



**Programme
des Nations Unies
pour l'environnement**

Distr. : Générale
21 novembre 2006

Français
Original : Anglais

Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants
Comité d'étude des polluants organiques persistants
Deuxième réunion
Genève, 6-10 novembre 2006

**Rapport du Comité d'étude des polluants organiques
persistants sur les travaux de sa deuxième réunion**

Additif

Descriptif des risques liés au lindane

A sa deuxième réunion, le Comité d'étude des polluants organiques persistants a adopté le descriptif des risques liés au lindane sur la base de l'ébauche qui figure dans le document UNEP/POPS/POPRC.2/10. Le texte de ce descriptif des risques, tel qu'amendé, est présenté dans les pages qui suivent. Il n'a pas encore été revu par les services de contrôle de la rédaction.

LINDANE

DESCRIPTIF DES RISQUES

Adopté par le
Comité d'étude des polluants organiques persistants
à sa deuxième réunion

Novembre 2006

TABLE DES MATIERES

Rapport de synthèse	4
1. Introduction	5
1.1 Identité chimique	5
1.2 Conclusion du Comité d'étude concernant les informations requises à l'Annexe D. ..	6
1.3 Sources de s données	6
1.4 Statut de la substance chimique au regard des conventions internationales	8
2. Informations récapitulatives pertinentes pour le descriptif des risques	9
2.1 Sources	9
a) Production, commerce, stocks	9
b) Utilisations	10
c) Rejets dans l'environnement	11
2.2 Devenir écologique	11
2.2.1 Persistance	11
2.2.2 Bioaccumulation	12
2.2.3 Potentiel de propagation à longue distance dans l'environnement	13
a) Isomérisation	14
b) Données de surveillance de l'environnement	15
2.3 Exposition	16
2.4 Evaluation des dangers du point de vue des effets préoccupants	17
3. Synthèse des informations	21
4. Conclusion générale	22
Remerciements	22
Bibliographie	23

Rapport de synthèse

Le Mexique a proposé le rajout du gamma-hexachlorocyclohexane (lindane) à la liste de l'Annexe A à la Convention de Stockholm. Lors de sa première réunion, le Comité d'étude de s polluants organiques persistants a examiné les informations présentées par ce pays au titre de l'Annexe D de la Convention et a conclu que le lindane satisfait aux critères de sélection énoncés dans cette dernière.

Le lindane fait l'objet de plusieurs initiatives internationales, dont le Protocole relatif aux polluants organiques persistants de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance; la Convention de Rotterdam; la Commission OSPAR pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du nord-est; la Stratégie binationale des Etats-Unis et du Canada sur les produits toxiques dans le bassin des Grands Lacs; et un Plan d'action régional nord-américain relatif au lindane et aux autres isomères de l'hexachlorocyclohexane mis en place par le Canada, les Etats-Unis et le Mexique dans le cadre de la Commission de coopération environnementale.

Avec chaque tonne de lindane qui est produite, on obtient environ 6 à 10 tonnes d'autres isomères. La production de cette substance a connu une baisse rapide au cours des dernières années. Actuellement, la Roumanie et l'Inde semblent être les seuls pays qui en fabriquent encore. Le lindane a été utilisé comme insecticide à large spectre d'activité pour le traitement des semences et des sols, celui des plantes (traitements foliaires), des arbres et du bois, et pour la lutte contre les ectoparasites aussi bien chez les animaux que chez l'homme.

Une fois libéré dans l'environnement, le lindane peut se disperser dans tous les milieux. La dégradation par hydrolyse et photolyse dont il fait l'objet est considérée peu importante. Ses demi-vies dans l'air et dans l'eau seraient respectivement de 2,3 jours et de 3 à 300 jours. Il a été signalé que sa demi-vie dans le sol peut aller jusqu'à 2 ou 3 ans. Le chiffre estimé de 96 jours a également été avancé pour sa demi-vie dans l'air.

Le lindane peut se bioaccumuler avec facilité dans la chaîne alimentaire en raison de sa liposolubilité élevée et se bioconcentre rapidement chez les microorganismes, les invertébrés, les poissons, les oiseaux et les mammifères. Les facteurs de bioconcentration mesurés en laboratoire pour les organismes aquatiques se trouvaient dans une fourchette allant d'environ 10 à 4220; sur le terrain, ils ont varié entre 10 et 2600. Bien que le lindane se bioconcentre en peu de temps, sa transformation, son évacuation et son élimination par l'organisme sont relativement rapides lorsque l'exposition cesse.

De nombreuses études ont signalé la présence de résidus de lindane partout en Amérique du Nord, dans l'Arctique, en Asie du Sud, dans le Pacifique occidental, et en Antarctique. Les isomères du HCH, dont le lindane, sont les polluants organochlorés les plus abondants et les plus persistants de l'Arctique, une région où ils n'ont jamais été utilisés. Leur présence sur ce continent est une preuve de leur propagation à longue distance.

L'hypothèse que des molécules de gamma-HCH en suspension dans l'air pourraient se transformer par isomérisation en alpha-HCH a été avancée comme explication possible des niveaux plus élevés que prévu atteints par les ratios alpha-HCH/gamma-HCH dans cette région. Toutefois, aucune preuve expérimentale concluante d'une telle transformation n'a été fournie à ce jour. De plus, bien qu'une isomérisation par dégradation biologique se soit avérée possible, il semble que ce processus pourrait ne jouer aucun rôle important dans la dégradation globale du gamma-HCH.

Le lindane se rencontre dans tous les compartiments de l'environnement. Il est présent en quantités mesurables dans l'air, l'eau, le sol, les sédiments, les organismes aquatiques et terrestres, et les aliments, partout dans le monde. Les êtres humains y sont donc exposés, comme le montrent les concentrations détectées dans le sang, les tissus adipeux et le lait maternel de la population au cours de diverses études menées dans différents pays. L'exposition des enfants et des femmes enceintes à ce produit est particulièrement préoccupante.

Dans des études en laboratoire réalisées sur des animaux, le lindane aurait eu des effets toxiques sur le foie, le système immunitaire, la reproduction et le développement. Selon l'US EPA, les éléments disponibles semblent indiquer qu'il est cancérigène mais ils ne sont pas suffisants pour évaluer sa cancérigénicité pour l'homme. Il fait preuve d'une toxicité aiguë qui est très élevée chez les organismes aquatiques et modérée chez les oiseaux ainsi que les mammifères. A faibles doses, il exerce sur les oiseaux des effets reprotoxiques chroniques, du genre réduction de la production d'œufs, de la croissance et de la durée de vie, et occasionne chez les mammifères un ralentissement de la prise de poids. Certains de ses effets indiquent une activité perturbatrice du système endocrinien.

Les résultats précités, conjugués au fait qu'il se propage sur de longues distances et qu'il fait déjà l'objet d'initiatives locales et mondiales qui comprennent des procédures d'analyse et de sélection rigoureuses, devraient constituer des raisons suffisantes pour prendre des mesures au niveau mondial dans le cadre de la Convention de Stockholm.

1. Introduction

1.1 Identité chimique

Le Mexique a proposé, le 29 juin 2005, l'inscription du gamma-hexachlorocyclohexane (lindane) à l'Annexe A de la Convention de Stockholm. La proposition contenait des données relatives à ce produit mais mentionnait que les autres isomères de l'hexachlorocyclohexane devraient également être examinés.

Lindane : gamma-hexachlorocyclohexane

Formule chimique : $C_6H_6Cl_6$

Numéro CAS : 58-89-9

Poids moléculaire : 290,83

Propriétés physico-chimiques

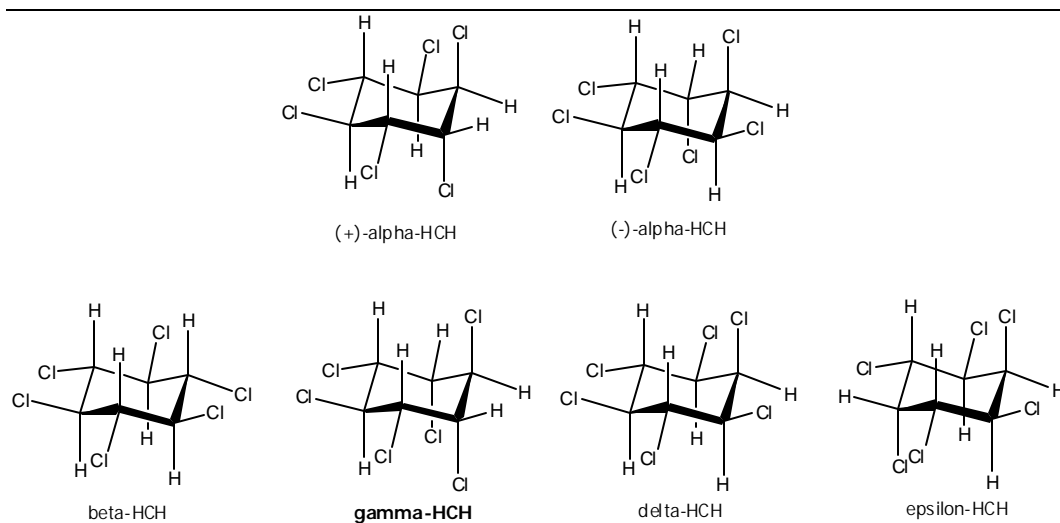
Aspect physique	solide cristallin
Point de fusion	112,5 °C
Point d'ébullition à la pression de 760mmHg	323,4 °C
Pression de vapeur à 20°C	$4,2 \cdot 10^{-5}$ mmHg
Constante de la loi de Henry à 25°C	$3,5 \cdot 10^{-6}$ atm.m ³ /mol

ATSDR, 2005

Lindane est le nom commun de l'isomère gamma du 1,2,3,4,5,6-hexachlorocyclohexane (HCH). Le HCH technique est un mélange contenant essentiellement cinq isomères qui ne diffèrent que par la position (axiale ou équatoriale) des atomes de chlore autour de l'anneau du cyclohexane et qui apparaissent dans les proportions suivantes : 53 à 70% d'alpha-hexachlorocyclohexane qui possède

deux variantes énantiomorphes ((+)-alpha-HCH et (-)-alpha-HCH), 3 à 14% de bêta-hexachlorocyclohexane, 11 à 18% de gamma-hexachlorocyclohexane, delta-hexachlorocyclohexane et 3 à 5% de epsilon-hexachlorocyclohexane (). L'isomère gamma est le seul qui présente des propriétés insecticides très marquées.

Structure des isomères alpha, beta, gamma, delta et epsilon du HCH



adapté de

Buser *et al.*, 1995. adapté de Buser *et al.*, 1995.

Le terme « hexachlorobenzène » ou « BHC » est souvent utilisé comme synonyme du HCH mais, selon l'Union internationale de chimie pure et appliquée (IUPAC), cette désignation est incorrecte. Néanmoins, certains continuent à l'appeler ainsi et à employer le nom de gamma-BHC pour désigner le lindane. Dans le présent document, le terme « lindane » correspond au gamma-HCH présentant un degré de pureté minimum de 99 % et le terme BHC n'est pas utilisé.

1.2 Conclusion du Comité d'étude concernant les informations requises à l'Annexe D

Lors de sa première réunion tenue à Genève du 7 au 11 novembre 2005, le Comité a évalué les informations présentées au titre de l'Annexe D et a décidé que les critères de sélection ont été remplis, concluant que « le lindane répond aux critères de sélection spécifiés à l'Annexe D ». Il a convenu que, bien que ses discussions pussent englober les isomères alpha et bêta, toute décision relative à l'inclusion du lindane dans la liste des produits touchés par la Convention ne concernerait que l'isomère gamma¹.

1.3 Sources des données

Sources fournies par la Partie à l'origine de la proposition (Mexique) :

1. ATSDR Toxicological Profile Information Sheet 2001
2. PSEA. 1998. Persistent Organic Pollutants. Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique (PSEA), 183-373. Oslo, Norvège.

¹ UNEP/POPS/POPRC.1/10

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. CIRC, Monographies, <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. Agence fédérale américaine pour la protection de l'environnement (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. *Environmental Health Criteria* 124 Lindane
13. Willett, K., 1998. *Environ. Sci. Technol.* 32: 2197-207.
14. Yi, F. L., *Sci. and Technol.* Vol 30, No 12, 1996.

Sources utilisées par le Comité :

1. UNEP/POPS/POPRC.1/8
2. Nagabe, *et al.*, *Environmental Science and Technology*. 27: 1930–1933. 1993.
3. Harner, T. *et al.*, *Environmental Science and Technology*. 33: 1157–1164. 1999.
4. Harner, T. *et al.*, *Geophysical Research Letters*. 27: 1155–1158. 2000.
5. *Environmental Health Criteria No. 124: Lindane*. Programme international sur la sécurité des substances chimiques. PNUE, OIT, OMS. Genève. 1991. (<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc124.htm>).
6. Brock *et al.*, *Alterra Report* 89, Pays-Bas. 2000.
7. *Guidance document on risk assessment for birds and mammals under Council Directive 91/414/EEC*. Union européenne. SANCO/4145/2000 – final, Bruxelles. 2002.
8. Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique (PSEA). Norvège. 2002.
9. Gregor, D., *et al.*, *Environmental Science and Technology*. 23: 561–565, 1989.
10. Brubaker, W. W., and Hites, R.A. 1998. *Environmental Science and Technology* 32 : 766–769.

Les Parties et observateurs ci-après ont répondu aux demandes qui leur ont été envoyées concernant les informations spécifiées à l'Annexe E de la Convention : République de Macédoine, International HCH & Pesticides Association, République d'Arménie, Haïti, Fonds mondial pour la nature, CropLife International, Réseau international pour l'élimination des POP, Maroc, République de Maurice, Communauté européenne, Brésil, République de Lituanie, Canada, Etats-Unis d'Amérique, Australie, Japon, Mexique, Liban et Pologne. Un résumé plus développé des contributions est présenté dans le document **UNEP/POPS/POPRC.2/INF.18** intitulé *Summary of data submitted by Parties and observers for information specified in Annex E of the Convention*.

Les rapports d'évaluation ci-après sont accessibles au public sur Internet :

- Assessment of Lindane and other Hexachlorocyclohexane Isomers. USEPA. February 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, mis à jour en 2005. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp43.html>

- USEPA Reregistration Eligibility Decision (RED) for Lindane. 2002.
http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDS/lindane_red.pdf
- Plan d'action régional nord-américain (PARNA) relatif au lindane et aux autres isomères de l'hexachlorocyclohexane (HCH). Ebauche pour commentaires du public. Octobre 2005
Commission de coopération environnementale
http://www.cec.org/files/PDF/POLLUTANTS/Lindane-NARAP-Public-Comment_fr.pdf
- Health risks of persistent organic pollutants from long-range transboundary air pollution, Joint WHO/convention task force on the health aspects of air pollution. OMS/Europe. 2003. Chapitre 3: Hexachlorocyclohexanes <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. Rapport établi par l'Autriche en 2004 (disponible à l'adresse : http://www.unece.org/env/popsxg/docs/2004/Dossier_Lindane.pdf)
- Programme international sur la sécurité des substances chimiques. Health and Safety Guide No. 54 LINDANE (Gamma-HCH) HEALTH AND SAFETY GUIDE. Programme des Nations Unies pour l'environnement. Organisation internationale du travail. Organisation mondiale de la santé. Genève, 1991.
<http://www.inchem.org/documents/hsg/hsg/hsg054.htm>

1.4 Statut de la substance chimique au regard des conventions internationales

Le lindane est inclus dans la liste des « substances dont l'utilisation doit être limitée » qui figure dans l'Annexe II du **Protocole à la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance relatif aux polluants organiques persistants** adopté en 1998. Cela signifie que les produits dans lesquels l'isomère gamma du HCH (c'est-à-dire le lindane, CAS : 58-89-9) représente au moins 99 % ne peuvent être utilisés qu'aux fins suivantes : 1. Traitement des semences. 2. Applications sur le sol suivies immédiatement d'une incorporation dans la couche arable. 3. Traitement curatif par des professionnels et traitement industriel du bois d'œuvre et des grumes. 4. Insecticide topique utilisé à des fins de santé publique et vétérinaires. 5. Application sur les jeunes plants par des moyens autres que l'épandage aérien, utilisation à petite échelle pour les pelouses ainsi que pour le matériel de reproduction en pépinière et les plantes ornementales tant à l'intérieur qu'à l'extérieur. 6. Applications intérieures dans l'industrie et les habitations. Toutes les utilisations réglementées du lindane feront l'objet d'une réévaluation dans le cadre du Protocole deux ans au plus tard après la date d'entrée en vigueur du Protocole, en l'occurrence, le 23 octobre 2003².

Le lindane ainsi que les mélanges d'isomères du HCH sont inscrits à l'Annexe III de la **Convention de Rotterdam** comme des « produits chimiques soumis à la procédure de consentement préalable en connaissance de cause ». Cette Convention est entrée en vigueur le 24 février 2004³.

Les isomères de l'hexachlorocyclohexane, y compris l'isomère gamma, c'est-à-dire le lindane, sont inclus dans la liste des produits chimiques devant faire l'objet de mesures prioritaires (mise à jour en 2005) de la **Commission OSPAR pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du nord-est**. La Stratégie relative aux substances dangereuses mise en place dans le cadre de cette

² Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance <http://www.unece.org/env/lrtap/>

³ Convention de Rotterdam <http://www.pic.int>

initiative se donne pour objectif de prévenir la pollution de la zone maritime en réduisant sans relâche les rejets, émissions et pertes de substances dangereuses dans le but, en dernier ressort, de parvenir à des teneurs, dans l'environnement marin, qui soient proches des teneurs ambiantes dans le cas des substances présentes à l'état naturel et proches de zéro dans celui des substances de synthèse. La Convention OSPAR est entrée en vigueur le 25 mars 1998⁴.

Dans la **Stratégie binationale sur les produits toxiques dans le bassin des Grands Lacs** mise en place par les Etats-Unis et le Canada, le HCH (y compris le lindane) est considéré comme une substance de niveau II, ce qui signifie qu'un de ces pays a des raisons de révéler sa persistance dans l'environnement, son potentiel de bioaccumulation et sa toxicité⁵.

Un Plan d'action régional nord-américain (PARNA) relatif au lindane et aux autres isomères de l'hexachlorocyclohexane (HCH) est en train d'être élaboré dans le cadre du Projet de gestion rationnelle des produits chimiques, une activité permanente visant à réduire les risques que les substances toxiques représentent pour la santé humaine et l'environnement en Amérique du Nord. Ce projet fait partie du Programme relatif aux polluants et à la santé de la **Commission de coopération environnementale** (CCE) établie par les trois pays signataires de l'Accord de libre-échange nord-américain, à savoir le Canada, les Etats-Unis d'Amérique et le Mexique (CCE, 2005).

Le lindane est en outre visé par la **Directive-cadre européenne sur l'eau**, un texte législatif de la communautaire qui fixe un objectif minimum de « bon état » de toutes les eaux intérieures et côtières d'ici à 2015. Le lindane se trouve dans la liste des substances dangereuses prioritaires pour lesquelles des normes de qualité et des contrôles seront définis au niveau de l'Union européenne afin de faire cesser toutes les émissions au cours des 20 prochaines années.

2. Informations récapitulatives pertinentes pour le descriptif des risques

2.1 Sources

a) Production, commerce, stocks

Le HCH technique est produit par photochloration du benzène, un processus qui génère un mélange de cinq isomères principaux. Ce mélange ne donne, après cristallisation fractionnelle et enrichissement, qu'environ 10 à 15 % de lindane présentant un degré de pureté de 99 %. Le rendement est donc faible, vu que pour chaque tonne de lindane (isomère gamma) produite, on obtient de 6 à 10 tonnes d'autres isomères (IHPA, 2006). Selon l'*International HCH & Pesticide Association* (IHPA) (rapport et annexes), on a également utilisé d'autres méthodes pour produire le HCH et le lindane, ainsi que pour détruire ou réutiliser les résidus. Toutefois, la majorité de ces méthodes de traitement ou de réutilisation ont été abandonnées au fil des ans, de sorte que depuis maintenant 50 ans, la plupart des déchets sont simplement mis en décharge (IHPA, 2006). Les fabricants de lindane affirment que les techniques de production modernes permettent de transformer les résidus en TCB (trichlorobenzène) et HCl (acide chlorhydrique) et, ainsi, de réduire ou éliminer la pollution causée par ces sous-produits (Crop Life, 2006).

De nombreux pays d'Europe, dont la République tchèque, l'Espagne, la France, l'Allemagne, le Royaume-Uni, l'Italie, la Roumanie, la Bulgarie, la Pologne et la Turquie ont fabriqué du HCH technique et du lindane de 1950, ou même plus tôt, à 1970 et, dans certains cas, jusque dans les

⁴ Convention OSPAR pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du nord-est OSPAR <http://www.ospar.org/>

⁵ Stratégie binationale des Etats-Unis et du Canada sur les produits toxiques dans le bassin des Grands Lacs <http://www.epa.gov/glnpo/gls/index.html>

années 90. Selon les recherches faites par l'IHPA, ces substances ont également été produites dans d'autres pays, dont les suivants : Albanie, Argentine, Autriche, Azerbaïdjan, Brésil, Chine, Etats-Unis, Ghana, Hongrie, Inde, Japon, Russie et Slovaquie. Il est difficile d'obtenir des informations exactes parce que de nombreux pays ne possèdent pas de statistiques de leur production, de leurs ventes et de leur consommation de ces substances ou parce que certains fabricants considèrent ces informations comme leur propriété exclusive (IHPA, 2006).

La quantité totale de lindane utilisée dans le monde entre 1950 et 2000 pour l'agriculture, l'élevage, la foresterie, la santé publique et d'autres fins est estimée à environ 600 000 tonnes. Le tableau ci-dessous montre la consommation de lindane du secteur agricole de différents continents au cours de la période allant de 1950 à 2000 (IHPA, 2006)

Continent	Consommation (tonnes)
Europe	287 160
Asie	73 200
Amerique	63 570
Afrique	28 540
Océanie	1 032
Total	435 500

La production de lindane semble avoir baissé rapidement au cours des dernières années. A l'heure actuelle, les seuls pays du monde qui en produisent encore sont la Roumanie, l'Inde et, peut-être, la Russie (IHPA, 2006 et USEPA, 2006, CEC, 2005 annexe A). D'après d'autres sources, la Russie (Li *et al.*, 2004) et la Chine (USEPA, 2006) ont cessé d'en fabriquer.

De 1990 à 1995, la production mondiale de lindane a été d'environ 3 222 tonnes par an. En Europe, les 10 premiers pays utilisateurs de cette substance, avec, au total, 96 % de la consommation du continent entre 1950 et 2000 ont été les suivants : Tchécoslovaquie, Allemagne, Italie, France, Hongrie, Espagne, Russie, Ukraine, Yougoslavie et Grèce (IHPA, 2006).

L'Inventaire des pesticides périmés, indésirables et proscrits établi en 1998 par l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) recense un total de 2 785 tonnes de HCH de qualité technique, 304 tonnes de lindane et 45 tonnes de HCH non spécifiés éparpillées dans diverses décharges publiques d'Afrique et du Moyen-Orient (Walker *et al.*, 1999).

Selon les informations obtenues dans le cadre du projet relatif aux pesticides périmés du Plan d'action du Conseil de l'Arctique (PACA) pour l'élimination de la pollution en Arctique, il est possible que la Fédération de Russie possède encore jusqu'à 1 000 tonnes de stocks périmés de HCH technique et de lindane, dont la production a été interdite au début des années 90.

b) Utilisations

Le lindane a été utilisé comme insecticide à large spectre d'activité agissant par contact pour des applications agricoles et autres, en particulier le traitement des semences et des sols, celui des plantes (traitements foliaires), des arbres et du bois, et la lutte contre les ectoparasites aussi bien chez les animaux que chez l'homme (OMS, 1991).

En raison du fait qu'il est toxique, persistant et bioaccumulatif, et qu'on le soupçonne en outre d'être cancérigène et de perturber le système endocrinien, il est devenu, pour les pays de la

Communauté européenne, une substance à surveiller étroitement. Toutes les utilisations du HCH, y compris le lindane, y sont interdites mais les Etats membres ont le droit d'autoriser l'emploi de HCH technique comme produit intermédiaire dans la fabrication de substances chimiques ainsi que celui de produits contenant au moins 99 % d'isomère gamma (lindane) comme insecticides topiques, à des fins de santé publique et vétérinaires seulement, jusqu'au 31 décembre 2007 (CEE-ONU, 2004). A l'heure actuelle, la seule application du lindane qui soit homologuée aux Etats-Unis est le traitement des semences ainsi que celui des poux et de la gale chez les humains (CCE, 2005). Au Canada, ce produit a principalement servi à traiter les cultures de canola et de maïs mais actuellement, seule l'utilisation à des fins de santé publique, pour le traitement des poux et de la gale, est autorisée (CCE, 2005).

c) Rejets dans l'environnement

Etant donné que chaque tonne de lindane produite s'accompagne d'environ 6 à 10 tonnes d'autres isomères du HCH, des quantités considérables de résidus ont été générées sur la période pendant laquelle cette substance a été fabriquée. Pendant des dizaines d'années, on s'en est débarrassé en les entreposant, dans la plupart des cas, dans des décharges à ciel ouvert et autres déchetteries situées près des installations de production. Ces déchets se sont, entre-temps, dégradés, volatilisés ou infiltrés dans le sol (USEPA, 2006).

Si le chiffre estimé de la consommation mondiale de lindane entre 1950 et 2000, qui est de 600 000 tonnes, est correct, la quantité totale de résidus de HCH existant de par le monde, dans l'hypothèse d'un rapport moyen de 8:1, serait d'environ 4,8 millions de tonnes, ce qui donne une idée de l'ampleur du problème de pollution qu'ils posent (IHPA, 2006).

Des rejets atmosphériques de lindane peuvent se produire, que ce soit durant son utilisation dans des applications agricoles, sa pulvérisation aérienne, sa fabrication ou sa mise en décharge. Il peut également être libéré dans l'atmosphère par volatilisation après application (Shen et al, 2004). L'évaporation dans l'atmosphère de molécules de lindane dissoutes dans l'eau est considérée peu importante en raison de l'hydrosolubilité relativement élevée du composé (OMS, 2003).

2.2 Devenir écologique

2.2.1. Persistance

Sur la base de la constante cinétique de la réaction du lindane en phase vapeur et en phase gazeuse avec les radicaux hydroxyle, on a estimé sa demi-vie dans l'air à 2,3 jours et sa durée de vie dans la troposphère à 7 jours. Dans l'atmosphère des tropiques, il aurait une durée de vie de 13 jours (Mackay, 1997). Brubaker et Hites (1998) ont évalué son temps de séjour dans l'air à 96 jours. Le lindane a des demi-vies de 3 à 30 jours dans les rivières et de 30 à 300 jours dans les lacs. D'autres études font état de demi-vies calculées ou expérimentales de 92 à 3 090 heures en dégradation par hydrolyse. Une persistance d'environ 2 à 3 ans dans le sol est également signalée (Mackay *et al.*, 1997).

Une fois libéré dans l'environnement, le lindane peut se disperser dans tous les milieux. Il a été démontré que l'évaporation est, à cet égard, le processus qui contribue le plus à sa propagation. Plusieurs études axées sur les caractéristiques d'adsorption-désorption du lindane ont montré que sa mobilité est très faible dans les sols à forte teneur en matières organiques et plus élevée dans ceux

qui en contiennent peu. La diffusion du lindane a également fait l'objet d'études qui ont montré qu'elle est fortement influencée par la teneur en eau du sol et par la température. Le Programme international sur la sécurité des substances chimiques rapporte que, dans les conditions de terrain, la demi-vie du lindane sous l'effet de la dégradation par les agents naturels varie entre quelques jours et trois ans, en fonction de nombreux facteurs dont le climat, le type du sol, la température et l'humidité (OMS, 1991).

La dégradation par hydrolyse subie par le lindane en milieu aquatique à pH neutre est négligeable. La substance résiste pareillement à l'hydrolyse en milieu acide, la demi-vie mesurée étant de 732 jours à pH 5 et pH 7 et de 43 à 182 jours à pH 9. Diverses valeurs estimées et calculées de la demi-vie ont également été données : 1,1 an dans l'eau de mer, avec un pH de 8 et une température de 20°C, 42 ans dans le lac Huron, où le pH est de 7,6 et la température de 5°C, et 110 ans dans l'océan Arctique, où le pH est de 8 et la température de 0°C (USEPA, 2006).

Le lindane est en outre stable à la lumière. Puisqu'il ne contient pas de chromophores qui absorbent cette dernière, une photolyse directe dans l'air, dans l'eau ou dans le sol est peu probable. Même en présence d'un agent sensibilisateur susceptible de favoriser une photolyse indirecte, il ne fait preuve d'aucune tendance manifeste à subir une telle réaction. Il se dégrade très lentement sous l'action des microbes aérobies, avec une demi-vie dans le sol s'élevant, selon les calculs, à 980 jours en conditions de laboratoire. La dégradation microbienne en l'absence d'oxygène est plus rapide. Les produits éventuels de sa dégradation sont le pentachlorocyclohexène, le 1,2,4-trichlorobenzène, et le 1,2,3-trichlorobenzène (USEPA, 2006).

2.2.2. Bioaccumulation

La mesure des facteurs de bioconcentration dans les organismes aquatiques a donné, dans les conditions de laboratoire, des valeurs comprises entre un minimum d'environ 10 et un maximum de 6000; dans les conditions de terrain, les chiffres ont varié entre 10 et 2600 (OMS, 1991). D'autres études font état de facteurs de bioconcentration dans les tissus adipeux allant de 2,26 chez la crevette et 3,85 chez les alevins de truites arc-en-ciel à 4,3 pour le zooplancton, avec un facteur de bioaccumulation pouvant atteindre 4,1 chez la truite arc-en-ciel (Mackay *et al.*, 1997). Des constantes cinétiques d'absorption et d'élimination de 180 à 939 h⁻¹ et, respectivement, 0,031 à 0,13 h⁻¹ ont également été données pour les tissus adipeux de la truite arc-en-ciel (Mackay *et al.*, 1997).

En raison de sa liposolubilité élevée, le lindane se bioaccumule facilement dans la chaîne alimentaire. Sa bioconcentration se fait rapidement chez les microorganismes, les invertébrés, les poissons, les oiseaux et les mammifères. Les facteurs de bioconcentration mesurés expérimentalement dans les espèces aquatiques varient de manière considérable : entre 3 et 36, selon Berny (2002); de 43 à 4220, sur la base du poids humide, avec une moyenne de 11 000 dans les tissus adipeux, selon Geyer *et al.* (1997); et entre 1200 et 2100, selon Oliver *et al.* (1985).

Des facteurs de bioconcentration moyens de 2,28 pour les espèces invertébrées et de 2,87 pour les vertébrés ont pu être calculés à partir des données fournies par différentes études (Donkin *et al.*, 1997, Renberg *et al.*, 1985, Thybaud *et al.*, 1988, Yamamoto *et al.*, 1983, Butte *et al.*, 1991, Carlberg *et al.*, 1986, Kanazawa *et al.*, 1981, Kosian *et al.*, 1981, La Rocca *et al.*, 1991, Oliver *et al.*, 1985, Vigano *et al.*, 1992). De la même manière, des facteurs de bioaccumulation moyens de 2,94 pour les invertébrés et de 3,80 pour les vertébrés ont été calculés à partir des données fournies par d'autres études (Oliver *et al.*, 1988, Chevreuil *et al.*, 1991, Hartley *et al.*, 1983, Caquet *et al.*,

1992). On a également signalé des facteurs de bioconcentration de 780 pour les filets, 2500 pour les viscères et 1400 pour le corps entier de certains poissons (USEPA, 2002).

Une expérience faite en 1997 par Geyer *et al.* a montré que les facteurs de bioconcentration dépendent de l'espèce des poissons considérés et de la teneur en lipide de leurs tissus; ce fait, conjugué aux différences qui existent dans les modes d'absorption, le métabolisme, les sources de contamination et, même, les conditions expérimentales, pourrait expliquer les variations importantes qu'on a observées. De plus, la plupart des données obtenues laissent penser que bien que le lindane se bioconcentre en peu de temps, sa transformation, son évacuation et son élimination par l'organisme sont relativement rapides lorsque l'exposition cesse (OMS, 1991).

La bioaccumulation du lindane a été constatée dans la plupart des groupes taxinomiques, depuis les plantes et les algues jusqu'aux vertébrés. Étant donné la toxicité et l'écotoxicité élevées du produit, avec une concentration sans effet nocif observé (CSENO) qui n'est parfois que de 0,3 mg/kg de poids corporel/jour et une concentration sans effet observé (CSEO) qui peut être inférieure à 1 µg/l dans les écosystèmes aquatiques (*Environmental Health Criteria No. 124, 1991*; et Brock *et al.*, 2000), les conséquences écologiques de ce potentiel de bioaccumulation devraient être étudiées. En effet, la comparaison entre les concentrations détectées sur le terrain dans les vers de terre (0,3 mg/kg dans un sol contenant 80 µg/kg) et les données de toxicité chez les mammifères (OMS, 1991) indique, par exemple, dans l'hypothèse réaliste d'un ratio d'absorption alimentaire de 0,63 (*Guidance document on risk assessment for birds and mammals 2002*), qu'il présente des aspects écotoxicologiques préoccupants qu'il conviendrait d'examiner plus avant.

On aurait trouvé du lindane dans les tissus d'oiseaux de mer, de poissons et de mammifères de l'Arctique. Chez les mammifères marins, il serait présent à des concentrations équivalentes, voire supérieures, à celles de certains contaminants parmi les plus hydrophobes tels que les biphényles polychlorés (PCB) et le DDT. On en aurait également trouvé dans le lait maternel chez des Inuits et des mammifères marins de l'Arctique (Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique, 2002)

2.2.3. Potentiel de propagation à longue distance dans l'environnement

De nombreuses études ont signalé la présence de résidus de HCH, en particulier d'isomères alpha et gamma, partout en Amérique du Nord, dans l'Arctique, en Asie du Sud, dans le Pacifique occidental, et en Antarctique. Les isomères du HCH, dont le lindane, sont les insecticides organochlorés les plus abondants et les plus persistants de l'Arctique. Leur présence sur ce continent ainsi qu'en Antarctique, des régions qui n'ont jamais employé de HCH technique ni de lindane, est une preuve de leur propagation à longue distance. Ils subissent une sorte de « distillation » au niveau de la planète. Dans les régions de basse latitude, le climat chaud favorise leur évaporation dans l'atmosphère qui permet leur transport vers les latitudes plus élevées. Aux latitudes moyennes, ils se déposent ou s'évaporent en fonction des saisons. Aux latitudes élevées, le froid favorise leur retombée (Walker *et al.*, 1999).

L'utilisation de lindane dans des pays tels que le Canada, qui en a consommé environ 500 tonnes en 2000, et certains pays européens comme la France a contribué à la présence de gamma-HCH dans l'Arctique. Des concentrations de 10-11 pg/m³ et, respectivement, 6,4 pg/m³ y ont été détectées en 1993 et 1997, à Alert (CACAR, 2003).

Dans une étude qui s'est achevée en 2004, Shen *et al.* ont analysé les mesures fournies pendant un an par 40 stations d'échantillonnage volumétrique passif échelonnées le long de lignes descendant

les côtes orientales du Canada et des Etats-Unis depuis l'Arctique canadien, longeant la frontière américano-canadienne, et traversant l'Amérique centrale dans le sud du Mexique. Ils ont trouvé dans l'est du Canada des concentrations accrues d'alpha-HCH (entre 1,5 et 170 pg/m³) qui s'expliquent par le fait qu'en descendant vers le sud, l'eau froide en provenance de l'Arctique se réchauffe et libère de l'alpha-HCH dans l'atmosphère. Ils ont en outre trouvé dans les prairies canadiennes, le nord du lac Ontario, le sud du Québec, les Etats du Moyen-Atlantique et le sud du Mexique, de fortes concentrations de gamma-HCH (entre 5 et 400 pg/m³) qui reflètent l'utilisation de lindane dans ces régions (Shen et al, 2004). La propagation transpacifique de la substance a été mesurée sur un site d'échantillonnage du Yukon. Les concentrations obtenues ont varié entre 4 et 18 pg/m³ (Bailey *et al.*, 2000). La mesure des concentrations atmosphériques des isomères du HCH, dont le lindane, à un endroit situé dans les montagnes de l'île de Tenerife entre juin 1999 et juillet 2000 a donné des résultats allant de 18 à 31 pg/m³, avec une moyenne de 26 pg/m³ (Van Drooge *et al.*, 2002).

Le lindane est très répandu dans les milieux marins ainsi que dans les sols et son potentiel de propagation à longue distance a été démontré pour l'Union européenne (OMS/Europe, 2003), en particulier par le Programme concerté de surveillance et d'évaluation du transport à longue distance des polluants atmosphériques en Europe (EMEP). Des concentrations atmosphériques importantes de gamma-HCH ont été mesurées en France, au Portugal, en Espagne, aux Pays-Bas et en Belgique. Cela peut s'expliquer par les fortes densités d'émission de ces pays. Des concentrations relativement élevées ont également été relevées en Allemagne, en Italie, en Suisse et au Luxembourg bien que leurs densités d'émission soient plus faibles. Il s'agit probablement d'une conséquence de la propagation atmosphérique à longue distance de la pollution produite par les pays à fortes densités d'émission mentionnés plus haut (Shatalov et Malanichev, 2000; Shatalov *et al.*, 2000).

a) **Isomérisation**

L'hypothèse que des molécules de gamma-HCH en suspension dans l'air pourraient se transformer par isomérisation en alpha-HCH a été avancée comme explication possible des ratios alpha-HCH/gamma-HCH pouvant aller jusqu'à 18 qui ont été mesurés dans les années 80, alors qu'ils étaient censés être dans les alentours de 5, d'après les proportions contenues dans le HCH technique (Oehme *et al.*, 1984a, Oehme *et al.*, 1984b, Pacyna *et al.*, 1988). Toutefois, aucune preuve expérimentale concluante d'une telle isomérisation n'a été fournie à ce jour.

Walker *et al.* (1999) ont à cet égard noté que si cette hypothèse était correcte, on devrait voir une augmentation appréciable des concentrations d'alpha-HCH dans l'hémisphère Sud. Or, d'après des mesures effectuées récemment, les concentrations d'alpha-HCH de l'hémisphère Sud et de l'Océan Arctique étaient en baisse, ce qui ne cadrerait pas avec la théorie ni avec le fait que le lindane continuait à être utilisé. Les échantillons d'air prélevés dans l'hémisphère Sud au cours des années 80 affichaient généralement des ratios alpha-HCH/gamma-HCH compris entre 1 et 2,3 (Ballschmiter *et al.*, 1991, Bidleman *et al.*, 1993, Iwata *et al.*, 1993, Kallenborn *et al.*, 1998, Lakaschus *et al.*, 2002; Schreitmüller *et al.*, 1995). Dans l'étude la plus récente effectuée dans l'Antarctique, ce ratio était de 0,81 (Dickhut *et al.*, 2005).

D'après d'autres études, il se pourrait que des différences dans les taux auxquels s'effectuent les échanges de gaz entre l'air et la mer entraînent un fractionnement des isomères du HCH et une accumulation préférentielle de l'alpha-HCH dans l'atmosphère durant la traversée des océans. Cela expliquerait en partie l'accroissement des ratios alpha-HCH/gamma-HCH qu'on peut observer durant l'hiver mais pas les ratios très élevés enregistrés en période estivale par les études

antérieures (Pacyna *et al.*, 1988, Oehme *et al.*, 1991). Walker *et al.* (1999) ont conclu que même dans les cas où il était expérimentalement prouvé que l'isomérisation photolytique était possible, les preuves que ce processus contribuait de façon appréciable aux valeurs élevées du ratio alpha-HCH/gamma-HCH que l'on trouvait dans l'Arctique étaient indirectes et pouvaient s'interpréter de diverses manières.

Plusieurs études font également état d'une isomérisation photolytique du gamma-HCH en alpha-HCH. Toutefois, elles ne font que montrer qu'une telle réaction est possible dans un milieu condensé sans prouver qu'elle peut se produire en phase gazeuse, dans les conditions atmosphériques ambiantes. Il a été établi en laboratoire que le gamma-HCH peut se transformer en d'autres isomères par biodégradation dans le sol ou dans les sédiments, mais bien qu'une telle isomérisation soit possible, elle pourrait ne jouer aucun rôle significatif dans la dégradation globale de cette substance (Walker *et al.*, 1999 and Shen *et al.*, 2004).

b) Données de surveillance de l'environnement

La Pologne a signalé la présence de concentrations de gamma-HCH allant de 2,4 à 9,4 µg/kg dans les sédiments de ses rivières. Les résultats communiqués par son Programme national de contrôle zoosanitaire des résidus indiquent que les teneurs en gamma-HCH des aliments d'origine animale se trouvent en dessous du seuil d'intervention de 1000 µg/kg (Annexe E, informations fournies par la Pologne, 2006).

En 2003, le Ministère japonais de l'environnement, qui assure une surveillance de la présence de lindane dans l'eau, en a trouvé des concentrations comprises entre 32 et 370 pg/l dans 60 échantillons d'eau provenant de diverses régions du pays. Il en a aussi détecté à des concentrations comprises entre 1,4 – c'est-à-dire à l'état de traces - et 4 000 pg/g de poids sec, avec une moyenne géométrique de 45 pg/g de poids sec, dans la totalité des 186 échantillons de sédiments qu'il a analysés au cours de la même année. Selon une étude également effectuée en 2003 sur des fruits de mer, des poissons et des oiseaux, on aurait, en outre, trouvé du lindane dans tous les spécimens examinés, avec des concentrations de 5,2 à 130 pg/g de poids humide pour les fruits de mer, de 130 pg/g de poids humide pour les poissons et de 1 800 à 5 900 pg/g de poids humide pour les oiseaux. De même, les 35 échantillons d'air ambiant provenant de 35 sites du Japon que l'on avait prélevés cette année-là, durant la saison chaude, contenaient tous du lindane à des concentrations allant de 8,8 à 2 200 pg/m³, avec une moyenne géométrique de 63 pg/m³. Une étude effectuée sur les mêmes sites, sauf un, au cours de l'hiver suivant a trouvé des concentrations de 3,1 à 330 pg/m³ avec une moyenne géométrique de 14 pg/m³ (Annexe E, informations fournies par le Japon, 2006).

L'Australie a annoncé qu'aucun des échantillons de viande et de produits agricoles analysés dans le pays dans le cadre de la surveillance des résidus ne contenait de traces détectables de lindane (Annexe E, informations fournies par l'Australie, 2006).

Les Etats-Unis ont fait savoir que les teneurs en gamma-HCH des échantillons analysés en vue de l'établissement du troisième Rapport national sur l'exposition humaine aux produits chimiques présents dans l'environnement se trouvaient toutes en dessous du seuil de détection. Selon l'étude de portée nationale effectuée par l'USEPA sur les poissons des lacs, du lindane à des concentrations comprises entre 0,652 et 8,56 ppb a été trouvé dans des tissus de poissons provenant de lacs et réservoirs américains. Dans la région des Grands Lacs, les quantités de lindane présentes dans l'air et dans les précipitations font l'objet d'une surveillance continue par le Réseau intégré de mesure des dépôts atmosphériques. Dans le cas de l'air, les concentrations y sont passées d'environ 15-90 pg/m³ au début des années 90 à 5-30 pg/m³ depuis 2000. Dans celui des précipitations

mesurées à sept principaux endroits durant la période 1997-2003, elles ont oscillé entre 690 et 1400 pg/l en volume moyen pondéré. D'après les données analytiques les plus récentes fournies par le Programme de surveillance continue des poissons des Grands Lacs mis en place par l'USEPA, les concentrations de lindane mesurées entre 1982 et 2000 dans les filets de certains poissons de pêche sportive (saumons chinook et coho ainsi que truite argentée) vont de la limite du détectable à 0,005 ppm. Le programme national de définition de l'état des lieux et des tendances (National Status and Trends Program) de l'Administration américaine pour les océans et l'atmosphère (National Oceanic and Atmospheric Administration – NOAA) entreprend, depuis 1986, des mesures des concentrations de lindane dans les tissus des bivalves des côtes américaines et des Grands Lacs. Depuis son lancement, ce programme a rassemblé un total de 4 990 mesures de concentrations de lindane effectuées dans 283 sites se trouvant sur le territoire des Etats-Unis (y compris l'Alaska et Hawaï) et à Porto Rico, trouvant une valeur médiane de 0,56 (fourchette de valeurs allant de 0 à 71,0) ng/g de poids sec. Une évaluation des tendances utilisant des données mises en commun se rapportant à l'ensemble du pays montre une baisse statistique appréciable des concentrations de lindane entre 1986 et 2003 (Annexe E, informations fournies par les Etats-Unis d'Amérique, 2006).

Au Canada, le ministère de l'environnement de la province d'Alberta a, en 1999-2000, entrepris un projet dont le but était de caractériser les pesticides trouvés dans un certain nombre d'endroits et de déterminer leurs concentrations relatives ainsi que leur caractère saisonnier. La présence de lindane dans l'air ambiant a ainsi été détectée à Lethbridge, dans tous les échantillons, à partir du mois de mai jusqu'au mois d'août. Les concentrations ont atteint leur valeur maximale, à savoir 1,15 ng/m³, le 15 juin et la valeur minimale de 0,23 ng/m³ le 22 juin 1999. Etant donné que le lindane s'y utilise pour traiter les semences plantées à partir du mois d'avril jusqu'au début du mois de mai, les concentrations atmosphériques de cette substance augmentent en mai, après les semis, et descendent ensuite lentement jusqu'à se retrouver, en août ou septembre, à des niveaux peu élevés ou indétectables (Kumar, 2001).

2.3 Exposition

Le lindane se rencontre dans tous les compartiments de l'environnement. Il est présent en quantités mesurables dans l'air, l'eau, le sol, les sédiments, les organismes aquatiques et terrestres, et les aliments, partout dans le monde. Les êtres humains y sont donc exposés, comme le montrent les concentrations détectées dans divers échantillons de sang, de tissus adipeux et de lait maternel humains (OMS/Europe, 2003).

Le fait que les isomères du HCH, dont le lindane, s'accumulent dans les régions froides du globe constitue un point particulièrement préoccupant. Ces substances se retrouvent à des concentrations élevées dans la mer de Beaufort et l'archipel canadien (CCE, 2005). Par le moyen de l'exposition de l'environnement, le gamma-HCH peut s'introduire dans la chaîne alimentaire et s'accumuler dans les tissus adipeux des animaux, une importante voie de passage de ce polluant vers les animaux de l'Arctique ainsi que ceux de l'Antarctique et les êtres humains qui dépendent de ces animaux pour leur subsistance (USEPA, 2006).

L'exposition de la population générale au gamma-HCH peut résulter de l'alimentation et, en particulier, de l'absorption de produits d'origine animale tels que lait et viande, et d'eau contaminés. Il a été constaté que dans les tissus adipeux du bétail, les concentrations de lindane sont 10 fois plus élevées que dans le fourrage (ATSDR, 2005), ce qui indique la possibilité d'une exposition due à l'alimentation et, peut-être, au traitement des ectoparasites. Dans les pays où il est utilisé comme pesticide, on en trouve dans le lait de vache. En Ouganda, celui-ci contiendrait,

selon une étude, des concentrations de 0,006 à 0,036 mg/kg de matière grasse. En Inde, les teneurs moyennes en gamma-HCH d'échantillons de lait prélevés dans deux régions différentes ont été de 0,002 et 0,015 mg/kg. Une étude faite sur 192 échantillons de lait de vache provenant du Mexique a révélé la présence de lindane à des concentrations de 0,002–0,187 mg/kg (ATSDR, 2005).

Des mesures de la charge corporelle de lindane dans la population générale ont été faites dans un certain nombre de pays. Aux Pays-Bas, le taux sanguin de lindane était de l'ordre de 0,1-0,2 µg/l. Au début des années 80, les concentrations moyennes dans les tissus adipeux humains en Tchécoslovaquie, en Allemagne et aux Pays-Bas étaient, respectivement, de 0,086, 0,024–0,061 et 0,01–0,02 mg/kg. Lors d'études de l'alimentation totale et du panier de consommation effectuées pour estimer les quantités de gamma-HCH contenues dans la ration alimentaire quotidienne de la population, des différences marquées ont été observées au fil du temps : tandis que vers 1970, le taux allait jusqu'à 0,05 µg/kg de poids corporel par jour, il était, en 1980, descendu à 0,003 µg/kg de poids corporel par jour ou moins (OMS/Europe, 2003).

Les populations des zones rurales et les non-végétariens sont plus susceptibles d'être exposés au gamma-HCH, comme le montre une étude réalisée en Inde, où les femmes qui consomment de la viande rouge, des œufs et du poulet présentent des taux sanguins de pesticides, y compris le lindane, plus élevés que ceux des végétariennes (ATSDR, 2005). Au nombre des autres sources d'exposition directe se trouvent les installations de production qui fabriquent encore du lindane, les usines de pesticides désaffectées et les dépôts de déchets dangereux (USEPA, 2006).

L'exposition des enfants au lindane est particulièrement préoccupante. La présence de gamma-HCH a été observée dans des échantillons de tissus adipeux, sang, sang de cordon ombilical et lait maternels humains. On a également constaté que le lindane peut traverser la barrière placentaire. La concentration moyenne mesurée dans le lait maternel au cours d'une étude faite en Inde a été de 0,084 mg/l. Une autre étude faite dans la province d'Alberta, au Canada, a obtenu le chiffre moyen de 6 ppb (ATSDR, 2005). Une étude des pesticides organochlorés présents dans le lait maternel humain collecté dans 12 régions différentes d'Australie a révélé, dans tous les échantillons examinés, la présence de concentrations de lindane comprises entre 0,08 et 0,47 ng/g de lipides, avec une moyenne de 0,23 ng/g de lipides (Annexe E, informations fournies par l'Australie, 2006). Du lindane a également été trouvé dans des échantillons de lait maternel provenant de différents pays, dont le Canada, l'Allemagne, les Pays-Bas et le Royaume-Uni. Les concentrations mesurées allaient de moins de 0,001 à 0,1 mg/kg de lipides (OMS/Europe, 2003).

Une voie d'exposition supplémentaire des enfants existe dans les régions où le lindane est directement appliqué sur les animaux producteurs de viande et de lait pour tuer les parasites. En effet, les enfants consomment plus de lait par unité de poids corporel que les adultes et, de ce fait, sont susceptibles d'être exposés à des concentrations importantes de résidus de lindane (CEC, 2005). Le traitement des poux de tête et de la gale au moyen de produits pharmaceutiques contenant du lindane donne également lieu à des craintes, même si c'est le plus souvent leur emploi abusif qui se trouve à l'origine des effets nocifs constatés. Enfin, la poussière domestique peut, dans certaines conditions, contenir des quantités non négligeables de lindane et, en conséquence, constituer un problème, surtout pour les enfants (ATSDR, 2005).

2.4 Evaluation des dangers du point de vue des effets préoccupants

Le lindane est, à dose unique, le plus toxique des isomères du HCH. Il agit sur le système nerveux central et le système endocrinien. Chez l'homme, les effets de l'exposition aiguë à de fortes concentrations de cette substance peuvent être les suivants : irritation cutanée, maux de tête,

diarrhée, nausée, vomissements, convulsions, et même décès (CCE, 2005). Il a été signalé que l'exposition aiguë ou chronique par inhalation peut également causer des troubles respiratoires, cardiovasculaires, hématologiques et endocriniens. Diverses sortes d'altérations hématologiques (leucopénie, leucocytose, granulocytopenie, granulocytose, éosinophilie, monocytose, et thrombocytopenie) ont été observées à la suite d'expositions chroniques professionnelles au gamma-HCH (ATSDR, 2005).

Par ailleurs, on a détecté du gamma-HCH dans le sérum sanguin, les tissus adipeux et le sperme de sujets exposés à ce produit dans le cadre de leur profession (ATSDR, 2005). Chez les hommes ainsi contaminés, les taux d'hormone lutéinisante étaient considérablement accrus. Le taux moyen d'hormone folliculo-stimulante du sérum était aussi plus élevé et celui de testostérone plus réduit, mais ces tendances n'étaient pas statistiquement significatives par rapport aux chiffres obtenus chez les individus non contaminés du groupe de contrôle.

A la suite d'une exposition orale, les effets les plus fréquemment observés étaient d'ordre neurologique. La majorité des informations disponibles à ce sujet proviennent de notifications de cas d'empoisonnement aigu au gamma-HCH. Des cas d'apoplexie et de convulsions ont été observés chez les individus qui ont accidentellement ou intentionnellement ingéré des pastilles d'insecticide, du scabicide liquide ou des aliments contenant cette substance (OMS/Europe, 2003).

En Inde, les taux sanguins de gamma-HCH de 135 patientes âgées de 41 à 50 ans atteintes de cancer du sein se sont révélés considérablement plus élevés que ceux du groupe de contrôle constitué de personnes qui ne portaient pas cette maladie. Toutefois, on n'a observé aucun lien entre le nombre de cas de cancer du sein et le niveau du taux sanguin de gamma-HCH lors d'études similaires faites dans d'autres pays (ATSDR, 2005).

L'observation, sur une durée allant jusqu'à 22 jours, des rats exposés par inhalation pendant 4 heures à diverses concentrations de gamma-HCH a permis de constater la présence d'effets neurologiques en rapport avec la dose. L'exposition à 101 mg/m^3 a provoqué une sédation allant du faible au modéré. A 378 mg/m^3 , le degré de sédation a varié entre le faible et le grave. Les sujets exposés à 642 et $2\,104 \text{ mg/m}^3$ ont été saisis d'agitation, excitation et ataxie. Des spasmes ont également été observés à la plus forte concentration, à savoir $2\,104 \text{ mg/m}^3$ (ATSDR, 2005).

De nombreuses études ont montré les effets hépatotoxiques induits par le lindane chez des animaux de laboratoire. Des accroissements des taux de cytochromes P450 se sont produits après inhalation en aérosol, à une dose de 5 mg/m^3 , pendant 90 jours. Incorporée à l'alimentation à raison de $1,8 \text{ mg/kg}$ de poids corporel par jour, la substance a également causé chez le rat des accroissements du taux de cytochromes P450, de l'activité superoxyde dismutase du cytoplasme et de la peroxydation lipidique. Lors d'études de la toxicité chronique par ingestion réalisées avec des doses de $7-8 \text{ mg/kg}$ de poids corporel par jour, les rats exposés pendant 38 à 70 semaines ont présenté des nécroses hépatiques ainsi qu'une dégénérescence des graisses ; une hypertrophie du foie a été constatée chez les rats Wistar exposés pendant 104 semaines (OMS/Europe, 2003). Les rats exposés à des doses de 15 mg/kg/j et de $2,5 \text{ mg/kg/j}$ ont présenté des augmentations notables, en rapport avec la dose et la durée, du poids absolu ainsi que du taux de cytochromes P450 et de l'activité EROD du foie (ATSDR, 2005).

Le lindane a, dans un certain nombre d'expériences sur des animaux de laboratoire, provoqué des effets immunotoxiques, tels que l'immunosuppression et la suppression de la seconde réponse aux anticorps. L'immunosuppression a été observée chez des rats exposés pendant 5 semaines à des doses de $6,25$ et 25 mg/kg de poids corporel par jour. Chez les souris albinos, on a constaté une suppression de la première réponse aux anticorps après exposition par le biais de la nourriture à une

dose de 9 mg/kg de poids corporel par jour pendant 12 semaines. Une suppression de la seconde réponse est intervenue au bout de 3 semaines à la même dose (OMS/Europe, 2003).

Des signes de reprotoxicité ont également été observés : effets anti-œstrogéniques chez les rats femelles exposés pendant 15 semaines à une dose de 10 mg/kg de poids corporel par jour ; réduction du taux d'ovulation chez les lapins femelles exposés 3 fois par semaine, sur une durée de 12 semaines, à 0,8 mg/kg de poids corporel par jour (OMS/Europe, 2003) ; et réduction du nombre des spermatozoïdes et des spermatozoïdes chez les rats mâles exposés par voie orale à des doses répétées de 6mg/kg de poids corporel par jour pendant 5 jours ou à une dose unique de 30 mg/kg de poids corporel. Une atrophie des testicules ainsi qu'une dégénérescence des tubules séminifères et une perturbation de la spermatogenèse ont également été signalés chez des rats ayant reçu dans leur alimentation une dose de 75 mg/kg de poids corporel par jour pendant 90 jours (OMS/Europe, 2003). Le lindane présente donc les caractéristiques d'un perturbateur du système endocrinien. L'exposition à une dose unique de 30 mg/kg de poids corporel au cours du 15^e jour de gestation a induit des troubles de la libido et une réduction du taux de testostérone chez les descendants mâles (USEPA, 2006).

On a en outre observé que le lindane exerce des effets sur le développement. Chez les souris femelles qui ont reçu par intubation gastrique des doses de 30 et 45 mg/kg au cours du 12^e jour de gestation, il a été constaté que les fœtus et leur thymus avaient un poids réduit.

Par ailleurs, on a observé des effets fœtotoxiques qui pourraient être dus à un stress oxydatif induit, à une peroxydation lipidique accrue ou à des ruptures d'un brin de l'ADN dans les tissus fœtaux et placentaires (OMS/Europe, 2003). Chez les rats exposés à 1,7, 3,4 et 6,8 μ M, soit l'équivalent d'une exposition pendant 12 semaines aux doses qui peuvent se rencontrer dans les légumes ou dans l'eau contaminés (80-250 μ g/kg et 0,02 μ g/l, respectivement), on a observé une croissance ralentie et une oligospermie ainsi que de faibles taux de testostérone durant la gestation, la lactation ou le sevrage (OMS/Europe, 2003).

Les informations disponibles indiquent que le lindane possède un faible potentiel génotoxique. Il a été établi qu'il provoque un accroissement des aberrations chromosomiques dans les cellules de la moelle osseuse des souris exposées par gavage à 1,6 mg/kg de poids corporel par jour pendant 7 jours (ATSDR, 2005). Néanmoins, l'Union européenne ne le classe pas parmi les produits génotoxiques (WHO/Europe, 2003). Dans des cultures de cellules de muqueuses nasales et gastriques de rat et de cellules de muqueuses nasales humaines, il a occasionné des dommages à l'ADN et dans certains types de cellules, telles que les lymphocytes périphériques humains, provoqué une synthèse non programmée d'ADN (ATSDR, 2005).

Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) a classé le lindane, de même que le HCH technique et l'alpha-HCH, comme potentiellement cancérigènes pour l'homme (ATSDR, 2005). L'USEPA a récemment reclassé le lindane dans la catégorie des produits présentant des éléments qui suggèrent la cancérigénicité sans être suffisants pour l'évaluer. Elle a classé le HCH technique et l'alpha-HCH comme probablement cancérigènes et le bêta-HCH comme potentiellement cancérigène pour l'homme (ATSDR, 2005).

La cancérigénicité du lindane a été testée dans diverses expériences utilisant un mode d'administration par voie orale. Certaines études n'ont montré aucun accroissement appréciable des incidences de tumeurs du foie, des ovaires et des glandes endocrines, thyroïde, pituitaires et surrénales chez les rats exposés à des doses de 10,8–33 mg/kg/j pendant 80 semaines ou 0,07-32 mg/kg/j pendant 104 semaines, mais la faiblesse des taux de survie a limité le caractère significatif des résultats (OMS/Europe, 2003). D'autres études font état de l'apparition de

carcinomes hépatocellulaires chez des souris exposées à des doses de 13,6–27,2 mg/kg/j pendant 80 ou 104 semaines et d'autres souris exposées à 27,2 mg/kg/j pendant 96 semaines, mais il s'agit de résultats obtenus avec une souche de souris présentant une mutation dominante qui prédispose à la formation de néoplasmes spécifiques à l'espèce.

En exposition aiguë, le lindane est très toxique pour les organismes aquatiques et modérément toxique pour les oiseaux ainsi que les mammifères. En exposition chronique, il induit, à faibles doses, des effets nocifs tels que la réduction de la production d'œufs, le ralentissement de la croissance et la détérioration des paramètres de survie chez les oiseaux et le ralentissement du gain de poids chez les mammifères. Certains de ces effets laissent conclure à une perturbation de l'activité endocrinienne. Les données relatives à la toxicité aiguë en milieu aquatique indiquent qu'il est très toxique aussi bien pour les poissons d'eau douce (CL_{50} comprise entre 1,7 et 131 ppb) que pour les invertébrés aquatiques (CL_{50} de 10,0 à 520 ppb). En exposition chronique, il induit, selon les données disponibles, un ralentissement de la croissance larvaire chez les poissons d'eau douce, avec une CSENO de 2,9 g/l, et une diminution de la fécondité chez les invertébrés aquatiques, la CSENO étant de 54 g/l (CCE, 2005 et USEPA, 2006).

Lors d'essais *in vitro* à la concentration de 0,01 ppb sur des grenouilles, le lindane a provoqué des effets statistiquement significatifs sur le sex ratio (71 % de mâles), exercé une activité œstrogénique, altéré la réactivité des spermatozoïdes à la progestérone, déclenché une vitellogenèse et induit l'expression des récepteurs d'œstrogène (USEPA, 2006). Une étude de 35 jours sur des invertébrés a donné une CMENO de 13,5 µg/l pour les effets sur la reproduction et la population. A 100 ppm et, respectivement, 25 ppm, il a amoindri la capacité d'éclosion des œufs chez des poules pondeuses et des cailles japonaises (USEPA, 2006).

En 2002, l'USEPA a publié une évaluation des risques alimentaires liés au lindane pour les populations autochtones de l'Arctique. L'évaluation est basée sur un certain nombre d'hypothèses de danger et d'exposition et porte sur les risques courus par les communautés de l'Alaska et de la région circumpolaire qui dépendent d'animaux comme le caribou, le phoque et la baleine pour leur subsistance. Chez les adultes, les doses totales ingérées par le biais de l'alimentation étaient comprises entre 0,000055 et 0,00071 mg/kg/j. Le seuil de préoccupation pour les effets non cancérogènes était de 0,0016 mg/kg/j. Dans le cas du lindane, les risques alimentaires ne dépassaient pas le seuil de préoccupation (USEPA, 2002).

Bien que la décision d'inclure le lindane dans la liste des substances visées par la Convention de Stockholm soit censée ne porter que sur ce produit, c'est-à-dire l'isomère gamma seulement, le Comité d'étude des polluants organiques persistants a convenu que les discussions pourraient englober les isomères alpha et bêta. En conséquence, on a inclus ci-après les résultats d'une évaluation des risques liés aux isomères alpha et bêta que l'USEPA a effectuée en 2006.

En février 2006, l'USEPA a publié pour commentaires du public une évaluation des risques liés au lindane et aux isomères alpha et bêta du HCH, des sous-produits du processus de fabrication de l'isomère gamma (USEPA, 2006). Les doses totales ingérées par le biais de l'alimentation ont été estimées pour les adultes et les enfants. Les résultats ont, dans le cas de l'alpha-HCH, varié entre 0,00057 et 0,051 mg/kg/j et, dans celui de l'isomère bêta, entre 0,00037 et 0,01 mg/kg/j. Ces chiffres ont été comparés aux seuils de préoccupation en exposition chronique définis par l'USEPA. En matière de cancérogénicité, les seuils en question sont, compte tenu de la dose qui, selon les conclusions de l'USEPA, ne causera aucun effet nocif excessif sur la santé, de 0,00006 mg/kg/j pour le bêta-HCH et de 0,001 mg/kg/ pour l'alpha-HCH. Ce sont les doses à partir desquelles la limite supérieure du risque estimé de cancer dépasse le rapport de 1 : 1 000 000. D'après cette évaluation, les estimations des risques liés à l'alpha- et au bêta-HCH courus par les populations de l'Arctique dépassent, au vu des limites supérieures de leurs ingestions alimentaires de ces produits, les seuils définis par l'USEPA pour la toxicité et la cancérogénicité.

2 Synthèse des informations

Chez les animaux de laboratoire, le lindane s'est révélé toxique pour le système nerveux, le foie, le système immunitaire et la reproduction. Les données relatives à sa toxicité aiguë pour l'homme montrent qu'il peut causer des effets neurologiques graves et, d'après les informations disponibles sur sa toxicité chronique, qu'il pourrait également avoir des effets hématologiques. Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) a classé le lindane comme potentiellement cancérogène pour l'homme (ATSDR, 2005). L'USEPA l'a récemment classé dans la catégorie des produits présentant des éléments qui suggèrent la cancérogénicité sans être suffisants pour l'évaluer.

L'exposition de la population, et surtout des femmes enceintes et des enfants, aux isomères du HCH, dont le lindane, constitue un motif de préoccupation qui est renforcé par la présence continue de ces substances dans les tissus et le lait maternel humains. On devrait, de même, s'inquiéter de l'exposition directe due à l'utilisation de produits pharmaceutiques de traitement des poux et de la gale. La contamination par le biais de la nourriture est potentiellement préoccupante pour les personnes dont le régime alimentaire est riche en graisses animales et pour certains groupes ethniques particuliers qui subsistent sur de tels régimes (USEPA, 2006 et CEC, 2005). Dans les installations de production de lindane, il conviendrait de se préoccuper de l'exposition des travailleurs, étant donné que le processus de fabrication les met en contact avec d'autres isomères du HCH comme, par exemple, l'isomère alpha, qui est considéré comme probablement cancérogène pour l'homme (USEPA, 2006).

Le lindane est très répandu dans les milieux marins et dans les sols, et se rencontre à des concentrations plus importantes dans les régions froides du globe. Son potentiel de propagation atmosphérique à longue distance a été prouvé dans les pays de l'Union européenne (OMS/Europe, 2003).

Bien que la production de lindane soit apparemment en baisse, car seuls quelques pays en fabriquent encore, le processus inefficace utilisé depuis des années pour manufacturer cet insecticide pose un problème d'ordre mondial de par les énormes quantités de résidus polluants qu'il a laissés et continue peut-être encore de laisser derrière lui (IHPA, 2006).

Au vu des données expérimentales, on serait amené à penser que le potentiel de bioaccumulation et de bioamplification du lindane est moins important que celui des autres pesticides organochlorés, mais il semble plutôt s'agir d'un cas limite. Il existe, heureusement, une profusion de données de

surveillance de l'environnement qui permettent une comparaison réaliste avec les autres pesticides organochlorés. Les informations tirées de cette énorme quantité de résultats obtenus en milieu réel sont concluantes : les concentrations de lindane trouvées dans les échantillons de biote prélevés à des endroits très éloignés des régions qui utilisent ce produit sont similaires à celles des autres pesticides organochlorés, ce qui confirme les craintes concernant sa persistance, sa bioaccumulation et sa propagation à longue distance.

Etant donné que le lindane présente une toxicité comparable, voire supérieure, à celle des autres pesticides organochlorés, ses caractéristiques de polluant organique persistant devraient nous le faire considérer comme une substance tout aussi préoccupante que celles qui sont déjà incluses dans la liste de la Convention de Stockholm. Les concentrations de lindane que Weisbrod *et al.* (2000) ont trouvées dans les tissus des globicéphales noirs étaient, par exemple, similaires ou juste un peu moins élevées que celles d'aldrine, d'endrine, d'heptachlore et de mirex. Sørmo *et al.* (2003), de même que Kannan *et al.* (2004), ont, eux aussi, obtenu des résultats équivalents pour les quantités totales d'hexachlorocyclohexanes et de chlordanes présentes dans les tissus du phoque gris et, respectivement, de la loutre de mer.

3 Conclusion générale

Le lindane a fait l'objet de nombreuses évaluations des risques, réglementations nationales et initiatives internationales qui donnent une idée de la préoccupation générale suscitée par ce composé organochloré et indiquent que des mesures au niveau mondial ont déjà été prises à son endroit.

Les informations contenues dans le présent document et dans les nombreux rapports d'évaluation des risques publiés sur ce composé montrent qu'il est persistant, bioaccumulatif et toxique et qu'il se rencontre dans des échantillons environnementaux provenant de toute la planète ainsi que dans le sang, le lait maternel et les tissus adipeux humains chez les différentes populations étudiées, affectant surtout les communautés de l'Arctique qui dépendent d'animaux contaminés pour leur subsistance. Le lindane risque donc, en raison de sa propagation à longue distance, d'avoir de considérables effets nocifs sur la santé humaine et l'environnement qui justifient la prise de mesures au niveau mondial.

Remerciements

Nous aimerions adresser nos remerciements à Jon Arnot et Don Mackay (Trent University), ainsi qu'à Frank Wania (University of Toronto), Janice Jensen (USEPA) et John Vijgen (IHPA) pour les communications et les informations utiles qu'ils nous ont fait parvenir pour nous aider à établir ce document. Nous sommes tout particulièrement reconnaissants à Terry Bidleman, Chercheur principal de la Division de la recherche sur les processus d'Environnement Canada, de nous avoir fourni l'exposé sur l'isomérisation du lindane qui est présenté dans le document
UNEP/POPS/POPRC.2/INF.18.

Bibliographie

- Arctic Monitoring and Assessment Programme. 2002. Norway.
- 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. 2002. Zebra Mussels (*Dreissena polymorpha*), as Indicators of Freshwater Contamination with Lindane. *Environmental Research, Section A*. 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. 1995. 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, 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, F. Ramade. 1992. Fate and Biological Effects of Lindane and Deltamethrin in Freshwater Mesocosms. *Aquatic Toxicology*. 23:261-278
- Carlberg, G.E., K. Martinsen, A. Kringstad, E. Gjessing, M. Grande, T. Källqvist, J. U. Skåre, 1986. Influence of Aquatic Humus on the Bioavailability of Chlorinated Micropollutants in Atlantic Salmon. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 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., P. Testard. 1991 Monitoring of Organochlorine Pollution (PCB, Pesticides) by a Filter Feeder Lamellibranch (*Dreissena polymorpha* Pallas) C.R. Acadadamy of. Science Ser.II 312:473-477

CropLife, 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, T. Yan. 1997. Effect of Neurotoxic Pesticides on the Feeding Rate of Marine Mussels (*Mytilus edulis*). Pesticide Science. 49:196-209

Environmental Health Criteria No. 124: 1991. Lindane. International Programme on Chemical Safety. UNEP, ILO, WHO. Geneva.. (<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc124.htm>).

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

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. 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. 12:417-424

- Kannan K., Kajiwara N., Watanabe M., Nakata H., Thomas N.J., Stephenson, M., Jessup D.A., Tanabe, S 2004. Profiles of polychlorinated biphenyl congeners, organochlorine pesticides, and butyltins in Southern sea otters and their prey. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 23:49–56.
- Kosian, P., A. Lemke, K. Studders, 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*. 1:103-116
- 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. 2004. Hexachlorocyclohexane Use in the Former Soviet Union. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 48:10–15.
- 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*. 291:229-246.
- Mackay, D., Shiu, W.Y., Ma, K-C. 1997. *Illustrated Handbook of Physical-Chemical Properties of Environmental Fate for Organic Chemicals*. CRC Press.
- Oehme, M., Manø, S. 1984a. The long-range transport of organic pollutants to the Arctic. *Fresenius Zeitschrift fur Analytische Chemie*. 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*. 19:842-849
- 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
- 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, 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. 2000. 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. 2004. Hexachlorocyclohexanes in the North American Atmosphere. *Environmental Science & Technology*. 38 :965-975.

Sørmo, E., Skaare, J., Jüssi I., Jüssi M., Jenssen, B.M. 2003. Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in Baltic and Atlantic gray seal (*Halichoerus grypus*) pups. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 22:2789-2799.

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

UNECE, 2004. Technical Review Report on Lindane. Reports on Substances Scheduled for Re-assessments Under the UNECE POPs Protocol. Prepared by Austria in 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*. 11:535-540

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

Weisbrod A.V., Shea D., Moore, M.J., Stegeman J.J. 2000. Bioaccumulation patterns of polychlorinated biphenyls and chlorinated pesticides in Northwest Atlantic pilot whales. *Environmental Toxicology and Chemistry*.19:667–677.

WHO. 1991. IPCS International Programme on Chemical Safety. Health and Safety Guide No. 54 Lindane (gamma-HCH) health and safety guide. United Nations Environment Programme. International Labour Organisation. World Health Organization. Geneva, 1991. <http://www.inchem.org/documents/hsg/hsg/hsg054.htm>

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>

Yamamoto, Y., M. Kiyonaga, 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
