



Distr. : Générale
18 janvier 2008

Français
Original : Anglais



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

Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants
Comité d'étude des polluants organiques persistants
Troisième réunion
Genève, 19-23 novembre 2007

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

Additif

Descriptif des risques liés à l'alpha-hexachlorocyclohexane

A sa troisième réunion, le Comité d'étude des polluants organiques persistants a révisé et adopté le descriptif des risques liés à l'alpha-hexachlorocyclohexane sur la base de l'ébauche qui figure dans le document UNEP/POPS/POPRC.3/17. Le texte de ce descriptif des risques, tel qu'amendé, est reproduit dans les pages qui suivent. Il n'a pas encore été revu par les services de contrôle de la rédaction.

ALPHA-HEXACHLOROCYCLOHEXANE

DESCRIPTIF DES RISQUES

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

Novembre 2007

Table des matières

Résumé.....	4
1 Introduction.....	5
1.1 Identité chimique.....	5
1.1.1 Propriétés physico-chimiques	5
1.2 Conclusion du Comité d'étude concernant les informations requises à l'Annexe D	6
1.3 Sources des données.....	6
1.4 Statut de la substance chimique au regard des conventions internationales.....	7
2 Informations récapitulatives pertinentes pour le descriptif des risques.....	7
2.1 Sources	7
2.1.1 Production.....	7
2.1.2 Commerce et stocks	7
2.1.3 Utilisations.....	7
2.1.4 Rejets dans l'environnement.....	8
2.2 Devenir écologique	8
2.2.1 Persistance	8
2.2.2 Bioaccumulation.....	10
2.2.3 Propagation atmosphérique à longue distance.....	11
2.3 Exposition.....	12
2.3.1 Données de surveillance de l'environnement en des points déterminés	12
2.3.2 Exposition résultant de la propagation à longue distance dans l'environnement.....	14
2.3.3 Alimentation	15
2.3.4 Charge corporelle	15
2.3.5 Exposition chez les enfants	15
2.4 Evaluation des dangers du point de vue des effets préoccupants.....	16
3. Synthèse des informations	18
4 Conclusion.....	18
Bibliographie	20

Résumé

Le Mexique, qui est Partie à la Convention de Stockholm, a proposé l'inscription du lindane ainsi que de l'alpha- et du bêta-hexachlorocyclohexane aux Annexes A, B ou C de la Convention de Stockholm. A sa dernière réunion en novembre 2006, le Comité d'étude des polluants organiques persistants a conclu, après avoir approuvé le descriptif des risques liés au lindane, que l'alpha-hexachlorocyclohexane satisfaisait également aux critères de sélection énoncés dans l'Annexe D de la Convention et qu'il convenait donc de poursuivre la mise au point de la proposition et d'élaborer un projet de descriptif des risques portant sur ce produit.

Largement utilisé dans le monde entier pendant près de 40 ans, l'hexachlorocyclohexane (HCH) technique s'est vu graduellement remplacer par le lindane. Aucune utilisation notable de HCH technique n'a donc plus été signalée depuis 2000. Toutefois, des rejets dans l'environnement sont encore possibles à partir de la production de lindane, des sites d'entreposage et décharges non contrôlées de déchets dangereux, et des sites contaminés. En raison de ses caractéristiques de danger et de son omniprésence, le HCH technique (dont l'alpha-hexachlorocyclohexane est le principal constituant) fait l'objet de réglementations et interdictions nationales et internationales.

L'alpha-HCH peut se dégrader de façon abiotique ou biotique à des vitesses et des degrés qui varient en fonction du milieu, du site et du climat. Soumis à des conditions climatiques tropicales, il se dégrade rapidement alors que dans les régions où les températures sont plus froides, il a tendance à s'accumuler. Il est modérément persistant dans les sols. Les valeurs obtenues dans les compartiments aquatiques, c'est-à-dire l'eau douce et l'eau de mer, sur le continent arctique laissent conclure qu'il est fortement persistant dans les eaux des régions froides.

Les propriétés physico-chimiques de l'alpha-hexachlorocyclohexane lui permettent de se propager à partir des sources d'émission jusqu'en Arctique grâce au transport atmosphérique à longue distance combiné aux courants océaniques. Cela a conduit à la formation d'un vaste réservoir d'alpha-HCH dans l'océan Arctique, où de fortes concentrations de cette substance ont été relevées. L'alpha-HCH est également présent dans les tissus d'espèces animales aussi bien marines que terrestres.

A l'échelon local, les niveaux d'exposition à l'alpha-HCH ont diminué à la suite des interdictions et restrictions imposées partout dans le monde. Toutefois, ils peuvent encore être relativement élevés dans les régions qui ont subi une contamination récente ou qui sont fortement polluées. Les sites d'entreposage de déchets dangereux et les dépotoirs de résidus d'alpha-HCH issus de la production de lindane donnent lieu à des préoccupations particulières. En raison de la persistance de l'alpha-HCH, de faibles concentrations ambiantes de cette molécule peuvent encore être régulièrement détectées dans l'environnement. Des niveaux relativement importants ont également été signalés en Arctique (dans l'océan Arctique, ils sont plus élevés que dans les océans et lacs tempérés). Bien que les concentrations atmosphériques soient maintenant plus de 20 fois moins élevées qu'au cours des années 80, cela n'a conduit qu'à des changements insignifiants chez les prédateurs supérieurs comme l'otarie et l'ours polaire.

Du fait qu'il est présent dans les chaînes alimentaires terrestres et aquatiques, l'alpha-HCH peut se bioaccumuler et se bioconcentrer dans le biote et les réseaux alimentaires de l'Arctique. Chez bon nombre des espèces examinées, les facteurs de bioamplification (comparaison prédateurs-proies) sont supérieurs à 1 (un). Certains animaux, le plus souvent des oiseaux mais aussi des mammifères, sont capables de métaboliser l'alpha-HCH. Comme il s'agit d'une biotransformation énantiosélective, une accumulation caractéristique de (+) ou (-) alpha-HCH peut se produire chez les mammifères (selon les espèces).

L'alpha-HCH est, avec le gamma-HCH, l'isomère doté du potentiel neurotoxique le plus élevé. Il a été classé par le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) comme potentiellement cancérigène pour l'homme (groupe 2B), étant donné qu'on dispose de preuves insuffisantes de sa cancérogénicité chez les humains mais que sa cancérogénicité pour les animaux est suffisamment établie. Chez les rongeurs (en laboratoire), il provoque une hyperplasie hépatique ainsi que des tumeurs du foie. On sait, à partir d'expériences faites sur des animaux de laboratoire, qu'il s'attaque au système immunitaire; des effets immunosuppresseurs ont également été observés chez des sujets humains exposés à du HCH technique. Les études épidémiologiques ont montré un accroissement des cas de cancer du sein chez les individus qui ont été exposés à l'alpha-HCH, ainsi que l'apparition de troubles hormonaux conduisant à l'infertilité et à des avortements spontanés. Enfin, on a avancé la possibilité d'un rapport avec le retard de croissance intra-utérine et l'aplasie médullaire.

Vu ses caractéristiques de danger et les scénarios d'exposition, on peut conclure que l'alpha-HCH est susceptible d'exercer des effets nuisibles sur le biote des régions contaminées et sur la santé de leurs populations. L'agence américaine pour la protection de l'environnement (USEPA) a estimé que même dans le plus favorable des cas, les quantités d'alpha-HCH ingérées quotidiennement par les populations des régions arctiques entraîneraient un accroissement des taux de cancer. Il faut en outre tenir compte du fait que tous les isomères du HCH s'attaquent principalement au foie, avec les risques de cumul des effets que cela comporte. De plus, les populations autochtones ainsi que le biote des régions arctiques sont exposés à une grande variété de polluants organiques persistants, notamment tous les isomères du HCH, ainsi qu'à d'autres polluants, dont les effets peuvent se superposer.

Les responsables de la santé publique de ces régions pensent néanmoins que les bénéfices sociaux, culturels et économiques apportés par les aliments traditionnels pèsent, pour le moment, plus lourd que les risques posés par les contaminants tels que le HCH, mais ils donnent d'autres raisons de réglementer rapidement tous les isomères de cette substance et de les éliminer de l'alimentation traditionnelle.

Tout cela fait que la prise de mesures au niveau mondial concernant l'alpha-HCH se justifie.

1 Introduction

Dans la proposition du Mexique visant à inscrire le lindane à l'Annexe A, B ou C de la Convention de Stockholm et au cours des débats qui ont suivi, on est arrivé à la conclusion que « les autres isomères de l'hexachlorocyclohexane devraient également être examinés » (UNEP/POPS/POPRC.2/10). Le Mexique a, en conséquence, présenté, le 26 juillet 2006, une proposition visant à inscrire l'alpha-hexachlorocyclohexane aux Annexes A, B ou C de la Convention (UNEP/POPS/POPRC2./INF/7). L'Autriche a, au nom de l'Allemagne, établi le premier projet de document de travail sur cette substance.

L'alpha-HCH est un des cinq isomères stables du HCH technique, un pesticide organochloré autrefois utilisé en agriculture. Les modes d'action des isomères du HCH sur le système nerveux central, qui est leur principal organe cible, diffèrent quantitativement et qualitativement. L'alpha-HCH agit essentiellement comme un stimulant, mais l'effet final des mélanges d'isomères dépend de leur composition (PISC, 2001). De manière générale, les HCH comptent parmi les pesticides les plus étudiés aux plans du devenir écologique et des effets sur l'environnement (Breivik et al., 1999).

1.1 Identité chimique

Nom chimique : Alpha-hexachlorocyclohexane (alpha-HCH)

Appellation UICPA : (1a,2a,3b,4a,5b,6b)-hexachlorocyclohexane

Synonymes courants : 1,2,3,4,5,6-hexachlorocyclohexane, isomère alpha, (1-alpha,2-alpha,3-beta,4-alpha,5-beta,6-beta)-1,2,3,4,5,6-hexachlorocyclohexane, alpha-1,2,3,4,5,6-hexachlorocyclohexane; alpha-hexachlorure de benzène/hexachlorure benzénique alpha, alpha-HCB, alpha-HCH, alpha-lindane; hexachlorocyclohexane-alpha (Chemfinder, 2007)

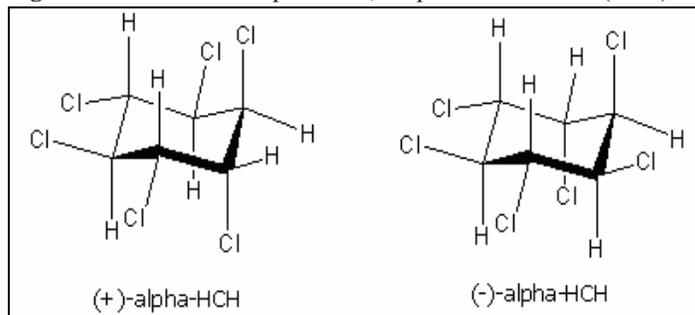
L'alpha-HCH est une molécule chirale; les énantiomères sont représentés dans la figure 1.

Numéro CAS: racémique : 319-85-6, (+)alpha-HCH : 11991169-2, (-) alpha-HCH : 119911-70-5

Formule brute : C₆H₆Cl₆

Poids moléculaire : 290,83

Figure 1 : Structure de l'alpha-HCH, adapté de Buser et al. (1995)



La stabilité et la persistance des isomères du HCH sont imputables à l'orientation des atomes de chlore dans la molécule. Les atomes de chlore axiaux peuvent probablement offrir des endroits se prêtant à une dégradation enzymatique. La molécule d'alpha-HCH comporte quatre atomes de chlore disposés axialement et deux autres à orientation équatoriale. On pense donc qu'elle est plus susceptible de se dégrader que l'isomère bêta (Philips et al., 2005).

1.1.1. Propriétés physico-chimiques

Les propriétés physico-chimiques de l'alpha-HCH (voir le Tableau 1 pour certaines d'entre elles) lui permettent de se propager à longue distance et de subir une « condensation froide », un enrichissement par rapport aux concentrations mesurées près des sources d'émission qui a été décrit par Wania et Mackay (1996) et qui se produit dans les régions à climat froid, selon des gradients latitudinal et altitudinal. L'alpha-HCH peut se volatiliser de la surface des sols en raison de sa pression de vapeur et de son faible coefficient de partage octanol-air. Sa constante de Henry est relativement faible et diminue avec la température.

Tableau 1. Quelques propriétés physico-chimiques de l'alpha-HCH (cf. annexe I)

Point de fusion (K)	432 ₁
Point d'ébullition (K)	561 ₁
Solubilité dans l'eau (mol.m ⁻³ à 25 °C)	0.33 ₂
Pression de vapeur (Pa à 25 °C)	0.25 ₂
Constante de Henry (Pa.m ³ .mol ⁻¹)	0.74 ₂
Log K _{ow} (25°C)	3.9 ₂
Log K _{oa} (25°C)	7.5 ₂
Aspect physique	Solide cristallin ₁

₁ ATSDR (2005)

₂ Xiao et al. (2004)

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

Le Comité a évalué la proposition se rapportant à l'alpha-HCH soumise par le Mexique (document UNEP/POPS/POPRC.2/INF/7 résumé par le secrétariat dans le document UNEP/POPS/POPRC.2/15) conformément aux exigences de l'Annexe D de la Convention à sa deuxième réunion à Genève. Dans sa décision POPRC-2/9, il est arrivé à la conclusion que l'alpha-HCH répond aux critères de sélection spécifiés à l'Annexe D. Il a également décidé de créer un groupe de travail spécial chargé d'examiner plus avant la proposition et d'établir un projet de descriptif des risques conformément à l'Annexe E de la Convention.

1.3 Sources des données

Le projet de descriptif des risques est basé sur les données obtenues des sources suivantes :

- Proposition soumise par le Mexique aux fins d'inscription de l'alpha-hexachlorocyclohexane aux Annexes A, B ou C de la Convention (UNEP/POPS/POPRC2./INF/7), 2006.
- Décision POPRC-2/9 du Comité d'étude des polluants organiques persistants, 2006.
- Informations communiquées par les Parties et observateurs ci-après, conformément à l'annexe E de la Convention : informations spécifiques ou scientifiques : Allemagne, Etats-Unis d'Amérique, Japon, République tchèque, Réseau international pour l'élimination des POP, Suisse; informations d'ordre général : Algérie, Crop Life International, Maurice, Mexique, Qatar, République de Lituanie, Royaume de Bahreïn et Turquie. Ces informations sont disponibles sur le site Internet de la Convention (<http://www.pops.int/documents/meetings/poprc/prepdocs/annexEsubmissions/submissions.htm>).
- Assessment of lindane and other hexachlorocyclohexane isomers, USEPA, 2006. http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDs/factsheets/lindane_isomers_fs.htm
- Programme international sur la sécurité des substances chimiques, ALPHA- and BETA-HEXACHLOROCYCLOHEXANES, Environmental Health Criteria 123, Organisation mondiale de la santé. Genève, 1992. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc123.htm>
- Toxicological profile for hexachlorocyclohexanes, United States of America Department of Health et Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances et Disease Registry, 2005. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp43.html>
- Plan d'action régional nord-américain (PARNA) relatif au lindane et aux autres isomères de l'hexachlorocyclohexane (HCH). 2006. Commission nord-américaine de coopération environnementale http://www.cec.org/files/PDF/POLLUTANTS/LindaneNARAP-Nov06_fr.pdf

On a en outre procédé à une recherche documentaire dans des bases de données publiques. Les bases de données en question étaient les suivantes : ECOTOXicology database (Ecotox, <http://www.epa.gov/ecotox/>), Hazardous Substances Data Bank (HSDB, <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>), Pubmed (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi?DB=pubmed>), Environmental Fate Data Base (EFDB http://www.syrres.com/esc/efdb_info.htm). En général, les paramètres utilisés pour de telles recherches comprennent le nom chimique, le numéro CAS et/ou une combinaison de termes techniques, en raison de la multiplicité des entrées. Pour cette même raison, on s'est également penché sur certains articles monographiques et actualisés bien déterminés. Les rapports précités contiennent des mentions de sources individuelles qui ne sont pas spécifiquement énumérées dans le présent document. On trouvera des références supplémentaires dans le document UNEP/POPS/POPRC.3/INF/27.

1.4 Statut de la substance chimique au regard des conventions internationales

L'alpha-HCH est un des constituants du HCH technique, qui est réglementé par au moins deux accords internationaux. Le premier de ces accords est le Protocole d'Aarhus à la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance relatif aux polluants organiques persistants, qui a été adopté en 1998. Le HCH technique est inscrit à l'Annexe II de ce Protocole, qui limite ses applications à l'utilisation comme produit intermédiaire dans l'industrie chimique.

Le deuxième est la Convention de Rotterdam sur la procédure de consentement préalable en connaissance de cause (procédure PIC) applicable à certains produits chimiques et pesticides dangereux qui font l'objet d'un commerce international. Le HCH technique est soumis à la procédure PIC et est inscrit à l'Annexe III de ladite Convention.

Par ailleurs, le Canada, le Mexique et les Etats-Unis ont, en 2006, signé un Plan d'action régional nord-américain (PARNA) relatif au lindane et aux autres isomères de l'hexachlorocyclohexane dont le but est de réduire les risques que l'exposition à ces substances fait courir à la population et à l'environnement.

Dans l'Union européenne, la production et l'utilisation de HCH technique comme produit intermédiaire dans l'industrie chimique seront abandonnées au plus tard en 2007 (règlement (CE) No 850/2004). Les HCH font également partie des substances prioritaires (décision No 2455/2001/CE) visées par la Directive-cadre européenne 2000/60/CE sur l'eau.

Les isomères de l'hexachlorocyclohexane, dont l'isomère alpha, se trouvent sur la liste des produits chimiques devant faire l'objet de mesures prioritaires établie par la Commission OSPAR pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du nord-est qui s'est donné pour objectif la prévention de la pollution de la zone maritime par la réduction sans relâche des rejets, émissions et pertes de substances dangereuses.

2 Informations récapitulatives pertinentes pour le descriptif des risques

2.1 Sources

2.1.1 Production

L'alpha-HCH n'est ni fabriqué ni commercialisé de façon indépendante. Il est produit à titre de principal constituant du HCH technique qui est utilisé comme pesticide ou comme produit intermédiaire pour la fabrication de gamma-HCH enrichi (lindane). Aucune donnée sur la production de HCH technique n'a été communiquée à ce jour, mais on sait que le lindane continue d'être manufacturé (IHPA, 2006).

Le HCH est produit par chloration photochimique du benzène, un procédé qui conduit à la formation de cinq principaux isomères stables. Les proportions de ces derniers varient en raison de différences techniques dans les processus de production. Elles se trouvent, selon les observations, dans les fourchettes suivantes : alpha-HCH (55 à 80%), bêta-HCH (5 à 14%), gamma-HCH (8 à 15%), delta-HCH (6 à 10%) et epsilon-HCH (1 à 5%) (Breivik et al., 1999). On trouvera des détails supplémentaires sur la production et la réutilisation des résidus de HCH dans les documents UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.4 (Descriptif des risques se rapportant au lindane) et IHPA (2006). Les pays ci-après ont, dans les renseignements qu'ils ont fournis conformément à l'Annexe E, déclaré ne pas produire ni utiliser d'alpha-HCH à l'heure actuelle : Allemagne, Etats-Unis d'Amérique, Maurice, Mexique, Norvège, Qatar, République de Lituanie, République tchèque, Suisse, et Turquie.

2.1.2 Commerce et stocks

En raison de ses propriétés insecticides universelles, le HCH technique, qui a été introduit dans les années 40, s'est rapidement imposé sur le marché. La recherche d'une solution de remplacement peu onéreuse pour le DDT lui a ouvert des débouchés prometteurs sur le marché mondial (IHPA, 2006). Il a été, par la suite, graduellement remplacé par le lindane, qui contient plus de 99 % d'isomère gamma, le plus efficace des trois isomères alpha, bêta et gamma, dont les propriétés insecticides décroissent dans l'ordre gamma > alpha > bêta (Baumann et al., 1980). Cependant, la fabrication du lindane a engendré d'énormes quantités de résidus de HCH, qui doivent être éliminés ou gérés d'une autre façon. Compte tenu de la production mondiale de lindane, l'IHPA (2006) a calculé, en l'absence de données exactes, que ces quantités oscilleraient entre 1,9 et 4,8 millions de tonnes. Ces estimations dépassent de loin les valeurs données par Walker et al. (1999), qui ont annoncé des chiffres approximatifs de 2 785 et, respectivement, 45 tonnes pour les stocks de HCH technique et de HCH non spécifiés d'Afrique et du Moyen-Orient.

2.1.3 Utilisations

Environ 10 millions de tonnes de HCH technique ont été rejetées dans l'environnement entre 1948 et 1997 (Li et al., 1999). Selon Breivik et al. (1999), 400 000 tonnes de HCH technique auraient été consommées rien qu'en Europe entre 1970 et 1996. Les données illustrent les incertitudes considérables que comportent ces estimations. D'après Li et Macdonald (2005), 10 pays ont dominé la liste mondiale des utilisateurs de HCH technique. La Chine, avec près de la moitié de la consommation mondiale, arrive en tête, suivie (par ordre de consommation décroissante) des pays suivants : ex-Union soviétique, Inde, France, Egypte, Japon, Etats-Unis, Allemagne de l'Est, Espagne et Mexique. Le

recours au HCH technique a été interdit dans la plupart des pays de l'Ouest ainsi qu'au Japon à partir des années 70, mais a continué en Chine et en Russie jusqu'en 1983 et 1990. En 1990, l'Inde a, elle aussi, interdit son emploi en agriculture. Toutefois, elle continue d'y faire appel dans le secteur de la santé publique (AMAP, 2004). L'utilisation de HCH technique a, depuis, diminué de manière continue. A l'heure actuelle, elle a pratiquement cessé partout dans le monde. Néanmoins, on ne peut apparemment pas exclure la possibilité d'une utilisation des stocks restants ou d'un emploi limité à des fins de santé publique et/ou illicites (Zhulidov et al., 2000; Bakore et al., 2004; Qian et al., 2006).

2.1.4 Rejets dans l'environnement

L'alpha-HCH peut pénétrer dans l'environnement par plusieurs voies. La production de HCH technique et son utilisation comme pesticide ont autrefois été les principales sources de rejets d'alpha-HCH. L'alpha- et le bêta-HCH possèdent les mêmes schémas globaux d'émission qui, toutefois, diffèrent par l'échelle. Li et Macdonald (2005) ont, à partir des données disponibles sur le HCH technique, estimé la consommation mondiale d'alpha-HCH à 6 millions de tonnes, et les rejets atmosphériques résultants à 4,3 millions de tonnes. Les émissions d'alpha-HCH ont augmenté à partir des années 40 pour atteindre leur point culminant au début des années 70. Par suite de son interdiction en Amérique du Nord, en Europe et au Japon, les rejets ont d'abord diminué mais ont de nouveau atteint un pic dans les années 80 à cause de l'usage fréquent dont cette substance a fait l'objet dans les pays d'Asie. Depuis, les chiffres ont baissé grâce aux interdictions et restrictions supplémentaires imposées par d'autres pays comme, par exemple, la Chine. Les sites d'entreposage de déchets dangereux (USEPA, 2006), stocks et résidus provenant de la production de lindane, qui ne sont pas toujours contrôlés et maintenus de manière appropriée (IHPA, 2006), peuvent également occasionner des rejets d'alpha-HCH dans l'environnement. Pareillement, les sites contaminés (comme, par exemple, les anciennes usines de production) peuvent contribuer à la pollution de l'environnement par cette substance (Concha-Grana et al., 2006). Dans les renseignements qu'elle a fournis au titre de l'Annexe E, l'Allemagne a signalé qu'il existe encore dans l'ex-RDA (Allemagne de l'Est) quelques sources locales isolées, en l'occurrence, des décharges et des dépotoirs qui renferment du HCH technique. En conséquence, des concentrations plus élevées d'alpha-HCH ont été relevées dans les tissus des poissons de l'Elbe, près de l'ancien site de production, à la suite de fortes pluies et d'inondations en 2003. Toutefois, on ne dispose d'aucune estimation quantitative des rejets provenant des sites d'entreposage et décharges non contrôlées de déchets dangereux.

2.2 Devenir écologique

2.2.1 Persistance

L'alpha-HCH peut, en principe, se dégrader dans les compartiments de l'environnement par des processus abiotiques tels que la photodégradation ou l'hydrolyse. D'après les expériences effectuées en laboratoire par Ngabe et al. (1993), les valeurs de sa demi-vie en dégradation par hydrolyse montrent une forte corrélation avec la température. A 20° C, dans un milieu de pH 8, son DT₅₀ a été de 0,8 année, chiffre qui est passé à 26 ans pour un milieu de pH 7,8 à une température de 5° C. A partir de ces vitesses de dégradation, Hamer et al. (1999) ont estimé son DT₅₀ dans l'océan Arctique à 63 ans.

En général, les isomères du HCH n'absorbent pas les rayons lumineux de longueur d'onde supérieure à 290 nm. On pense donc que la photolyse joue un rôle mineur dans l'élimination de l'alpha-HCH. Deo et al. (1994) ont donné des valeurs comprises entre 4 et 6 jours pour la demi-vie de l'alpha-HCH en solution aqueuse exposée à la lumière solaire. Bien que des incertitudes subsistent quant à la manière dont cette photodégradation se déroule, il a été prouvé que l'alpha-, de même que le gamma-HCH, se décompose par photolyse indirecte en présence d'un agent sensibilisateur qui pourrait avoir pour fonction de transmettre l'énergie d'excitation à la molécule (ATSDR, 2005; USEPA, 2006). S'agissant de la photodégradation sur les surfaces dures, une demi-vie de 91 heures aurait été observée pour les couches minces (ATSDR, 2005). Toutefois, l'utilité de ce résultat est discutable vu les considérations précédentes.

La valeur de $1,4 \cdot 10^{-13}$ cm³/molécule/s obtenue pour la constante de réaction avec l'OH atmosphérique donne une demi-vie de 115 jours (ATSDR, 2005) si on utilise, conformément au Document d'orientation technique (2003), une concentration moyenne de radicaux OH de $5 \cdot 10^5$ molécule/cm³.

En conclusion, la dégradation abiotique de l'alpha-HCH est très lente, en particulier à basse température. Le rôle joué par la photolyse dans sa décomposition en milieu aqueux ainsi que dans l'air est considéré comme insignifiant.

Une dégradation biotique de l'alpha-HCH a été observée au cours d'études du sol réalisées dans des conditions (semi-)naturelles ainsi que dans des cultures pures, des boues, des sédiments et dans l'eau. Au début, on pensait que la biodégradation du HCH s'effectuait de façon anaérobie mais plusieurs études ont montré que l'alpha-HCH pouvait subir une dégradation aérobie qui, dans certains cas, était même plus rapide. La possibilité d'une décomposition par des bactéries méthanogènes et sulfatoréductrices a également été signalée (Phillips et al., 2005).

Sous l'action des bactéries anaérobies méthanogènes, l'alpha-HCH donne, par déchloration, du tétrachlorocyclohexène, ainsi que du dichlorophénol, du trichlorophénol, du chlorobenzène et du benzène, ces deux derniers en tant que produits stables finaux de la chaîne métabolique. Ces métabolites peuvent subir une minéralisation aérobie ou anaérobie supplémentaire (Bachmann et al., 1988; Phillips et al., 2005). Dans les cultures

pures ainsi que dans les sols inondés, le gamma-HCH est l'isomère qui se laisse le plus facilement déchlorer, suivi de l'alpha-HCH en conditions anaérobies (Jagnow et al., 1977; MacRae et al., 1967).

En conditions aérobies, on a observé, dans les boues, une déchloruration de l'alpha-HCH conduisant à la formation de pentachlorocyclohexane. Une conversion supplémentaire en tétrachlorobenzène ou trichlorobenzène et, finalement, en dichlorobenzène peut se produire (Deo et al., 1994). Le déroulement de la dégradation aérobie du gamma-HCH par *Shingobium sp.*, qui aboutit à plusieurs métabolites, a été largement étudié. On a avancé l'hypothèse que l'alpha-HCH suit la même voie. Des études en laboratoire ont montré une minéralisation complète de l'alpha-HCH en conditions aérobies (Phillips et al., 2005).

Dans le sol, les conditions climatiques et la texture, ainsi que les matières organiques qui modifient la sorption, le taux d'humidité, le pH et la croissance bactérienne, influent, en général, sur les vitesses de dégradation (PISC, 1992). L'humidité provoque des diminutions plus importantes de la teneur en alpha-HCH qui sont attribuées à une volatilisation et/ou une dégradation microbienne accrues (Chessells et al., 1988; Phillips et al., 2005). On n'a pas encore trouvé de bactéries capables de dégrader les HCH à des températures extrêmes inférieures à 5°C ou supérieures 40°C (Phillips et al., 2005).

Les données issues d'études de sols en laboratoire ou sur le terrain sont limitées. On suppose que dans les conditions naturelles, les isomères se classent dans l'ordre alpha > gamma >> bêta du point de vue de la vitesse de dégradation (Suzuki et al., 1975, Stewart et Chisholm, 1971; voir également la section 1.1). Singh et al. (1991) ont fait état de demi-vies en conditions naturelles (c'est-à-dire par dissipation, y compris les pertes par lixiviation et par volatilisation) tournant autour de 55 jours dans le limon sableux de certains champs aussi bien cultivés que non cultivés de l'Inde, en climat subtropical. Ce résultat cadre avec ceux obtenus par Kaushik (1989), qui a mentionné une demi-vie encore plus courte pour le HCH technique, dans des conditions d'étude similaires. En climat tempéré, Doelman et al. (1990) ont observé, lors d'une étude en conditions semi-naturelles faite sur des sols contaminés, une diminution de plus de 50 % de la concentration après 161 jours, avec une baisse rapide au cours des premières semaines, suivie d'un ralentissement de la dégradation. Suzuki et al. (1975) ont, à cet égard, laissé entendre qu'à de faibles concentrations (en-dessous de 0,01 ppm), les résidus pourraient résister à la dégradation microbienne et physico-chimique. Les faibles concentrations d'alpha-HCH sont susceptibles de persister indéfiniment dans l'environnement en raison de la faible affinité des enzymes ou du système de transport responsables de la dégradation des HCH (Phillips et al., 2005). Au Canada, Stewart et Chisholm (1971) ont, lors d'une étude à long terme en conditions naturelles réalisée après application de HCH technique, trouvé dans du limon sableux un taux de 4 % de l'isomère alpha après 15 ans. Chessells et al. (1988) ont par ailleurs montré qu'après 20 années d'application de HCH technique, les concentrations d'alpha-HCH mesurées dans un champ de canne à sucre du Queensland (Australie), qui étaient initialement les plus élevées, étaient beaucoup plus faibles qu'à l'origine et se montaient au double de celles de l'isomère gamma.

Les processus abiotiques ne sont pas énantiosélectifs, mais la biodégradation peut l'être. Si les résidus d'alpha-HCH trouvés dans un milieu ne sont pas racémiques, c'est qu'une dégradation enzymatique a eu lieu. Toutefois, le fait d'avoir des résidus racémiques n'exclut pas la possibilité d'une dégradation biotique (cf. Suar et al., 2005). Aux fins de suivi, les fractions énantiomères (EF, calculées au moyen de la formule $EF = ER/(ER+1)$, où ER est le rapport énantiomérique (+)/(-) alpha-HCH, Kallenborn et al., 2001) ont également été quantifiées dans le but de caractériser les résidus. Hegeman et Laane (2002) ont étudié la distribution des énantiomères de l'alpha-HCH dans différents compartiments de l'environnement à partir de 618 relevés. Dans les compartiments abiotiques, les EF moyennes ont généralement été voisines de 0,5. Dans le sol, le (-) alpha-HCH avait tendance à se dégrader plus rapidement ($EF > 0,5$) alors que dans l'eau, c'était plutôt l'inverse. Kurt-Karakus et al. (2005) ont fait état, pour l'alpha-HCH dans les sols naturels en général, de EF comprises dans une fourchette allant de 0,4 à 0,89 (moyenne de 0,5) qui était plus large que celle des EF relevées dans l'air ambiant en Amérique du Nord (entre 0,47 et 0,52), ce qui donne à penser qu'une dégradation a eu lieu après que les substances se sont déposées. Toutefois, étant donné que les EF varient considérablement d'un site à l'autre, il convient d'être prudent lorsqu'on utilise les signatures chimiques des énantiomères comme marqueurs pour les réémissions dans l'atmosphère à partir de la surface (du sol).

Vu son K_{oc} , l'alpha-HCH devrait théoriquement avoir un faible potentiel de lixiviation, ce que les données obtenues sur le terrain ont confirmé (HSDB, 2006; Singh et al., 1991). Toutefois, une pollution des eaux souterraines reste possible dans les zones fortement contaminées (Law et al., 2004).

Des informations détaillées sur la pertinence de l'isomérisation dans l'environnement sont disponibles dans le descriptif des risques liés au lindane (UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.4).

L'alpha-HCH s'est montré capable de se dégrader biologiquement dans des échantillons d'eau de mer et de sédiments (HSDB, 2006) ainsi que dans l'eau douce (Padma et Dickhut, 2002). Helm et al. (2002) ont estimé sa demi-vie dans un lac du Haut-Arctique à une valeur comprise entre 0,6 et 1,4 an. Dans l'océan Arctique oriental, on a observé une dégradation énantiosélective de l'alpha-HCH avec des demi-vies de 5,9 ans pour la molécule dextrogyre et de 23,1 ans pour la forme lévogyre. Si la dégradation par hydrolyse est prise en compte, on obtient respectivement des demi-vies de 5,4 et 16,9 ans (Harner et al., 1999). Bien que les vitesses de dégradation dans les sédiments ne soient pas bien connues et que les estimations soient, de ce fait, moins précises, on a supposé que la demi-vie de l'alpha-HCH dans les sédiments d'un lac du Haut-Arctique serait d'environ 2 ans (Helm et al., 2002). Les valeurs de demi-

vie obtenues à partir de certaines mesures de la concentration de cette substance dans des carottes de sédiments vieux de 30-40 ans prélevées dans différentes régions géographiques sont élevées (Barra et al., 2001; Rawn et al., 2001, Riching et al., 2005).

2.2.2 Bioaccumulation

Le coefficient de partage octanol/eau ($\log K_{oc}$) de 3,8 mesuré pour l'alpha-HCH indique que celui-ci est susceptible de se bioaccumuler (ATSDR, 2005), bien que cette valeur se trouve en dessous de celle de 5 mentionnée dans le paragraphe 1 c) i) de l'Annexe D à la Convention de Stockholm.

Quant aux facteurs de bioconcentration, un large éventail de valeurs ont été données dans diverses études. Dans les algues brunes, elles étaient comprises entre 200 et 2700 (par rapport au poids sec) pour *Chlorella pyrenoidosacells* et 13 000 (par rapport à la teneur lipides) pour *Dunaliella*. Les études sur des invertébrés ont donné des résultats compris entre 60 (8 000 en calcul sur les tissus adipeux) chez *Artemia* et 2 700 chez les polychètes, en fonction de leur teneur en lipides (PISC, 1992).

Le facteur de bioconcentration pour le corps entier, calculé conformément à l'ancienne directive 305 E de l'OCDE concernant les essais, a été, chez le danio zébré, de 1 100 à l'équilibre, avec une constante d'absorption (k_1) de 50 et une constante d'élimination (k_2) de 0,045. ces valeurs sont similaires à celles obtenues pour le gamma-HCH (facteur de bioconcentration de 850, $k_1 = 50,8$, $k_2 = 0,055$) (Butte et al., 1991). En 1985, Oliver et al. ont fait état de facteurs de bioconcentration (corps entier) allant de 1 100 à 2 800 pour la truite arc-en-ciel.

Les études portant sur les réseaux alimentaires marins de l'Arctique produisent généralement des facteurs d'amplification le long de la chaîne alimentaire, représentant le taux moyen d'accroissement par niveau trophique, qui sont supérieurs à 1. Les facteurs de bioamplification (comparaison prédateur-proie) pour le zooplancton et la morue polaire sont supérieurs à 1, ce qui indique la possibilité d'une bioamplification. Chez les oiseaux marins, ils ont généralement été inférieurs à 1, sauf pour le mergule nain et le guillemot à miroir. Chez le phoque annelé, on a obtenu le chiffre de 2,5 (Moisey et al., 2001). On a avancé la possibilité que l'alpha-HCH se bioamplifie dans les réseaux alimentaires marins aux niveaux trophiques tant inférieurs que supérieurs, en particulier chez les mammifères (USEPA, 2006; Hoekstra et al., 2003a). Le rapport établi par Hoekstra et al. (2003b), qui donne pour l'alpha-HCH un facteur de bioamplification de 9,85 chez la baleine franche, renforce cette hypothèse.

Fisk et al. (2001) se sont penchés sur l'influence exercée par les facteurs chimiques et biologiques sur le transfert trophique de polluants organiques persistants, dont l'alpha-HCH. En général, les facteurs de bioamplification les plus élevés devraient se rencontrer chez les homéothermes (oiseaux et mammifères) en raison de leurs besoins énergétiques plus élevés par rapport à ceux des poikilothermes (poissons et invertébrés). Parmi les homéothermes, c'est généralement chez les oiseaux marins que l'on relève les plus grands facteurs de bioamplification puisqu'ils ont des besoins énergétiques plus importants mais cela ne vaut pas pour l'alpha-HCH. En effet, la plupart des oiseaux de mer semblent capables d'induire des sous-types du cytochrome P450, tels que le CYP2B, qui leur permettent de métaboliser l'alpha-HCH, de sorte que l'ordre d'arrivée habituel dans le classement selon l'aptitude à biotransformer les composés organiques, qui est le suivant : mammifères > oiseaux > poissons > zooplancton, ne s'applique pas. Le facteur de bioamplification de l'alpha-HCH chez les poikilothermes est de 1,3, le même que chez les homéothermes (Hop et al., 2002).

Etant donné que l'alpha-HCH est un composé chiral, il importe de connaître les ER ou les EF pour comprendre les particularités de sa métabolisation et de sa biotransformation chez chaque espèce. Konwick et al. (2006) n'ont observé chez la truite arc-en-ciel aucune biotransformation énantiosélective lors d'une étude de nourrissage qui a donné des EF cohérentes pour ce poisson. De même, l'alpha-HCH est resté racémique sur toute la durée d'une expérience menée par Wong et al. (2002) sur des truites arc-en-ciel nourries avec des aliments traités. Ces résultats diffèrent de ceux obtenus avec d'autres espèces. Chez les invertébrés ainsi que dans le zooplancton et les poissons, les EF se sont élevées au maximum à 0,45. Dans le cas du phoque annelé, on a obtenu un chiffre de 0,51 tandis que chez les oiseaux de mer, les valeurs relevées ont varié entre 0,65 pour le mergule nain et 0,97 pour le goéland bourgmestre (Moisey et al., 2001). Cela laisse entendre une métabolisation préférentielle de l'énantiomère (-) chez les oiseaux marins. Comme le facteur de bioamplification chez ces derniers est inférieur à 1, il a été conclu qu'ils peuvent métaboliser les deux énantiomères (le mergule nain et le guillemot à miroir semblent être moins doués en la matière).

La EF de 0,51 et le facteur de bioamplification de 2,5 obtenus pour le phoque indiquent que les mammifères ne sont pas capables de biotransformer de grandes quantités d'alpha-HCH (Moisey et al., 2001). Néanmoins, Wiberg et al. (2000) ont trouvé des résidus de cette substance avec des ER non racémiques dans des tissus de phoques et aussi d'ours polaires. Selon Hoekstra et al. (2003b), une accumulation de l'énantiomère (+) a lieu chez la baleine franche et le bélouga, mais chez le phoque barbu, c'est l'énantiomère (-) qui se concentre. Le phoque annelé affiche un léger déséquilibre en faveur de l'énantiomère (+) (Hoekstra et al., 2003b) mais il arrive que les résidus trouvés dans ses tissus soient racémiques (Fisk et al., 2002). Cela indique une biotransformation et une accumulation énantiospécifiques de l'alpha-HCH dans la chaîne alimentaire. Une étude des EF dans le krill, la morue et les œufs de pingouin a également permis à Corsolini et al. (2006) de mettre en évidence une biotransformation énantiosélective

avec une augmentation de 14 % du taux de l'énantiomère (+) entre les niveaux trophiques inférieur et supérieur (du krill au pingouin). Des différences interspécifiques dans le profil énantiomérique de l'alpha-HCH existent également chez les mammifères marins. Le facteur de bioamplification entre le brit et la baleine franche est, par exemple, élevé (aux alentours de 10, avec un chiffre de 16 pour la fraction (+) alpha-HCH et de 4,5 pour le (-) alpha-HCH) (Hoekstra et al., 2003b).

Moisey et al. (2001) ont montré que chez le mergule nain, les facteurs de bioamplification varient en fonction des proies consommées. En résumé, la bioamplification de l'alpha-HCH dépend de nombreux paramètres tels que le degré de contamination du biote - et, donc, de l'alimentation (proies) -, le niveau trophique, et l'aptitude à biotransformer cette substance.

Kelly et al. (2007) ont récemment prouvé que dans le cas des substances possédant un $\log K_{oa} > 6$ et un $\log K_{oc} > 2$, le facteur de bioconcentration mesuré pour les poissons ne constitue pas un bon indicateur prédictif de la bioamplification chez les animaux aérobies, comme le montre à l'évidence l'exemple du bêta-HCH, qui affiche des facteurs de bioamplification élevés pouvant aller jusqu'à 3000 et, respectivement, jusqu'à 400, chez les mammifères marins et dans les réseaux alimentaires terrestres.

L'alpha-HCH se rencontre non seulement dans le réseau alimentaire de l'Arctique mais aussi dans les tissus d'otaries de la côte Pacifique du Japon et de cormorans à aigrettes des grands lacs (avec des ER allant de 1 dans les muscles à 1,58 dans les tissus adipeux). Des ER élevés (> 3.6) ont été mesurés dans les tissus cérébraux de ces derniers (Iwata et al., 1998). Willet et al. (1998) ont déduit de la présence de concentrations élevées d'alpha-HCH dans les tissus cérébraux de mammifères marins que ce composé peut franchir la barrière hémato-encéphalique. Ulrich et al. (2001) ont également constaté, au cours d'études sur des rats, que les ER de 2,8 à 13,5 obtenus pour les concentrations d'alpha-HCH trouvées dans leurs tissus cérébraux n'étaient pas le fait d'une métabolisation énantiosélective mais peut-être d'une rétention sélective.

Braune et al. (1999) ont détecté la présence de résidus d'alpha-HCH dans les tissus adipeux des caribous. On en a également trouvé dans les tissus hépatiques et adipeux des renards arctiques. Les ER étaient de 2,2 dans les tissus hépatiques et de 1,1 dans les tissus adipeux, ce qui indique qu'une bioaccumulation stéréosélective se produit également chez les mammifères terrestres (Klobes et al., 1997).

En conclusion, si on trouve de fortes concentrations d'alpha-HCH dans le biote de l'Arctique, c'est à cause du potentiel de bioaccumulation de cette substance (conséquence de sa bioconcentration et de sa bioamplification) et des processus qui, par le passé, l'ont déposée dans les eaux de cette région où elle s'est accumulée de façon particulièrement efficace grâce à ses propriétés physico-chimiques et aux basses températures qui règnent en Arctique. En d'autres termes, l'alpha-HCH s'accumule très facilement dans l'écosystème arctique en général.

2.2.3 Propagation à longue distance dans l'environnement

Les données de surveillance disponibles sur l'environnement, y compris le biote, de régions reculées telles que l'Arctique et l'antarctique, où le HCH n'a jamais été utilisé, prouvent la capacité de propagation à longue distance que laissent prévoir les propriétés physico-chimiques et la stabilité de l'alpha-HCH. Elles montrent une baisse simultanée des émissions primaires en provenance des régions sources (principalement l'Asie) et des concentrations mesurées dans l'atmosphère arctique, ce qui donne à penser que ce composé se disperse rapidement jusqu'à de telles régions lointaines (Li et Bidleman, 2003). Des concentrations particulièrement élevées par rapport à celles mesurées dans les régions sources ont été relevées dans l'océan Arctique (voir Tableau 2). On suppose qu'un large réservoir de cette substance s'y est formé par suite de son transport à longue distance et de son accumulation dans l'eau froide, une conséquence de sa faible constante de Henry (Li et Macdonald, 2005). Les HCH, dont l'isomère alpha, sont les pesticides les plus abondants dans l'atmosphère et les eaux du continent arctique (Walker, 1999).

Pour comprendre les voies de pénétration et le devenir de l'alpha-HCH dans la partie supérieure de l'océan Arctique, Li et al. (2004) ont mis au point un modèle en "boîte" de bilan de masse pour l'Arctique. Il sont arrivés à la conclusion que la charge a atteint un pic de 6 670 tonnes en 1982 sous l'action des échanges gazeux et des courants océaniques et qu'elle a, depuis, diminué à un taux moyen de 270 tonnes par an. Après 1990, les courants marins sont devenus le principal véhicule des apports d'alpha-HCH dans l'océan Arctique. Toutefois, la portion transportée à longue distance par voie éolienne a joué un rôle majeur, surtout au début. Vers le milieu des années 90, l'alpha-HCH trouvé dans l'atmosphère arctique provenait aussi bien des quantités transportées à longue distance par voie éolienne que de celles contenues dans l'océan Arctique qui s'étaient volatilisées. On a avancé l'hypothèse qu'une élimination complète, principalement par dégradation et par les courants océaniques, demanderait une vingtaine d'années supplémentaires. Au total, 27 700 tonnes d'alpha-HCH ont abouti dans l'océan Arctique entre 1945 et 2000, après un transport à longue distance par voie éolienne.

D'après les calculs de modélisation effectués avec l'outil d'évaluation de la persistance globale et du potentiel de propagation à longue distance de l'OCDE, l'alpha-HCH possède des propriétés de persistance et de propagation à longue distance comparables à celles de substances dont le caractère de polluants organiques persistants est déjà prouvé, à l'exemple des PCB et des pesticides organochlorés (Wegmann et al., 2007). Les paramètres utilisés lors de ces calculs ont été, entre autres, les coefficients de partage air-eau et octanol-eau ainsi que les demi-vies dans l'air,

dans l'eau et dans le sol, et la constante de Henry (selon les valeurs fournies dans le document UNEP/POPS/POPRC2./INF/7). Tous les compartiments de l'environnement sont quantitativement pris en compte. Les résultats de ce modèle n'indiquent pas les concentrations absolues dans l'environnement mais aident à comparer la persistance dans l'environnement et le potentiel de propagation à longue distance des substances candidates avec ceux de polluants organiques persistants confirmés (produits de référence : congénères 28, 101 et 180 des PCB, HCB, tétrachlorure de carbone et alpha-HCH). Les incertitudes concernant les propriétés chimiques ont été analysées à l'aide de la méthode de Monte Carlo.

2.3 Exposition

Les principaux facteurs d'exposition à l'alpha-HCH ont été l'utilisation ainsi que la production de HCH technique et la production de lindane. Comme ces substances sont persistantes, on peut également s'attendre à un degré d'exposition élevé dans les zones contaminées suite à l'utilisation massive, à la fabrication antérieure, à l'élimination ou à l'entreposage de stocks de produits qui en renferment. Bien que l'utilisation de HCH technique ait pratiquement cessé dans tous les pays du monde, les ratios isomères alpha/gamma obtenus à partir des données de surveillance semblent indiquer la possibilité que des rejets de ce produit ont encore lieu dans certaines régions (Zhang et al. 2003; Qian et al., 2006; Zhulidov et al., 2000).

Chez l'homme, l'exposition à l'alpha-HCH est principalement causée par l'ingestion de produits végétaux et animaux contaminés. Elle peut également provenir de l'air que l'on respire et de l'eau que l'on boit, bien qu'il s'agisse là de sources mineures. Une étude pilote française a, par exemple, trouvé dans l'atmosphère à l'intérieur des bâtiments et sur les mains des habitants de l'agglomération de Paris de faibles quantités d'alpha-HCH allant jusqu'à 1,8 ng/m³ et, respectivement, 8,5 ng par main dans 42 % et, respectivement, 35 % des échantillons (Bouvier et al., 2006).

Les données de surveillance obtenues sur une grande variété d'espèces végétales et animales, dont l'homme, indiquent la possibilité d'une absorption non négligeable d'alpha-HCH à partir du milieu, ce qui prouve la biodisponibilité de ce dernier. Les bébés peuvent également y être exposés durant la période de développement fœtal et d'allaitement.

2.3.1 Données de surveillance de l'environnement en des points déterminés

De manière générale, les concentrations dans l'environnement ont baissé après que l'utilisation de HCH technique a été réglementée ou interdite (PISC, 1992; voir également le tableau 2-1). Toutefois, les données de surveillance comme, par exemple, celles soumises par la République tchèque en 2007 au titre des informations relevant de l'Annexe E, celles portant sur des lichens observés dans divers endroits en Suisse (valeurs données dans le tableau 2) et celles produites récemment par un programme de surveillance japonais, montrent que l'alpha-HCH se rencontre dans tous les milieux. Sur tous les spécimens de poissons étudiés au Japon, seuls sept ne contenaient pas d'alpha-HCH. Les valeurs relevées sont les suivantes : eau – de 0,013 à 5,7 ng/l; sédiments - 5,7 ng/g de poids sec; crustacés - jusqu'à 1,8 ng/g de poids humide; poissons - jusqu'à 2,9 ng/g de poids humide; oiseaux – de 0,1 à 1,6 ng/g de poids humide; air (saison chaude et saison froide) de 0,02 à 3,2 ng/m³ et de 0,01 à 0,68 ng/m³ (informations relevant de l'Annexe E communiquées en 2007 par le Japon).

Tableau 2 : Quelques données de surveillance des compartiments abiotiques et de la végétation (les valeurs données sont celles des concentrations d'alpha-HCH, sauf indications contraires)

Compartiment	Pays/région	Concentrations	Observations	Sources	Année
Air	Grands lacs, zones rurales	< 1 - 84 pg/m ³	Alpha-HCH, valeurs moyennes, phase gazeuse	Sun et al., 2006b	1992-2003
	Grands lacs, Chicago	52 pg/m ³	Alpha-HCH, valeurs moyenne, phase gazeuse	Sun et al., 2006b	1996-2003
	Niigata, Japon	92 pg/m ³	Moyenne annuelle résultant, selon les auteurs, de la propagation à longue distance	Murayama et al., 2003	2000-2001
	République tchèque (Kosetice)	38/21/17/22/13 pg/m ³	Air et aérosols, concentrations moyennes annuelles	Mesurées par le Programme concerté de surveillance continue et d'évaluation du transport à longue distance des polluants atmosphériques en Europe (EMEP), données disponibles en ligne	1999-2003
	Finlande (Pallas)	24/28/18/15/17/18/9 pg/m ³	Air et aérosols, concentrations moyennes annuelles	Mesurées par l'EMEP, données disponibles en ligne	1996-2003
	Islande (Storhofdi)	17/16/15/15/10/8/10/5/7 pg/m ³	Air et aérosols, concentrations moyennes annuelles	Mesurées par l'EMEP, données disponibles en ligne	1995-2003

Compartiment	Pays/région	Concentrations	Observations	Sources	Année
	Norvège (Lista)	94/94/76/69/52/61/50/37/25/19/17/17/12 pg/m ³	Air et aérosols, concentrations moyennes annuelles	Mesurées par l'EMEP, données disponibles en ligne	1991-2003
	Suède (Aspvreten)	43/57/61/50/-/67/16 pg/m ³	Air et aérosols, concentrations moyennes annuelles	Mesurées par l'EMEP, données disponibles en ligne	1995-2002
	Ny-Aslund (Svalbard, Norvège)	73 pg/m ³	Moyenne annuelle pour Σ HCH (principalement alpha-HCH), valeur maximale enregistrée en 1996	Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique (PSEA), 2004	1996-1988
	Mer de Barents et océan Arctique oriental	11 - 68 pg/m ³		Harner et al, (1999)	1999
	Arctique	23 +/- 10 pg/m ³	Distribution uniforme, moyenne arithmétique, mesures faites sur quatre sites	Su et al., 2006	2000-2003
Précipitations	Belgique (Knokke)	4,1 - 0,5 ng/l	Concentrations moyennes annuelles	Mesurées par l'EMEP, données disponibles en ligne	1996-2003
	Allemagne (Zingst)	1 - 0,3 ng/l	Concentrations moyennes annuelles	Mesurées par l'EMEP, données disponibles en ligne	1999-2003
	Finlande (Pallas)	< 1 ng/l	Concentrations moyennes annuelles, précipitations + dépôts secs	Mesurées par l'EMEP, données disponibles en ligne	1996-2003
	Norvège (Lista)	2,7 - 0,4 ng/l	Concentrations moyennes annuelles	Mesurées par l'EMEP, données disponibles en ligne	1991-2003
	Suède (Aspvreten)	2,7 - 0,4 ng/l	Concentrations moyennes annuelles	Mesurées par l'EMEP, données disponibles en ligne	1995-2002
	Canada/Grands lacs	1 - 40 ng/l	81 échantillons	PISC, 1992	1976-77
Sols	Arctique russe	0,2 - 0,5 ng/g poids sec	Σ HCH, principalement alpha-HCH, sols, y compris tourbes et litières	PSEA, 2004	200-2001
	Antarctique	< 0,01 - 0,026 ng/g poids sec		Borghini et al., 2005	1999
Eau de mer	Mer de Barents septentrionale et océan Arctique oriental	910 (350 - 1630) pg/l	Echantillons prélevés entre juillet et septembre	Harner et al.	1996
	Océan arctique nord-américain	~ 7,5 µg/m ³		Li et Macdonald, 2005	1983
	Archipel canadien et mer de Beaufort méridionale	3,5 (1,1 - 5,4) ng/l	Eaux de surface, en été	Bidleman et al., 2007	1999
Eau douce, cours d'eau	Cours d'eau du Nord de la Russie	< 1 - 69 ng/l	Concentrations moyennes pondérées sur sept ans	PSEA, 2004	1190-1996
Eaux fluviales et estuariennes	Asie et Océanie orientales et méridionales	Jusqu'à 470 ng/l		Iwata et al., 1994	1989-1991
Sédiments (lacs)	Sud de la Suède	9,2 ± 6,3 ng/g poids sec	Σ HCH, données fournies par le programme de surveillance suédois, 2002	PSEA, 2004	2002
Végétation (lichen)	Taymir (Russie)	7 ng/g poids sec	Concentration la plus élevée mesurée dans le lichen, y compris les échantillons provenant de l'Alaska, de l'Oural et de la presqu'île de Kola	PSEA, 2004	1991-1993
	Suisse	0,5 - 4 µg/kg poids sec	Echantillons provenant de divers endroits (villes, sites industriels, zones rurales, etc.)	Informations communiquées en 2007 par la Suisse au titre de l'Annexe E	2002
Mousse	Antarctique	0,43 - 4 ng/g poids sec		Borghini et al., 2005	1999

Les concentrations dans l'environnement peuvent encore être élevées à proximité des sources. Des concentrations de HCH comprises entre 40 et 225 mg/kg ont ainsi été mesurées dans la couche superficielle du sol aux alentours d'une usine de produits chimiques albanaise (PNUE, 2003). Des concentrations moyennes de 0,02 mg/kg ont en outre été relevées dans les sols du delta de la rivière des Perles, en Chine, tandis qu'en Russie, ceux des environs du fleuve Lena affichaient des valeurs allant de 0,001 à 0,017 mg/kg (PNUE, 2003). Le sol d'une zone fortement polluée d'Espagne en contenait jusqu'à 12 000 mg/kg (Concha-Grana et al., 2006).

Dans le biote, les chiffres varient en fonction de l'endroit (utilisation récente de HCH et/ou pollution importante) et des espèces. L'alpha-HCH est, dans la plupart des cas, l'isomère qui prédomine chez les poissons (Willett et al., 1998). Les concentrations de HCH (principalement l'isomère alpha) relevées dans les tissus de plusieurs espèces indiennes variaient, par exemple, entre 6 et 68 ng/g de poids humide. Les échantillons de poissons du Nil capturés en 1993 près du Caire avaient une teneur en alpha-HCH de 0,5 ng/g de poids humide (PNUE, 2003).

On a également trouvé de l'alpha-HCH à des concentrations s'élevant à $7,9 \pm 3,2$ ng/g de poids humide dans les œufs de pélican frisé (*Pelecanus crispus*) et à $6,5 \pm 2,5$ ng/g de poids humide dans les anguilles (*Anguila anguila*) - la principale proie du pélican - collectés sur une période de deux ans dans le golfe d'Amvrakikos, en Grèce (PNUE, 2003). Chez les perches des côtes de la Lettonnie, on a trouvé des taux inférieurs à 21 ng/g de lipides (fourchette de 50 à 60) qui ont été considérés comme des concentrations ambiantes. Les valeurs élevées atteignant 126 ng/g de lipides mesurées dans certains cas ont été attribuées à un déversement récent de HCH technique (Olsson et al., 1999).

L'utilisation de HCH technique par les populations autochtones du Nord de la Russie pour déparasiter les rennes domestiques a été une source locale d'alpha-HCH (Li et al., 2004) mais aucune estimation quantitative des niveaux d'exposition résultants n'est disponible.

2.3.2 Exposition résultant de la propagation à longue distance dans l'environnement

C'est sous les latitudes élevées (par exemple, Svalbard, Alert) que les concentrations d'alpha-HCH sont les plus fortes, que ce soit dans l'air ou dans l'eau de mer (Harner et al., 1999). Comme le montre le tableau 2, les concentrations atmosphériques de cette substance ont baissé (par exemple, de 94 pg/m³ en 1992 à 12 pg/m³ en 2003, dans le cas de la Norvège). Le PSEA (2004a) a, en bref, laissé entendre que depuis le milieu des années 90, seules de faibles concentrations de HCH subsistent dans l'atmosphère arctique grâce aux restrictions et interdictions imposées dans le monde entier. Autrefois, dans les années 80, les taux atmosphériques pouvaient aller jusqu'à 900 pg/m³ (Li et al., 2002). Dans l'océan Arctique, les concentrations étaient généralement plus faibles à l'est qu'à l'ouest (Harner et al., 1999). Pour ce qui est des eaux de surface, les valeurs les plus élevées se rencontrent dans la région centrale de l'archipel arctique canadien, avec des niveaux intermédiaires dans la mer de Beaufort, dans la mer des Tchouktsches et au Pôle Nord. Dans les années 90, les taux mesurés dans l'océan Arctique canadien étaient plus élevés que partout ailleurs dans le monde (PSEA, 2004).

Cette distribution spatiale se retrouve également dans les biotes. Hoekstra et al. (2002) ont constaté une inversion du ratio alpha/bêta dans la graisse des baleines franches le long de leur itinéraire de migration entre la mer de Béring et la mer de Beaufort. Chez les bélougas du Sud-est de la baie de Baffin, les concentrations sont revenues de 190 à 140 ng/g de lipides entre 1982 et 1997 (PSEA, 2004). En Alaska, on a signalé des valeurs allant jusqu'à 196 ng/g (informations soumises au titre de l'Annexe E par le Réseau international pour l'élimination des POP, 2007) et jusqu'à 344 ng/g de poids humide dans la région d'Arviat (Stern et al., 2005). Les baleines franches du Groenland avaient dans leurs tissus adipeux plus d'alpha-HCH (taux moyens de 40 à 55 ng/g de poids humide) que celles de la mer du Nord (maximum de 30 ng/g) (PSEA, 2004). Aucune baisse du Σ HCH n'a été observée entre 1982 et 1999 dans la graisse des narvals de l'Arctique canadien.

Les concentrations de Σ HCH dans les tissus des phoques annelés de l'Arctique canadien n'ont présenté aucun changement notable par rapport aux années 70. Les taux élevés de résidus d'isomères du HCH trouvés chez les mammifères marins de l'archipel arctique canadien sont probablement dus à la forte pollution de l'eau par ces produits, ces derniers étant les composés organochlorés les plus abondants dans l'océan Arctique (PARNA, 2006).

Alors qu'aucune tendance temporelle n'a été observée entre 1991 et 2000 chez les morues polaires et les plies canadiennes des eaux côtières de l'Islande, les données en provenance de la Norvège ont montré une baisse considérable des taux de résidus d'alpha-HCH (de 23 à 4 ng/g de lipides) dans le foie des morues polaires entre 1987 et 1998 (Sinkkonen et Paasivirta, 2000).

Au Canada, on a trouvé des traces d'alpha-HCH (1,5 et, respectivement, 3 ng/g de poids humide) dans les muscles et le foie de renards polaires (PSEA, 2004). Les concentrations mesurées chez l'ours polaire reflètent également la distribution de l'alpha-HCH, avec les populations de l'Alaska affichant les valeurs les plus élevées (jusqu'à 593 ng/g de lipides chez les mâles). Aucune baisse des teneurs en alpha-HCH n'a été signalée entre 1991 et 2002 (concentrations allant jusqu'à 260 ng/g de lipides) pour les femelles de la baie de Hudson (Verreault et al., 2005). Chez les ours polaires du Groenland oriental, les taux de résidus d'alpha-HCH ont augmenté de 18 à 25 % au cours des années 90 (PSEA, 2004).

2.3.3 Alimentation

Aux Etats-Unis, la dose d'alpha-HCH absorbée quotidiennement via la nourriture par la population adulte humaine entre 1986 et 1991 aurait été de 0,008 µg/kg. Les doses journalières moyennes par tranche d'âge, qui étaient de 3,3 à 16,1 ng/kg de poids corporel (1982 – 84), sont tombées à des valeurs comprises entre 0,5 et 2,7 ng/kg de poids corporel (1986 – 91)(ATSDR, 2005). Lors de l'étude de l'alimentation totale réalisée par la FDA en 2003, de l'alpha-HCH a été détecté dans 35 des 100 denrées alimentaires analysées (informations communiquées en 2007 au titre de l'Annexe E par le Réseau international pour l'élimination des POP). Une étude canadienne du même type a fait état d'une dose journalière moyenne de 0,37 ng/kg de poids corporel pour la période 1993 – 96 (Santé Canada, 2003, in EFSA, 2006). Dans les pays d'Europe, les études représentatives des doses d'alpha-HCH absorbées via la nourriture sont rares. Selon l'une d'entre elles qui s'est déroulée en République tchèque, la valeur médiane des doses journalières est tombée de 4,3 ng/kg de poids corporel en 1994 à 1,6 en 2002 (EFSA, 2005). Une étude espagnole de l'alimentation locale effectuée en 1990/91 a estimé la quantité d'alpha-HCH absorbée par le biais de la nourriture à moins de 0,1 µg par jour (Urieta et al., 1996).

La présence d'alpha-HCH dans le lait des vaches a été mise en évidence dans les régions où du HCH a été utilisé récemment. Des concentrations moyennes de 0,012 et 0,0045 mg/kg de lipides ont ainsi été relevées dans deux régions distinctes de l'Inde (ATSDR, 2005). Une analyse de 140 échantillons de lait de vache prélevés entre 1998 et 1999 dans 14 districts de l'Etat d'Haryana y a été effectuée aux fins de dosage des résidus de pesticides organochlorés. Dans 4 % des échantillons, la teneur en résidus d'alpha-HCH était supérieure au plafond de 0,05 mg/kg recommandé par l'OMS (Sharma et al., 2006). Au Mexique, une étude de surveillance portant sur 192 échantillons a révélé des teneurs en alpha-HCH comprises entre 0,001 et 0 201 mg/kg (ATSDR, 2005).

Des concentrations d'alpha-HCH s'élevant à 0,01 - 0,02 et, respectivement, 0,26 mg/kg de poids humide ont par ailleurs été mesurées dans des échantillons de poissons et de palourdes en provenance de l'Inde (Nair et Pillai, 1992). La présence de fortes concentrations de cette substance dans la chaîne alimentaire de la région arctique a également été attestée (AMAP, 2004b; les concentrations sont communiquées dans la section 2.3.2.). Les populations autochtones de l'Arctique sont particulièrement susceptibles de subir une exposition via la nourriture, du fait qu'ils tirent leur subsistance d'animaux comme le caribou, le poisson, le phoque et la baleine.

2.3.4 Charge corporelle

Une analyse du sang entier et des tissus adipeux (prélevés par biopsie) de 25 patients américains a donné des concentrations médianes d'alpha-HCH s'élevant respectivement à 0,04 et 1,1 ng/g (avec un maximum de 9,6 ng/g) (ATSDR, 2005). Une étude espagnole a fait état de concentrations moyennes de 1,43 µg/g (maximum 6,75 µg/g) dans les tissus adipeux d'enfants vivant dans des régions agricoles (Olea et al., 1999). En Allemagne, on a trouvé de l'alpha-HCH dans 1,7 % des échantillons de sang prélevés sur 4822 adultes de 120 localités différentes (seuil de détection : 0,1 µg/l) (German Environmental Survey 1998, Becker et al., 1998). Au Brésil, on en a trouvé dans le sérum sanguin de trois enfants sur 186, soit 1,6 %, à une concentration moyenne de 1,8 ppb (ATSDR, 2005). Dans l'est de la Roumanie, tous les échantillons analysés (n = 142) dans le cadre d'une étude menée en 2005 en contenaient, à des concentrations comprises entre 3 et 146 ng/g de lipides, avec une valeur médiane de 31 (Dirtu et al., 2006). En Inde, où l'alpha-HCH apparaît dans des produits chimiques agricoles et de lutte antipaludique, on a signalé des taux élevés pouvant aller jusqu'à 0,45 mg/l et 0,30 mg/kg, respectivement, pour le sérum sanguin et les tissus adipeux et atteignant une moyenne 0,16 mg/l pour le lait maternel (Nair et Pillai, 1992). Scheele et al. (1998) ont étudié les concentrations de plusieurs composés organochlorés, dont l'alpha-HCH, dans 29 échantillons de moelle osseuse prélevés en Allemagne, sur des individus adultes, entre 1980 et 1991. Par rapport à celles trouvées dans les tissus adipeux, qui possèdent généralement les plus fortes teneurs en composés organochlorés, les concentrations d'alpha-HCH qu'ils ont mesurées dans ces échantillons étaient 10 fois plus élevées, avec une moyenne de 0,050 mg/kg de lipides (poids sec), le maximum étant de 0,476 mg/kg. De l'alpha-HCH a également été trouvé dans le sperme (ATSDR, 2005).

2.3.5 Exposition chez les enfants

A certains stades précis de leur développement, les enfants sont plus vulnérables que les adultes aux risques posés par les substances chimiques. On ignore s'ils sont plus susceptibles que les adultes de subir des répercussions sanitaires après exposition à l'alpha-HCH, mais on sait que le cerveau en croissance est sensible aux effets de différents POP. L'enrichissement spécifique que l'alpha-HCH subit dans les tissus cérébraux des mammifères pourrait donc constituer un motif de préoccupation. Il est bien établi que chez l'homme, une exposition à l'alpha-HCH par transfert placentaire est possible (ATSDR, 2005; Falcon et al., 2004; Shen et al., 2006) et que cette substance s'accumule plus dans le placenta que dans le lait maternel.

Les concentrations moyennes relevées entre 1997 et 2001 dans une cohorte de 43 femmes de Finlande étaient, par exemple, de 0,19 ng/g de lipides pour le lait maternel mais de 3,47 ng/g de lipides pour le placenta. Au Danemark (43 femmes, 1997 – 2001), elles ont été de 0,51 ng/g de lipides pour le lait et de 1,53 ng/g de lipides pour le placenta. On pense que cette plus forte accumulation est due à une activité métabolique particulière du tissu placentaire (Shen et al., 2006). Il a été démontré que la restriction de l'usage d'alpha-HCH entraîne une diminution progressive des

concentrations de cette substance dans le lait maternel. En Allemagne, 28 % des échantillons de lait maternel analysés en 1984-85 en contenaient encore mais il n'a plus été détecté dans ceux collectés en 1990-91 et 1995 (Ott et al., 1999). Les analyses effectuées en Allemagne de l'Ouest entre 1984 et 2001 sur plus de 2000 échantillons individuels de lait maternel humain ont montré que les concentrations d'alpha-HCH y sont tombées d'un niveau supérieur à 0,01 mg/kg de lipides à des valeurs non détectables, le seuil de détection étant de 0,01 mg/kg (Fürst, 2004). Dans le cadre de sa troisième enquête sur le terrain portant sur le lait maternel humain, l'OMS a analysé 16 échantillons groupés provenant de dix pays d'Europe. Dans le cas de la Bulgarie, de la Russie et de l'Ukraine, les concentrations ont varié entre 0,002 et 0,006 mg/kg de lipides. Elles ont été en dessous du seuil de détectabilité de 0,001 mg/kg de lipides pour les pays suivants : Allemagne, Espagne, Irlande, Italie, Luxembourg, Norvège et République tchèque. A Nairobi (Kenya), une analyse portant sur 216 échantillons a révélé la présence d'alpha-HCH dans le lait maternel humain, à des concentrations comprises entre 0,002 et 0,038 mg/kg de lipides, avec une moyenne de 0,013 (Kinyamu et al., 1998). En 1992, Nair et Pillai ont trouvé une concentration moyenne de 0,16 mg/l dans des échantillons de lait maternel collectés en Inde. Une autre étude indienne donne le chiffre de 0,045 mg/l (Nair et al., 1996). On peut en conclure que les concentrations d'alpha-HCH dépendent fortement de l'exposition et qu'elles sont encore très élevées dans de nombreux pays d'Europe de l'Est et du tiers monde.

2.4 Evaluation des dangers du point de vue des effets préoccupants

Comparées à celles que l'on possède sur le HCH technique et le lindane, les données disponibles sur l'alpha-HCH sont peu abondantes. Un nombre limité d'études de sa toxicité subchronique et chronique orale ont été réalisées mais on n'en a encore fait aucune sur des animaux pour ce qui est de sa toxicité par inhalation et application cutanée. De même, il n'existe aucune étude de ses effets sur la croissance, de sa tératogénicité et de sa reprotoxicité. En outre, on manque de données sur la relation dose-effet en absorption par voie orale chez les espèces pertinentes. Aux fins du présent descriptif des risques, on a passé en revue les plus importantes conclusions en matière d'évaluation des dangers. Le lecteur est prié de se reporter aux rapports cités dans la section 1.2 pour plus d'informations.

Toxicité aiguë / neurotoxicité : Les valeurs de la DL₅₀ par voie orale oscillent entre 1 000 et 4 000 mg/kg de poids corporel pour les souris et entre 500 et 4 674 mg/kg de poids corporel pour les rats. Les symptômes de l'intoxication reflètent une stimulation du système nerveux central : excitation, posture voûtée, fourrure rêche, dyspnée, anorexie, tremblements, convulsions et crampes (PISC, 1992).

Toxicité subchronique : Lors d'une étude de 90 jours réalisée sur des rats avec des doses de 0, 2, 10, 50, et 250 mg/kg de nourriture, l'alpha-HCH a provoqué des retards de la croissance et, à la dose de 250 mg/kg de nourriture (soit l'équivalent de 12,5 mg/kg de poids corporel/jour), des augmentations du poids relatif des organes (foie, cœur, reins et glandes surrénales). Aux doses de 50 et 250 mg/kg, il a entraîné des modifications de l'activité des enzymes et des hypertrophies des cellules parenchymateuses du foie. A la dose de 10 mg/kg (l'équivalent de 0,5 mg/kg de poids corporel/jour), on a constaté des accroissements du poids du foie ainsi que des leucopénies. Des signes d'immunosuppression (réductions des taux sériques d'immunoglobulines G et M) ont également été observés aux doses de 50 et 250 mg/kg de nourriture. La CSENO a été de 2 mg/kg de nourriture (soit 0,1 mg/kg de poids corporel/jour), et la CMENO de 10 mg/kg de nourriture (PISC, 1992).

Toxicité chronique : Chez des rats Wistar en groupes de 10 mâles et 10 femelles auxquels on l'a administré pendant 107 semaines à des doses quotidiennes de 0, 10, 50, 100 ou 800 mg/kg de nourriture (dans de l'huile de maïs), l'alpha-HCH a, aux doses les plus élevées, provoqué un retard de croissance, une mortalité accrue et de légères lésions rénales. Les doses de 100 et de 800 mg/kg ont conduit à des hypertrophies et à des modifications histopathologiques du foie. Toutefois, aucune modification du foie n'a été observée à la dose de 50 mg/kg de nourriture (CSENO de 50 et CMENO de 100 mg/kg de nourriture) (Fitzhugh et al., 1950).

Génotoxicité : Que ce soit avec ou sans activation métabolique, l'alpha-HCH n'a exercé aucun effet mutagène sur les bactéries (souches TA 98, TA 100, TA 1535 et TA 1537 de *Salmonella typhimurium*) ni occasionné de dommages à leur ADN. Toutefois, il a induit une fragmentation de l'ADN dans des cellules de foie humain et de rats. Des troubles mitotiques, en particulier un accroissement du taux de mitose et de celui d'hépatocytes polyploïdes, ont été observés chez la souris après exposition par voie orale (ATSDR, 2005).

Cancérogénicité : Les études portant sur la cancérogénicité de l'alpha-HCH sont peu nombreuses. Un certain nombre d'études sur des souris ont été effectuées mais leur valeur est limitée. Néanmoins, elles ont clairement montré qu'à forte dose, l'alpha-HCH provoque des hyperplasies nodulaires ainsi que des carcinomes hépatiques aussi bien chez les souris (incidence variable selon les souches) que chez les rats (faible incidence). Les études sur l'initiation, la stimulation et le mode d'action donnent à croire que la réaction tumorale à l'alpha-HCH est vraisemblablement le résultat d'un mécanisme non génotoxique. Il a été établi que l'alpha-HCH favorise l'apparition de tumeurs du foie chez les souris et les rats (PISC, 1992). Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) l'a classé dans le groupe 2B (potentiellement cancérogène pour l'homme) et l'USEPA dans la catégorie des produits probablement cancérogènes pour l'homme. Selon le Ministère américain de la santé et de la protection sociale, on peut raisonnablement supposer que tous les isomères du HCH sont cancérogènes pour l'homme (ATSDR, 2005).

Immunotoxicité : Les souris auxquelles on a administré des doses d'alpha-HCH de 50 et 250 mg/kg/jour, soit 0,5 et 2,5 mg/kg de poids corporel/jour, ont montré des signes d'immunosuppression (réductions des taux sériques d'immunoglobulines G et M).

Effets sur l'homme : Divers effets nocifs d'ordre neurophysiologique, neuropsychologique et gastrointestinal ont été signalés chez des travailleurs qui ont été exposés à du HCH technique durant la préparation de pesticides ou d'engrais : paresthésie du visage et des extrémités, maux de tête, étourdissements, malaises, vomissements, tremblements, anxiété, confusion, troubles du sommeil, troubles de mémoire et perte de libido. Un accroissement des taux sériques d'enzymes et d'IgM a en outre été constaté (ATSDR, 2005). L'inhalation de HCH (isomères mélangés) peut conduire à une irritation du nez et de la gorge (PISC, 2006). Les graves effets hépatiques observés chez les animaux (dégénérescence des graisses, nécrose, etc.) laissent supposer qu'une exposition prolongée à des isomères du HCH dans le cadre des activités professionnelles peut éventuellement produire les mêmes résultats chez l'homme.

Une étude allemande sur les composés organochlorés contenus dans le sang périphérique de 486 femmes souffrant de troubles hormonaux et/ou d'infertilité a révélé la présence de concentrations d'alpha-HCH considérablement plus élevées chez les femmes présentant un fibrome utérin, des anticorps antithyroïdiens, une insuffisance lutéinique ou une forte prédisposition aux allergies. Les taux sanguins de HCH les plus élevés ont été trouvés chez les femmes obèses et celles qui avaient des antécédents d'avortement (Gerhard, 1993).

Une étude pilote dont la puissance statistique est limitée a fait ressortir l'existence possible d'un lien entre l'exposition à des composés organochlorés et les risques d'anémie aplastique infantile. Les enfants atteints de cette maladie avaient des taux d'alpha-HCH sensiblement plus élevés que ceux des groupes témoins ($p < 0,05$) (Ahamed et al., 2006).

La possibilité d'un rapport entre l'exposition à l'alpha-HCH et le retard de croissance intra-utérin (RCIU, croissance inférieure au 10^e percentile des courbes de référence pour le poids fœtal par rapport à l'âge gestationnel) a été examinée en Inde. Des liens statistiquement significatifs ($p < 0,05$) entre le taux d'alpha-HCH dans le sang maternel et le RCIU ont été trouvés (Siddiqui et al., 2003).

Effets sur les organismes non visés : Les données disponibles au sujet des effets sur les organismes non visés sont extrêmement limitées. L'alpha-HCH présente une toxicité aiguë élevée pour les organismes aquatiques. Des concentrations efficaces inférieures à 1 mg/l ont été signalées pour les algues, le zooplancton (crevettes de salines et daphnies) et les poissons (pour les détails, voir PISC, 1992; base de données ECOTOX, 2007). Une CL₅₀ d'environ 1,4 mg/l a été déterminée au cours d'un essai de toxicité aiguë (d'une durée de 24 h) sur des danios zébrés (Oliveira-Filho et Paumgarten, 1997). Au cours d'une étude à long terme (70 jours) sur des escargots (*Lymnaea stagnalis*), la reproduction a baissé de 50 % à la dose de 65 µg/l. Chez les poissons, aucune modification histopathologique ou influence sur la croissance et le comportement n'a été observée au cours d'expériences à long terme menées pendant 50 jours sur des guppys dans des milieux à teneur en alpha-HCH de 800 µg/l et pendant trois mois sur des truites arc-en-ciel avec des granules à teneur en alpha-HCH de 10 à 1 250 mg/kg (PISC, 1992). Les données issues de la surveillance des ours polaires de l'Arctique ont révélé une corrélation négative entre les concentrations de rétinol et celles de HCH qui pourrait avoir des incidences sur une grande variété de fonctions biologiques (PSEA, 2004a).

Caractérisation des risques : En 2006, l'USEPA a mené une évaluation des risques courus par les communautés de l'Alaska du fait de l'ingestion d'alpha- et bêta-HCH via la nourriture. Elle a estimé les doses ingérées par les habitants de cette région à 0,00057 - 0,0039 mg/kg de poids corporel/jour pour les adultes, 0,0021 - 0,051 mg/kg de poids corporel/jour pour les enfants de 1 à 6 ans, et 0,00073 - 0,0050 mg/kg de poids corporel/jour pour les enfants de 7 à 12 ans. Le risque est exprimé en pourcentage de la dose maximale acceptable ou dose de référence. Il devient préoccupant à partir de 100 (USEPA, 2006). La valeur de la dose de référence, qui est de 0,001 mg/kg/j en exposition chronique, a été calculée sur la base de la CSENO de 0,1 mg/kg/j (la CMENO étant de 0,5 mg/kg/j) déterminée lors d'une étude de toxicité subchronique menée sur des rats, en appliquant un facteur d'incertitude de 100 (USEPA, 2006). En inhalation, la dose de référence est de 0,00025 mg/m³, en prenant comme points de départ la CSENO de 0,025 mg/m³ pour les effets sur le foie et les reins, qui a été déterminée lors d'une étude de toxicité subchronique par inhalation menée sur des rats, et un facteur d'incertitude de 100 (RIVM, 2001 in USEPA, 2006).

Selon l'USEPA, les estimations de l'exposition aiguë par voie alimentaire ne sont pas inquiétantes (2006). Par contre, l'évaluation des risques liés à l'ingestion via la nourriture indique que dans la partie supérieure de la fourchette, les niveaux d'exposition chronique estimés dépassent le seuil de préoccupation. Les estimations des risques de cancer liés à l'ingestion d'alpha-HCH via la nourriture sont également supérieures au seuil de préoccupation et ce, sur toute la largeur de la fourchette. D'après l'USEPA, les risques (en pourcentage de la dose de référence) varient entre 57 et 390 pour les hommes, entre 67 et 460 pour les femmes, entre 210 et 5 100 pour les enfants de 1 à 6 ans et entre 73 et 500 pour les enfants de 7 à 12 ans. Les risques estimés de cancer vont de $3,2 \cdot 10^{-3}$ à $2,5 \cdot 10^{-2}$ pour les hommes et de $4,2 \cdot 10^{-3}$ à $2,9 \cdot 10^{-2}$ pour les femmes. Il convient de noter que ces incidences estimées sont environ 10 000 fois plus élevées que le chiffre généralement accepté de $1 \cdot 10^{-6}$ pour les risques de cancer. Bien qu'il s'agisse d'une estimation très prudente en raison des niveaux maximums de référence détectés, on peut conclure que les risques liés à l'ingestion via la nourriture sont préoccupants. De plus, il faut savoir qu'en exposition chronique, les HCH agissent surtout sur le foie et qu'on peut s'attendre à la possibilité que leurs effets s'additionnent.

3. Synthèse des informations

Le HCH technique, un mélange de cinq isomères stables du HCH qui contient de 55 à 80 % d'alpha-HCH, a été largement utilisé dans le monde entier en tant que pesticide organochloré. Bien que la consommation de ce produit soit de nos jours devenue négligeable, des rejets dans l'environnement sont encore possibles. Au nombre des sources locales d'une telle pollution se trouvent les sites d'entreposage de déchets dangereux, les sites contaminés, les stocks et les décharges non contrôlées. Aucune estimation quantitative de ces rejets n'existe mais on a évalué les quantités de résidus de HCH engendrées lors de la production de lindane à un chiffre allant de 1,6 - 1,9 à 4,8 millions de tonnes. On s'attend en outre à une pollution de l'environnement par de nombreux sites qui ne sont pas entretenus et contrôlés de façon appropriée.

Les propriétés physico-chimiques de l'alpha-HCH facilitent sa propagation atmosphérique à longue distance et permettent sa « condensation froide » à l'échelle mondiale. Sa faible constante de Henry contribue à sa présence à des concentrations élevées dans l'océan Arctique. Il a été démontré que les concentrations d'alpha-HCH dans l'atmosphère arctique ont suivi une courbe directement calquée sur celle de la consommation mondiale jusqu'au début des années 90. Les données de surveillance en provenance de régions reculées comme l'Arctique et l'Antarctique indiquent que les niveaux de pollution parfois plus élevés que ceux des régions sources qui y ont été mesurés sont dus à la propagation à longue distance.

L'hydrolyse qui, en milieu aqueux à pH alcalin, peut contribuer à l'élimination globale de l'alpha-HCH ne joue qu'un rôle mineur dans sa dégradation dans les conditions naturelles. L'alpha-HCH peut, en fonction du site et du milieu, subir une dégradation énantiosélective. D'après les valeurs de demi-vie signalées et les analyses de ses résidus dans le sol, il est modérément persistant. Toutefois, on a vu que dans certaines conditions comme, par exemple, à basse température ou à faible concentration, sa demi-vie peut s'allonger. Dans les lacs de l'Arctique, sa demi-vie maximale était de 1,4 an alors que dans l'océan Arctique oriental, la dégradation énantiosélective lui permettait d'atteindre des valeurs comprises entre 0,6 et 1,4 an.

L'alpha-HCH peut se bioaccumuler et se bioamplifier dans les réseaux alimentaires de l'Arctique. Ses facteurs de bioamplification ainsi que ses facteurs d'amplification le long de la chaîne alimentaire chez les invertébrés, les poissons et les mammifères tant marins que terrestres sont supérieurs à 1. Chez la plupart des oiseaux, quel que soit leur niveau trophique, son facteur de bioamplification est inférieur à 1. Il peut aussi s'accumuler de façon énantiospécifique, surtout chez les mammifères (en fonction de leur espèce). Cette particularité, conjuguée à son moindre potentiel de biotransformation, lui permet d'atteindre des facteurs de bioamplification élevés chez ces derniers, où il (en particulier l'énantiomère (+)) s'accumule surtout dans le cerveau. Etant donné que tous les HCH agissent sur le système nerveux central, cela incite à la prudence mais aucune étude de la toxicité spécifique de chaque énantiomère n'a encore été effectuée à ce jour et les raisons de l'accumulation ainsi que des différences constatées sont, en grande partie, encore nébuleuses.

Il a été établi que l'alpha-HCH produit des effets neurotoxiques, hépatotoxiques et immunosuppresseurs sur les animaux de laboratoire. Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) l'a classé dans le groupe 2B, au nombre des produits potentiellement cancérigènes pour l'homme. Plusieurs études épidémiologiques indiquent qu'il pourrait être un facteur de cancer du sein. Son caractère tumorigène est connu.

L'alpha-HCH est susceptible d'exercer un effet nuisible sur la santé humaine aussi bien dans les zones contaminées que dans les régions arctiques. Compte tenu des données disponibles sur sa toxicité, on peut conclure que les concentrations actuelles d'alpha-HCH dans la nourriture et le lait maternel humains sont problématiques. Chez les populations autochtones de l'Arctique, les quantités estimées d'alpha-HCH ingérées quotidiennement dépassent les doses journalières maximales acceptables, même dans le plus favorable des cas. Les risques auxquels ces populations s'exposent de par leur alimentation sont inquiétants. Néanmoins, il faut souligner que les aliments traditionnels possèdent une valeur sociale, culturelle, spirituelle et économique exceptionnelle et qu'il est, par conséquent, fortement recommandé d'éviter ceux dont la teneur en alpha-HCH suscite des préoccupations.

4 Conclusion

Bien que la plupart des pays aient interdit ou réglementé l'utilisation de HCH technique comme pesticide, la production de lindane, par lequel on l'a remplacé dans la majorité des cas, a généré d'énormes quantités de résidus de HCH qui, avec ceux qu'on continue de produire, constituent un problème mondial et contribuent aux rejets d'isomères du HCH dans l'environnement.

Les rejets en question ont baissé de façon spectaculaire au cours des 30 dernières années mais les taux mesurés dans l'environnement laissent croire à la possibilité que l'alpha-HCH soit persistant (à faible concentration). Les eaux froides de l'océan Arctique, où il a maintenant commencé à disparaître, l'ont protégé contre une dégradation rapide. Les concentrations relevées dans le biote arctique ne reflètent donc pas complètement la tendance à la baisse observée dans les compartiments abiotiques.

L'alpha-HCH se rencontre dans les chaînes alimentaires terrestres et aquatiques à des concentrations préoccupantes du point de vue de la santé humaine. En raison de sa propagation à longue distance, on peut s'attendre à un niveau d'exposition élevé, non seulement dans les zones polluées qui existent encore de par le monde, mais aussi en Arctique. De plus, les populations humaines et les biotes sont exposés à divers polluants qui peuvent renforcer ses effets toxicologiques. On peut donc conclure que, compte tenu de ses propriétés intrinsèques, conjuguées, d'une part, aux estimations selon lesquelles les populations autochtones de l'Arctique en absorberaient quotidiennement des quantités supérieures aux doses journalières admissibles et, d'autre part, à son omniprésence dans le biote, même à des endroits très éloignés des sources possibles, l'alpha-HCH est, en raison de sa propagation à longue distance dans l'environnement, susceptible d'avoir des effets nocifs importants sur la santé humaine et l'environnement qui justifient l'adoption de mesures au niveau mondial.

Bibliographie

- AMAP: Arctic Monitoring and Assessment Programme 2002: Persistent Organic Pollutants in the Arctic. Oslo, Norway, 2004a.
- AMAP: Persistent Toxic Substances, Food Security and Indigenous Peoples of the Russian North Final Report. Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo, 2004b.
- Ahamed M., Anand M., Kumar A., Siddiqui M.K.: Childhood aplastic anaemia in Lucknow, India: incidence, organochlorines in the blood and review of case reports following exposure to pesticides. *Clin Biochem.* 39 (7), 2006, p. 762-6.
- ATSDR: Toxicological profile for hexachlorocyclohexanes, United States of America Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, August, 2005. [<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp43.html>; 2007-02-27].
- Bachmann A., Walet P., Wijnen P., de Bruin W., Huntjens JL., Roelofsen W., Zehnder AJ.: Biodegradation of alpha- and beta-hexachlorocyclohexane in a soil slurry under different redox conditions. *Appl Environ Microbiol.* 54 (1), 1988, p. 143-9.
- Bakore N., John PJ., Bhatnagar P.: Organochlorine pesticide residues in wheat and drinking water samples from Jaipur, Rajasthan, India. *Environ Monit Assess.* 98 (1-3), 2004, p. 381-9.
- Barra, R.; Cisternas, M., Urrutia, R., Pozo, K., Pacheco, P., Parra, O., Focardi, S. First report on chlorinated pesticide deposition in a sediment core from a small lake in central Chile (2001). *Chemosphere*, 45, 749-757
- Baumann K., Angerer J., Heinrich R., Lehnert G: Occupational exposure to hexachlorocyclohexane. Body burden of HCH isomers. *Int Arch Occup Environ Health.* 47 (2), 1980, p. 119-27.
- Becker KS., Kaus C., Krause P., Lepom C., Schulz M., Seifert B.: Umwelt-Survey 1998, Band III: Human-Biomonitoring. Stoffgehalte in Blut und Urin der Bevölkerung in Deutschland
- Bidleman TF., Kylin H., Januntunen LM., Helm PA., Macdonald RW.: Hexachlorocyclohexanes in the Canadian Archipelago. 1. Spatial distribution and pathways of alpha-, beta- and gamma-HCHs in surface water. *Environ. Sci Technol.* 41 2007, p. 2688-2695.
- Bouvier G., Blanchard O., Momas I., Seta N.: Pesticide exposure of non-occupationally exposed subjects compared to some occupational exposure: A French pilot study.
- Borghini F, Grimalt JO, Sanchez-Hernandez JC, Bargagli R. Organochlorine pollutants in soils and mosses from Victoria Land (Antarctica). *Chemosphere* 58(3), 2005, p. 271-8.
- Brevik, K., Pacyna, J. M., Münch, J.: Use of a-, b- and y-hexachlorocyclohexane in Europe, 1970-1996. *Sci. Total Environ.* 239 (1-3), 1999, p. 151-163.
- Buser, H.F.; Müller M.. Isomer and Enantioselective Degradation of Hexachlorocyclohexane Isomers in Sewage Sludge under Anaerobic Conditions. *Environmental Science and Technology.* 29, 1995, p. 664-672.
- Braune B., Miur D., DeMarch B., Gamberg M., Poole K., Currie R., Dodd M., Duschenko W., Eamer J., Elkin B., Evans M., Grundy S., Hebert C., Johnstone R., Kidd K., Koenig B., Lockhart L., Marshall H., Reimer K., Sanderson J., Shutt L.: Spatial and temporal trends of contaminants in Canadian Arctic freshwater and terrestrial ecosystems: a review. *The Science of the Total Environment* 230, 1999, p. 145-207.
- Buckmann AH., Norstrom RJ., Hobson KA., Karnovsky NJ., Duffe J., Fisk AT.: Organochlorine contaminants in seven species of Arctic seabirds from northern Baffin Bay. *Environmental pollution* 128 2004, p. 327-338
- Butte, W., Fox K., Zauke GP.: Kinetics of bioaccumulation and clearance of isomeric hexachlorocyclohexanes. *Sci Total Environ.* 109-110, 1991, p. 377-82.
- CambridgeSoft Corporation: Chemfinder 2004, [<http://chemfinder.cambridgesoft.com/result.asp>; 2007-02-27]
- CACAR: Canadian Arctic Contaminant Assessment Report II: Toxic Substances in the Arctic and Associated Effects – Human Health, Dept of Indian Affairs and Northern Development, Ottawa, Canada, 2003.
- Chessells MJ., Hawker DW., Connell DW., Papajcsik IA.: Factors influencing the distribution of lindane and isomers in soil of an agricultural environment. *Chemosphere* 17 (9), 1988, p. 1741-1749.
- Concha-Grana E., Turnes-Carou M., Muniategui-Lorenzo S., Lopez-Mahia P., Prada-Rodriguez D., Fernandez-Fernandez E.: Evaluation of HCH isomers and metabolites in soils, leachates, river water and sediments of a highly contaminated area. *Chemosphere* 64 (4), 2006, p. 588-95.

- Corsolini S., Covaci A., Ademollo N., Focardi S., Schepens P.: Occurrence of organochlorine pesticides (OCPs) and their enantiomeric signatures, and concentrations of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the Adelie penguin food web, Antarctica. *Environ Pollut.* 140 (2) 2006 p. 371-82
- Czech Republic: Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention. February 2007.
- Das AC., Chakravarty A., Sukul P., Mukherjee D.: Insecticides: their effect on microorganisms and persistence in rice soil. *Microbiol Res.* 150 (2), 1995, p. 187-94.
- Deo P.G., Karanth, N.G. , Karanth, N.G.K. : Biodegradation of hexachlorocyclohexane isomers in soil and food environment. *Critical Reviews in Microbiology*, 20, 1994, p. 57-78.
- Dirtu A.C., Cernat R., Dragan D., Mocanu R., Van Grieken R., Neels H., Covaci A.: Organohalogenated pollutants in human serum from Iassy, Romania and their relation with age and gender. *Environ Int.* 32 (6), 2006, p. 797-803.
- Doelman, P., Haanstra L., Loonen H. and Vos, A.: Decomposition of alpha - and beta -hexachlorocyclohexane in soil under field conditions in a temperate climate. *Soil Biology and Biochemistry* 22 (5), 1990, p. 629-634.
- European Food Safety Authority (EFSA): Opinion of the Scientific Panel in Contaminants in the Food Chain on a Request from the Commission related to Gamma-HCH and other Hexachlorocyclohexanes as undesirable Substances in Animal Feed. *The EFSA Journal* 250, 2005, p. 1 – 39,
[http://www.efsa.europa.eu/etc/medialib/efsa/science/contam/contam_opinions/1039.Par.0001.File.dat/contam_op_ej250_hexachlorocyclohexanes_en2.pdf, 2007-02-28]
- EMEP POP data: Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long range transmission of air pollutants in Europe. [<http://www.nilu.no/projects/ccc/emepdata.html>, 2007-04-2]
- Falcon M., Oliva J., Osuna E., Barba A. Luna A.: HCH and DDT residues in human placentas in Murcia (Spain). Falcon M, Oliva J. *Toxicology.* 195 (2-3), 2004, p. 203-8.
- Fisk AT., Hobson KA., Norstrom RJ.: Influence of Chemical and Biological Factors on Trophic Transfer of Persistent Organic Pollutants in the Northwater Polynya Marine Food Web. *Environ. Sci. Technol.* 35 (4), 2001, p. 732 -738.
- Fitzhugh, O.G., Nelson, A.A., Frawley, J.P. The chronic toxicities of technical benzene hexachloride and its alpha, beta and gamma isomers. *J Pharmacol Exp Ther.* 100 (1) 1950, p 59-66.
- Fürst P. 2004. Chemisches Landes- und Staatliches Vetrinäruntersuchungsamt Münster, Germany in EFSA, 2005.
- Gerhard I.: Reproductive risks of heavy metals and pesticides in women. In Richardson, M.: *Reproductive Toxicology*, VCH, Weinheim, 1993, p. 167-183.
- Germany: Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention. February 2007.
- Harner T., Kylin H., Bidleman TF. Strachan WMJ.: Removal of alpha- and gamma-Hexachlorocyclohexane and Enantiomers of alpha-Hexachlorocyclohexane in the Eastern Arctic Ocean. *Environmental Science & Technology* 33 (88), 1999, p. 1157-1164.
- Hegeman WJ., Laane RW.: Enantiomeric enrichment of chiral pesticides in the environment. *Rev Environ Contam Toxicol.* 173, 2002; p. 85-116.
- Helm PA., Diamond ML., Semkin R., Strachan WM., Teixeira C., Gregor D.: A mass balance model describing multiyear fate of organochlorine compounds in a high Arctic lake. *Environ. Sci Technol.* 36 (5), 2002, p. 996-1003.
- Hoekstra PF., O'Hara TM., Fisk AT., Borga K., Solomon KR., Muir DC.: Trophic transfer of persistent organochlorine contaminants (OCs) within an Arctic marine food web from the southern Beaufort-Chukchi Seas. *Environ Pollut.* 124 (3), 2003a, p. 509-22.
- Hoekstra PF, O'Hara TM, Fisk AT, Karlsson H., Solomon KR, Muir DCG.: Enantiomer-specific Biomagnification of alpha-Hexachlorocyclohexane and Selected Chiral Chlordane-related Compounds within an Arctic Marine Food Web. *Environ.Toxicol.Chem.* 22(10), 2003b, p.2482-2491.
- Hoekstra PF., O'Hara TM., Pallant SJ., Solomon KR.: Bioaccumulation of Organochlorine Contaminants in Bowhead Whales. (*Balaena mysticetus*) from Barrow, Alaska. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 42, 2002, p. 497-507.
- Hop, H., Borga K., Gabrielsen GW., Kleivane L., Skaare JU.: Food web magnification of persistent organic pollutants in poikilotherms and homeotherms. *Environ Sci Technol.* 36 (12), 2002, p. 2589-97.
- HSDB (U.S. National Library of Medicine: Hazardous Substance Database), 2006. [<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/f?/temp/~MgLczu:4>; 2007-02-27]

- International HCH & Pesticides Association (IHPA): The Legacy of Lindane HCH Isomer Production, Vijgen J. 2006. [www.iHPA.info/library_access.php; 2007-02-27]
- IPCS (International Programme on Chemical Safety). ENVIRONMENTAL HEALTH CRITERIA 123. Alpha- und Beta-Hexachlorocyclohexane. World Health Organization. Geneva, 1992. [<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc123.htm> 2007-02-27]
- IPCS (International Programme on Chemical Safety): Poisons Information Monograph 257, 2001. [<http://www.inchem.org/documents/pims/chemical/pim257.htm>; 2007-02-27].
- IPCS Intergovernmental Programme on Chemical Safety, Hexachlorocyclohexane (Mixed Isomers), 2006. [<http://www.inchem.org/documents/pims/chemical/pim257.htm#2.1%20Main%20risks%20and%20target%20organs>; 2007-07-12].
- IPEN: Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention. February 2007.
- Iwata H, Tanabe S, Sakai N, Nishimura A, Tatsukawa R. Geographical distribution of persistent organochlorines in air, water and sediments from Asia and Oceania, and their implications for global redistribution from lower latitudes *Environ Pollut.* 85 (1), 1994, p. 15-33.
- Iwata H., Tanabe S., Iida T., Baba N., Ludwig J.L., Tatsukawa R.: Enantioselective Accumulation of alpha-Hexachlorocyclohexane in Northern Fur Seals and Double-Crested Cormorants: Effects on Biological and Ecological Factors in the Higher Trophic Levels. *Environ. Sci. Technol.* 32 (15), 1998, p. 2244-49.
- Jagnow G, Haider K, Ellwardt PC.: Anaerobic dechlorination and degradation of hexachlorocyclohexane isomers by anaerobic and facultative anaerobic bacteria. *Arch Microbiol.* 115 (3), 1977, p. 285-92.
- Japan: Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention. February 2007.
- Kaushik CP.: Loss of HCH from surface soil layers under subtropical conditions. *Environ Pollut.* 59 (3), 1989, p. 253-64.
- Kallenborn R., Hühnerfuss H., Chiral Environmental Pollutants: Trace Analysis and Ecotoxicology. Springer Verlag 2001, Heidelberg, Germany
- Kelly B.C., Ikononou M.G., Blair J.D., Mori, A.E., Gobas F.A.P.C.: Food Web-Specific Biomagnification of Persistent Organic Pollutants. *Science* 317, 2007, p. 236-238.
- Klobes U., Vetter W., Glotz D., Luckas B., Skirnisson K., Hernsteinsson P.: Levels and enantiomeric ratios of chlorinated hydrocarbons in livers of Arctic fox (*Alopex lagopus*) and adipose tissue and liver of a polar bear (*Ursus maritimus*) sampled in Iceland. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* 69 (1) 1998, p. 67-81
- Konwick BJ., Garrison AW., Black MC., Avants JK., Fisk AT.: Bioaccumulation, Biotransformation, and Metabolite Formation of Fipronil and Chiral Legacy Pesticides in Rainbow Trout. *Environ. Sci. Technol.* 40 (9), 2006, p. 2930-2936.
- Kinyamu J.K., Kanja L.W., Skaare J.U., Maithe T.E.. Levels of organochlorine pesticides residues in milk of urban mothers in Kenya. *Bull Environ Contam Toxicol.* 60 (5), 1998, p. 732-8.
- Kurt-Karakus PB., Bidleman TF., Jones C.: Chiral Organochlorine Pesticide Signatures in Global Background Soils. *Environ. Sci. Technol.*, 39 (22), 2005, p. 8671 -8677.
- Law SA, Bidleman TF, Martin MJ, Ruby MV.: Evidence of enantioselective degradation of alpha-hexachlorocyclohexane in groundwater. *Environ Sci Technol.* 38 (6), 2004, p. 1633-8.
- Li, Y.F.: Global technical hexachlorocyclohexane usage and its contamination consequences in the environment: from 1948 to 1997. *The Science of the Total Environment*, 232 (3), 1999, p. 121-158(38)
- Li, YF., Macdonald, RW.: Sources and pathways of selected organochlorine pesticides to the Arctic and the effect to pathway divergence on HCH trends in biota: a review. *The Science of the Total Environment* 342, 2005, p. 87-106.
- Li YF., Zhulidov AV., Robarts DR., Korotova LG.: Hexachlorocyclohexane Use in the Former Soviet Union. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 48, 2004, p. 10-15.
- Li YF., Bidleman TF.: Correlation between Global Emissions of alpha-hexachlorocyclohexane and its Concentrations in the Arctic Air. *Journal of Environmental Informatics*, 1, 2003, p. 52-7.
- Li YF, Macdonald RW, Ma JM, Hung H, Venkatesh S.: Historical alpha-HCH budget in the Arctic Ocean: the Arctic Mass Balance Box Model (AMBBM). *Sci Total Environ.* 324 (1-3), 2004, p. 115-3.

- Li YF., Macdonald, RW., Jantunen LMM., Harner T., Bidleman TF, Strachan WMJ.: The transport of β -hexachlorocyclohexane to the western Arctic Ocean: a contrast to α -HCH. *The Science of the Total Environment* 291, 2002, p. 229-246.
- Moisey J., Fisk AT., Hobson KA., Norstrom RJ.: Hexachlorocyclohexane (HCH) isomers and chiral signatures of alpha-HCH in the Arctic marine food web of the Northwater Polynya. *Environ Sci Technol.* 35 (10), 2001, p. 1920-7.
- MacRae IC., Raghq K., Castro TF.: Persistence and Biodegradation of Four Common Isomers of Benzene Hexachloride in Submerged Soils. *J. Agr. Food Chem.* 15, 1967, p. 911-914.
- Murayama H., Takase Y., Mitobe H., Mukai H., Ohzeki T., Shimizu K., Kitayama Y.: Seasonal change of persistent organic pollutant concentrations in air at Niigata area, Japan. *Chemosphere* 52 (4), 2003, p. 683-94.
- Ngabe B., Bidleman TF., Falconer RL.: Base Hydrolysis of alpha- and gamma-Hexachlorocyclohexanes. *Environ. Sci. Technol.* 27, 1993, p. 1930-1933
- Nair A, Pillai MK. : Trends in ambient levels of DDT and HCH residues in humans and the environment of Delhi, India. *Sci Total Environ.* 30 (121), 1992, p.145-57.
- Nair A., Mandpati R., Dureja P.: DDT and HCH load in mothers and their infants in Delhi, India *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 56 (1), 1996, p. 58 – 64.
- NARAP: The North American Regional Action Plan on Lindane and Other Hexachlorocyclohexane (HCH) Isomers. 2006. North American Commission for Environmental Cooperation
[\[http://www.cec.org/pubs_docs/documents/index.cfm?varlan=english&ID=2053,2007-03-10\]](http://www.cec.org/pubs_docs/documents/index.cfm?varlan=english&ID=2053,2007-03-10)
- Oliveira-Filho EC., Paumgartten FJ.: Comparative study on the acute toxicities of alpha, beta, gamma, and delta isomers of hexachlorocyclohexane to freshwater fishes. *Bull Environ Contam Toxicol.* 59 (6), 1997, p. 984-8.
- Olsson A., Vitinsh M., Plikshs M., Bergman A. : Halogenated environmental contaminants in perch (*Perca fluviatilis*) from the Latvian coastal areas. *The Science of the Total Environment*, 239, 1999, p. 19-30.
- Oliver BG., Niimi AJ.: Bioconcentration Factors of Some Halogenated Organics for Rainbow Trout: Limitations in Their Use for Prediction of Environmental Residues. *Environ. Sci. Technol.*, 19(9), 1985, p. 842-849
- Olea N., Olea-Serrano F., Lardelli-Claret P., Rivas A., Barba-Navarro A.: Inadvertent exposure to xenoestrogens in children. *Toxicol Ind Health.* 15 (1-2), 1999; p. 151-8.
- Ott M., Failing K., Lang U., Schubring C. Gent H.J., Georgii S., Brunn H. Contamination of human milk in Middle Hesse, Germany--a cross-sectional study on the changing levels of chlorinated pesticides, PCB congeners and recent levels of nitro musks. *Chemosphere* 38 (1), 1999, p. 13-32.
- Padma TV., Dickhut R.: Variations in α -HEXACHLOROCYCLOHEXANE enantiomer ratios in relation to microbial activity in a temperate estuary. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22, 2002, p. 1421-1427.
- Phillips TM., Seech AG., Lee H., and Trevors JT.: Biodegradation of hexachlo Environmental Toxicology and Chemistryro- cyclohexane (HCH) by microorganisms. *Biodegradation* 16, 2005, p. 363-392.
- Pohl,H.R.; Tylenda,C.A.: Breast-feeding exposure of infants to selected pesticides: a public health viewpoint. *Toxicol Ind.Health* 16, 2000, p. 65-77.
- Portig J., Stein K., Vohland HW.: Preferential distribution of alpha-hexachlorocyclohexane into cerebral white matter. *Portig J, Xenobiotica*, 1, 1989, p. 123-30.
- Qian Y., Zheng M., Zhang B., Gao L., Liu W.: Determination and assessment of HCHs and DDTs residues in sediments from Lake Dongting, China. *Environ Monit Assess.* 116 (1-3), 2006, p. 157-67.
- Rawn, F.K., Lockhart, W. L., Wilkinson, P., Savoie, D. A., Rosenberg, G. R., Muir, D. C. G. Historical contamination of Yukon Lake sediments by PCBs and organochlorine pesticides; influence of local sources and watershed characteristics (2001) *Sci. Total Env.* 280, 17-37
- Riching, M., Koch, M., Rotard, W. Organic pollutants in sediment cores of NE- Germany: Comparison of the marine Arkona Basin with freshwater sediments. (2005) *Marine Poll. Bull.* 50, 1699-1705
- Scheele J.S.: A comparison of the concentrations of certain pesticides and polychlorinated hydrocarbons in bone marrow and fat tissue. *J. Environ. Pathol. Toxicol. Oncol.* 17 (1), 1998, p. 65-8.
- Sharma HR., Kaushik A., Kaushik CP.: Pesticide Residues in Bovine Milk from a Predominantly Agricultural State of Haryana, India. *Environ Monit. Assess.* 2006.
- Shen H., Virtanen H.E., Main K.M., Kaleva M., Andersson A.M., Skakkebaek N.E., Toppari J., Schramm K.W. Enantiomeric ratios as an indicator of exposure processes for persistent pollutants in human placentas. *Chemosphere.* 62 (3), 2006, p. 390-5.

- Singh G., Kathpal TS., Spencer WF., Dhankar JS.: Dissipation of some organochlorine insecticides in cropped and uncropped soil. *Environ Pollut.* 70 (3), 1991, p. 1219-39.
- Sinkkonen S., Paasivirta, J.: Polychlorinated organic compounds in Arctic cod liver: trends and profiles. *Chemosphere* 40, 2000, p. 619-626.
- Siddiqui MK., Srivastava S., Srivastava SP., Mehrotra PK., Mathur N., Tandon I.: Persistent chlorinated pesticides and intra-uterine foetal growth retardation: a possible association. *Int Arch Occup Environ Health.* 76 (1), 2003, p. 75-80.
- Stewart DKR., Chrisholm D.: Long-term persistence of BHC, DDT and Chlordane in a sandy loam soil. *Can.J.Soil Sci.* 51, 1971, p. 379-383.
- SRC PhysProp Database: The Physical Properties Database of the Syracuse Research Corporation [<http://www.syrres.com/esc/physprop.htm>; 2007-04-2]
- Stern GA, Macdonald CR, Armstrong D, Dunn B, Fuchs C, Harwood L, Muir DC, Rosenberg B. Spatial trends and factors affecting variation of organochlorine contaminants levels in Canadian Arctic beluga (*Delphinapterus leucas*). *Sci Total Environ.* 351-352, 2005, p. 344-68.
- Suar M., Hauser A., Poiger T., Buser R., Müller MD., Dogra C., Raina V., Holliger C., van der Meer R., Lal R., Kohler HPE.: Enantioselective Transformation of α -Hexachlorocyclohexane by the Dehydrochlorinases LinA1 and LinA2 from the Soil Bacterium *Sphingomonas paucimobilis* B90A. *Applied and Environmental Microbiology*, 71, 2005, p. 8514-8518.
- Su Y., Hung H., Blanchard P., Patton GW., Kallenborn R., Konoplev R., Fellin P., Li H., Geen C., Stern G., Rosenberg B., Barrie LA. : Spatial and Seasonal Variations of Hexachlorocyclo-hexanes (HCHs) and Hexachlorobenzene (HCB) in the Arctic Atmosphere. *Environmental Science and Technology* 40, 2006, p. 6601-6607.
- Sun P., Backus S., Blanchard P., Hites RA.: Temporal and spatial trends of Organochlorine pesticides in Great lake precipitation. *Environmental Science and Technology* 40, 2006a, p. 2135-2141.
- Sun P., Blanchard P., Brice K., Hites RA.: Atmospheric organochlorine pesticide concentrations near the Great Lakes: temporal and spatial trends. *Environmental Science and Technology* 40, 2006b, p. 6587-6593.
- Suzuki M., Yamato Y., Watanabe, T.: Persistence of BHC (1, 2, 3, 4, 5, 6-Hexachlorocyclohexane) and dieldrin residues in field soils. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 14 (5), 1975, p. 520-529.
- Switzerland: Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention. February 2007.
- TGD: Technical Guidance Document on Risk Assessment, European Communities, 2003. [<http://europa.eu.int>; 2007-29-05]
- Ulrich EM., Willett KL., Caperell-Grant A., Bigsby RM., Hites RA.: Understanding Enantioselective Process: A Laboratory Rat Model for alpha-HCH Accumulation. *Environ. Sci. Technol.*, 35(8), 2001, p. 1604-1609.
- Urieta I., Jalon M., Eguilero. I.: Food surveillance in the Basque Country (Spain). II. Estimation of the dietary intake of organochlorine pesticides, heavy metals, arsenic, aflatoxin M1, iron and zinc through the Total Diet Study, 1990/91. *Food Addit Contam.* 13 (1), 1996, p. 29-52.
- UNEP Chemicals, Regionally Based Assessment of Persistent Toxic Substances, 2003. [http://www.chem.unep.ch/Pts/gr/Global_Report.pdf; 2007-02-27].
- USEPA, Assessment of lindane and other hexachlorocyclohexane isomers, [http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDS/factsheets/lindane_isomers_fs.htm; 2007-02-27].
- Verreault J, Muir DC, Norstrom RJ, Stirling I, Fisk AT, Gabrielsen GW, Derocher AE, Evans TJ, Dietz R, Sonne C, Sandala GM, Gebbink W, Riget FF, Born EW, Taylor MK, Nagy J, Letcher RJ. Chlorinated hydrocarbon contaminants and metabolites in polar bears (*Ursus maritimus*) from Alaska, Canada, East Greenland, and Svalbard: 1996-2002-*Sci Total Environ.* 2005 Dec 1;351-352:369-90.
- Walker K., Vallero DA., Lewsi RG.: Factors influencing the distribution of Lindane and other hexachlorocyclohexanes in the environment. *Environmental Science and Technology.* 33 (24), 1999, p. 4373-78.
- Wania, F., Mackay, D.: Tracking the distribution of persistent organic pollutants *Environmental Science and Technology* 30 (9), 1996, p. 390A-396A.
- Wegmann, F., MacLeod, M., Scheringer, M. POP Candidates 2007: Model results on overall persistence and long-range transport potential using the OECD Pov & LRTP Screening Tool. Swiss Federal Institute of Technology,

<http://www.pops.int/documents/meetings/poprc/prepdocs/annexEsubmissions/All%20chemicals%20Switzerland.pdf>
(OECD Pov & LRTP Screening Tool available at <http://www.sust-chem.ethz.ch/downloads>)

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

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

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

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

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

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

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