizado HCH en fecha reciente. Los niveles medios de alfa HCH en la leche de vaca de dos regiones diferentes de la India fueron de 0,012 mg/kg de lípido y 0,0045 mg/kg de lípido, respectivamente (ATSDR, 2005). Se analizaron 140 muestras de leche de bovinos de 14 distritos de Haryana (India) (tomadas entre 1998 y 1999) para detectar residuos de plaguicidas organoclorados. En el 4% de las muestras se excedía el límite máximo de residuos (LMR) de 0,05 mg/kg, como recomendaba la OMS para el alfa-HCH (Sharma y otros, 2006). Un estudio de control (192 muestras) de la leche de vaca realizado en México reveló 0,001 a 0,201 mg/kg de alfa-HCH (ATSDR, 2005).

Las muestras de peces y de almejas tomadas en la India contenían 0,01 a 0,02 mg/kg de ph y 0,26 mg/kg de ph de alfa-HCH respectivamente (Nair y Pillai, 1992). En la región ártica se han registrado altos niveles de alfa-HCH en la cadena alimentaria (AMAP, 2004b; en la sección 2.3.2 se indican esos niveles). Los pueblos indígenas del Ártico son especialmente vulnerables a la exposición al alfa-HCH por medio de los alimentos debido a la mengua natural de alimentos como el caribú, los peces, la foca y la ballena.

2.3.4 Carga corporal

Se registraron niveles medios de alfa-HCH en 25 pacientes norteamericanos de 0,04 ng/g en toda la sangre y 1,1 ng/g (máximo 9,6 ng/g) en grasa de biopsias (ATSDR, 2005). En un estudio realizado en España se determinaron niveles medios de alfa-HCH de 1,43 µg/g (máximo 6,75 µg/g) en muestras de tejido graso de niños que viven en zonas agrícolas (Olea y otros, 1999). Se detectó alfa-HCH en 1,7% de las 4.822 muestras de sangre de adultos alemanes de 120 lugares (límite de detección: 0,1 µg/L) (Becker et al., 1998). Se detectó alfa-HCH en el plasma sanguíneo de tres de 186 (=1,6 %) niños brasileños (media: 1,8 ppb) (ATSDR, 2005). Se detectó alfa-HCH en todas las muestras (n = 142) de un estudio realizado en Rumania oriental en 2005 con una concentración media de 31 ng/g de lípido (variación de 3 a 146 ng/g) (Dirtu y otros, 2006). Se informó de altas concentraciones en la India, debido al uso agrícola y al control del paludismo. El plasma sanguíneo contenía hasta 0,45 mg/L de alfa-HCH, mientras que el tejido adiposo contenía hasta 0,30 mg/kg. La leche materna contenía 0,16 mg/L (media) (Nair y Pillai, 1992). Scheele y otros (1998) investigaron los niveles de varios compuestos organoclorados, entre ellos el alfa-HCH, en la médula de 29 adultos de Alemania (extraída entre 1980 y 1991). En comparación con el tejido adiposo que, por regla general, contiene los niveles más elevados de compuestos organoclorados, las concentraciones de alfa-HCH eran 10 veces superiores en la médula (media: 0,050 mg/kg de peso de lípidos en seco; máx: 0,476 mg/kg). Se ha detectado también alfa-HCH en el semen (ATSDR, 2005).

2.3.5 La exposición en los niños

En determinadas etapas del desarrollo, los niños son más vulnerables que los adultos a los riesgos que presentan las sustancias químicas. No se ha podido determinar si los niños son más susceptibles que los adultos a los efectos para la salud de la exposición al alfa-HCH, aunque se sabe que el cerebro en desarrollo es sensible a los efectos de los distintos COP. El enriquecimiento concreto de alfa-HCH en el cerebro de mamíferos podría ser causa de preocupación. Esta muy documentada la transferencia placentaria de alfa-HCH en los seres humanos (ATSDR, 2005; Falcon y otros, 2004; Shen y otros, 2006). Se registran concentraciones más altas de alfa-HCH en la placenta que en la leche materna de los seres humanos.

Se registraron niveles medios de alfa-HCH en la leche materna de una cohorte finesa (43 madres, 1997 a 2001) de 0,19 ng/g de lípido, mientras que las concentraciones medias en la placenta eran de 3,47 ng/g de lípido. En una cohorte danesa (43 madres, 1997 a 2001), se detectaron concentraciones medias de 0,51 ng/g de lípido en la leche materna y 1,53 ng/g de lípido en la placenta. Se sospecha una actividad metabólica específica del tejido placentario (Shen y otros, 2006). Se pudo demostrar que, en caso de restricciones del uso, las concentraciones de alfa-HCH en la leche materna disminuyen constantemente. En Alemania, se seguía detectando alfa-HCH en el 28 % de las muestras de leche materna analizadas en 1984-1985, aunque no se pudo detectar en las muestras de 1990-1991 y 1995 (Ott y otros, 1999). Más de 2 000 muestras distintas de leche de mujeres que vivían en Alemania occidental recogidas y analizadas entre 1984 y 2001 indicaban que la concentración de alfa HCH disminuyó de > 0,01 mg/kg de grasa a niveles por debajo de la detectabilidad (límite de detección de 0,001 mg/kg de grasa) (Fürst, 2004). En el marco del tercer estudio práctico de la OMS sobre la leche humana, se analizaron los HCH en 16 muestras acumuladas de leche humana extraída en diez países europeos. En Bulgaria, Rusia y Ucrania, se detectó alfa-HCH en concentraciones de entre 0,002 a 0,006 mg/kg de lípido, mientras que en las muestras de Alemania, España, Irlanda, Italia, Luxemburgo, Noruega y la República Checa no se detectó alfa-HCH (límite de detección: 0,001 mg/kg de lípido). En Nairobi (Kenya), 8,8% de 216 muestras de leche materna contenía alfa-HCH detectable con una concentración media de 0,013 mg/kg grasa de la leche de 0,002 a 0,038 mg/kg (Kinyamu y otros, 1998). Las muestras de leche materna obtenidas en la India contenían 0,16 mg/L (media) (Nair y Pillai, 1992). En otro estudio realizado en la India se registró 0,045 mg/L de alfa-HCH en la leche materna (Nair y otros, 1996). La conclusión obligada es que las concentraciones de alfa-HCH en la leche materna dependen mucho de la exposición y que las concentraciones siguen siendo muy altas en varios países de Europa oriental y algunos países en desarrollo.

2.4 Evaluación de riesgos para los puntos terminales de interés

En comparación con el HCH técnico y el lindano, se dispone de muy pocos datos en relación con el alfa-HCH. Hay muy pocos estudios de la toxicidad oral subcrónica y crónica. No se han realizado estudios en animales de la toxicidad del alfa-HCH por inhalación y aplicación dérmica. Tampoco hay estudios de los efectos teratógenos, en el desarrollo y en la reproducción del alfa-HCH. No existen datos sobre la reacción a distintas dosis después de la exposición oral en relación con todas las especies estudiadas. A los efectos del presente perfil de riesgos, se han analizado las conclusiones más importantes relativas a la evaluación de los riesgos. Para más información, consulte los informes mencionados en el epígrafe 1.2.

Toxicidad/neurotoxicidad aguda: Los valores de LD50 fluctúan entre 1000 y 4000 mg/kg de peso corporal en el caso de los ratones y entre 500 y 4 674 mg/kg de peso corporal en el caso de las ratas. Los indicios de envenenamiento fueron la estimulación del sistema nervioso central: excitación, encorvadura, piel áspera, disnea, anorexia, temblores, convulsiones y calambres (IPCS, 1992).

Toxicidad subcrónica: En un estudio de 90 días de duración realizado en ratas que recibieron dietas con dosis de 0, 2, 10, 50, o 250 mg de alfa-HCH/kg, el crecimiento se retrasó y el peso relativo de los órganos (hígado, corazón, riñones y las suprarrenales) aumentó en 250 mg/kg de dieta (equivalente a 12,5 mg/kg de peso corporal/día). A niveles de 50 y 250 mg/kg, las actividades de las enzimas del hígado se modificaron y se agrandaron las células parenquimatosas hepáticas. El peso del hígado aumentó a niveles de dosis de 10 mg/kg de dieta (equivalente a 0,5 mg/kg de peso corporal/día) y se observaron reducciones del número de leucocitos. Se observaron indicios de inmunosupresión (niveles reducidos de inmunoglobulinas G y M en sangre) en una dieta de 50 y 250 mg/kg. El NOAEL era de 2 mg/kg de alfa-HCH/kg dieta (equivalente a 0,1 mg/kg de peso corporal/día; el LOAEL era de 10 mg/kg dieta) (IPCS, 1992).

Toxicidad crónica: Cuando a grupos de 10 hembras y 10 machos de ratas Wistar destetados se les administraron raciones diarias que contenían 0, 10, 50, 100 u 800 mg de alfa-HCH /kg de alimento (en el aceite de maíz) durante 107 semanas, la dosis más elevada retrasó el crecimiento, aumentó la mortalidad y produjo daños a los riñones. Con dosis diarias de 100 u 800 mg/kg, se detectaron hepatomegalia y cambios histopatológicos en el hígado. Sin embargo, no se registraron cambios en el hígado con raciones de 50 mg/kg (NOAEL 50 mg/kg, LOAEL 100 mg/kg) (Fitzhugh y otros, 1950).

Genotoxicidad: El alfa-HCH no resultó mutágeno para las bacterias (cepas de *Salmonella typhimurium* TA 98, TA 100, TA 1535 y TA 1537) con y sin activación metabólica y no indujo daños en el ADN de las bacterias. Sin embargo, el alfa-HCH indujo fragmentación del ADN en los hepatocitos humanos y de las ratas. La exposición oral al alfa-HCH produjo alteraciones mitóticas, incluso un aumento de la tasa de mitosis y un aumento de la frecuencia de las células hepáticas poliploides en los ratones (ATSDR, 2005).

Carcinogenicidad: Son limitados los estudios de la carcinogenicidad del alfa-HCH. Se llevaron a cabo varios estudios en ratones, pero su valor es limitado. No obstante, los resultados no dejan lugar a duda de que el alfa-HCH, a dosis elevadas, produce hiperplasia nodular y carcinomas hepatocelulares en los ratones (las manifestaciones variaban según la cepa) y también en las ratas (pocos casos). Los estudios sobre iniciación, promoción y modo de acción indican que la respuesta neoplásica observada con el alfa-HCH probablemente obedece a un mecanismo que no es genotóxico. Se ha demostrado que el alfa-HCH promueve la formación de tumores en el hígado de ratones y ratas (IPCS, 1992). El Centro Internacional de Investigación sobre el Cáncer (IARC) clasificó el alfa-HCH en el grupo 2A: posible carcinógeno para los seres humanos. El USEPA catalogó al alfa-HCH de probable carcinógeno para los seres humanos. El Departamento de Servicios Humanos y de Salud (DHHS) determinó que era razonable prever que el HCH (todos los isómeros) causaba cáncer en los seres humanos (ATSDR, 2005).

Inmunotoxicidad: Los ratones, tratados con el alfa-HCH (50 y 250 mg/kg/día, o sea, 0,5 y 2,5 mg/kg/pc/día) mostraron indicios de inmunosupresión (niveles reducidos de inmunoglobulinas G y MN en sangre).

Efectos en los seres humanos: Se ha registrado efectos adversos como trastornos neurofisiológicos y neuropsicológicos y trastornos gastrointestinales en el caso de trabajadores expuestos al HCH técnico durante la formulación de plaguicidas o fertilizantes. Los trabajadores padecían parestesia de la cara y las extremidades, dolor de cabeza y mareos, malestar, vómitos, temblores, aprensión, confusión, falta de sueño, problemas de memoria y pérdida de la libido. Los niveles de enzimas IgM en el plasma habían aumentado (ATSDR, 2005). La inhalación de HCH (isómeros mixtos) puede causar irritación en la nariz y la garganta (IPCS, 2006). La observación de graves efectos hepáticos en animales (por ejemplo, degeneración grasa y necrosis) indica que lo mismo podría ocurrir a los trabajadores tras una exposición prolongada en el trabajo al isómero de HCH.

Un estudio realizado en Alemania de los compuestos organoclorados en la sangre periférica de 486 mujeres con trastornos hormonales o infertilidad reveló que las concentraciones de alfa-HCH eran mucho mayores que en mujeres con fibromas uterinos, anticuerpos antitiroideos, insuficiencia lútea y en mujeres muy susceptibles a las alergias. Las mujeres obesas o con un historial de abortos mostraban los niveles más altos de HCH en sangre (Gerhard, 1993).

En un estudio experimental con limitado poder estadístico, se puso de manifiesto una posible asociación entre la exposición a organocloros y el riesgo de anemia aplásica en la infancia. El alfa-HCH resultó mucho más elevado en los niños con anemia aplásica que en los de los controles ($p < 0,05$) (Ahamed y otros, 2006).

En la India se examinó la asociación entre la exposición al alfa-HCH y el retraso del crecimiento intrauterino (RCIU, inferiores al décimo percentil del peso al nacer por edad durante la gestación). Se detectaron asociaciones estadísticamente importantes ($p < 0,05$) entre los niveles de alfa-HCH en la sangre materna y el retraso del crecimiento intrauterino (Siddiqui y otros, 2003)

Efectos en organismos no expuestos directamente: Son sumamente limitados los datos sobre los efectos en las especies no expuestas directamente. El alfa-HCH es muy tóxico para los organismos acuáticos. Se registraron concentraciones

de efectos en las algas, el zooplancton (artemia y pulga de agua) y los peces de < 1 mg/L (valores detallados en IPCS, 1992; base de datos ECOTOX, 2007). Se determinó un LC50 de aproximadamente 1,4 mg/L en un ensayo exhaustivo (de 24 horas de duración) en los peces cebra (Oliveira-Filho y Paumgarten, 1997). En un estudio a largo plazo (70 días) realizado con caracoles (*Lymnaea stagnalis*), se encontró una reducción de la reproducción de 50 % a una concentración de 65 µg/L. En los peces, no se pudo detectar cambios histopatológicos ni influencia en el crecimiento o el comportamiento en experimentos de larga duración (concentración de ensayo de 800 µg/L, duración 50 días, especies peces millón o en partículas esféricas que contuviesen 10 a 1250 mg de alfa-HCH/kg duración 3 meses, especie trucha arco iris) (IPCS, 1992). Los datos de seguimiento en osos polares del Ártico revelaron una correlación negativa con las concentraciones de retinol y los HCH, que pueden repercutir en muy distintas funciones biológicas (AMAP, 2004).

Caracterización de riesgos

La USEPA llevó a cabo una evaluación del riesgo alimentario del alfa-HCH y el beta-HCH en el caso de las comunidades de Alaska en 2006. La USEPA calculó que las exposiciones al alfa-HCH en este caso fluctuaban entre 0,00057 y 0,0039 mg/kg de peso corporal/día para los adultos, 0,0021 a 0,051 mg/kg de peso corporal/día para los niños (1 a 6 años de edad) y 0,00073 a 0,0050 mg/kg de peso corporal/día para los menores (7 a 12 años de edad). El riesgo se expresa como porcentaje de una dosis máxima aceptable o una dosis de referencia (RfD). Se llega a un grado de preocupación, si el riesgo alimentario rebasa una RfD del 100% (USEPA, 2006). El valor de la RfD de 0,001 mg/kg/día en el caso de exposición crónica se basa en un NOAEL de 0,1 mg/kg/día (el LOAEL es de 0,5 mg/kg/día) establecido en un estudio de la toxicidad subcrónica en ratas y aplicando un factor de incertidumbre de 100 (USEPA, 2006). En el caso de inhalación, la concentración de referencia (RfC) del alfa-HCH es de 0,00025 mg/m³ basado en un NOAEL de 0,025 mg/m³ durante observaciones de la toxicidad en el hígado y los riñones, determinado en un estudio de la inhalación subcrónica en las ratas y aplicando un factor de incertidumbre de 100 (RIVM, 2001 y USEPA, 2006).

Las estimaciones de la exposición extrema en los alimentos no son importantes, según la USEPA (2006). La evaluación del riesgo alimentario hecha por la USEPA indica que las estimaciones relacionadas con la exposición crónica al alfa-HCH por la vía alimentaria están por encima de los niveles de preocupación en el caso de estimaciones de ingesta máxima. Las estimaciones del riesgo de cáncer por ingestión de alimentos para el alfa-HCH están también por encima del nivel de preocupación tanto para las estimaciones de ingestas mínimas como de ingestas máximas. Según la EPA, los valores de riesgo (% cRfD) son 57 a 390 para los hombres, 67 a 460 para las mujeres, 210 a 5 100 para los niños (1 a 6 años) y 73 a 500 (7 a 12 años). El riesgo de cáncer estimado para los hombres es de $3,2 \times 10^{-3}$ a $2,5 \times 10^{-2}$ y de $4,2 \times 10^{-3}$ a $2,9 \times 10^{-2}$ para las mujeres. Cabe señalar que estas estimaciones son al menos cuatro órdenes de magnitud superiores que el riesgo de cáncer generalmente aceptado de 1×10^{-6} . Aunque esta estimación del riesgo es muy conservadora debido a los niveles máximos básicos detectados, se puede llegar a la conclusión de que los riesgos alimentarios son causa de preocupación. Además, hay que mencionar que el órgano objeto de toxicidad crónica es el hígado y que cabe esperar que los efectos de los HCH pudieran ser aditivos.

3 Síntesis de la información

El HCH técnico, una mezcla de cinco isómeros estables de HCH, contiene 55 a 80% de alfa-HCH y se utilizaba ampliamente en todo el mundo como plaguicida organoclorado. Aunque en la actualidad el uso de HCH técnico es insignificante, probablemente todavía se produzcan emisiones al medio ambiente. Las fuentes locales son los sitios que contienen desechos peligrosos, los sitios contaminados, las reservas y los basureros o vertederos. Aunque no existen estimaciones cuantitativas de estas liberaciones, se supone que las cantidades de residuos de HCH en la forma de subproductos de la producción de lindano fluctúan entre 1,6 a 1,9 y 4,8 millones de toneladas. Además, se espera que muchos sitios causen la contaminación ambiental, ya que no se mantienen ni controlan debidamente.

Las propiedades físico-químicas del alfa-HCH facilitan el transporte a gran distancia en la atmósfera y permiten la “condensación en frío” a escala mundial. Además, la baja constante de la Ley de Henry contribuye a lograr altos niveles en el Océano Ártico. Es más, se demostró que las concentraciones en la atmósfera del Ártico remedaban los datos sobre el uso mundial directamente hasta principios de los años noventa. También, los datos sobre el seguimiento hecho en regiones apartadas, por ejemplo el Ártico y la Antártida indicaban que los niveles detectados, que a veces superaban los de las regiones de origen, eran el resultado del transporte a gran distancia.

La hidrólisis contribuye a la eliminación general del alfa-HCH en una solución acuosa de pH alcalino, pero tiene poca importancia en condiciones ambientales. El alfa-HCH puede tener una degradación enancioselectiva que depende del sitio y del medio. Los análisis de los residuos y del vida media en el suelo indican una persistencia moderada. Sin embargo, en determinadas condiciones ambientales, por ejemplo bajas concentraciones o bajas temperaturas, el vida media es más prolongado. Las vidas medias del alfa-HCH en los lagos del Ártico eran de hasta 1,4 años, mientras que el Océano Ártico oriental la degradación enancioselectiva fluctuaba entre unos 5 a 17 años.

El alfa-HCH puede bioacumularse y biomagnificarse en la biota y en las redes alimentarias del Ártico. Los factores de biomagnificación y de magnificación en la cadena alimentaria de los invertebrados, los peces y los mamíferos terrestres

y marinos eran mayores que 1. Debido a la posibilidad de algunos individuos de metabolizar el alfa-HCH, las aves no se ajustan a esta pauta. La mayoría de las aves muestran factores de biomagnificación de < 1 , independientes del nivel trófico. Especialmente en los mamíferos, se produce una acumulación de enantiómeros de (+) o (-) alfa-HCH (según la especie). Combinado con un menor potencial de biotransformación, el alfa-HCH alcanza factores de biomagnificación en los mamíferos con las concentraciones más elevadas en el tejido cerebral (especialmente el (+) enantiómero). Dado que todos los HCH actúan en el sistema nervioso central, esta circunstancia se debe considerar con cautela. Sin embargo, hasta la fecha, no se dispone de ningún estudio sobre la toxicidad debida a enantiómeros en relación con el alfa-HCH, por lo que no están nada claras las razones del enriquecimiento y de esas diferencias.

Se sabe que el alfa-HCH es neurotóxico, hepatotóxico y causa efectos inmunosupresivos y cáncer en animales de laboratorio. El Centro Internacional de Investigación sobre el Cáncer (IARC) clasificó el alfa-HCH en el grupo 2B, posiblemente carcinógeno para los seres humanos. Varios estudios epidemiológicos indican que el alfa-HCH podría influir de alguna manera en el cáncer de mama. Se conoce que el alfa-HCH promueve la formación de tumores.

El alfa-HCH puede tener efectos adversos para la salud humana en las zonas contaminadas, así como en las regiones árticas. Sobre la base de los datos disponibles sobre la toxicidad del alfa-HCH, se puede llegar a la conclusión de que las concentraciones actuales de alfa-HCH en los alimentos y la salud materna son motivo de preocupación. La ingesta diaria estimada de alfa-HCH de los pueblos indígenas del Ártico excede los valores de referencia seguros, aunque esta estimación es muy conservadora. Son alarmantes los riesgos dietéticos de estas poblaciones. No obstante cabe destacar que los alimentos tradicionales tienen un singular valor social, cultural, espiritual y económico y, por consiguiente, se recomienda encarecidamente evitar alimentos que presenten niveles alarmantes de alfa-HCH.

4 Conclusión

Aunque la mayoría de los países han prohibido o restringido el uso del HCH técnico como plaguicida, sustituyéndolo en la mayoría de los casos con el uso del lindano, el proceso de producción del lindano ha dejado tras de sí enormes cantidades de residuos de HCH. La producción ininterrumpida y las actuales existencias de estos isómeros de desecho han sido un problema mundial que contribuye a liberaciones al medio ambiente.

Las liberaciones al medio ambiente han disminuido extraordinariamente en los últimos 30 años, pero sus niveles en el medio ambiente indican que el alfa-HCH puede persistir en el medio ambiente (a más bajas concentraciones). El frío Océano Ártico, que ahora está eliminando el alfa-HCH, era un sumidero que preservaba el producto químico de la rápida degradación. Sus niveles en la biota del Ártico no reflejan totalmente la tendencia decreciente de los compartimentos abióticos.

El alfa-HCH está presente en las cadenas alimentarias terrestre y acuática y sus concentraciones afectan a la salud humana. Cabe esperar que la exposición sea grande en zonas contaminadas que todavía existen en todo el mundo. Cabe esperar también exposiciones elevadas como resultado del transporte a gran distancia, en la región del Ártico. Además, los seres humanos y la flora y fauna silvestres están expuestos a distintos contaminantes que pueden influir en los efectos toxicológicos del alfa-HCH de manera aditiva. Dadas sus propiedades inherentes, junto con las ingestas diarias estimadas de alfa-HCH de los pueblos indígenas del Ártico que exceden los valores de referencia seguros, y la presencia generalizada del alfa-HCH en la biota, incluso en zonas apartadas que están lejos de las fuentes probables, se llegó a la conclusión de que, probablemente como resultado de su transporte a gran distancia en el medio ambiente, la sustancia produzca importantes efectos adversos para la salud humana y el medio ambiente, a tal punto que se justifica la adopción de medidas de carácter mundial.

Referencias

- AMAP: Arctic Monitoring and Assessment Programme 2002: Persistent Organic Pollutants in the Arctic. Oslo, Norway, 2004a.
- AMAP: Persistent Toxic Substances, Food Security and Indigenous Peoples of the Russian North Final Report. Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo, 2004b.
- Ahamed M., Anand M., Kumar A., Siddiqui M.K.: Childhood aplastic anaemia in Lucknow, India: incidence, organochlorines in the blood and review of case reports following exposure to pesticides. *Clin Biochem.* 39 (7), 2006, p. 762-6.
- ATSDR: Toxicological profile for hexachlorocyclohexanes, United States of America Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, August, 2005. [<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp43.html>; 2007-02-27].
- Bachmann A., Walet P., Wijnen P., de Bruin W., Huntjens JL., Roelofsen W., Zehnder AJ.: Biodegradation of alpha- and beta-hexachlorocyclohexane in a soil slurry under different redox conditions. *Appl Environ Microbiol.* 54 (1), 1988, p. 143-9.
- Barra, R; Cisternas, M., Urrutia, R., Pozo, K., Pacheco, P., Parra, O., Focardi, S. Primer informe sobre la deposición de plaguicidas clorados en un testigo de sedimentos de un pequeño lago en Chile central (2001). *Chemosphere*, 45, 749-757
- Bakore N., John PJ., Bhatnagar P.: Organochlorine pesticide residues in wheat and drinking water samples from Jaipur, Rajasthan, India. *Environ Monit Assess.* 98 (1-3), 2004, p. 381-9.
- Baumann K., Angerer J., Heinrich R., Lehnert G: Occupational exposure to hexachlorocyclohexane. Body burden of HCH isomers. *Int Arch Occup Environ Health.* 47 (2), 1980, p. 119-27.
- Becker KS., Kaus C., Krause P., Lepom C., Schulz M., Seifert B.: Umwelt-Survey 1998, Band III: Human-Biomonitoring. Stoffgehalte in Blut und Urin der Bevölkerung in Deutschland
- Bidleman TF., Kylin H., Januntunen LM., Helm PA., Macdonald RW.: Hexachlorocyclohexanes in the Canadian Archipelago. 1. Spatial distribution and pathways of alpha-, beta- and gamma-HCHs in surface water. *Environ. Sci Technol.* 41 2007, p. 2688-2695.
- Bouvier G., Blanchard O., Momas I., Seta N.: Pesticide exposure of non-occupationally exposed subjects compared to some occupational exposure: A French pilot study.
- Borghini F, Grimalt JO, Sanchez-Hernandez JC, Bargagli R. Organochlorine pollutants in soils and mosses from Victoria Land (Antarctica). *Chemosphere* 58(3), 2005, p. 271-8.
- Breivik, K., Pacyna, J. M., Münch, J.: Use of a-, b- and gamma-hexachlorocyclohexane in Europe, 1970-1996. *Sci. Total Environ.* 239 (1-3), 1999, p. 151-163.
- Buser, H.F.; Müller M.. Isomer and Enantioselective Degradation of Hexachlorocyclohexane Isomers in Sewage Sludge under Anaerobic Conditions. *Environmental Science and Technology.* 29, 1995, p. 664-672.
- Braune B., Miur D., DeMarch B., Gamberg M., Poole K., Currie R., Dodd M., Duschenko W., Eamer J., Elkin B., Evans M., Grundy S., Hebert C., Johnstone R., Kidd K., Koenig B., Lockhart L., Marshall H., Reimer K., Sanderson J., Shutt L.: Spatial and temporal trends of contaminants in Canadian Arctic freshwater and terrestrial ecosystems: a review. *The Science of the Total Environment* 230, 1999, p. 145-207.
- Buckmann AH., Norstrom RJ., Hobson KA., Karnovsky NJ., Duffe J., Fisk AT.: Organochlorine contaminants in seven species of Arctic seabirds from northern Baffin Bay. *Environmental pollution* 128 2004, p. 327-338
- Butte, W., Fox K., Zauke GP.: Kinetics of bioaccumulation and clearance of isomeric hexachlorocyclohexanes. *Sci Total Environ.* 109-110, 1991, p. 377-82.
- CambridgeSoft Corporation: Chemfinder 2004, [<http://chemfinder.cambridgesoft.com/result.asp>; 2007-02-27]
- CACAR: Canadian Arctic Contaminant Assessment Report II: Toxic Substances in the Arctic and Associated Effects – Human Health, Dept of Indian Affairs and Northern Development, Ottawa, Canada, 2003.
- Chessells MJ., Hawker DW., Connell DW., Papajcsik IA.: Factors influencing the distribution of lindane and isomers in soil of an agricultural environment. *Chemosphere* 17 (9), 1988, p. 1741-1749.

- Concha-Grana E., Turnes-Carou M., Muniategui-Lorenzo S., Lopez-Mahia P., Prada-Rodriguez D., Fernandez-Fernandez E.: Evaluation of HCH isomers and metabolites in soils, leachates, river water and sediments of a highly contaminated area. *Chemosphere* 64 (4), 2006, p. 588-95.
- Corsolini S., Covaci A., Ademollo N., Focardi S., Schepens P.: Occurrence of organochlorine pesticides (OCPs) and their enantiomeric signatures, and concentrations of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the Adelie penguin food web, Antarctica. *Environ Pollut.* 140 (2) 2006 p. 371-82
- Czech Republic: Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention. February 2007.
- Das AC., Chakravarty A., Sukul P., Mukherjee D.: Insecticides: their effect on microorganisms and persistence in rice soil. *Microbiol Res.* 150 (2), 1995, p. 187-94.
- Deo P.G., Karanth, N.G. , Karanth, N.G.K. : Biodegradation of hexachlorocyclohexane isomers in soil and food environment. *Critical Reviews in Microbiology*, 20, 1994, p. 57-78.
- Dirtu A.C., Cernat R., Dragan D., Mocanu R., Van Grieken R., Neels H., Covaci A.: Organohalogenated pollutants in human serum from Iassy, Romania and their relation with age and gender. *Environ Int.* 32 (6), 2006, p. 797-803.
- Doelman, P., Haanstra L., Loonen H. and Vos, A.: Decomposition of alpha - and beta -hexachlorocyclohexane in soil under field conditions in a temperate climate. *Soil Biology and Biochemistry* 22 (5), 1990, p. 629-634.
- European Food Safety Authority (EFSA): Opinion of the Scientific Panel in Contaminants in the Food Chain on a Request from the Commission related to Gamma-HCH and other Hexachlorocyclohexanes as undesirable Substances in Animal Feed. *The EFSA Journal* 250, 2005, p. 1 – 39,
[http://www.efsa.europa.eu/etc/medialib/efsa/science/contam/contam_opinions/1039.Par.0001.File.dat/contam_op_ej250_hexachlorocyclohexanes_en2.pdf, 2007-02-28]
- EMEP POP data: Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long range transmission of air pollutants in Europe. [<http://www.nilu.no/projects/ccc/emepdata.html>, 2007-04-2]
- Falcon M., Oliva J., Osuna E., Barba A. Luna A.: HCH and DDT residues in human placentas in Murcia (Spain). Falcon M, Oliva J., *Toxicology.* 195 (2-3), 2004, p. 203-8.
- Fisk AT., Hobson KA., Norstrom RJ.: Influence of Chemical and Biological Factors on Trophic Transfer of Persistent Organic Pollutants in the Northwater Polynya Marine Food Web. *Environ. Sci. Technol.* 35 (4), 2001, p. 732 -738.
- Fitzhugh, O.G., Nelson, A.A., Frawley, J.P. The chronic toxicities of technical benzene hexachloride and its alpha, beta and gamma isomers. *J Pharmacol Exp Ther.* 100 (1) 1950, p 59-66.
- Fürst P. 2004. Chemisches Landes- und Staatliches Vetrinäruntersuchungsamt Münster, Germany in EFSA, 2005.
- Gerhard I.: Reproductive risks of heavy metals and pesticides in women. In Richardson, M.: *Reproductive Toxicology*, VCH, Weinheim, 1993, p. 167-183.
- Germany: Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention. February 2007.
- Harner T., Kylin H., Bidleman TF, Strachan WMJ.: Removal of alpha- and gamma-Hexachlorocyclohexane and Enantiomers of alpha-Hexachlorocyclohexane in the Eastern Arctic Ocean. *Environmental Science & Technology* 33 (88), 1999, p. 1157-1164.
- Hegeman WJ., Laane RW.: Enantiomeric enrichment of chiral pesticides in the environment. *Rev Environ Contam Toxicol.* 173, 2002; p. 85-116.
- Helm PA., Diamond ML., Semkin R., Strachan WM., Teixeira C., Gregor D.: A mass balance model describing multiyear fate of organochlorine compounds in a high Arctic lake. *Environ. Sci Technol.* 36 (5), 2002, p. 996-1003.
- Hoekstra PF., O'Hara TM., Fisk AT., Borga K., Solomon KR., Muir DC.: Trophic transfer of persistent organochlorine contaminants (OCs) within an Arctic marine food web from the southern Beaufort-Chukchi Seas. *Environ Pollut.* 124 (3), 2003a, p. 509-22.
- Hoekstra PF, O'Hara TM, Fisk AT, Karlsson H., Solomon KR, Muir DCG.: Enantiomer-specific Biomagnification of alpha-Hexachlorocyclohexane and Selected Chiral Chlordane-related Compounds within an Arctic Marine Food Web. *Environ.Toxicol.Chem.* 22(10), 2003b, p.2482-2491.
- Hoekstra PF., O'Hara TM., Pallant SJ., Solomon KR.: Bioaccumulation of Organochlorine Contaminants in Bowhead Whales. (*Balaena mysticetus*) from Barrow, Alaska. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 42, 2002, p. 497-507.

- Hop, H., Borga K., Gabrielsen GW., Kleivane L., Skaare JU.: Food web magnification of persistent organic pollutants in poikilotherms and homeotherms. *Environ Sci Technol.* 36 (12), 2002, p. 2589-97.
- HSDB (U.S. National Library of Medicine: Hazardous Substance Database), 2006. [<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/?./temp/~MgLczu:4; 2007-02-27>]
- International HCH & Pesticides Association (IHPA): The Legacy of Lindane HCH Isomer Production, Vijgen J. 2006. [www.iropa.info/library_access.php; 2007-02-27]
- IPCS (International Programme on Chemical Safety). ENVIRONMENTAL HEALTH CRITERIA 123. Alpha- und Beta-Hexachlorocyclohexane. World Health Organization. Geneva, 1992. [<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc123.htm 2007-02-27>]
- IPCS (International Programme on Chemical Safety): Poisons Information Monograph 257, 2001. [<http://www.inchem.org/documents/pims/chemical/pim257.htm; 2007-02-27>].
- IPCS Intergovernmental Programme on Chemical Safety, Hexachlorocyclohexane (Mixed Isomers), 2006. [<http://www.inchem.org/documents/pims/chemical/pim257.htm#2.1%20Main%20risks%20and%20target%20organs; 2007-07-12>].
- IPEN: Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention. February 2007.
- Iwata H, Tanabe S, Sakai N, Nishimura A, Tatsukawa R. Geographical distribution of persistent organochlorines in air, water and sediments from Asia and Oceania, and their implications for global redistribution from lower latitudes *Environ Pollut.* 85 (1), 1994, p. 15-33.
- Iwata H., Tanabe S., Iida T., Baba N., Ludwig JL., Tatsukawa R.: Enantioselective Accumulation of alpha-Hexachlorocyclohexane in Northern Fur Seals and Double-Crested Cormorants: Effects on Biological and Ecological Factors in the Higher Trophic Levels. *Environ. Sci. Technol.* 32 (15), 1998, p. 2244-49.
- Jagnow G, Haider K, Ellwardt PC.: Anaerobic dechlorination and degradation of hexachlorocyclohexane isomers by anaerobic and facultative anaerobic bacteria. *Arch Microbiol.* 115 (3), 1977, p. 285-92.
- Japan: Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention. February 2007.
- Kaushik CP.: Loss of HCH from surface soil layers under subtropical conditions. *Environ Pollut.* 59 (3), 1989, p. 253-64.
- Kallenborn R., Hühnerfuss H., *Chiral Environmental Pollutants: Trace Analysis and Ecotoxicology.* Springer Verlag 2001, Heidelberg, Germany
- Kelly B.C., Ikonomou M.G., Blair J.D., Mori, A.E., Gobas F.A.P.C.: Food Web-Specific Biomagnification of Persistent Organic Pollutants. *Science* 317, 2007, p. 236-238.
- Klobes U., Vetter W., Glotz D., Luckas B., Skirnisson K., Hernsteinsson P.: Levels and enantiomeric ratios of chlorinated hydrocarbons in livers of Arctic fox (*Alopex lagopus*) and adipose tissue and liver of a polar bear (*Ursus maritimus*) sampled in Iceland. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* 69 (1) 1998, p. 67-81
- Konwick BJ., Garrison AW., Black MC., Avants JK., Fisk AT.: Bioaccumulation, Biotransformation, and Metabolite Formation of Fipronil and Chiral Legacy Pesticides in Rainbow Trout. *Environ. Sci. Technol.* 40 (9), 2006, p. 2930-2936.
- Kinyamu J.K., Kanja L.W., Skaare J.U., Maitho T.E.. Levels of organochlorine pesticides residues in milk of urban mothers in Kenya. *Bull Environ Contam Toxicol.* 60 (5), 1998, p. 732-8.
- Kurt-Karakus PB., Bidleman TF., Jones C.: Chiral Organochlorine Pesticide Signatures in Global Background Soils. *Environ. Sci. Technol.*, 39 (22), 2005, p. 8671 -8677.
- Law SA, Bidleman TF, Martin MJ, Ruby MV.: Evidence of enantioselective degradation of alpha-hexachlorocyclohexane in groundwater. *Environ Sci Technol.* 38 (6), 2004, p. 1633-8.
- Li, Y.F.: Global technical hexachlorocyclohexane usage and its contamination consequences in the environment: from 1948 to 1997. *The Science of the Total Environment*, 232 (3), 1999, p. 121-158(38)
- Li, YF., Macdonald, RW.: Sources and pathways of selected organochlorine pesticides to the Arctic and the effect to pathway divergence on HCH trends in biota: a review. *The Science of the Total Environment* 342, 2005, p. 87-106.
- Li YF., Zhulidov AV., Roberts DR., Korotova LG.: Hexachlorocyclohexane Use in the Former Soviet Union. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 48, 2004, p. 10-15.

- Li YF., Bidleman TF.: Correlation between Global Emissions of alpha-hexachlorocyclohexane and its Concentrations in the Arctic Air. *Journal of Environmental Informatics*, 1, 2003, p. 52-7.
- Li YF, Macdonald RW, Ma JM, Hung H, Venkatesh S.: Historical alpha-HCH budget in the Arctic Ocean: the Arctic Mass Balance Box Model (AMBBM). *Sci Total Environ.* 324 (1-3), 2004, p. 115-3.
- Li YF., Macdonald, RW., Jantunen LMM., Harner T., Bidleman TF, Strachan WMJ.: The transport of β -hexachlorocyclohexane to the western Arctic Ocean: a contrast to α -HCH. *The Science of the Total Environment* 291, 2002, p. 229-246.
- Moisey J., Fisk AT., Hobson KA., Norstrom RJ.: Hexachlorocyclohexane (HCH) isomers and chiral signatures of alpha-HCH in the Arctic marine food web of the Northwater Polynya. *Environ Sci Technol.* 35 (10), 2001, p. 1920-7.
- MacRae IC., Raghq K., Castro TF.: Persistence and Biodegradation of Four Common Isomers of Benzene Hexachloride in Submerged Soils. *J. Agr. Food Chem.* 15, 1967, p. 911-914.
- Murayama H., Takase Y., Mitobe H., Mukai H., Ohzeki T., Shimizu K., Kitayama Y.: Seasonal change of persistent organic pollutant concentrations in air at Niigata area, Japan. *Chemosphere* 52 (4), 2003, p. 683-94.
- Ngabe B., Bidleman TF., Falconer RL.: Base Hydrolysis of alpha- and gamma-Hexachlorocyclohexanes. *Environ. Sci. Technol.* 27, 1993, p. 1930-1933
- Nair A, Pillai MK. : Trends in ambient levels of DDT and HCH residues in humans and the environment of Delhi, India. *Sci Total Environ.* 30 (121), 1992, p.145-57.
- Nair A., Mandpati R., Dureja P.: DDT and HCH load in mothers and their infants in Delhi, India *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 56 (1), 1996, p. 58 – 64.
- NARAP: The North American Regional Action Plan on Lindane and Other Hexachlorocyclohexane (HCH) Isomers. 2006. North American Commission for Environmental Cooperation
http://www.cec.org/pubs_docs/documents/index.cfm?varlan=english&ID=2053_2007-03-10
- Oliveira-Filho EC., Paumgartten FJ.: Comparative study on the acute toxicities of alpha, beta, gamma, and delta isomers of hexachlorocyclohexane to freshwater fishes. *Bull Environ Contam Toxicol.* 59 (6), 1997, p. 984-8.
- Olsson A., Vitinsh M., Plikshs M., Bergman A. : Halogenated environmental contaminants in perch (*Perca fluviatilis*) from the Latvian coastal areas. *The Science of the Total Environment*, 239, 1999, p. 19-30.
- Oliver BG., Niimi AJ.: Bioconcentration Factors of Some Halogenated Organics for Rainbow Trout: Limitations in Their Use for Prediction of Environmental Residues. *Environ. Sci. Technol.*, 19(9), 1985, p. 842-849
- Olea N., Olea-Serrano F., Lardelli-Claret P., Rivas A., Barba-Navarro A.: Inadvertent exposure to xenoestrogens in children. *Toxicol Ind Health.* 15 (1-2), 1999; p. 151-8.
- Ott M., Failing K., Lang U., Schubring C. Gent H.J., Georgii S., Brunn H. Contamination of human milk in Middle Hesse, Germany--a cross-sectional study on the changing levels of chlorinated pesticides, PCB congeners and recent levels of nitro musks. *Chemosphere* 38 (1), 1999, p. 13-32.
- Padma TV., Dickhut R.: Variations in α -HEXACHLOROCYCLOHEXANE enantiomer ratios in relation to microbial activity in a temperate estuary. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22, 2002, p. 1421-1427.
- Phillips TM., Seech AG., Lee H., and Trevors JT.: Biodegradation of hexachlo Environmental Toxicology and Chemistry- cyclohexane (HCH) by microorganisms. *Biodegradation* 16, 2005, p. 363-392.
- Pohl,H.R.; Tylenda,C.A.: Breast-feeding exposure of infants to selected pesticides: a public health viewpoint. *Toxicol Ind.Health* 16, 2000, p. 65-77.
- Portig J., Stein K., Vohland HW.: Preferential distribution of alpha-hexachlorocyclohexane into cerebral white matter. *Portig J, Xenobiotica*, 1, 1989, p. 123-30.
- Qian Y., Zheng M., Zhang B., Gao L., Liu W.: Determination and assessment of HCHs and DDTs residues in sediments from Lake Dongting, China. *Environ Monit Assess.* 116 (1-3), 2006, p. 157-67.
- Rawn, F.K., Lockhart, W. L., Wilkinson, P., Savoie, D. A., Rosenberg, G. R., Muir, D. C. G. Historical contamination of Yukon Lake sediments by PCBs and organochlorine pesticides; influence of local sources and watershed characteristics (2001) *Sci. Total Env.* 280, 17-37
- Riching, M., Koch, M., Rotard, W. Organic pollutants in sediment cores of NE- Germany: Comparison of the marine Arkona Basin with freshwater sediments. (2005) *Marine Poll. Bull.* 50, 1699-1705
- Scheele J.S.: A comparison of the concentrations of certain pesticides and polychlorinated hydrocarbons in bone marrow and fat tissue. *J. Environ. Pathol. Toxicol. Oncol.* 17 (1), 1998, p. 65-8.

- Sharma HR., Kaushik A., Kaushik CP.: Pesticide Residues in Bovine Milk from a Predominantly Agricultural State of Haryana, India. *Environ Monit. Assess.* 2006.
- Shen H., Virtanen H.E., Main K.M., Kaleva M., Andersson A.M., Skakkebaek N.E., Toppari J., Schramm K.W. Enantiomeric ratios as an indicator of exposure processes for persistent pollutants in human placentas. *Chemosphere.* 62 (3), 2006, p. 390-5.
- Singh G., Kathpal TS., Spencer WF., Dhankar JS.: Dissipation of some organochlorine insecticides in cropped and uncropped soil. *Environ Pollut.* 70 (3), 1991, p. 1219-39.
- Sinkkonen S., Paasivirta, J.: Polychlorinated organic compounds in Arctic cod liver: trends and profiles. *Chemosphere* 40, 2000, p. 619-626.
- Siddiqui MK., Srivastava S., Srivastava SP., Mehrotra PK., Mathur N., Tandon I.: Persistent chlorinated pesticides and intra-uterine foetal growth retardation: a possible association. *Int Arch Occup Environ Health.* 76 (1), 2003, p. 75-80.
- Stewart DKR., Chrisholm D.: Long-term persistence of BHC, DDT and Chlordane in a sandy loam soil. *Can.J.Soil Sci.* 51, 1971, p. 379-383.
- SRC PhysProp Database: The Physical Properties Database of the Syracuse Research Corporation [http://www.syrres.com/esc/physprop.htm; 2007-04-2]
- Stern GA, Macdonald CR, Armstrong D, Dunn B, Fuchs C, Harwood L, Muir DC, Rosenberg B. Spatial trends and factors affecting variation of organochlorine contaminants levels in Canadian Arctic beluga (*Delphinapterus leucas*). *Sci Total Environ.* 351-352, 2005, p. 344-68.
- Suar M., Hauser A., Poiger T., Buser R., Müller MD., Dogra C., Raina V., Holliger C., van der Meer R., Lal R., Kohler HPE.: Enantioselective Transformation of α -Hexachlorocyclohexane by the Dehydrochlorinases LinA1 and LinA2 from the Soil Bacterium *Sphingomonas paucimobilis* B90A. *Applied and Environmental Microbiology*, 71, 2005, p. 8514-8518.
- Su Y., Hung H., Blanchard P., Patton GW., Kallenborn R., Konoplev R., Fellin P., Li H., Geen C., Stern G., Rosenberg B., Barrie LA.: Spatial and Seasonal Variations of Hexachlorocyclohexanes (HCHs) and Hexachlorobenzene (HCB) in the Arctic Atmosphere. *Environmental Science and Technology* 40, 2006, p. 6601-6607.
- Sun P., Backus S., Blanchard P., Hites RA.: Temporal and spatial trends of Organochlorine pesticides in Great lake precipitation. *Environmental Science and Technology* 40, 2006a, p. 2135-2141.
- Sun P., Blanchard P., Brice K., Hites RA.: Atmospheric organochlorine pesticide concentrations near the Great Lakes: temporal and spatial trends. *Environmental Science and Technology* 40, 2006b, p. 6587-6593.
- Suzuki M., Yamato Y., Watanabe, T.: Persistence of BHC (1, 2, 3, 4, 5, 6-Hexachlorocyclohexane) and dieldrin residues in field soils. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 14 (5), 1975, p. 520-529.
- Switzerland: Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention. February 2007.
- TGD: Technical Guidance Document on Risk Assessment, European Communities, 2003. [http://europa.eu.int; 2007-29-05]
- Ulrich EM., Willett KL., Caperell-Grant A., Bigsby RM., Hites RA.: Understanding Enantioselective Process: A Laboratory Rat Model for alpha-HCH Accumulation. *Environ. Sci. Technol.*, 35(8), 2001, p. 1604-1609.
- Urieta I., Jalon M., Eguilero. I.: Food surveillance in the Basque Country (Spain). II. Estimation of the dietary intake of organochlorine pesticides, heavy metals, arsenic, aflatoxin M1, iron and zinc through the Total Diet Study, 1990/91. *Food Addit Contam.* 13 (1), 1996, p. 29-52.
- UNEP Chemicals, Regionally Based Assessment of Persistent Toxic Substances, 2003. [http://www.chem.unep.ch/Pts/gr/Global_Report.pdf; 2007-02-27].
- USEPA, Assessment of lindane and other hexachlorocyclohexane isomers, [http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDS/factsheets/lindane_isomers_fs.htm; 2007-02-27].
- Verreault J, Muir DC, Norstrom RJ, Stirling I, Fisk AT, Gabrielsen GW, Derocher AE, Evans TJ, Dietz R, Sonne C, Sandala GM, Gebbink W, Riget FF, Born EW, Taylor MK, Nagy J, Letcher RJ. Chlorinated hydrocarbon contaminants and metabolites in polar bears (*Ursus maritimus*) from Alaska, Canada, East Greenland, and Svalbard: 1996-2002-*Sci Total Environ.* 2005 Dec 1;351-352:369-90.
- Walker K., Vallero DA., Lewsi RG.: Factors influencing the distribution of Lindane and other hexachlorocyclohexanes in the environment. *Environmental Science and Technology.* 33 (24), 1999, p. 4373-78.

Wania, F., Mackay, D.: Tracking the distribution of persistent organic pollutants *Environmental Science and Technology* 30 (9), 1996, p. 390A-396A.

Wegmann, F., MacLeod, M., Scheringer, M. POP Candidates 2007: Model results on overall persistence and long-range transport potential using the OECD Pov & LRTP Screening Tool. Swiss Federal Institute of Technology, <http://www.pops.int/documents/meetings/poprc/prepdocs/annexEsubmissions/All%20chemicals%20Switzerland.pdf> (OECD Pov & LRTP Screening Tool available at <http://www.sust-chem.ethz.ch/downloads>)

WHO/Europe. 2003. Health risks of persistent organic pollutants from long-range transboundary air pollution. Joint WHO/convention task force on the health aspects of air pollution. Chapter 3. Hexachlorocyclohexanes [http://www.euro.who.int/Document/e78963.pdf, 2007-03-10]

Wiberg K., Letcher RJ., Sandau CD., Norstrom RJ., Tysklind M., Bidleman TF.: The Enantioselective Bioaccumulation of Chiral Chlordane and alpha-HCH Contaminants in the Polar Bear Food Chain. *Environ. Sci. Technol.*, 34(13), 2000, p. 2668-2674.

Willett KL., Ulrich EM., Hites RA.: Differential Toxicity and Environmental Fates of Hexachlorocyclohexane Isomers. *Environmental Science and Technology* 32, 1998, p. 2197-2207.

Wong CS., Lau F., Clarc M., Mabury SA., Miur DCG.: Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) Can Eliminate Chiral Organochloride Compounds Enantioselectively. *Environ. Sci. Technol.*, 36(6), 2002, p. 1257-1262.

Xiao H., Li N. and Wania F.: Compilation, Evaluation, and Selection of Physical-Chemical Property Data for α -, β -, and γ -Hexachlorocyclohexane. *J. Chem. Eng. Data* 49 (2), 2004, p. 173 -185.

Zhang ZL., Hongb HS., Zhouc JL., Huang J. and Yua G.: Fate and assessment of persistent organic pollutants in water and sediment from Minjiang River Estuary, Southeast China. *Chemosphere* 52 (9) 2003, p. 1423-1430.

Zhulidov, AV., Headley JV., Pavlov DF., Robarts, DR., Korotova GL., Vinnikov YY., Zhulidova OV.: Riverine fluxes of the persistent Organochlorine pesticides hexachlorocyclohexanes and DDT in the Russian Federation. *Chemosphere* 41, 2000, p. 829-841.
