



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



Distr.: General
21 de noviembre de 2006

Español
Original: Inglés

Convenio de Estocolmo sobre contaminantes orgánicos persistentes
Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes
Segunda reunión
Ginebra, 6 al 10 de noviembre de 2006

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

Adición

Perfil de riesgos del lindano

En su segunda reunión, el Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes aprobó el perfil de riesgos del lindano sobre la base del proyecto que figuraba en el documento UNEP/POPS/POPRC.2/10. 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.

K0653900 290107 190207

Para economizar recursos, sólo se ha impreso un número limitado de ejemplares del presente documento. Se ruega a los delegados que lleven sus propios ejemplares a las reuniones y eviten solicitar otros.

LINDANO

PERFIL DE RIESGOS

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

Noviembre de 2006

ÍNDICE

Resumen ejecutivo	4
1. Introducción	5
1.1 Identidad química.....	5
1.2 Conclusión del Comité de examen con respecto a la información del anexo D.....	6
1.3 Fuentes de los datos	7
1.4 Situación del producto químico en el marco de los tratados internacionales	8
2. Información resumida relativa al perfil de los riesgos.....	10
2.1 Fuentes	10
a) Producción, comercio, existencias.....	10
b) Usos.....	11
c) Liberaciones en el medio ambiente.....	11
2.2 Destino ambiental	12
2.2.1. Persistencia	12
2.2.2. Bioacumulación	13
2.2.3. Potencial de transporte a gran distancia en el medio ambiente	14
a) Isomerización.....	15
b) Datos derivados de la vigilancia del medio ambiente.....	16
2.3 Exposición.....	17
2.4 Evaluación del peligro para los puntos finales que sean motivo de preocupación.....	18
3. Síntesis de la información.....	22
4. Conclusión	23
Agradecimientos	23
Referencias.....	24

Resumen ejecutivo

México propuso incorporar el gamma-hexaclorociclohexano (lindano) al anexo A del Convenio de Estocolmo. El Comité de Examen evaluó la información que presentó México en el anexo D durante su primera reunión, y concluyó que el “lindano cumple los criterios de selección especificados en el anexo D”.

Las iniciativas internacionales relacionadas con el lindano incluyen: el Protocolo sobre contaminantes orgánicos persistentes del Convenio sobre la contaminación transfronteriza a gran distancia, el Convenio de Rotterdam, la Comisión OSPAR para la protección del medio ambiente marino del Nordeste Atlántico, la Estrategia binacional sobre sustancias tóxicas en los Grandes Lagos del Canadá y los Estados Unidos, y un Plan de acción regional sobre el lindano y otros isómeros del hexaclorociclohexano, preparado por la Comisión para la cooperación ambiental entre el Canadá, los Estados Unidos y México.

Por cada tonelada que se produce de lindano, se obtienen aproximadamente entre 6 y 10 toneladas de otros isómeros del hexaclorociclohexano. Durante los últimos años, se ha registrado una rápida disminución de la producción de lindano y, aparentemente, la India y Rumania son los únicos países que actualmente lo producen. El lindano se ha utilizado como insecticida de amplio espectro para el tratamiento de semillas y suelos, en aplicaciones foliares, para el tratamiento de árboles y madera, y para combatir ectoparásitos tanto en los animales como en las personas.

Una vez liberado, el lindano se puede dispersar en todos los ámbitos del medio ambiente. La hidrólisis y la fotólisis no son considerados factores importantes de degradación y se ha informado que los valores de sus períodos de semivida en el aire, agua y suelo son: 2,3 días, 3-300 días y hasta 2 o 3 años, respectivamente. También se ha estimado un período de semivida de 96 días en el aire.

El lindano se puede bioacumular fácilmente en la cadena de alimentación por su elevada liposolubilidad y se puede bioconcentrar en forma muy rápida en microorganismos, invertebrados, peces, aves y mamíferos. Los factores de bioconcentración en organismos acuáticos en condiciones de laboratorio han oscilado aproximadamente entre 10 y 4220; en condiciones de campo, los factores de bioconcentración oscilaban entre 10 y 2600. Si bien el lindano se puede bioconcentrar rápidamente, la biotransformación, depuración y eliminación son relativamente rápidas una vez que se elimina la exposición.

Muchos estudios han detectado residuos de lindano en distintas regiones de América del Norte, el océano Ártico, el Asia meridional, el Pacífico occidental y la Antártida. Los isómeros del HCH, incluido el lindano, son los contaminantes organoclorados más abundantes y persistentes en el Ártico, donde no han sido utilizados, lo que demuestra su capacidad de transporte a gran distancia.

La hipótesis de la isomerización en el aire del isómero gamma al isómero alfa del HCH surgió como una explicación posible del hecho de que en el Ártico, la proporción de isómeros alfa del hexaclorociclohexano en relación con los isómeros fuera superior a la esperada. No obstante, hasta la fecha, no se ha proporcionado ninguna prueba experimental concluyente de que se haya producido isomerización en el aire. Asimismo, a pesar de la existencia de pruebas que indican que la bioisomerización del lindano puede producirse a través de la degradación biológica, pareciera que este proceso no puede desempeñar un papel importante en la degradación total del gamma-HCH.

El lindano se puede encontrar compartimentado en todo el medio ambiente, y los compartimentos ambientales se han detectado niveles en el aire, el agua, sedimentos del suelo, organismos acuáticos y terrestres y alimentos en mediciones efectuadas en todo el mundo. De esta manera, los seres humanos se ven expuestos al lindano tal como lo demuestran los niveles detectables en sangre, tejido adiposo y leche materna humanos, en diferentes estudios realizados en distintos países. En particular, es preocupante la exposición de niños y mujeres embarazadas al lindano.

Se ha notificado que en animales de laboratorio el lindano produce efectos hepatotóxicos e inmunotóxicos, así como en la reproducción y el desarrollo. La Agencia de protección ambiental de los Estados Unidos (USEPA, por sus siglas en inglés) clasificó al lindano dentro de la categoría de “pruebas que sugieren carcinogenicidad, pero insuficientes para evaluar el potencial carcinógeno en seres humanos” El lindano es muy tóxico para los organismos acuáticos y moderadamente tóxico para las aves y los mamíferos luego de exposiciones intensas. Los efectos prolongados en aves y mamíferos que se han medido a través de estudios sobre la reproducción muestran efectos nocivos tales como reducciones en la producción, el desarrollo y la supervivencia de huevos en aves y disminución de peso corporal en mamíferos, con algunos efectos indicativos de perturbación endocrina.

Estos hallazgos y la evidencia de su capacidad de transporte a gran distancia, junto con el hecho de que, en la actualidad, el lindano es objeto de iniciativas de adopción de medidas a los niveles local y mundial, que incluyen procedimientos exhaustivos de análisis y selección, deberían ser suficientes para la adopción de medidas en el ámbito mundial, en el marco del Convenio de Estocolmo.

1. Introducción

1.1 Identidad química

México propuso agregar el gamma-hexaclorociclohexano (lindano) al anexo A del Convenio de Estocolmo el 29 de junio de 2005. En la propuesta figuraban datos sobre el isómero gamma y se mencionó, asimismo, que “en esta propuesta se debería, también tener en cuenta otros isómeros del hexaclorociclohexano”¹.

Lindano: gamma-hexaclorociclohexano

Fórmula química: $C_6H_6Cl_6$

Número CAS: 58-89-9

Peso molecular: 290,83

Propiedades físicas y químicas del gamma-HCH

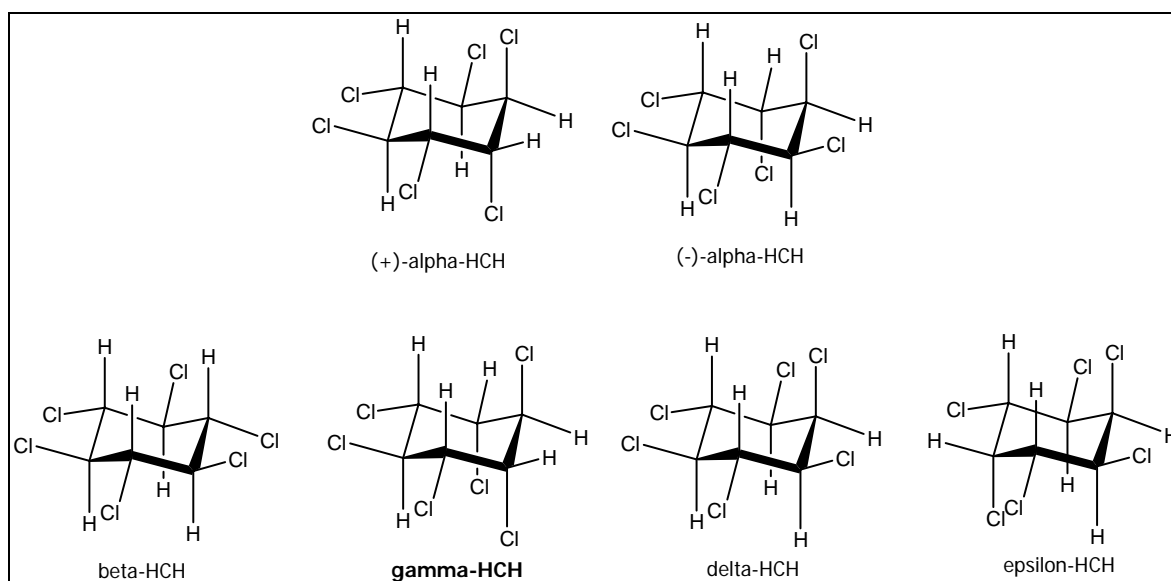
Estado físico	Sólido cristalino
Punto de fusión	112,5 °C
Punto de ebullición a 760 mmHg	323,4 °C
Presión de vapor a 20°C	$4,2 \times 10^{-5}$ mmHg
Constante de la Ley de Henry a 25 °C	$3,5 \times 10^{-6}$ atm m ³ /mol

Organismo para el Registro de Sustancias Tóxicas y Enfermedades (ATSDR, por sus siglas en inglés), 2005

¹ UNEP/POPS/POPRC.1/8 y UNEP/POPS/POPRC.1/INF.8.

Lindano es el nombre común del isómero gamma del 1,2,3,4,5,6-hexaclorociclohexano (HCH). El HCH técnico es una mezcla isomérica que contiene principalmente cinco formas que sólo difieren en la orientación de los átomos de cloro (posiciones axial o ecuatorial) alrededor del anillo de ciclohexano. Los cinco isómeros principales están presentes en la mezcla en las proporciones siguientes: alfa-hexaclorociclohexano (53%–70%) en dos formas enantioméricas ((+)alfa-HCH y (-)alfa-HCH), beta-hexaclorociclohexano (3%–14%), gamma-hexaclorociclohexano (11%–18%), delta-hexaclorociclohexano (6%–10%) y épsilon-hexaclorociclohexano (3%–5%). El isómero gamma es el único que presenta intensas propiedades insecticidas.

Estructura de los isómeros alfa, beta, gamma, delta y épsilon del HCH



Modificación de Buser y otros, 1995.

También es común el uso del término “hexacloruro de benceno (BHC)” para designar el HCH, pero según las normas de la Unión Internacional de Química Pura y Aplicada (IUPAC, por sus siglas en inglés), esta designación es incorrecta. A pesar de ello, el término se utiliza y, por lo tanto, el gamma-BCH designa también al lindano. En este documento de perfil de los riesgos, el lindano se refiere al que está constituido por lo menos en un 99% por el isómero gamma del hexaclorociclohexano (HCH), y no se emplea el término BHC.

1.2 Conclusión del Comité de examen con respecto a la información del anexo D.

El Comité de Examen evaluó la información del anexo D durante la primera reunión que celebró en Ginebra, del 7 al 11 de noviembre de 2005, y decidió que “se han cumplido los criterios de selección para el lindano” y llegó a la conclusión de que el “lindano cumple los criterios de selección especificados en el anexo D”. El Comité aceptó incluir los isómeros alfa y beta en las deliberaciones, aunque cualquier decisión de proponer la inclusión del producto químico en el Convenio sólo se referiría al lindano, el isómero gamma².

² UNEP/POPS/POPRC.1/10.

1.3 Fuentes de los datos

Fuentes de los datos proporcionadas por la Parte que presenta la propuesta, México.

1. ATSDR *Toxicological Profile Information Sheet 2001* (Informe sobre el perfil toxicológico, ATSDR 2001)
2. AMAP. 1998. *Persistent Organic Pollutants. Arctic Monitoring and Assessment Program* (AMAP), 183-373. Oslo, Norway (Contaminantes orgánicos persistentes Programa ártico de vigilancia y evaluación (AMAP, por sus siglas en inglés), 183-373, Oslo, Noruega.
3. DeVoto, E., L. 1998. *Arch. Environ. Health* 53:147-55.
4. Extoxnet.1996. *USDA/Extension Service/National Agricultural Pesticide Impact Assessment Program*.
5. Gregor, 1989. *Environ. Sci. technol.* 23: 561-565.
6. IARC Monografías, <http://monographs.iarc.fr>
7. Mössner, S., 1994. *Fres. J. Anal Chem.* 349: 708-16.
8. Raum, E, A. 1998. *J. Epidemiol. Commun. Health* 52 (suppl 1): 50S-5S.
9. U.S Environmental Protection Agency. IRIS.
10. Walker, K., 1999. *Environ. Sci. Technol.* 33: 4373-4378.
11. Wania, F., 1999. *Environ. Toxicol. Chem.* 18: 1400-1407.
12. OMS. 1991. Criterios de salud ambiental No. 124 Lindano
13. Willett, K., 1998. *Environ. Sci. Technol.* 32: 2197-207.
14. Yi, F. L., *Sci. and Technol.* Vol. 30, N.º 12, 1996.

Fuentes de datos utilizados por el Comité:

1. UNEP/POPS/POPRC.1/8
2. Nagabe y otros, *Environmental Science and Technology.* 27: 1930–1933. 1993.
3. Harner, T. y otros, *Environmental Science and Technology.* 33: 1157–1164. 1999.
4. Harner, T. y otros, *Geophysical Research Letters.* 27: 1155–1158. 2000.
5. *Criterios de salud ambiental No.124: Lindano.* Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas.
6. PNUMA, OMT, OMS. Ginebra. 1991.
(<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc124.htm>).
7. Brock y otros, *Alterra Report* 89, Países Bajos. 2000.
8. *Guidance document on risk assessment for birds and mammals under Council Directive*
9. *91/414/EEC.* Unión Europea SANCO/4145/2000 – final, Bruselas. 2002.
10. *Arctic Monitoring and Assessment Programme.* (Programa ártico de vigilancia y evaluación). Noruega. 2002.
11. Gregor, D. y otros, *Environmental Science and Technology.* 23: 561–565, 1989.
12. Brubaker, W. W., and Hites, R.A. 1998. *Environmental Science and Technology* 32: 766–769.

A continuación se enumeran las Partes y los observadores que respondieron a la solicitud de información especificada en el anexo E del Convenio: República de Macedonia, International HCH & Pesticides Association, República de Armenia, Haití, Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF, por sus siglas en inglés), CropLife International, International POPs Elimination Network, Marruecos, República de Mauricio, Comunidad Europea, Brasil, República de Lituania, Canadá, Estados Unidos de América, Australia, Japón, México, Líbano y Polonia. En el documento **UNEP/POPS/POPRC.2/INF.18**, se facilita un resumen más elaborado de las presentaciones. *Resumen de los datos presentados por las Partes y los observadores para la información especificada en el anexo E del Convenio.*

Los informes de evaluación del lindano que figuran a continuación se encuentran publicados en la Internet, y están a disposición del público.

- *Assessment of Lindane and other Hexachlorocyclohexane Isomers.* (Evaluación del lindano y de otros isómeros de hexaclorociclohexano). Agencia de Protección Ambiental (USEPA, por sus siglas en inglés). Febrero de 2006 <http://www.epa.gov/fedrgstr/EPA-PEST/2006/February/Day-08/p1103.htm>
- *Toxicological Profile for Hexachlorocyclohexane, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, US Department of Health and Human Services, updated in 2005.* [Perfil toxicológico para el hexaclorociclohexano, Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades, Departamento de Salud y Servicios Humanos de los Estados Unidos, actualizado en 2005.] <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp43.html>
- *USEPA Reregistration Eligibility Decision (RED) for Lindane.* [Decisión de criterios de admisibilidad (RED, por sus siglas en inglés) para el Lindano de la Agencia de protección ambiental de Estados Unidos.] 2002. Véase RED y evaluaciones complementarias sanitarias y ecológicas en el registro. http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDS/lindane_red.pdf
- Plan de acción regional de América del Norte (PARAN) sobre el lindano y otros isómeros del hexaclorociclohexano (HCH). Borrador para recabar observaciones del público. Octubre de 2005. Comisión para la cooperación ambiental en América del Norte. http://www.cec.org/files/PDF/POLLUTANTS/Lindane-NARAP-Public-Comment_en.pdf
- Riesgos para la salud producidos por los contaminantes orgánicos persistentes a partir de la contaminación atmosférica transfronteriza a gran distancia, Misión especial conjunta OMS/equipo de tareas convencional sobre los aspectos sanitarios de la contaminación del aire. OMS/Europa. 2003. Capítulo 3: Capítulo 3/ Hexaclorociclohexanos <http://www.euro.who.int/Document/e78963.pdf>
- *Technical Review Report on Lindane. Reports on Substances Scheduled for Re-assessments Under the UNECE POPs Protocol.* [Informe del estudio técnico sobre el Lindano. Informe sobre las sustancias que se han de evaluar nuevamente conforme al Protocolo sobre COP de la CEPE]. Elaborado por Austria en 2004 (disponible en: http://www.unece.org/env/popsxg/docs/2004/Dossier_Lindane.pdf)
- Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (IPCS). Guía de Salud y Seguridad N.º 54 LINDANO (Gamma-HCH) GUÍA DE SALUD Y SEGURIDAD. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Organización Internacional del Trabajo. Organización Mundial de la Salud. Ginebra, 1991. <http://www.inchem.org/documents/hsg/hsg/hsg054.htm>

1.4 Situación del producto químico en el marco de los tratados internacionales

En el anexo II del **Protocolo sobre contaminantes orgánicos persistentes del Convenio sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a gran distancia, de 1998**, el lindano está enumerado como una “sustancia sujeta a restricciones”. Esto significa que los productos que contienen al menos, 99% del isómero HCH en la forma gamma (o sea, lindano, CAS: 58-89-9)

quedan restringidos a los usos siguientes: 1) Tratamiento de semillas. 2) Aplicaciones en el suelo seguidas inmediatamente de su incorporación a la capa superficial del suelo. 3) Tratamiento profesional correctivo e industrial de árboles talados, maderas y troncos. 4) Insecticida tópico para uso veterinario y para la salud pública. 5) Aplicación no aérea a plantones de árboles, uso en césped en pequeña escala y uso en interiores y exteriores para material de vivero y plantas ornamentales. 6) Aplicaciones industriales y domésticas en interiores. Todos los usos restringidos del lindano deben ser reevaluados conforme al Protocolo antes de que se cumplan los dos años de la fecha de entrada en vigor. El Protocolo entró en vigor el 23 de octubre de 2003³.

Tanto el lindano como la mezcla de isómeros del HCH están incluidos en el anexo III del **Convenio de Rotterdam** sobre el procedimiento de consentimiento fundamentado previo con carácter de “productos químicos sujetos al procedimiento de consentimiento fundamentado previo”. El Convenio de Róterdam entró en vigor el 24 de febrero de 2004⁴.

Los isómeros del hexaclorociclohexano, incluido el isómero gamma, lindano, figuran en la Lista de productos químicos para adoptar medidas prioritarias (actualizada en 2005) elaborada por la **Comisión OSPAR para la protección del medio ambiente marino del Atlántico Noreste**. Según esta iniciativa, la Estrategia relativa a las sustancias peligrosas tiene por objetivo prevenir la contaminación de la zona marítima, mediante la reducción progresiva y sustancial de los vertidos, las emisiones y las pérdidas de sustancias peligrosas, con el objetivo final de que las concentraciones en el medio ambiente marino se acerquen a los valores básicos para las sustancias de origen natural y próximas a cero para las sustancias sintéticas artificiales. El Convenio OSPAR entró en vigor el 25 de marzo de 1998⁵.

El HCH (incluido el lindano) está incluido como sustancia de nivel II en la **Estrategia binacional para las sustancias tóxicas en los Grandes Lagos del Canadá y los Estados Unidos**, lo que significa que uno de los dos países tiene fundamentos para indicar su persistencia en el medio ambiente, lo cual representa un potencial para la bioacumulación y la toxicidad⁶.

El Plan de Acción Regional de América del Norte (NARAP, por sus siglas en inglés) sobre el lindano y otros isómeros del hexaclorociclohexano (HCH) se encuentra en proceso de elaboración, en el marco del proyecto de Gestión racional de las sustancias químicas, que es una iniciativa que se está llevando a cabo para reducir los riesgos de las sustancias tóxicas para la salud humana y el medio ambiente en América del Norte. Este programa integra el Programa de contaminantes y salud de la **Comisión de Cooperación Ambiental** entre los tres países que componen el Tratado de Libre Comercio de América del Norte: Canadá, Estados Unidos y México. (Comisión para la Cooperación Ambiental, CCA, 2005).

El lindano también está incluido en la **Directiva Europea Marco del Agua**. Esta Directiva integra la legislación de la Comunidad Europea sobre los recursos hídricos y establece que para 2015 las masas de agua continentales y costeras deben alcanzar al menos la condición de “buen estado”. El lindano es una de las sustancias peligrosas incluida como prioritaria para la cual las normas de calidad y los controles de emisión se establecerán al nivel establecido por la UE para poner fin a todas las emisiones en un plazo de 20 años⁷.

³ Convenio sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a gran distancia: <http://www.unece.org/env/lrtap/>.

⁴ Convenio de Rotterdam: <http://www.pic.int>.

⁵ OSPAR, Convenio para la Protección del medio ambiente marino del Atlántico Noreste: <http://www.ospar.org/>.

⁶ Estrategia binacional para las sustancias tóxicas de los Grandes Lagos: <http://www.epa.gov/glnpo/gls/index.html>.

⁷ Directiva Europea Marco del Agua: http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/index_en.html.

2. Información resumida relativa al perfil de los riesgos

2.1 Fuentes

a) Producción, comercio, existencias

La fabricación del HCH técnico supone la fotoclorinación del benceno que produce una mezcla de cinco isómeros principales. Esta mezcla de isómeros está sujeta a la cristalización fraccionada y concentración para producir lindano puro al 99%, con un 10% a 15% de rendimiento. En consecuencia, la producción de lindano no es eficiente, ya que por cada tonelada de lindano (isómero gamma) obtenida, se obtienen también entre 6 y 10 toneladas de otros isómeros (*HCH & Pesticide Association*, Asociación Internacional de HCH y Plaguicidas, IHPA, por sus siglas en inglés, 2006). Según la IHPA (informe y anexos), los métodos de producción del HCH y del lindano han variado, y lo mismo ha sucedido con los métodos de destrucción o reutilización de los isómeros del HCH. Sin embargo, la mayoría de los métodos para procesar o reciclar los desechos de los isómeros del HCH han sido abandonados con el correr el tiempo y, en consecuencia, la mayoría de los productos de desecho se han descartado durante los últimos 50 años (IHPA, 2006). La industria del lindano sostiene que la tecnología de producción moderna procesa los desechos de isómeros y los convierte en TCB (triclorobenceno) y HCl (ácido clorhídrico), de modo tal que reduce o elimina la contaminación ambiental que producen estos subproductos (Crop Life, 2006).

La producción histórica del HCH técnico y del lindano tuvo lugar en muchos países europeos entre los cuales figuran los siguientes: República Checa, España, Francia, Alemania, Reino Unido, Italia, Rumania, Bulgaria, Polonia y Turquía, desde 1950 o antes, y se suspendió entre 1970 y 1990. Según una investigación realizada por la IHPA, el HCH técnico y el lindano también se han producido en otros países como, por ejemplo, Albania, Argentina, Austria, Azerbaiyán, Brasil, China, Ghana, Hungría, India, Japón, Rusia, Eslovaquia y los Estados Unidos. Es difícil obtener información exacta, ya que muchos países o bien no mantienen archivos sobre la producción, las ventas y el uso histórico de plaguicidas, o bien la industria considera que se trata de información confidencial (IHPA, 2006).

Se estima que desde el año 1950 hasta el 2000 el uso mundial del lindano en los campos de la agricultura, la ganadería, la forestación y la salud humana, entre otros, alcanza aproximadamente 600.000 toneladas. El siguiente cuadro muestra la utilización del lindano en la agricultura en diferentes continentes durante el período comprendido entre los años 1950 y 2000 (IHPA, 2006).

Continente	Utilización (toneladas)
Europa	287.160
Asia	73.00
América	63.570
África	28.540
Oceanía	1.032
Total	435.500

Aparentemente, en los últimos años, la producción del lindano ha disminuido rápidamente y sólo quedan muy pocos países que lo producen. En la actualidad Rumania, la India y, probablemente, Rusia, son los únicos países del mundo donde se produce lindano (IHPA, 2006 y USEPA, 2006, Comisión para la Cooperación Ambiental, CCA, por sus siglas en inglés, 2005 anexo A). Otras fuentes indican que Rusia (Li y otros, 2004) y China (USEPA, 2006) han dejado de producir

lindano. En la India se produce y se usa el lindano para el control de ácaros en la caña de azúcar a razón de 200 toneladas al año.

La producción mundial de lindano entre 1990 y 1995 era aproximadamente de 3.222 toneladas al año. En Europa, los 10 países que más han utilizado el lindano entre los años 1950 y 2000, y que representa 96% del uso total en Europa, son: Checoslovaquia, Alemania, Italia, Francia, Hungría, España, Rusia, Ucrania, Yugoslavia y Grecia (IHPA, 2006).

El Inventario de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación sobre plaguicidas obsoletos, no deseados o prohibidos, publicado en 1998, detectó un total de 2785 toneladas de HCH de grado técnico, 304 toneladas de lindano y 45 toneladas de material de HCH no especificado disperso en vertederos en África y el Cercano Oriente (Walter y otros, 1999).

Según la información proporcionada por el proyecto del Programa de Acción sobre Contaminantes del Ártico (ACAP) sobre plaguicidas caducados del Consejo del Ártico, posiblemente hasta 1.000 toneladas de existencias caducadas de HCH de calidad técnica y lindano aún existen en la Federación de Rusia después de haberse prohibido su producción a comienzos del decenio de 1990.

b) Usos

El lindano ha sido utilizado como plaguicida de amplio espectro, que actúa por contacto, tanto para fines agrícolas como para no agrícolas. El lindano se ha utilizado para el tratamiento de semillas y suelos, aplicaciones foliares, el tratamiento de árboles y madera y para luchar contra los ectoparásitos tanto en animales como en seres humanos (OMS, 1991).

Como consecuencia de sus propiedades tóxicas, presuntamente carcinógenas, persistentes, bioacumulativas y presuntamente endocrinopatológicas, el lindano pasó a ser una sustancia objeto de examen en países de la Comunidad Europea. Todos los usos del HCH han sido prohibidos, pero los Estados miembros pueden autorizar el HCH de calidad técnica como intermediario en la fabricación de productos químicos y sustancias que contengan al menos un 99% del isómero gamma (lindano) para uso tópico veterinario y para fines relacionados con la salud pública, únicamente hasta el 31 de diciembre de 2007 (CEPE, 2004). Actualmente, en los Estados Unidos el único uso registrado del lindano en la agricultura es para el tratamiento de semillas, así como para el de la pediculosis y la sarna en los seres humanos (CCA, 2005). En el Canadá, el lindano se ha utilizado principalmente en la canola y el trigo, pero en la actualidad el único uso permitido del lindano es para fines relacionados con la salud pública, como, por ejemplo, el tratamiento de la pediculosis y la sarna en los seres humanos (CCA, 2005).

c) Liberaciones en el medio ambiente

Debido a que cada tonelada del lindano producido genera aproximadamente entre 6 y 10 toneladas de otros isómeros del HCH, durante la fabricación de este insecticida se generaba una cantidad considerable de residuos. Durante décadas, los desechos de isómeros generalmente se vertían en vertederos de basura abiertos, como campos, y en otros sitios de eliminación de residuos, ubicados en zonas cercanas a las fábricas del HCH. Luego de la eliminación de los residuos, tenía lugar la degradación, la volatilización y el escurrimiento de los isómeros de desecho (USEPA, 2006).

Si la cifra de 600.000 toneladas estimada para el uso mundial del lindano entre 1950 y 2000 es exacta, la cantidad total de posibles residuos (en el supuesto de que por cada tonelada de lindano producido se obtiene un valor promedio de 8 toneladas de desechos de isómeros) probablemente

alcance 4,8 millones de toneladas de residuos del HCH que podrían estar presentes en todo el mundo, lo cual da una idea de la magnitud del problema de contaminación ambiental (IHPA, 2006).

Las liberaciones de lindano en el aire pueden producirse durante el uso en la agricultura o en las aplicaciones aéreas de este insecticida, así como también durante su fabricación o eliminación. Además, el lindano puede ser liberado al aire a través de un proceso de volatilización luego de su aplicación (Shen y otros, 2004). La pérdida por evaporización al aire desde el agua no se considera significativa, debido a que la solubilidad del lindano en agua es relativamente elevada (OMS/Europa, 2003).

2.2 Destino ambiental

Persistencia

Para el lindano, se ha estimado un período de semivida en el aire de 2,3 días sobre la base de la constante de velocidad para la reacción de la fase de vapor con radicales hidroxilo en el aire; una vida troposférica de 7 días debido a la reacción de la fase gaseosa con radicales hidroxilo, y una vida de 13 días para la reacción atmosférica con radicales OH en los trópicos (Mackay, 1997). Brubaker y Hites (1998) estimaron que la vida del lindano en el aire es de 96 días. El período de semivida del lindano en los ríos es de 3 a 30 días, y en los lagos, entre 30 y 300 días. Otros estudios informan que los períodos de semivida de la hidrólisis calculados o experimentales oscilan entre 92 y 3090 horas, según el estudio; asimismo, se informa que la persistencia en el suelo es aproximadamente de 3 años (Mackay y otros, 1997).

Una vez liberado en el medio ambiente, el lindano puede dispersarse en todos los ámbitos del medio ambiente, pero se ha demostrado que la evaporación es el proceso más importante en la distribución del lindano en el medio ambiente. Diversos estudios centrados en las características de absorción y adsorción del lindano han demostrado que la movilidad del lindano es muy baja en suelos con alto contenido de material orgánico, y es más elevada en suelos con poca materia orgánica. La difusión del lindano también ha sido investigada e indica que el contenido de agua del suelo y la temperatura ejercen una gran influencia sobre ella. El Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas determina que, cuando el lindano experimenta una degradación ambiental en condiciones de campo, su período de semivida oscila entre unos pocos días y tres años, según los diversos factores, entre ellos, el clima, el tipo de suelo, la temperatura y la humedad (OMS, 1991).

La hidrólisis no resulta ser un proceso de degradación importante para el lindano, en ambientes acuáticos bajo condiciones de pH neutro. El lindano es estable en la hidrólisis a pH 5 y 7 con un período de semivida de 732 días, y un período de semivida que oscila entre 43 y 182 días a pH 9. Asimismo, los distintos valores de desintegración estimados y calculados para el lindano notificados son: 1.1 años a pH 8 y 20°C en agua de mar; 42 años a pH 7.6 y 5°C en el Lago Hurón y 110 años en el Océano Ártico a pH 8 y 0°C (USEPA, 2006).

El lindano es estable a la luz. Debido a que no contiene cromóforos que absorban luz, se supone que no se producirá fotólisis directa en el aire, el agua o el suelo. Aún cuando se pudiera producir fotólisis indirecta por medio de un agente fotosensibilizador, no existen pruebas evidentes de fotodegradación del lindano. El lindano se degrada muy lentamente por la acción de microbios, con un período calculado de semivida en el suelo de 980 días en condiciones aeróbicas de laboratorio. La degradación se produce más rápidamente en condiciones anaeróbicas que ante la

presencia de oxígeno. El pentaclorociclohexano, el 1,2,4-triclorobenceno y el 1,2,3-triclorobenceno (USEPA, 2006) son posibles productos de degradación.

Bioacumulación

Los factores de bioconcentración (BCF, *por sus siglas en inglés*) en organismos acuáticos en condiciones de laboratorio oscilaron aproximadamente entre 10 y 6000; en condiciones de campo, esos factores oscilaron entre 10 y 2600 (OMS, 1991). Otros estudios indican que los factores de bioconcentración (log BCF) oscilan entre 2,26 para el camarón y 3,85 para la trucha arco iris en sus primeras etapas de vida sobre base lipídica, y 4,3 en el zooplancton; el factor de bioacumulación (log BAF) en la trucha arco iris, es de hasta 4,1 (Mackay y otros, 1997). Asimismo, las constantes de los índices de captación y eliminación oscilaron entre 180 y 939 h⁻¹ y 0,031 y 0,13 h⁻¹ respectivamente, para la trucha arco iris en sus primeras etapas de vida, sobre base lipídica (Mackay y otros, 1997).

El lindano se puede bioacumular fácilmente en la cadena de alimentación por ser altamente liposoluble y tener una rápida capacidad de bioconcentración en microorganismos, invertebrados, peces, aves y mamíferos. Los factores de bioconcentración (BCF) dentro de las especies acuáticas varían considerablemente. Algunos datos experimentales revelaron factores de bioconcentración de 3-36 (Berny, 2002); 43-4220 sobre una base de peso húmedo y un BCF promedio de 11.000 sobre base lipídica (Geller y otros 1997); y también 1200-2100 (Oliver y otros, 1985).

Se puede calcular un log BCF promedio de 2,28 en especies invertebradas y un log BCF promedio de 2,87 en especies vertebradas a partir de diferentes estudios (Donkin y otros, 1997, Renberg y otros, 1985, Thybaud y otros, 1988, Yamamoto y otros, 1983, Butte y otros, 1991, Carlberg y otros, 1986, Kanazawa y otros, 1981, Kosian y otros, 1981 La Rocca y otros, 1991, Oliver y otros, 1985, Viganò y otros, 1992). De igual forma, se puede calcular un log BAF promedio de 2,94, en especies invertebradas, y un log BAF promedio de 3,80, en especies vertebradas a partir de otros estudios (Oliver y otros, 1988, Chevreuril y otros, 1991, Hartley y otros, 1983, Caquet y otros, 1992). También se han informado factores de bioconcentración de 780 para los filetes, 2500 para las vísceras y 1400 para los tejidos de peces enteros (USEPA, 2002).

En un experimento realizado por Geyer y otros (1997), se demuestra que los factores de bioconcentración dependen de la especie de pez y su contenido de lípidos. Por otro lado, al tomar en conjunto los diferentes modos de captación, el metabolismo, las fuentes de contaminación e incluso las condiciones experimentales, podría explicarse por qué los valores del BCF han variado en forma tan significativa. Asimismo, la mayoría de los datos sugieren que, si bien la bioconcentración del lindano es sumamente rápida, la biotransformación, la depuración y la eliminación son relativamente rápidas una vez que se elimina la exposición. (OMS, 1991).

La bioacumulación del lindano se ha observado en la mayoría de los grupos taxonómicos, desde las plantas y algas hasta los vertebrados. Se debe examinar las consecuencias ambientales de la combinación de esa posible bioacumulación con una toxicidad elevada – niveles sin efecto nocivo observado (NOAEL) de sólo 0,3 mg/kg de peso corporal/día – y ecotoxicidad sin efecto de concentración observado (NOEC) en el ecosistema acuático inferior a 1µl (*Environmental Health Criteria No. 124, 1991*; y Brook y otros, 2000). Por ejemplo, cuando los niveles medidos en el terreno en las lombrices de tierra (0,3 mg/kg para un terreno que contenga 80 µg/kg) se comparan con los datos de toxicidad de los mamíferos (*Environmental Health Criteria No. 124, 1991*) utilizando una proporción de ingestión alimentaria realista de 0,63 (*documento de orientación sobre*

la evaluación de los riesgos para aves y mamíferos 2002.) la comparación indica una esfera de preocupación ecotoxicológica que es menester seguir investigando.

Se ha notificado la presencia de lindano en aves marinas y mamíferos en el Ártico (ATSDR, 2005). En mamíferos marinos se encuentran concentraciones de lindano a niveles equivalentes o incluso más elevadas que alguno de los contaminantes más hidrofóbicos como los bifenilos policlorados (PCB) y el DDT (ATSDR, 2005). Además se ha notificado la presencia de lindano en la leche materna humana entre los inuit del Ártico y en mamíferos marinos (Programa de vigilancia y evaluación del Ártico, 2002).

Potencial de transporte a gran distancia en el medio ambiente

Muchos estudios han detectado residuos de HCH, particularmente isómeros alfa y gamma, en distintas regiones de América del Norte, el Ártico, el Sur de Asia, Pacífico Occidental y la Antártida. Los isómeros del HCH, incluido el lindano, son los contaminantes insecticidas organoclorados más abundantes y persistentes en el Ártico. Su presencia en el Ártico y en la Antártida, donde el HCH técnico y el lindano no han sido utilizados, demuestra su capacidad de transporte a gran distancia. Los isómeros del HCH, incluido el lindano, están sujetos a la denominada “destilación global”, en función de la cual los climas cálidos en bajas latitudes favorecen la evaporación a la atmósfera y desde ahí, los productos químicos se transportan hacia latitudes más altas. En las latitudes medias, la deposición y la evaporación varían con la estación. En latitudes altas, la baja temperatura favorece la deposición (Walter y otros, 1999).

La utilización del lindano en países como Canadá donde el uso era ~ 500 toneladas en el 2000 y en ciertos países europeos, como Francia, ha contribuido a la presencia de niveles del HCH gamma en el aire del Ártico. Se detectaron concentraciones de lindano en Alert, en el Ártico, que disminuyeron de 10-11 pg/m^3 en 1993 a 6,4 pg/m^3 en 1997 (CACAR, 2003).

En un estudio realizado por Shen y otros en 2004, se ubicaron 40 estaciones de muestreo pasivo de aire, en secciones transversales desde el Ártico canadiense, hacia las costas orientales de Canadá y de Estados Unidos, a lo largo de la frontera entre Canadá y Estados Unidos, y en el sur de México y América Central durante un año. Los niveles elevados del alfa-HCH (concentraciones en aire de entre 1,5 y 170 pg/m^3 tomadas con un muestreador volumétrico) en la zona oriental de Canadá serían consecuencia del desprendimiento de gases alfa-HCH provenientes del agua fría del Ártico que, al fluir hacia el sur, se calientan y liberan el alfa-HCH nuevamente en la atmósfera. En la llanura canadiense, en la zona norte del Lago Ontario, el sur de Quebec, los estados del Atlántico Medio y en el sur de México, se detectaron altas concentraciones del gamma-HCH (concentraciones en aire que oscilaban entre 5 y 400 pg/m^3 tomadas con muestreador volumétrico), lo cual refleja la influencia del uso regional del lindano (Shen y otros, 2004). Se midió el transporte del lindano a través del Océano Pacífico en un sitio de muestreo ubicado en Yukón, que tuvo un alcance de 4 a 18 pg/m^3 (Bailey y otros, 2000). Entre junio de 1999 y julio de 2000, se midieron isómeros del HCH, inclusive lindano, en un sitio montañoso de la Isla de Tenerife. Las concentraciones en aire de gamma-HCH en este sitio oscilaban entre 18 y 31 (promedio 26) pg/m^3 (Van Drooge y otros, 2002).

El lindano es muy frecuente en el ambiente y el suelo marino. Su capacidad de transporte a gran distancia en la atmósfera ya ha quedado demostrada para la Unión Europea (OMS/Europa, 2003), en especial, por el Programa de cooperación para la vigilancia continua y de evaluación del transporte a gran distancia de contaminantes atmosféricos en Europa (EMEP). Se produjeron altas concentraciones de gamma-HCH en el aire en Francia, Portugal, España, los Países Bajos y

Bélgica, originadas por emisiones de alta densidad de lindano en estos países. Se hallaron, también, concentraciones de aire relativamente altas en Alemania, Italia, Suiza y Luxemburgo, a pesar de las densidades de emisión más baja en estos países. Es muy probable que estas concentraciones de aire elevadas se hayan producido a causa del transporte atmosférico desde los países europeos mencionados más arriba que generan emisiones de alta densidad (Shatalov and Malanichev, 2000; Shatalov y otros, 2000).

a) **Isomerización**

La hipótesis de que la isomerización del isómero gamma-HCH a alfa-HCH podría ocurrir en el aire surgió como una posible explicación de que en la década del ochenta se observó que la proporción de esos isómeros alcanzaban el valor de 18 cuando se preveía que este valor fuera aproximadamente 5, según la proporción en que estos dos isómeros se encuentran mezclados en el HCH técnico. (Oehme y otros 1984a, Oehme y otros, 1984b, Pacyna y otros, 1988). No obstante, hasta la fecha, no se ha proporcionado ninguna evidencia experimental concluyente de que se haya producido isomerización en el aire.

En forma similar, Walker y otros (1999) observaron que cuando se produce la transformación fotoquímica de gamma-HCH a alfa-HCH en el aire, se deberían observar importantes concentraciones de alfa-HCH en el aire del Hemisferio Sur. Sin embargo, las mediciones realizadas en forma reciente indican que, con el tiempo, los niveles de alfa-HCH están descendiendo en el Hemisferio Sur y en el Océano Ártico, lo cual no es compatible con la teoría de la isomerización y el uso continuo del lindano. La proporción del alfa-HCH/gamma-HCH en el muestreo de aire tomado en el Hemisferio Sur durante las décadas del ochenta y del noventa fue generalmente 1 a 2,3 (Ballschmiter y otros, 1991, Bidleman y otros, 1993, Iwata y otros, 1993, Kallenborn y otros, 1998, Lakaschus y otros, 2002; Schreitmüller y otros, 1995) y en el estudio más reciente realizado en la Antártida fue de 0,81 (Dickhut y otros, 2005).

Otros estudios sugirieron que los índices de intercambio gaseoso entre el mar y el aire podrían generar el fraccionamiento de los isómeros del HCH y una acumulación preferencial del alfa-HCH en el aire durante el transporte a gran distancia sobre los océanos. Si bien esto podría explicar por qué las proporciones de alfa-HCH/gamma-HCH observadas durante el invierno son altas, deja el interrogante de por qué se observaron las mismas proporciones altas en el verano en los primeros estudios. (Pacyna y otros, 1988 y Oehme y otros, 1991). Walker y otros (1999) concluyeron que aun cuando los experimentos demuestran que la fotoisomerización es posible, sólo hay pruebas indirectas que indiquen que este proceso contribuye de manera sustancial a generar las proporciones altas de alfa/gamma detectadas en el Ártico y deja lugar a diversas interpretaciones.

Numerosos estudios también informaron acerca de la isomerización fotolítica del gamma-HCH al alfa-HCH. A pesar de que estos estudios demostraron la isomerización en medios condensados, no existen pruebas que indiquen que la isomerización se produce en la fase gaseosa y en condiciones atmosféricas ambientales. Las pruebas de laboratorio indican que el gamma-HCH puede transformarse en otros isómeros en el suelo o en los sedimentos mediante la degradación biológica, pero aunque la bioisomerización del lindano es posible, pareciera que el papel de este proceso en la degradación general del gamma-HCH es insignificante (Walker y otros, 1999 and Shen y otros, 2004).

b) Datos derivados de la vigilancia del medio ambiente

Polonia informó que las concentraciones de gamma-HCH en sedimentos de ríos oscilaban entre 2,4 y 9,4 µg/kg. Los resultados del Programa Nacional de Control de Residuos Veterinarios desarrollado en Polonia indican que los alimentos de origen animal contienen niveles de gamma-HCH inferiores al nivel de acción de 1000 µg/kg (Anexo E, información suministrada por Polonia, 2006).

El Ministerio del Medio Ambiente de Japón ha vigilado las concentraciones del lindano en el agua y detectó que los niveles se hallaban entre 32 a 370 pg/l en 60 muestras de agua analizadas en todo el país en 2003. Asimismo, en ese mismo año se analizaron un total de 186 muestras de sedimentos de lechos, y la concentración de lindano oscilaban entre restos (1,4) y 4000 pg/g de peso seco, con un promedio geométrico de 45 pg/g de peso seco. Un estudio reciente realizado en 2003, en crustáceos, peces y aves, indica la presencia de lindano en todas las muestras, en concentraciones que oscilan entre 5,2 y 130 pg/g- de peso húmedo para los peces y 1.800 a 5.900 pg/g de peso húmedo para las aves. Se detectó lindano en todas las 35 muestras de aire ambiental tomadas en 35 lugares del Japón, durante la estación cálida en 2003 con una concentración de lindano que oscilaba entre 8,8 y 2.200 pg/m³ con una media geométrica de 63 pg/m³. El estudio en los mismos lugares con exclusión de uno solo durante la estación fría en 2003 demostró una concentración de 3,1 a 330 pg/m³ con una media geométrica de 14pg/m³ (Anexo E, información suministrada por Japón, 2006).

Australia informó que ninguna de las muestras de carne o cultivos vigiladas para detectar residuos en el país contenía niveles detectables de lindano (Anexo E, información suministrada por Australia, 2006).

Estados Unidos informó que el gamma-HCH estaba por debajo del nivel de detección en todas las muestras analizadas para el Tercer informe nacional sobre la exposición humana a sustancias químicas ambientales. En el Estudio nacional sobre tejidos en peces de lagos, realizado por la Agencia de protección ambiental de Estados Unidos, se detectaron niveles de lindano en los tejidos de los peces de lagos y reservorios que oscilaban entre 0,652 y 8,56 ppb. En la zona de los Grandes Lagos, el lindano se vigila en el aire y en las precipitaciones con la Red integrada de deposición atmosférica y se ha observado que la concentración promedio de 15-90 pg/m³ detectada a principios de la década del noventa está disminuyendo a 5-30 pg/m³ desde el año 2000. Las concentraciones promedio de lindano en las precipitaciones (volumen-promedio ponderado) registradas en siete lugares principales durante los años 1997-2003 fueron de 690-1400 pg/L. Los datos analíticos disponibles de los años más recientes del Programa de vigilancia de la pesca en los Grandes Lagos efectuado por la Agencia de protección ambiental de Estados Unidos indican que la concentración de lindano en los filetes de pesca deportiva (salmón rey, salmón plateado, y una variedad de trucha arco iris) oscilaron entre una detección de trazas y 0,005 ppm entre 1982 y 2000. Las mediciones obtenidas a través del Programa de estado y tendencias nacionales (NS&T, por sus siglas en inglés) de la Administración nacional oceánica y atmosférica indican la presencia de lindano en las mediciones efectuadas en tejidos de bivalvos, a lo largo de toda la costa de Estados Unidos y de los Grandes Lagos, desde 1986 hasta la fecha. Durante el historial del Programa, se tomaron muestras en 283 lugares a lo largo de los países vecinos de Estados Unidos de Norteamérica, Alaska, Hawaii y Puerto Rico, con un total de 4.990 registros del isómero gamma. La concentración media observada de isómeros gamma-HCH fue de 0,56 (rango 0-71,0) ng/g peso seco. La evaluación de las tendencias, con datos obtenidos en todo Estados Unidos indica que hubo una disminución estadísticamente importante en los niveles de lindano desde 1986 hasta 2004. (Anexo E, información suministrada por los Estados Unidos de América, 2006)

Durante los años 1999 y 2000, Alberta Environment emprendió un proyecto en Canadá destinado a clasificar los plaguicidas que se detectaban en diversas localidades de Alberta y determinar la estacionalidad y los niveles relativos. Se detectó lindano en el aire ambiental en Lethbridge en todas las muestras que se tomaron entre mayo y agosto. El 15 de junio los niveles de lindano alcanzaron el máximo nivel de $1,15 \text{ ng/m}^3$, mientras que el 22 de junio de 1999 se detectó el nivel bajo de $0,23 \text{ ng/m}^3$ en el aire ambiental. Dado que el lindano se emplea en las semillas tratadas que se plantan en abril y principios de mayo, se libera en la atmósfera después de la siembra; en consecuencia, los niveles más altos se registran en mayo y luego van disminuyendo lentamente hasta alcanzar niveles bajos y/o no detectables en agosto y septiembre (Kumar, 2001).

2.3 Exposición

El lindano se puede encontrar compartimentado en todo el medio ambiente, y se han registrado mediciones de los niveles en el aire, el agua, los sedimentos terrestres, los organismos acuáticos y terrestres y los alimentos en todo el mundo. Por lo tanto, los seres humanos están expuestos al lindano tal como lo demuestran los niveles detectables en sangre, tejido adiposo y leche materna humanos (OMS/Europa, 2003).

Un aspecto de particular inquietud es el hecho de que los isómeros del HCH, incluido el lindano, se acumulan en las áreas de clima más frío del mundo. Se encuentran altas concentraciones de los isómeros del HCH, incluido el lindano, en el Mar de Beaufort y en el Archipiélago Canadiense (CCA, 2005). Mediante la exposición ambiental, el gamma-HCH penetra en la cadena alimentaria y se acumula en los tejidos adiposos de los animales. De esta manera constituyen una vía importante de exposición para los animales de la zona ártica y antártica, como así también para los seres humanos cuya dieta de subsistencia depende de estos animales (USEPA, 2006).

La exposición de la población en general a los gamma-HCH puede provenir de la ingesta de alimentos, en especial de productos de origen animal, como la leche y la carne, como así también del agua que contenga el plaguicida. Se observó que la presencia del lindano es 10 veces más alta en los tejidos adiposos del ganado vacuno que en el forraje (ATSDR, 2005), lo que demuestra que los animales pueden estar expuestos al compuesto a través del alimento e, incluso, a través del tratamiento de ectoparásitos. En aquellos países que aún utilizan el lindano como plaguicida, se detectó esta sustancia en la leche vacuna. En un estudio realizado en Uganda, África, las concentraciones del gamma-HCH en la leche vacuna fueron de $0,006\text{-}0,036 \text{ mg/kg}$ de grasa láctea. Los niveles promedio del gamma-HCH analizados en muestras de leche vacuna, en dos áreas separadas de la India fueron de $0,002$ y $0,015 \text{ mg/kg}$. En otro estudio realizado en México, que controló 192 muestras de leche vacuna, se observaron niveles de $0,002\text{-}0,187 \text{ mg/kg}$ de gamma-HCH (ATSDR, 2005).

En muchos países se identificó la presencia de lindano en los tejidos de los seres humanos de la población en general. En los Países Bajos el contenido en sangre era aproximadamente $< 0,1\text{-}0,2 \text{ } \mu\text{g/l}$. A principios de la década del ochenta, en Checoslovaquia, República Federal de Alemania y en los Países Bajos, las concentraciones promedio del gamma-HCH en tejidos adiposos de seres humanos eran de $0,086$, $0,024\text{-}0,061$ y $0,01\text{-}0,02 \text{ mg/kg}$, respectivamente, en base lipídica. También se estudió la dieta total y los productos que integran la canasta de consumo para determinar la ingesta diaria humana de gamma-HCH, y se observaron diferencias claras a través del tiempo: durante el periodo cercano a 1970 la ingesta era de hasta $0,05 \text{ } \mu\text{g/kg}$ de peso corporal por

día, mientras que hacia la década del 80, disminuyó a 0,003 µg/kg de peso corporal por día o menos (OMS/Europa, 2003).

Las personas que viven en áreas rurales y siguen una dieta no vegetariana tienen más probabilidades de estar expuestos al gamma-HCH. Así lo demostró un estudio realizado en la India, en el que las mujeres que consumían carne roja, huevos y pollo presentaban niveles de plaguicida –incluido el lindano– en sangre más altos que las mujeres vegetarianas (ATSDR, 2005). Las instalaciones donde aún se produce lindano, las plantas de plaguicidas abandonadas y los lugares con desechos peligrosos, constituyen otras fuentes de exposición directa (USEPA, 2006).

La exposición de los niños al lindano es muy preocupante. Se detectó la presencia del gamma-HCH en seres humanos, en tejidos adiposos maternos, en la sangre materna, en la sangre del cordón umbilical y en la leche materna. También se comprobó que el lindano atraviesa la barrera placentaria. La concentración promedio de lindano en la leche materna fue de 0,084 mg/l según un estudio realizado en la India. En un estudio realizado en Alberta, Canadá, se obtuvo un nivel promedio de 6 ppb de lindano en leche materna (ATSDR, 2005). En otro estudio que buscaba plaguicidas organoclorados en la leche materna humana proveniente de 12 regiones de Australia, se detectó lindano en todas las muestras con un promedio de 0,23 ng/g de lípidos y un rango de 0,08-0,47 ng/g de lípidos (Anexo E, información suministrada por Australia, 2006).

Asimismo, se detectaron niveles de lindano en leche humana materna de distintos países, entre otros, Canadá, Alemania, Países Bajos y el Reino Unido. Los niveles de lindano oscilaron entre <0,001 y 0,1 mg/kg en base lipídica (OMS/Europa, 2003).

Existe otra vía de exposición para los niños que habitan en las regiones donde se aplica el lindano directamente –para el control de plagas– al ganado productor de carne y leche. En relación con el peso corporal, los niños consumen más leche por unidad de peso que los adultos y, de este modo, pueden estar expuestos a concentraciones significativas de residuos de lindano a través del consumo de leche (CCA, 2005). Es preocupante el uso medicinal en niños de productos farmacéuticos que contienen esta sustancia para el tratamiento de la pediculosis y de la sarna, a pesar de que los efectos más adversos se detectaron como consecuencia del uso inadecuado. Otra de las vías de exposición a cantidades posiblemente significativas de lindano sería a través del polvo de las viviendas bajo ciertas condiciones y, en este caso, también es un aspecto que genera inquietudes en relación con los niños (ATSDR, 2005).

2.4 Evaluación del peligro para los puntos finales que sean motivo de preocupación

El lindano es el isómero del HCH más tóxico, y afecta los sistemas endocrinos y nerviosos centrales. En los seres humanos, los efectos derivados de la exposición aguda a altas concentraciones de lindano pueden variar de irritaciones leves de la piel a mareos, dolores de cabeza, diarrea, náuseas, vómitos e incluso convulsiones y muerte (CCA, 2005). También se observaron efectos respiratorios, cardiovasculares, hematológicos, hepáticos y endocrinos en los seres humanos luego de una inhalación breve o prolongada del lindano. Los informes indican que, luego de exposiciones ocupacionales prolongadas al gamma-HCH en las instalaciones de producción, se observaron alteraciones hematológicas, como leucopenia, leucocitosis, granulocitopenia, granulocitosis, eosinofilia, monocitosis y trombocitopenia (ATSDR, 2005).

Además, las personas que estuvieron expuestas a esta sustancia por cuestiones ocupacionales y ambientales presentaron gamma-HCH en suero sanguíneo, tejidos adiposos y semen. (ATSDR, 2005). Los niveles séricos de hormonas luteinizantes en suero fueron significativamente más altos

en los hombres expuestos al gamma-HCH por motivos ocupacionales. Al mismo tiempo, si bien en las personas expuestas se observó un aumento de la concentración sérica media de la hormona folículoestimulante y una disminución de la testosterona, estas tendencias no fueron de suma importancia en términos estadísticos, en comparación con los controles de personas no expuestas (ATSDR, 2005).

Los efectos más comunes observados en relación con la exposición oral al gamma-HCH son de orden neurológico. La mayor parte de la información está relacionada con casos de envenenamiento grave por gamma-HCH. Se observaron convulsiones en personas que ingirieron lindano en forma accidental o voluntaria, al tomar pastillas insecticidas, o el líquido para combatir la sarna o ingerir alimentos contaminados con esta sustancia (OMS/Europa, 2003).

En la India, las concentraciones registradas de gamma-HCH en sangre fueron significativamente más altas en 135 pacientes con cáncer de mama, de 41 a 50 años, en comparación con un grupo de control que no padecía esa enfermedad. Sin embargo, en estudios similares realizados en otros países, no se observó la correlación entre los niveles elevados del gamma-HCH en sangre y la incidencia en el cáncer de mama. (ATSDR, 2005).

Las ratas expuestas a distintas concentraciones del gamma-HCH mediante inhalación por periodos de 4 horas presentaron efectos neurológicos relacionados con la concentración, cuando se las observó hasta 22 días luego de la exposición. Se observó un efecto sedante de leve a moderado luego de una exposición a 101 mg/m^3 ; de leve a intenso luego de una exposición a 378 mg/m^3 ; inquietud, excitación y ataxia luego de una exposición a 642 y 2.104 mg/m^3 ; y también se observaron espasmos en los casos de las concentraciones más altas de $2,104 \text{ mg/m}^3$ (ATSDR, 2005).

Diversos estudios demostraron los efectos hepatotóxicos del lindano en animales de laboratorio. Se demostraron aumentos en los niveles del citocromo P-450 luego de inhalar 5 mg/m^3 diarios de lindano en aerosol durante 90 días, y aumentos de actividad en citocromo P-450, superóxido dismutasa citoplásmica y peroxidación lipídica en ratas luego de recibir $1,8 \text{ mg/kg}$ de peso corporal entre 15 y 30 días. En los estudios prolongados con dosis de 7 a 8 mg/kg de peso corporal de lindano en la dieta se observó necrosis hepática y degeneración grasa en ratas expuestas durante 38 a 70 semanas, e hipertrofia en las ratas Wistar expuestas durante 104 semanas (OMS/Europa, 2003). Las ratas expuestas a 15 mg de gamma-HCH/kg/día durante 5 días y $2,5 \text{ mg}$ de gamma-HCH/kg/día durante 21 días, presentaron aumentos importantes en el peso absoluto del hígado, P-450 y actividad EROD, según el tiempo y la dosis administrada (ATSDR, 2005).

Se dispone de alguna evidencia de efectos inmunotóxicos, como la inmunosupresión y respuestas suprimidas de anticuerpos, provocada por el lindano en animales de laboratorio. En las ratas expuestas a $6,25$ y 25 mg/kg de peso corporal durante 5 semanas se observó inmunosupresión. Se suprimió la respuesta primaria de anticuerpos en ratones albinos expuestos a 9 mg/kg de peso corporal por día en la dieta durante 12 semanas, y se observó la supresión de la respuesta secundaria de anticuerpos después de 3 semanas a la misma dosis (OMS/Europa, 2003).

En animales de laboratorio se registraron efectos del lindano sobre la reproducción. Las ratas hembra expuestas a una ingesta oral de 10 mg/kg de peso corporal por día durante 15 semanas presentaron propiedades antiestrogénicas. Las conejas expuestas a $0,8 \text{ mg/kg}$ de peso corporal por día del gamma-HCH, por 3 días semanales durante 12 semanas presentaron una reducción en el índice de ovulación (OMS/Europa, 2003). En ratas macho, se observaron reducciones en la cantidad de esperma epididimal y espermátidas testiculares luego de una dosis oral de 6 mg/kg de

peso corporal durante 5 días, o de una única dosis de 30 mg/kg de peso corporal del gamma-HCH. También se detectaron atrofas testiculares, degeneración de los túbulos seminíferos y la interrupción de la espermatogénesis en las ratas macho alimentadas a 75 mg/kg de peso corporal por día durante 90 días (OMS/Europa, 2003). En consecuencia, el lindano tiene características de un compuesto que afecta el sistema endocrino. La exposición al lindano durante la gestación con una sola dosis de 30 mg/kg de peso corporal al día 15 de la gestación, indujo la alteración de la libido y la reducción de la concentración de la testosterona en las crías macho de ratas (USEPA, 2006).

También se informaron efectos adversos del lindano en el desarrollo. En los ratones tratados con 30 y 45 mg/kg por intubación gástrica al día 12 de la gestación se detectaron disminuciones en el peso fetal, peso tímico fetal y en el peso de la placenta. También se observaron efectos fetotóxicos del lindano, que podrían ser consecuencia del estrés oxidativo inducido, peroxidación lipídica intensificada y los cortes en las cadenas simples de ADN en los tejidos fetales y placentales (OMS/Europa, 2003). Las ratas expuestas durante 12 semanas a 1,7; 3,4 y 6,8 μM , que correspondía a la dosis de exposición observada en vegetales contaminados (80 a 250 $\mu\text{g}/\text{kg}$) o en agua potable contaminada (0,02 $\mu\text{g}/\text{l}$), presentaron índice de crecimiento afectado, conteo de espermatozoides reducido y niveles de testosterona reducidos durante la gestación, la lactancia o el destete (OMS/Europa, 2003). Se observó el incremento de la susceptibilidad del animal joven en un estudio de la reproducción en múltiples generaciones de ratas y en un estudio de desarrollo de la neurotoxicidad en las ratas (USEPA, 2002).

Los datos disponibles de genotoxicidad demuestran que el gamma-HCH tiene potencial genotóxico. Se demostró que el Gamma-HCH aumenta los rompimientos cromosómicos (clastogenia) en las células de la médula ósea en ratones expuestos a 1,6 mg por kg de peso corporal por día por alimentación por sonda nasogástrica durante 7 días (ATSDR, 2005). Sin embargo, la Unión Europea aún no ha clasificado al lindano como genotóxico. (OMS/Europa, 2003). Se observaron daños en el ADN, en cultivos de células de la mucosa nasal y gástrica de ratas, y en células humanas de la mucosa nasal expuestas a gamma-HCH, y síntesis inducida de ADN no esquematizada en ciertos tipos de células, como los linfocitos periféricos humanos (ATSDR, 2005).

El Organismo Internacional de Investigación sobre el Cáncer (IARC) ha clasificado el lindano como posible carcinógeno humano; y también clasificó el HCH técnico y el HCH alfa como posibles carcinógenos humanos (ATSDR, 2005). No hace mucho que la Agencia Ambiental de EE.UU. reclasificó al lindano dentro de la categoría “Evidencia que sugiere que el lindano es carcinógeno, pero que es insuficiente para evaluar la posibilidad de que produzca cáncer en seres humanos”. La USEPA clasificó al HCH de grado técnico y al alfa-HCH como probables carcinógenos humanos, mientras que el beta-HCH fue clasificado como posible carcinógeno humano (ATSDR, 2005).

La capacidad carcinogénica fue analizada por administración oral en diversos experimentos. Algunos estudios demostraron que no hay aumentos importantes en tumores endocrinos, tiroidales, pituitarios, en la glándula suprarrenal, hepáticos o en los ovarios de las ratas alimentadas con 10,8-33 mg/kg/día en la dieta durante 80 semanas o con 0,07-32 mg gamma-HCH/kg/día en la dieta durante 104 semanas, aunque se observaron índices de sobrevida muy bajos que limitaban la importancia de tales resultados (OMS/Europa, 2003). Si bien otros estudios han detectado la existencia de carcinomas hepatocelulares en ratones expuestos a 13,6-27,2 mg/kg/día en la dieta durante 80 o 104 semanas, y en ratones expuestos a 27,2 mg/kg/día en la dieta durante 96 semanas, estos resultados se obtuvieron en una raza de ratones que presenta una mutación dominante y que genera una susceptibilidad mayor a la formación de neoplasmas específicos de la raza.

El lindano es altamente tóxico para los organismos acuáticos y moderadamente tóxico para las aves y los mamíferos después de exposiciones breves. Los efectos prolongados en aves y mamíferos que se han medido a través de estudios sobre reproducción muestran efectos adversos en los niveles bajos de concentración, como por ejemplo reducciones en los parámetros de producción de huevos, de crecimiento y de supervivencia en aves, y disminución del peso corporal en mamíferos, con algunos efectos indicativos de perturbación endocrina. Los datos que indican la toxicidad acuática tras la exposición al lindano demuestran que es altamente tóxico tanto en los peces de agua dulce (rangos de LC_{50} de 1,7 a 131 ppb) como en los invertebrados acuáticos (rangos de LC_{50} de 10,0 a 520 ppb). Los datos de toxicidad acuática tras la exposición prolongada de los organismos de agua dulce indican una reducción del crecimiento larval en los peces de agua dulce a una concentración sin efectos adversos observados (NOAEC, por sus siglas en inglés) de 2,9 g/l y una disminución de la reproducción en invertebrados acuáticos a una NOAEC de 54 g/l (CCA, 2005 y USEPA, 2006).

El lindano produjo efectos de importancia estadística según el sexo (71% machos) en ranas, a un nivel de 0,1 ppb y actividad estrogénica con alteración de la capacidad de respuesta de los espermatozoides a la progesterona, e indujo la expresión de receptores de estrógeno y vitelogenina en las pruebas *in vitro* (USEPA 2006). En un estudio de 35 días, se observaron efectos en la reproducción y en la población en el nivel más bajo con efecto adverso observado (LOAEL, por sus siglas en inglés) de 13,5 $\mu\text{g/l}$ de lindano en invertebrados. El lindano a 100 ppm y 25 ppm generó una disminución en la incubabilidad de las gallinas ponedoras y de las codornices japonesas, respectivamente (USEPA, 2006).

En 2002, USEPA publicó una evaluación del riesgo que representa la presencia de lindano en la dieta de los indígenas que habitan la zona ártica. Esta evaluación se basa en una cantidad de supuestos de peligro y exposición, y estima el riesgo de las comunidades habitantes de Alaska y de otras zonas de la región circumpolar ártica, cuya dieta de subsistencia depende de animales como el caribú, la foca y la ballena. La ingesta alimentaria total de los adultos oscilaba entre 0,000055 y 0,00071 mg/kg/día.

Con respecto a los efectos no cancerígenos, el Nivel de Preocupación (LOC, por sus siglas en inglés) es igual a 0,0016mg/kg/día. Los riesgos del lindano en la dieta no excedieron el LOC (USEPA, 2002).

Si bien la decisión de incluir al lindano en el Convenio de Estocolmo se basaría fundamentalmente en el isómero gamma, el POPRC acordó que en las deliberaciones se podrían incluir también a los isómeros alfa y beta. Por este motivo, a continuación se incluye la evaluación de riesgos de la Agencia de Protección Ambiental de EE. UU. (USEPA, 2006) sobre los isómeros alfa y beta.

En el mes de febrero de 2006, esta Agencia de Protección Ambiental publicó una evaluación de riesgos para recibir comentarios del público, que abordó los riesgos del lindano y de los isómeros alfa y beta del HCH, subproductos del proceso de fabricación del lindano (USEPA, 2006). Se estimó que las ingestas alimentarias totales de los adultos y niños oscilaban entre 0,00057 y 0,051 mg/kg/ día para el alfa-HCH y 0,00037 0,01 mg/kg/día para el beta-HCH. Se compararon estas ingestas alimentarias con el nivel de preocupación (LOC) crónico de USEPA. Para los efectos no cancerígenos, el LOC es de $cRfD=0,00006$ mg/kg/día para el beta-HCH, y $cRfD=0,001$ mg/kg/día para el alfa-HCH, sobre la base de una dosis que, según USEPA, no traería aparejados efectos adversos irrazonables para la salud. El nivel de preocupación (LOC) de los efectos cancerígenos se presenta cuando el límite más alto de riesgo de cáncer es superior a uno en un millón. La evaluación de riesgos de la dieta indica que las estimaciones de riesgo crónico y de cáncer por la

ingesta de estos alimentos con contenido de alfa y beta-HCH están por encima de los niveles de preocupación indicados por la USEPA para estas poblaciones árticas, tomando como base las estimaciones más altas de ingesta alimenticia.

3. Síntesis de la información

El lindano ha demostrado ser una sustancia neurotóxica, hepatotóxica e inmunotóxica, con efectos adversos en la reproducción en los animales de laboratorio. Los datos de intoxicación aguda en los seres humanos indican que el lindano puede provocar efectos neurológicos severos, y los datos sobre los efectos crónicos sugieren la posibilidad de que también existan efectos hematológicos. El Organismo Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer (IARC) ha clasificado al lindano como posible carcinógeno humano (ATSDR, 2005). La Agencia de Protección del Medio Ambiente de Estados Unidos clasificó al lindano dentro de la categoría de “Evidencia que sugiere que el lindano es carcinógeno, pero que es insuficiente para evaluar la posibilidad de que produzca cáncer en los seres humanos”

La exposición de los seres humanos al lindano, en especial de las mujeres embarazadas y de los niños, es un motivo de preocupación sustentado por la presencia permanente de los isómeros del HCH, incluido el lindano, en los tejidos humanos y en la leche materna. La exposición directa derivada del uso de productos farmacéuticos para el tratamiento de la sarna o de la pediculosis debería ser de preocupación. La exposición derivada de fuentes alimentarias puede ser motivo de preocupación en el caso de dietas con alto contenido de lípidos animales y en las dietas de subsistencia de determinados grupos étnicos (USEPA 2006 y CCA, 2005). La exposición ocupacional que tiene lugar en las plantas donde se fabrica esta sustancia debería ser motivo de preocupación, dado que en la producción de lindano el trabajador también está expuesto a otros isómeros del HCH, por ejemplo, al isómero alfa, que probablemente sea carcinógeno para los seres humanos (USEPA, 2006).

La presencia de lindano en el ambiente y el suelo marino es muy frecuente. Las concentraciones más altas de esta sustancia suelen encontrarse en las regiones más frías. La capacidad de transporte atmosférico a gran distancia que tiene el lindano ha quedado demostrada en la Región Europea. (OMS/Europa, 2003).

A pesar de que la producción actual del lindano parece estar en descenso y que sólo se quedan unos pocos países que lo producen, el proceso ineficiente de producción utilizado para fabricar este insecticida a lo largo de años ha provocado un problema de contaminación a nivel mundial que nos ha dejado, y tal vez todavía nos está dejando, un enorme legado de productos de desecho contaminantes.

La evaluación de datos del lindano obtenidos en el laboratorio sugerirían una capacidad de bioacumulación y biomagnificación más baja que la prevista para otros plaguicidas organoclorados. En realidad, el lindano debe considerarse un caso límite en términos de su capacidad de bioacumulación. Afortunadamente, existe una gran cantidad de información de control sobre la biota que permite formular estimaciones reales del perfil de los riesgos del lindano en comparación con otros plaguicidas organoclorados. La información proporcionada por esta enorme cantidad de datos reales de campo es concluyente: las concentraciones de lindano en las muestras de biota tomadas en áreas alejadas de las de uso son similares a las observadas en otros plaguicidas organoclorados, lo cual confirma la preocupación por la persistencia, bioacumulación y transporte a gran distancia.

Dado que la toxicidad del lindano también es similar o incluso superior a la observada en otros plaguicidas organoclorados, deberá considerarse que la preocupación en relación con las características de COP del lindano es equivalente a la observada en relación con otras sustancias químicas que ya están incluidas en el Convenio de Estocolmo. Por ejemplo, Weisbrod y otros (2000) observaron que los niveles de lindano en las ballenas piloto eran similares o apenas más bajos que los de aldrina, la endrina, el heptacloro o el mírex. Sørmo y otros (2003) y Kannan y otros (2004), también detectaron que la suma de los HCH y la suma de los clordanos encontrados en las focas grises y en las nutrias mostraban niveles equivalentes.

4. Conclusión

El lindano ha sido objeto de numerosos informes de evaluación de riesgos elaborados por diferentes organismos, de reglamentaciones en diferentes países y de iniciativas internacionales lo cual indica la preocupación general que genera este compuesto organoclorado y demuestra que ya se han tomado acciones en el ámbito mundial.

La información que se proporciona en este documento así como también la información que contienen los numerosos informes de evaluación de riesgos sobre el lindano publicados indican que el lindano es persistente, bioacumulativo y tóxico y que está presente en muestras ambientales tomadas en todo el mundo y en la sangre humana, en la leche materna y en el tejido adiposo humano en diferentes poblaciones estudiadas, especialmente las comunidades de la zona ártica que se alimentan de animales para subsistir. Estos hallazgos indican que, como resultado del transporte ambiental a gran distancia, es probable que el lindano tenga efectos adversos para el medio ambiente y para la salud humana de una magnitud tal que se justifica la adopción de medidas de carácter mundial.

Agradecimientos

Agradecemos a Jon Arnot y a Don Mackay (Trent University), Frank Wania (University of Toronto), Janice Jensen (USEPA), John Vijgen (IHPA) por las comunicaciones y la información útil que nos proporcionaron para preparar este documento. También agradecemos especialmente a Terry Bidleman, Investigador científico principal del *Centre for Atmospheric Research Experiments, Environment Canada*, que nos proporcionó el documento **UNEP/POPS/POPRC.2/INF/18** “*Isomerization of lindane*” (isomerización del lindano).

Referencias

- Programa de vigilancia y evaluación del Ártico. 2002. Noruega.
- ATSDR, 2005. Toxicological Profile for Hexachlorocyclohexanes, U.S. Department of Health & Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, August, 2005. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp43.html>
- Australia, 2006. Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention. January 2006.
- Bailey, R., Barrie, L., Halsall, C., Fellin, P., Muir, D. 2000. Atmospheric organochlorine pesticides in the western Canadian Arctic: Evidence of transpacific transport. *Journal of Geophysical Research*. 105:11805-11811.
- Ballschmiter, K., Wittlinger, R. 1991. Interhemispheric exchange of HCH, hexachlorobenzene, polychlorobiphenyls and 1,1,1-trichloro-2,2-bis(p-chlorophenyl)ethane in the lower troposphere. *Environmental Science and Technology* 25, 1103-1111.
- Berny, Ph.; Lachaux, O.; Buronfosse, T.; Mazallon, M.; Gillet, C. Zebra Mussels (*Dreissena polymorpha*), as Indicators of Freshwater Contamination with Lindane. *Environmental Research, Section A*, 2002. (90) 142-151.
- Bidleman, T., Walla, M., Roura, R., Carr, E., Schmidt, S. 1993. Organochlorine pesticides in the atmosphere of the Southern Ocean and Antarctica, January - March, 1990. *Marine Pollution Bulletin*. 26:258-262.
- Buser, H.F.; Müller M. Isomer and Enantioselective Degradation of Hexachlorocyclohexane Isomers in Sewage Sludge under Anaerobic Conditions. *Environmental Science and Technology*. 29:664-672.
- Brock, T.C.M., R.P.A. van Wijngaarden & G.J. van Geest. 2000. Ecological risks of pesticides in freshwater ecosystems; Part 2: insecticides. 142 pp.
- Brubaker, W.W., Hites, R.A. 1998. *Environmental Science and Technology* 32: 766-769.
- Butte, W., K. Fox, and G-P. Zauke, 1991. Kinetics of Bioaccumulation and Clearance of Isomeric Hexachlorocyclohexanes. *Science of the Total Environment*. 109/110:377-382
- CACAR, 2003. Canadian Arctic Contaminants Assessment Report II. Sources, occurrence, trends and pathways in the physical environment. Northern Contaminants Program. Indian and Northern Affairs Canada.
- Caquet, T., E. Thybaud, S. Le Bras, O. Jonot, and F. Ramade. 1992. Fate and Biological Effects of Lindane and Deltamethrin in Freshwater Mesocosms. *Aquat. Toxicol.* 23(3/4):261-278
- Carlberg, G.E. et al, 1986. Influence of Aquatic Humus on the Bioavailability of Chlorinated Micropollutants in Atlantic Salmon. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 15:543-548
- CEC, 2005. Commission for Environmental Cooperation. The North American Regional Action Plan (NARAP) on Lindane and Other Hexachlorocyclohexane (HCH) Isomers. Draft for public comment dated 5 October 2005. http://www.cec.org/pubs_docs/documents/index.cfm?varlan=english&ID=1821
- Chevreuil, M., and P. Testard 1991 Monitoring of Organochlorine Pollution (PCB, Pesticides) by a Filter Feeder Lamellibranch (*Dreissena polymorpha* Pallas) C.R. *Academy of Science Ser. II* 312(5):473-477

Criterios de Salud Ambiental No. 124: 1991. Lindano. Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas. PNUMA, OIT, OMS. Ginebra.
(<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc124.htm>).

Crop Life, 2006. Information submitted by CropLife International on behalf of Chemtura. Annex E information. Stockholm Convention.

Dickhut, R.M., Cincinelli, A., Cochran, M., Ducklow, H.W. 2005. Atmospheric concentrations and air-water flux of organochlorine pesticides along the western Antarctic Peninsula. *Environmental Science and Technology* 39:465-470.

Donkin, P., J. Widdows, S.V. Evans, F.J. Staff, and T. Yan 1997 Effect of Neurotoxic Pesticides on the Feeding Rate of Marine Mussels (*Mytilus edulis*). *Pesticide Science* 49(2):196-209

Geyer, H.J.; Scheunert, I.; Brüggemann, R.; Langer, D.; Korte, F.; Kettrup, A.; Mansour, M.; Steinberg, C.; Nyholm, N.; Muir, D. Half-lives and Bioconcentration of lindane (gamma-HCH) in different fish species and relationship with their lipid content. *Chemosphere*, 1997. Vol. 35 (1/2), 343-351.

Guidance document on risk assessment for birds and mammals under Council Directive 91/414/EEC. 2002. European Union. SANCO/4145/2000 – final, Brussels.

Hartley, D. M. and J.B. Johnston 1983 Use of the Freshwater Clam *Corbicula manilensis* as a Monitor for Organochlorine Pesticides. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 31:33-40

IHPA., 2006. The Legacy of Lindane HCH Isomer Production. A global Overview of residue Management, Formulation and Disposal. International HCH & Pesticides Association www.ihpa.info

Iwata, H., Tanabe, S., Sakai, N., Tatsukawa, R. 1993. Distribution of persistent organochlorines in the oceanic air and surface seawater and the role of ocean on their global transport and fate. *Environmental Science and Technology* 27:1080-1098.

Japan, 2006. Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention. February 2006.

Kallenborn, R., Oehme, M., Wynn-Williams, D., Schlabach, M., Harris, J. 1998. Ambient air levels and atmospheric long-range transport of persistent organochlorines to Signey Island, Antarctica. *Science of the Total Environment*. 220:167-180.

Kanazawa, J. 1981 Measurement of the Bioconcentration Factors of Pesticides by Freshwater Fish and Their Correlation with Physicochemical Properties or Acute Toxicities. *Pesticide Science* 12(4):417-424

Kannan K., Kajiwara N., Watanabe M., Nakata H., Thomas N.J., Stephenson, M., Jessup D.A., Tanabe, S., Profiles of polychlorinated biphenyl congeners, organochlorine pesticides, and butyltins in Southern sea otters and their prey. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 23, No. 1, pp. 49–56, 2004

Kosian, P., A. Lemke, K. Studders, and G. Veith, 1981. The Precision of the ASTM Bioconcentration Test. EPA 600/3-81-022, U.S.EPA, Duluth, MN :20 p

Kumar, Y. 2001. Pesticides in Ambient Air in Alberta. ISBN 0-7785-1889-4. Report prepared for the Air Research Users Group, Alberta Environment, Edmonton, Alberta.

La Rocca, C., A. Di Domenico, and L. Vittozzi, 1991. Chemiobiokinetic Study in Freshwater Fish Exposed to Lindane: Uptake and Excretion Phase Rate Constants and Bioconcentration Factors. *International Journal of Environmental Health Research*. 1(2):103-116

Lakaschus, S., Weber, K., Wania, F., Bruhn, R., Schrems, O. 2002. The air-sea equilibrium and time trend of HCHs in the Atlantic Ocean between the Arctic and Antarctica. *Environmental Science and Technology*. 36:138-145.

Li Y. F., Zhulidov A. V., Robarts R. D., Korotova L. G. Hexachlorocyclohexane Use in the Former Soviet Union. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 48:10–15 (2004)

Li, Y.F. Macdonald, R.W., Jantunen, L.M., Harner, T., Bidleman, T. 2002. The Transport of beta-hexachlorocyclohexane to the western Arctic Ocean: a contrast to alpha-HCH. *The Science of the Total Environment*, 2002. 291(1-3), 229-246.

Mackay Donald, Wan Ying Shiu and Kuo-CHing Ma. *Illustrated Handbook of Physical-Chemical Properties of Environmental Fate for Organic Chemicals*. CRC Press, 1997.

Oehme, M., Manø, S. 1984a. The long-range transport of organic pollutants to the Arctic. *Fres. Z. Anal. Chem.* 319:141-146.

Oehme, M., Ottar, B. 1984b. The long range transport of polychlorinated hydrocarbons to the Arctic. *Geophysical Research Letters*. 11:1133-1136.

Oliver, B.G., and A.J. Niimi, 1985. Bioconcentration Factors of Some Halogenated Organics for Rainbow Trout: Limitations in Their Use for Prediction of Environmental Residues. *Environmental Science and Technology*. 19(9):842-849

Oliver, B.G. and A.J. Niimi 1988. Trophodynamic Analysis of Polychlorinated Biphenyl Congeners and Other Chlorinated Hydrocarbons in the Lake Ontario Ecosystem. *Environmental Science and Technology*. 22:388-397

OMS, 1991. IPCS Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas. Guía sobre Salud y Seguridad No. 54 Lindano (gamma-HCH) guía sobre salud y seguridad. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Organización Internacional del Trabajo. Organización Mundial de la Salud. Ginebra, 1991. <http://www.inchem.org/documents/hsg/hsg/hsg054.htm>

OMS/Europa, 2003. Riesgos para la salud producidos por los contaminantes orgánicos persistentes a partir de la contaminación atmosférica transfronteriza a gran distancia, Misión especial conjunta OMS/equipo de tareas convencional sobre los aspectos sanitarios de la contaminación del aire. OMS/Europa. 2003. Capítulo 3: Capítulo 3/ Hexaclorociclohexanos <http://www.euro.who.int/Document/e78963.pdf>

Pacyna, J., Oehme, M. 1988. Long-range transport of some organic compounds to the Norwegian Arctic. *Atmos. Environ.* 22:243-257.

Poland, 2006. Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention.

Renberg, L., M. Tarkpea, and E. Linden, 1985. The Use of the Bivalve *Mytilus edulis* as a Test Organism for Bioconcentration Studies, *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 9:171-178

Schreitmüller, J., Ballschmiter, K. 1995. Air-water equilibrium of HCHs and chloromethoxybenzenes in the North and South Atlantic. *Environmental Science and Technology*. 30:852-858.

Shatalov, V., Malanichev, A., Berg, T., Larsen, R. 2000. Investigation and assessment of POP transboundary transport and accumulation in different media. Part 1. EMEP report 4/2000, Meteorological Synthesizing Centre - East, Moscow.

Shatalov, V., Malanichev, A.. Investigation and assessment of POP transboundary transport and accumulation in different media. Part 2. EMEP report 4/2000, Meteorological Synthesizing Centre - East, Moscow.

Shen, L.; Wania, F.; Lei, Y.D.; Teixeira, C.; Muir, D. C.; Bidleman, T. Hexachlorocyclohexanes in the North American Atmosphere. *Environmental Science & Technology*. 2004. 38:965-975.

Sørmo, E., Skaare, J., Jüssi I., Jüssi M., Jenssen, B.M.. Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in Baltic and Atlantic gray seal (*Halichoerus grypus*) pups. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 22, No. 11, pp. 2789–2799, 2003

Thybaud, E., and S. Le Bras 1988 Absorption and Elimination of Lindane by *Asellus aquaticus* (Crustacea, Isopoda) *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 40(5):731-735

UNECE, 2004. Technical Review Report on Lindane. Reports on Substances Scheduled for Re-assessments Under the UNECE POPs Protocol. Preparado por Austria en 2004
http://www.unece.org/env/popsxg/docs/2004/Dossier_Lindane.pdf

UNEP/POPS/POPRC.1/8

United States of America, 2006. Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention. January 2006.

USEPA, 2002. Revised EFED RED Chapter for Lindane, prepared by the Environmental Fate and Effects Division, Office of Pesticide Programs for the Lindane Reregistration Eligibility Decision (RED) for Lindane. U.S. Environmental Protection Agency.
http://www.epa.gov/oppsrrd1/reregistration/lindane/efed_ra_revised.pdf

USEPA, 2006: Assessment of Lindane and Other Hexachlorocyclohexane Isomers. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/fedrgstr/EPA-PEST/2006/February/Day-08/p1103.htm>

Van Drooge, B.L., Grimalt, J.O., Garcia, C.J.T., Cuevas, E. 2002. Semivolatile organochlorine compounds in the free troposphere of the North Eastern Atlantic. *Environmental Science and Technology* 36:1155-1161.

Vigano, L., S. Galassi, and M. Gatto, 1992. Factors Affecting the Bioconcentration of Hexachlorocyclohexanes in Early Life Stages of *Oncorhynchus mykiss*. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 11(4):535-540

Walker, K.; Vallero D.A.; Lewis R.G.. Factors influencing the distribution of lindane and other hexachlorohexanes. *Environmental Science & Technology*, 1999. 33:4373-4378.

Weisbrod A.V., Shea D., Moore, M.J., Stegeman J.J., Bioaccumulation patterns of polychlorinated biphenyls and chlorinated pesticides in Northwest Atlantic pilot whales. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 19, No. 3, pp. 667–677, 2000

Yamamoto, Y., M. Kiyonaga and T. Watanabe 1983 Comparative Bioaccumulation and Elimination of HCH Isomers in Short-necked Clam (*Venerupis japonica*) and Guppy (*Poecilia reticulata*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 31:352-359