



Distr. : Générale
4 décembre 2007

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 au bêta-hexachlorocyclohexane

A sa troisième réunion, le Comité d'étude des polluants organiques persistants a révisé et adopté le descriptif des risques liés au bêta-hexachlorocyclohexane sur la base de l'ébauche qui figure dans le document UNEP/POPS/POPRC.3/18. 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.

BÊTA-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	6
1.1 Identité chimique 6	
1.1.1. Propriétés physico-chimiques	6
1.2 Conclusion du Comité d'étude concernant les informations requises à l'Annexe D	7
1.3 Sources des données	7
1.4 Statut de la substance chimique au regard des conventions internationales	8
2 Informations récapitulatives pertinentes pour le descriptif des risques	8
2.1 Sources 8	
2.1.1 Production	8
2.1.2 Commerce et stocks	8
2.1.3 Utilisations 8	
2.1.4 Rejets dans l'environnement	9
2.2 Devenir écologique	9
2.2.1 Persistance 9	
2.2.2 Bioaccumulation	10
2.2.3 Propagation à longue distance dans l'environnement	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	13
2.3.3 Alimentation 14	
2.3.4 Charge corporelle.....	14
2.3.5 Exposition chez les enfants.....	15
2.3.6 Biodisponibilité.....	17
2.4 Evaluation des dangers du point de vue des effets préoccupants	17
2.4.1 Santé humaine	17
2.4.2 Environnement.....	20
3. Synthèse des informations	21
4 Conclusion.....	22
Bibliographie	23

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 le bêta-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 (gamma-HCH). Aucune utilisation notable de HCH technique n'a ainsi plus été signalée après 2000. Toutefois, des rejets dans l'environnement sont encore possibles à partir de la production de lindane, des sites d'entreposage et décharges non contrôlés de déchets dangereux, et des sites contaminés. En raison de ses caractéristiques de danger et de son omniprésence, le HCH technique (ce qui inclut le bêta-HCH) fait l'objet de réglementations et interdictions nationales et internationales.

Les processus de dégradation abiotique ne jouent pas un rôle important dans le devenir écologique du bêta-HCH. Il est, par exemple, peu sensible à la photolyse et à l'hydrolyse. Dans des conditions favorables, il est susceptible de subir une dégradation biologique mais il est, de fait, le plus récalcitrant de tous les isomères du HCH. Les données de laboratoire et de terrain, y compris celles obtenues lors d'une étude à long terme des sols, laissent entendre qu'il est persistant dans le sol, surtout aux basses températures. Il se fixe généralement sur des particules et a un faible potentiel de lixiviation.

Les propriétés physico-chimiques du bêta-HCH lui permettent de se propager à partir des sources d'émission jusqu'en Arctique grâce au transport atmosphérique à longue distance et aux courants marins. On en a trouvé dans l'océan Arctique et dans les tissus d'espèces marines et terrestres, y compris l'homme.

A l'échelon local, les niveaux d'exposition au bêta-HCH ont diminué à la suite d'interdictions et de restrictions imposées partout dans le monde. Toutefois, ils peuvent encore être 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 de bêta-HCH issus de la production de lindane donnent également lieu à des préoccupations particulières. En raison de sa persistance, on peut encore, en dehors des zones récemment contaminées et fortement polluées, en détecter de faibles concentrations ambiantes dans tous les compartiments de l'environnement. On possède peu d'informations sur l'étendue de sa présence dans l'environnement abiotique de l'Arctique, en partie parce qu'on l'y trouve à des concentrations moins importantes que celles des autres isomères du HCH. Par contre, on en a mesuré des concentrations relativement élevées et croissantes dans le biote de cette région, en particulier dans les tissus des mammifères et des oiseaux marins.

Le bêta-HCH est présent dans les chaînes alimentaires terrestres et aquatiques. Il peut se bioaccumuler et se bioamplifier dans le biote et les réseaux alimentaires de l'Arctique, en particulier aux niveaux trophiques supérieurs. Chez l'homme, une accumulation dans les tissus adipeux, le sang et le lait maternel peut se produire. La contamination peut se transmettre de la mère à l'enfant, soit in utero, soit par le biais de l'allaitement.

Le bêta-HCH est très toxique pour les organismes aquatiques et induit des effets œstrogéniques chez les poissons. Comme les autres HCH, il provoque chez les oiseaux une diminution de la valeur adaptative de la progéniture et chez les ours polaires une réduction des concentrations de rétinol.

Les études toxicologiques menées sur le bêta-HCH ont montré qu'il est toxique pour le système nerveux et le foie. Des effets sur la reproduction, les réactions immunitaires et la fécondité ont également été observés chez des animaux de laboratoire. Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) l'a classé dans le groupe 2B, parmi les produits potentiellement cancérigènes pour l'homme. Plusieurs études épidémiologiques indiquent qu'il pourrait être un facteur de cancer du sein.

Chez l'homme, l'exposition au bêta-HCH est principalement causée par l'ingestion de produits végétaux et animaux pollués. Un degré d'exposition élevé est prévisible dans les zones contaminées par suite d'une utilisation massive, de la fabrication antérieure, de l'élimination ou de l'entreposage de produits qui en renferment.

Vu les caractéristiques de danger de la substance et ses concentrations dans l'environnement, en particulier dans les chaînes alimentaires, on peut conclure que le bêta-HCH est susceptible d'exercer des effets nuisibles sur le biote non seulement des régions contaminées mais aussi de régions éloignées telles que l'Arctique et sur la santé de leurs populations. Les responsables de la santé publique des régions arctiques pensent, certes, que les bénéfices sociaux,

culturels et économiques appréciables 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. De plus, compte tenu des concentrations relevées dans l'Arctique, on peut conclure que le bêta-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.

Sur la base des caractéristiques de danger de cette substance et des estimations selon lesquelles les populations autochtones de l'Arctique en absorberaient quotidiennement des quantités supérieures aux doses journalières admissibles, ainsi que de son omniprésence dans le biote, même à des endroits très éloignés des sources possibles, on est amené à conclure qu'elle 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, de sorte que l'adoption de mesures au niveau mondial se justifie.

1 Introduction

Dans le cadre de la procédure d'inscription du lindane à l'Annexe A, B ou C de la Convention de Stockholm, le Comité d'étude des polluants organiques persistants s'est penché sur la proposition concernant ce produit et 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 le bêta-hexachlorocyclohexane aux Annexes A, B ou C de la Convention (UNEP/POPS/POPRC2./INF/8). L'Autriche a, au nom de l'Allemagne, établi le premier projet de document de travail sur cette substance.

Le bêta-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. Le bêta-HCH agit essentiellement comme un déprimeur, 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 : Bêta-hexachlorocyclohexane (bêta-HCH)

Appellation UICPA : (1-alpha, 2-bêta, 3-alpha, 4-bêta, 5-alpha, 6-bêta)-hexachlorocyclohexane

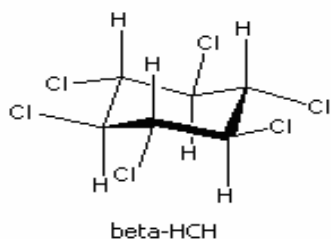
Synonymes courants : bêta-1,2,3,4,5,6-hexachlorocyclohexane; bêta-hexachlorure de benzène; bêta-HCB, bêta-HCH; bêta-hexachlorocyclohexane; isomère bêta; bêta-lindane; hexachlorocyclohexane-bêta (Chemfinder, 2007)

Numéro CAS : 319-85-7

Formule brute : $C_6H_6Cl_6$

Poids moléculaire : 290,83

Figure 1: Structure du bêta-HCH (adapté de Buser et al., 1995)



1.1.1. Propriétés physico-chimiques

Le tableau 1 résume certaines des propriétés physico-chimiques du bêta-HCH. Celui-ci est plus soluble dans l'eau et dans l'octanol que les autres pesticides organochlorés. Sa structure chimique semble lui conférer une stabilité physique et métabolique supérieure à celle de tous les autres isomères (par exemple, une pression de vapeur plus faible et un point de fusion plus élevé que l'alpha-HCH). Ses propriétés physico-chimiques lui permettent de subir une « condensation froide », un enrichissement par rapport aux concentrations mesurées près des sources d'émission, qui se produit dans les régions à climat froid selon des gradients latitudinal et altitudinal et qui a été décrit par Wania et Mackay (1996).

Sa constante de Henry est 20 fois plus faible que celle de l'alpha-HCH et décroît sensiblement avec la température de l'eau, ce qui favorise son passage du milieu atmosphérique au milieu aquatique. Son $\log K_{oa}$ relativement élevé favorise également son passage du milieu atmosphérique aux phases organiques de l'environnement. C'est probablement une des raisons de la différence entre les modes de propagation des isomères alpha et bêta dans

l'environnement (Li et Macdonald, 2005). L'analyse approfondie des données relatives aux propriétés physico-chimiques des isomères alpha, bêta et gamma a permis à Xiao et al. (2004) de conclure que le comportement environnemental différent du bêta-HCH par rapport à celui des deux autres est plutôt le résultat de sa plus grande solubilité dans l'eau et dans l'octanol que de sa moindre volatilité.

Tableau 1-1 : Quelques propriétés physico-chimiques du bêta-HCH

Point de fusion (K)	314-315 ₁
Point d'ébullition (K)	333 à 67 Pa ₁
Solubilité dans l'eau (mol.m ⁻³ à 25 °C)	1,44 ₂
Pression de vapeur (Pa à 25 °C)	0,053 ₂
Constante de Henry (Pa.m ³ .mol ⁻¹)	0,037 ₂
Log K _{ow} (25°C)	3,9 ₂
Log K _{oa} (25°C)	8,7 ₂
Aspect physique	Solide cristallin

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 au bêta-HCH soumise par le Mexique (document UNEP/POPS/POPRC.2/INF/8 résumé par le secrétariat dans le document UNEP/POPS/POPRC.2/16) 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 le bêta-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 et du bêta-HCH aux Annexes A, B ou C de la Convention (UNEP/POPS/POPRC2./INF/8), 2006.
- Décision POPRC-2/10 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, France, Japon, Norvège, République tchèque, Réseau international pour l'élimination des POP, Suisse; informations d'ordre général : Algérie, Crop Life International, Royaume de Bahreïn, Maurice, Mexique, Qatar, République de Lituanie 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 and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and 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. 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. La liste des sources est donnée dans le document UNEP/POPS/POPRC.3/INF/27.

1.4 Statut de la substance chimique au regard des conventions internationales

Le bêta-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 (mélange d'isomères) 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 par des mesures conjointes les risques que l'exposition à ces substances fait courir à la population et à l'environnement.

Dans les pays de 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

Le bêta-HCH n'est ni fabriqué ni commercialisé de façon indépendante. Il est produit à titre de 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). 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 de bêta-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

Voir la section 2.1.2 du projet de descriptif des risques se rapportant à l'alpha-HCH.

2.1.3 Utilisations

Voir la section 2.1.3 du projet de descriptif des risques se rapportant à l'alpha-HCH.

2.1.4 Rejets dans l'environnement

Le bêta-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 de bêta-HCH. Li et al. (2003) ont chiffré les émissions mondiales de bêta-HCH provenant de l'utilisation de HCH technique entre 1945 et 2000 à 850 000 tonnes, sur lesquelles 230 000 ont été rejetées dans l'atmosphère. En 1980, la consommation de bêta-HCH a été de 36 000 tonnes, les émissions primaires résultantes s'élevant, selon les calculs, à 9 800 tonnes (83 % de cette quantité est imputable à l'application et 17 % aux résidus dans les sols suite à des applications antérieures). En 1990, les valeurs sont tombées à 7 400 (consommation) et 2 400 tonnes (émissions). En 2000, les émissions de bêta-HCH dues aux résidus contenus dans les sols ont été de 66 tonnes, en l'absence d'émissions provenant de l'utilisation directe de HCH technique. Par ailleurs, en raison de l'interdiction qui a frappé ce dernier dans les pays du Nord, les émissions mondiales de bêta-HCH ont « basculé vers le Sud » (Li et al., 2003).

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 de bêta-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 de bêta-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

Les études menées sur l'hydrolyse et la photolyse du bêta-HCH sont très peu nombreuses. A ce jour, seule une étude a été publiée sur sa photodégradation. En photolyse, une demi-vie de 152 heures aurait été relevée pour les couches minces (ATSDR, 2005) mais la validité de ce résultat est discutable étant donné que l'essai s'est déroulé dans des conditions non conformes aux directives internationalement acceptées et que, comme l'a fait remarquer l'ATSDR (2005), aucune bande d'absorption n'a été observée dans le domaine spectral étudié. En général, la photolyse n'est pas censée être un facteur important dans le devenir écologique du bêta-HCH puisque celui-ci n'absorbe pas les rayons lumineux de longueur d'onde supérieure à 290 nm.

La valeur calculée de $5,73 \cdot 10^{-13} \text{ cm}^3/\text{molécule/s}$ obtenue pour la constante de réaction avec l'OH atmosphérique (HSDB, 2006) donne une demi-vie estimée de 56 jours (si on utilise, conformément au Document d'orientation technique (2003), une concentration moyenne de radicaux OH de $5 \cdot 10^5 \text{ molécule/cm}^3$).

Selon les résultats obtenus par l'USEPA (2006), les isomères du HCH sont résistants aux processus abiotiques tels que la photolyse et l'hydrolyse (sauf en milieu à pH basique).

Le bêta-HCH est, en principe, biodégradable tant en aérobiose qu'en anaérobiose mais plusieurs études ont laissé entendre que dans la plupart des cas, il se dégrade plus facilement en l'absence d'oxygène (Middeldorp et al., 1996). Une telle dégradation a été observée dans des cultures pures, des boues, des microécosystèmes, des milieux étudiés en conditions naturelles et des sols contaminés traités biologiquement (Phillips et al., 2005). L'efficacité de l'élimination dépendait de la configuration de l'essai et des paramètres environnementaux.

Généralement anaérobie, la métabolisation du bêta-HCH le transforme d'abord, par déchloration, en tétrachlorocyclohexène et en dichlorocyclohexadiène, qui est un composé instable. Dans des conditions méthanogènes, les produits finaux stables sont le chlorobenzène et le benzène. Ces métabolites peuvent subir une minéralisation aérobie ou anaérobie supplémentaire (Phillips et al., 2005) mais d'après les données de laboratoire obtenues avec du bêta-HCH radio-étiqueté, comparé aux autres isomères, celle-ci est minimale et incomplète (Sahu et al., 1995).

Le bêta-HCH est considéré comme le plus récalcitrant des isomères du HCH en raison de sa structure chimique (décision POPRC-2/10, 2006). En laboratoire, on a pu isoler plusieurs souches de bactéries collectées sur des sites contaminés par des HCH, dont *Bacillus brevis*, *Bacillus circulans*, et *Dehalobacter sp.* qui, dans des conditions favorables, peuvent, conjointement avec *Sedimentibacter sp.*, décomposer le bêta-HCH (Gupta et al., 2000; van Doesburg et al., 2005). Toutefois, seules quelques-unes d'entre elles comme, par exemple, *Sphingobium sp.* ont été capables de le transformer dans des conditions aérobies (Sharma et al., 2006).

Des recherches sur la stimulation intrinsèque et sur des additifs pour le traitement biologique des sols contaminés par du bêta-HCH sont en cours (par exemple, Kumar et al., 2005; MacRae et al., 1984) mais l'élimination de ce dernier reste un problème difficile (Phillips et al., 2005). En ce qui concerne la population microbienne intrinsèque des sols non contaminés, Bhatt et al. (2006) ont montré que l'application de HCH technique la perturbait de façon irréversible.

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). D'après Phillips et al. (2005), on n'a pas encore trouvé de bactéries capables de dégrader les HCH à des températures extrêmes (< 5°C ou > 40°C).

Les données issues d'études de sols en laboratoire ou sur le terrain sont limitées. Singh et al. (1991) ont fait état de demi-vies s'élevant à 100 et 184 jours, en climat subtropical, dans le limon sableux de certains champs aussi bien cultivés que non cultivés de l'Inde après application d'une préparation de HCH par incorporation immédiate dans la couche superficielle du sol. Ces mesures ont été faites sur des échantillons prélevés au hasard à des profondeurs de 0 à 15 cm. L'étude ne donne aucune information quantitative sur les pertes dues à la volatilisation ou à la lixiviation. En climat tempéré, Doelman et al. (1990) n'ont observé aucune dégradation aérobie de l'isomère bêta lors d'une étude en conditions semi-naturelles faite sur des sols contaminés. Au Canada, Stewart et Chisholm (1971) ont trouvé, au cours d'une étude à long terme en conditions naturelles réalisée après application de HCH technique, un taux de 44 % de bêta-HCH dans du limon sableux après 15 ans. Un taux d'environ 30 % a été mesuré après 570 jours lors d'une étude sur le terrain effectuée au Japon sur des champs agricoles traités avec du HCH technique. Chessels et al. (1988) ont également constaté qu'après 20 années d'application de HCH technique, les concentrations de bêta-HCH mesurées dans un champ de canne à sucre du Queensland (Australie) étaient plus de 10 fois plus importantes que celles des autres isomères. On pense que la volatilisation à partir de la surface des sols ne joue pas un rôle important dans le devenir écologique de cette substance (HSDB, 2006; Singh et al., 1991).

Le bêta-HCH s'est révélé stable au cours d'une étude en laboratoire portant sur l'interface sédiment-eau. On a en outre observé une transformation de l'isomère alpha en bêta-HCH (Wu et al. 1997). Des informations détaillées sur l'isomérisation sont disponibles dans le descriptif des risques se rapportant au lindane (UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.4). Dans l'estuaire de la rivière Min (Chine), les concentrations de bêta-HCH trouvées dans les eaux interstitielles (1 423 ng/l) sont plus élevées que celles des isomères alpha, gamma et delta et supérieures à celles rencontrées dans les eaux superficielles et dans les sédiments, qui sont respectivement de 92,5 ng/l et de 3,9 ng/g (Zhang et al., 2003). Aucune valeur de la demi-vie dans l'eau ou dans les sédiments n'a été annoncée, mais compte tenu des données de surveillance disponibles, on peut présumer que le bêta-HCH est persistant et qu'il ne se dégrade pas facilement.

2.2.2 Bioaccumulation

Le coefficient de partage octanol/eau ($\log K_{oc}$) de 3,78 mesuré pour le bêta-HCH indique que celui-ci est susceptible de se bioaccumuler, vu notamment sa persistance dans les tissus animaux (Walker et al., 1999).

Son facteur de bioconcentration pour le corps entier, calculé conformément à l'ancienne directive 305 E de l'OCDE concernant les essais, a été de 1 460 chez le danio zébré. Il est donc supérieur à ceux des isomères alpha (1 100) et gamma (850) (Butte et al., 1991). Selon la base de données ECOTOX, cette valeur est aussi la plus élevée que l'on ait signalée à ce jour. Le Comité d'étude des polluants organiques persistants a néanmoins considéré que le bêta-HCH remplissait les critères de sélection, comme expliqué dans l'évaluation figurant à l'annexe de sa décision POPRC-2/10.

Plusieurs études laissent entendre que dans les réseaux alimentaires de l'Arctique, les proportions relatives des isomères du HCH varient énormément d'une espèce à l'autre (USEPA, 2006). Chez les mammifères marins, on a observé que les concentrations de bêta-HCH augmentent avec le niveau trophique (USEPA, 2006; Hoekstra et al., 2003). Vu que chez ces animaux, les teneurs des tissus en composés organochlorés sont, en théorie, surtout déterminées par leur aptitude à les biotransformer et à les évacuer, les niveaux élevés de bêta-HCH trouvés chez diverses espèces sont une autre indication du caractère récalcitrant de cette substance et de la lenteur de son élimination. Hop et al. (2002) ont montré que le bêta-HCH se bioamplifie différemment chez les poikilothermes et les homéothermes. L'augmentation des concentrations en fonction du niveau trophique est plus rapide chez les homéothermes (oiseaux et mammifères). C'est chez les oiseaux que Fisk et al. (2001) ont trouvés les facteurs de bioamplification les plus élevés, mais on pense que la migration et les proies consommées influent aussi sur la variabilité de ces derniers. Ces données cadrent avec les résultats obtenus par Moissy et al. (2001). Les études portant sur les réseaux alimentaires marins de l'Arctique donnent généralement, pour presque toutes les espèces examinées, des facteurs de bioamplification ainsi que des facteurs d'amplification le long de la chaîne alimentaire, c'est-à-dire des taux moyens d'accroissement par niveau trophique, qui sont supérieurs à 1. Fisk et al. (2001) ont, par exemple, fait état d'un facteur d'amplification le long de la chaîne alimentaire s'élevant à 7,2, ce qui est comparable à ceux des PCB fortement chlorés. Le chiffre calculé par Hoekstra et

al. (2003) pour le réseau alimentaire marin de la mer de Beaufort et de la mer des Tchouktches était de 2,9. Toutefois, dans les eaux des régions subarctiques, en l'occurrence dans la mer Blanche, les valeurs obtenues pour le bêta-HCH ont été inférieures à celles trouvées par les autres études. Muir et al. (2003) ont avancé l'hypothèse que cela pourrait être dû aux différences dans les habitudes alimentaires des animaux et la disponibilité ou les concentrations de ce polluant.

Le bêta-HCH est également susceptible de se bioamplifier dans les chaînes alimentaires terrestres. Selon une étude effectuée dans le Sud de l'Inde, les HCH sont les polluants organochlorés les plus abondants dans le biote de cette région. Des concentrations accrues de bêta-HCH y ont ainsi été mesurées dans les tissus des escargots, ce qui a conduit à des facteurs de bioamplification supérieurs à 1 chez leurs prédateurs comme, par exemple, l'aigrette garzette (Senthilkumar et al., 2001). Le bêta-HCH fait également partie des principaux polluants trouvés par Wang et al. (2006) chez les mollusques (informations soumises au titre de l'Annexe E par le Réseau international pour l'élimination des POP, 2007).

Kelly et al. (2007) ont récemment prouvé que dans le cas des substances possédant un $\log K_{oa} > 6$ et un $\log K_{oe} > 2$, 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.

Comme les poissons et les mammifères ainsi que les oiseaux marins et terrestres constituent les principales sources de nourriture de plusieurs groupes ethniques de l'Arctique, ces derniers sont beaucoup plus susceptibles de subir une contamination par le biais de l'alimentation que la majorité des populations des pays développés. Les concentrations relevées dans le lait maternel sont, par exemple, plus élevées chez les femmes autochtones de la péninsule de Tchoukotka, en Russie, (moyenne de 370 ng/g de lipides) que chez les habitantes d'autres villes du Nord de ce pays et du Canada (30 fois moins dans le Nunavik, selon le PSEA (2004)). C'est aussi en Russie qu'ont été enregistrés les plus forts taux sanguins maternels mesurés entre 1994 et 1997 (taux sériques de 223 µg/kg de lipides chez les populations non autochtones de l'Arctique), mais des concentrations importantes ont également été relevées en Islande (23 µg/kg) et dans l'Arctique canadien (PSEA, 2003).

2.2.3 Propagation à longue distance dans l'environnement

Les données issues des études et de la surveillance indiquent régulièrement la présence de bêta-HCH dans l'environnement et le biote arctiques (par exemple, PSEA, 2004; PSEA, 2003). C'est une preuve de sa propagation à longue distance, étant donné que le HCH technique et, donc, le bêta-HCH, n'a jamais été utilisé de manière étendue dans cette région reculée (UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.4).

Selon les données de surveillance de l'atmosphère arctique, le bêta-HCH semble être moins sujet à une concentration directe dans l'atmosphère du Haut-Arctique. L'explication peut se trouver dans sa constante de Henry et son coefficient de partage octanol-eau, qui lui donnent une plus grande affinité avec les matières organiques (Li et al., 2002). Il peut ainsi, par rapport à l'alpha-HCH, être beaucoup plus efficacement capturé par les pluies, qui sont considérablement plus fréquentes dans le Pacifique Nord qu'elles ne le sont en Arctique. Cela laisse supposer qu'il pénètre dans l'Arctique par des mécanismes faisant intervenir un dépôt humide ou un transfert dans les eaux superficielles d'une partie des molécules en suspension dans l'air, suivi d'un transport par les courants marins, via le détroit de Béring (Li et al., 2003). En effet, la mer de Béring et celle des Tchouktches sont les endroits les plus souvent affligés de teneurs élevées en bêta-HCH. Dans les années 90, les concentrations aux alentours du détroit de Béring ont atteint environ 1,2 ng/l (Li et Macdonald, 2005). Cette substance a donc également fait l'objet d'une « condensation froide », mais dans l'océan Pacifique et dans la mer de Béring, avant l'océan Arctique. Le bêta-HCH a ainsi atteint l'Arctique après l'isomère alpha et s'y est réparti de manière différente (Li et al., 2002). Cette distribution spatiale et temporelle se reflète dans les niveaux de résidus trouvés chez les mammifères marins et terrestres et chez les résidents de la région (Li et Macdonald, 2005).

Les concentrations mesurées en haute montagne en République tchèque constituent également une preuve de son potentiel de propagation à longue distance (informations soumises au titre de l'Annexe E par la République tchèque, 2007).

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, le bêta-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 composés 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/8). 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 et le potentiel de propagation à longue distance dans l'environnement 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

L'exposition directe au bêta-HCH était principalement due à l'utilisation de HCH technique ainsi qu'à la production de ce composé et à celle 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, 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).

Dans la population générale, l'exposition au bêta-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. Les quantités absorbées par inhalation peuvent être importantes dans les locaux d'habitation traités à des fins antiparasitaires. La possibilité d'une exposition pré et postnatale des bébés durant la période de développement fœtal et l'allaitement existe.

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). Cela dit, les données de surveillance montrent que le bêta-HCH se rencontre dans tous les milieux. Dans le cadre d'une surveillance passive, des concentrations allant jusqu'à 15 µg/kg de matière sèche ont ainsi été mesurées dans les lichens en des endroits variés (zones urbaines, industrielles, rurales, etc.) de Suisse (informations communiquées au titre de l'Annexe E par la Suisse, 2007). De même, un programme de surveillance japonais en a récemment détecté (en 2004) dans tous les spécimens. Les valeurs enregistrées ont été les suivantes : eau – de 0,031 à 3,4 ng/l; sédiments – de 0,04 à 53 ng/g de poids sec; crustacés – de 0,22 à 1,8 ng/g de poids humide; poissons – 1,1 ng/g de poids humide; oiseaux – de 1,1 à 4,8 ng/g de poids humide; air (saison chaude et saison froide) de 0,53 à 110 ng/m³ et de 0,32 à 78 ng/m³ (informations communiquées au titre de l'Annexe E par le Japon, 2007). La République tchèque (informations communiquées au titre de l'Annexe E, 2007) a fait savoir que dans la région la plus polluée par les HCH, en l'occurrence la Moravie centrale et méridionale, des concentrations s'élevant à des dizaines, voire des centaines de ng/g ont été relevées dans les sédiments (on ne dispose d'aucune information relative à la base sur laquelle ces valeurs ont été calculées).

Toutefois, des sols fortement contaminés ont été trouvés près 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. Dans les sols du delta de la rivière des Perles, en Chine, elles ont été, en moyenne, de 0,02 mg/kg, et dans les environs du fleuve Lena, en Russie, de 0,001 à 0,017 mg/kg (PNUE, 2003).

Comparées à celles des autres isomères du HCH, les concentrations atmosphériques de bêta-HCH sont peu importantes. Des concentrations accrues atteignant 11,2 pg/m³ ont été relevées dans des zones de haute altitude (région du mont Everest), alors qu'elles sont au maximum de 1 pg/m³ en Arctique (Li et al., 2006). Au Japon, les teneurs en bêta-HCH (moyenne de 23 pg/m³) ont, en 2000, affiché des fluctuations saisonnières qui étaient probablement dues à des réémissions à partir d'une source terrestre (Murayama et al., 2003). En Amérique du Nord, les concentrations atmosphériques de bêta-HCH mesurées aux alentours des Grands Lacs n'ont présenté aucune tendance particulière entre 1990 et 2003, à la différence de celles des isomères alpha et gamma. La valeur maximale de 73 pg/m³ a été relevée à Chicago (moyenne de 12 pg/m³, phase gazeuse, 1999-2003, Sun et al., 2006a). En ce qui concerne les précipitations (teneur moyenne en bêta-HCH comprise entre 0,16 et 0,64 ng/l), on a observé au cours des dix dernières années un accroissement notable des concentrations de bêta-HCH dans les échantillons prélevés à trois endroits de la région (Sun et al., 2006b).

Dans le biote, les chiffres varient en fonction de l'endroit (utilisation récente de HCH et/ou pollution importante) et des espèces. Chez une espèce de poissons de l'Inde, le tilapia de Java, les concentrations de HCH (principalement du bêta-HCH) allaient, par exemple, jusqu'à 2 000 ng/g de poids humide (Senthilkumar et al., 2001). Les échantillons de poissons du Nil capturés en 1993 près du Caire avaient une teneur en bêta-HCH de 1,5 ng/g de poids humide (PNUE, 2003). L'alpha-HCH est, dans la plupart des cas, l'isomère qui prédomine chez les poissons (Willett et al., 1999).

Une étude mondiale portant sur 30 échantillons d'œufs de poules élevées en liberté collectés dans 17 zones géographiques différentes a trouvé du bêta-HCH dans tous les échantillons. Les niveaux de contamination des échantillons en provenance du Sénégal et de l'Inde étaient particulièrement élevés (Blake, 2005).

Le bêta-HCH peut s'accumuler à de plus fortes concentrations chez les oiseaux et les chauves-souris. D'après les informations soumises en 2007 par la Norvège au titre de l'Annexe E, Bustnes et al. (2006) ont constaté, dans le cas des goélands bruns, que les sous-espèces menacées d'extinction avaient dans leur sang et leurs œufs plus de bêta-HCH que celles dont la population était en hausse. Cela pourrait s'expliquer, entre autres, par leur itinéraire de migration passant par la mer Noire, une région fortement polluée par les HCH.

Une étude portant sur des oiseaux migrateurs et non migrateurs du Sud de l'Inde a montré que le schéma de contamination par les composés organochlorés varie en fonction du comportement migratoire. Les oiseaux non migrateurs qui restaient dans la même région durant toute leur vie avaient des concentrations relativement plus importantes de HCH (de 14 à 8800 ng/g de poids humide). Ceux qui se déplaçaient sur de longues distances pour rejoindre leurs zones de reproduction situées en Europe, en Russie, au Moyen-Orient, en Papouasie-Nouvelle-Guinée et en Australie affichaient des concentrations de HCH comprises entre 19 et 5 500 ng/g. Le bêta-HCH était l'isomère du HCH qui prédominait chez toutes les espèces d'oiseaux (PNUE, 2003). Des concentrations similaires ont été relevées lors d'une enquête ultérieure (Senthilkumar et al., 2001) qui a inclus un dosage des résidus de HCH présents dans les jaunes d'œufs (fourchette de 350 à 49 000 ng/g de lipides). Là encore, l'isomère prédominant était le bêta-HCH (aucun chiffre précis n'a été donné). Une étude des concentrations de HCH dans les tissus des chauves-souris de l'Inde (essentiellement du bêta-HCH, à des concentrations allant jusqu'à 330 ng/g de poids humide) a également été réalisée. Les valeurs qu'elle a trouvées en 1998 étaient en hausse par rapport à celles de 1995 et plus élevées que partout ailleurs dans le monde.

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

La principale voie de pénétration du bêta-HCH dans l'Arctique est présumée être les courants marins (Li et al., 2002). Dans l'eau de mer, les concentrations de bêta-HCH étaient inférieures à celles de l'isomère alpha, en partie à cause de la réduction des émissions et des différences dans la distribution spatiale et temporelle, le bêta-HCH n'ayant atteint son niveau maximal (environ 0,3 ng/l) dans l'océan Arctique nord-américain qu'en 1994, c'est-à-dire près de 10 ans après l'alpha-HCH. L'enrichissement en amont, dans le Pacifique Nord et la mer de Béring (environ 1,3 ng/l entre 1988 et 1999), a entraîné une augmentation des concentrations dans la mer des Tchouktsches et des baisses consécutives vers l'océan Arctique intérieur (Li and Macdonald, 2005). Les données collectées dans l'archipel canadien en 1999 montraient des concentrations de 0,1 ng/l (Bidleman et al., 2007).

Cette distribution spatiale se retrouve également dans les biotes. Hoekstra et al. (2002) ont constaté une inversion du ratio alpha/bêta-HCH dans la graisse des baleines franches le long de leur itinéraire de migration entre la mer de Béring et la mer de Beaufort. De même, les taux élevés de résidus d'isomères du HCH trouvés dans les tissus des 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).

Comme le bêta-HCH n'est pas tellement abondant dans l'environnement abiotique de l'Arctique, il n'a pas été aussi bien étudié que les autres isomères du HCH. Les concentrations mesurées dans l'air (< 1 pg/m³ à six endroits de la région circumpolaire entre 2000 et 2003, Su et al. (2006)) ainsi que dans les écosystèmes terrestres et d'eau douce de l'Arctique étaient peu élevées (PSEA, 2004). La contamination par les HCH est également très variable dans tout le Nord de la Russie (PSEA, 2004).

Les concentrations dans l'environnement terrestre arctique (carnivores inclus) sont beaucoup plus faibles que dans le compartiment marin et chez les prédateurs qui y vivent. On en a néanmoins détecté dans les tissus adipeux (jusqu'à 810 ng/g de poids humide) de renards polaires de l'Alaska (PSEA, 2004). Chez les ours polaires, les plus fortes concentrations de HCH ont été relevées dans la population de la mer de Beaufort (environ 770 ng/g de poids humide de lipides), les résidus de bêta-HCH représentant 93 % du total.

Comme il est très peu métabolisé par les oiseaux marins de l'Arctique, le bêta-HCH se détecte plus facilement chez ces derniers que l'alpha- et le gamma-HCH. Toutefois, les concentrations varient appréciablement d'une espèce à l'autre en fonction de sa position dans la chaîne trophique et de ses migrations. Dans l'Arctique nord-américain, qui est plus proche de l'Asie, un continent où le HCH était encore utilisé il y a peu, les niveaux observés étaient plus élevés. Ils

étaient inférieurs à 1 ng/g dans les tissus et de 30 ng/g de poids humide dans les œufs (PSEA, 2004).

Quant aux tendances temporelles, on a trouvé que les concentrations de bêta-HCH ont augmenté entre 1982 et 1997 chez les oiseaux marins, les phoques annelés et les ours polaires mais sont restées stationnaires chez les bélougas (PSEA, 2004).

2.3.3 Alimentation

Aux Etats-Unis, la dose de bêta-HCH absorbée quotidiennement via la nourriture par les adultes dans l'ensemble de la population humaine entre 1986 et 1991 aurait été inférieure à 0,001 µg/kg. La concentration moyenne de bêta-HCH dans 234 aliments prêts à consommer était de 0,0027 µg/kg (on ne dispose d'aucune information relative à la base sur laquelle ces valeurs ont été calculées). Lors de l'étude de l'alimentation totale réalisée par la FDA en 2003, du bêta-HCH a été détecté dans 12 des 100 denrées alimentaires analysées (informations communiquées en 2007 au titre de l'Annexe E par le Réseau international pour l'élimination des POP). Selon une étude du même type réalisée au Canada entre 1993 et 1996, la quantité de bêta-HCH absorbée quotidiennement via la nourriture était en moyenne de 0,39 ng/kg de poids corporel (EFSA, 2005). Dans les denrées alimentaires contenant des matières grasses, les concentrations allaient jusqu'à 0,03 mg/kg de lipides et dans les produits laitiers jusqu'à 4 mg/kg de lipides. Les niveaux de contamination des aliments sont maintenant en train de baisser lentement aux Etats-Unis et au Canada. Dans les pays d'Europe, les études représentatives des doses absorbées via la nourriture sont rares. Selon l'une d'entre elles qui s'est déroulée en République tchèque, la valeur médiane des doses de bêta-HCH absorbées quotidiennement est tombée de 8,4 ng/kg de poids corporel en 1994 à 2,1 en 2002 (EFSA, 2005). Une étude espagnole de l'alimentation locale a trouvé des valeurs élevées se montant à 0,1 µg par jour (Urieta et al., 1976). Des concentrations de bêta-HCH s'élevant respectivement à 0,01 et 0,02 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). En raison du commerce mondial de denrées alimentaires, il peut arriver que des ingrédients pour l'alimentation animale ou des produits alimentaires issus de régions qui utilisent encore ou ont récemment utilisé des HCH soient importés par des pays qui se sont déjà débarrassés de ces substances.

En Arctique, la présence de fortes concentrations de bêta-HCH dans les aliments est attestée (AMAP, 2004). Une analyse des aliments de subsistance dans les communautés de l'Alaska a été entreprise entre 1990 et 2001 afin de déterminer les doses de HCH absorbées quotidiennement par les populations autochtones via leur nourriture. Les plus fortes concentrations ont été trouvées chez des mammifères marins, en l'occurrence la baleine (391 ng/g) et le phoque (215 ng/g). On a enregistré des concentrations élevées pour le morse (20 ng/g), la petite marène (20 ng/g) et le saumon (26 ng/g). Les baies en contenaient 10 ng/g et les canards 7 ng/g (USEPA, 2006).

2.3.4 Charge corporelle

2.3.4.1 Ensemble de la population

Le bêta-HCH est l'isomère du HCH le plus abondant dans les tissus adipeux. Sa demi-vie dans le corps après exposition par inhalation est de 7,2 à 7,6 ans (ATSDR, 2005). Aux Etats-Unis, les études de surveillance biologique ont révélé une diminution dans le temps des concentrations médianes de bêta-HCH dans les échantillons de tissus adipeux humains autopsiés (de 0,45 ppm en 1970 à 0,16 ppm depuis 1981) (ATSDR, 2005).

Une comparaison entre les différents compartiments du corps a montré que les valeurs médianes étaient de 0,13 ng/g dans le sang entier et de 18 ng/g dans les tissus adipeux. Aux Etats-Unis, d'après les National Reports on Human Exposure to Environmental Chemicals, les taux sériques de bêta-HCH de la population sont en baisse depuis 1970. Dans toutes les tranches d'âge examinées (12 ans et plus), le 95^e percentile des taux sériques de bêta-HCH rapportés au poids des lipides est tombé de 68,9 en 1999-2000 à 43,3 ng/g en 2001-2002. Chez les femmes, les concentrations étaient plus élevées (54,5 ng/g en 2001-2002 contre 29,2 ng/g pour les hommes). Les plus fortes concentrations ont été trouvées chez la population d'origine mexicaine (84,4 ng/g). Dans la tranche d'âge des 12 à 19 ans, les taux étaient relativement faibles (8,44 ng/g) (CDC, 2005). Des accroissements en rapport avec l'âge ont été constatés dans le cadre de plusieurs études et documentés par la Commission allemande de surveillance biologique (Ewers et al., 1999).

Des taux comparativement élevés ont été mesurés dans des échantillons de sérum sanguin humain en provenance de Roumanie. Le bêta-HCH était présent dans tous les échantillons (n = 142), à des concentrations comprises entre 38 et 11 690 ng/g (valeur médiane de 923 ng/g) (Dirtu et al., 2006). Des niveaux élevés ont en outre été signalés en Inde à cause des produits utilisés en agriculture et dans la lutte contre le paludisme. Les échantillons de sérum sanguin et de tissus adipeux collectés dans ce pays contenaient des concentrations de bêta-HCH allant jusqu'à 0,02 et, respectivement, 0,18 mg/kg (Nair et Pillai, 1992).

2.3.4.2 Populations autochtones

Les teneurs en bêta-HCH (moyennes arithmétiques dans le cas de l'Alaska et moyennes géométriques pour le reste) des échantillons de plasma sanguin maternel collectés chez les autochtones de différentes régions de l'Arctique ont été de 0,04 à 0,11 µg/l au Canada, de 0,07 à 0,56 µg/l au Groenland, de 0,12 à 0,53 µg/l en Alaska, de 0,31 à 3,1 µg/l dans l'Arctique russe (avec un maximum de 11,6 µg/l), de 0,16 à 0,21 µg/l en Islande, de 0,05 à 0,09 µg/l en Norvège, Finlande et Suède, et de 0,11 µg/l aux îles Féroé (PSEA, 2004). C'est chez les autochtones de l'Arctique russe que les taux sanguins les plus élevés ont été enregistrés.

Des enquêtes comparatives sur les teneurs en bêta-HCH du sang maternel et du sang de cordon ombilical chez les autochtones de l'Arctique russe ont montré que celles-ci dépendaient en grande partie du lieu de résidence. Dans le district le plus pollué (celui de Chutkotsky), les taux (µg/l de plasma, moyenne géométrique et fourchette) étaient de 2,0 (0,6 – 0,7) pour le sang maternel et de 0,8 (indétectable – 8,0) pour le sang de cordon ombilical (PSEA, 2004 :2). Les variations de la charge corporelle chez les populations autochtones pourraient également être dues aux sources locales et aux différences au plan de la consommation d'aliments provenant de la mer (PSEA, 2004 :2).

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 au bêta-HCH. Il est bien établi que chez l'homme, une exposition à ce dernier par transfert placentaire est possible (ATSDR, 2005; Falcon et al., 2004; Shen et al., 2006). Étant lipophile, le bêta-HCH s'accumule dans les tissus adipeux et le lait maternel. Cette autre voie d'exposition intéresse les enfants (USEPA, 2000). Le tableau 2 donne une liste d'études portant sur la présence de bêta-HCH dans le lait maternel. Il a pu être démontré que les restrictions imposées sur l'usage de cette substance ont entraîné une diminution constante des concentrations.

On peut conclure que les concentrations de bêta-HCH dans le lait maternel dépendent en grande partie de l'exposition. Elles sont très faibles dans certaines régions comme la Pologne (13 ng/g) et très élevées dans d'autres comme la Russie, l'Ukraine et la Roumanie (valeurs pouvant aller au-delà de 800 ng/g). Plusieurs pays d'Europe de l'Est et, de manière générale, les pays en développement font partie de ce deuxième groupe. Des concentrations particulièrement élevées ont été signalées en Inde et en Chine (Wong et al., 2002). Les cueilleuses de coton du Pakistan présentaient également des valeurs extrêmement élevées (PNUE, 2003).

En raison de la bioaccumulation dans les réseaux alimentaires, on a, de même, trouvé des taux importants de bêta-HCH dans le lait maternel des femmes autochtones des régions arctiques.

Tableau 2. Concentrations de bêta-HCH dans le lait maternel

Pays/région	Concentrations (par rapport au poids de lipides)	Observations	Sources	Année
Allemagne	0,12 mg/kg	Début du programme de surveillance, 1984	Fürst et al. in EFSA, 2005	1984
Allemagne	0,02 mg/kg	Surveillance continue depuis 1984	Fürst et al. in EFSA, 2005	2001
Espagne	0,24 µg/g	51 échantillons	Hernandez et al. in Wong, 2002	1991
Canada	0,6-0,8ng/g	Concentration moins élevée : population des régions aux	Mes et Malcolm in ATDSR, 2005	1992

Pays/région	Concentrations (par rapport au poids de lipides)	Observations	Sources	Année
		alentours des Grands Lacs		
Canada	0,02 µg/g	497 échantillons	Newsome et Ryan in Wong, 2002	1992
Brésil	0,27 µg/g	40 échantillons	Paumgarten et al. in Wong, 2002	1992
Russie Murmansk	853 ng/g	15 échantillons	Polder et al. in Dirtu, 2006	1993
Russie Nonchegorsk	740 ng/g	15 échantillons	Polder et al. in Dirtu, 2006	1993
Ukraine	731 ng/g	200 échantillons	Gladen et al. in Dirtu, 2006	1993-1994
République tchèque	71 ng/g	17 échantillons	Schoula et al. in Dirtu, 2006	1993-1994
Kazakhstan	2,21 µg/g	33-76 échantillons	Hooper et al., in Won, 2002	1994
Russie sibérienne	40 - 142 µg/kg (moyennes géométriques)	Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique	Klopov et al. 1998, 2000 in AMAP 2004	1994-1995
Nord de la Russie	120 -401 µg/kg (moyennes géométriques)	Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique	Polder et al. in AMAP 2004	1994-1995
Australie	0,35 µg/kg	60 échantillons	Quinsey et al in Wong, 2002	1995
Afrique, Ouganda	0,005-0,25 mg/kg.	-	Ejobi et al. In ATDSR, 2005	1996
Inde	8,83 µg/kg	Delhi, tranche d'âge des 20-30 ans 61 échantillons	Banerjee et al. in Wong, 2002	1997
Inde	0,022 – 0,078 mg/kg	Région de lutte antipaludique	Dua et al. in ATDSR, 2005	1997
Pakistan	0 – 0,90 mg/kg	Cueilleuses de coton	Masud et Parveen, 1998 in UNEP, 2003	1998
Nairobi, Kenya	0,0830-0,026 mg/kg	Population urbaine	Kinyamu et al.	1998
Japon, Osaka,	5,43 µg/g	Consommation estimée du Japon : 400 000 tonnes	Konishi et al. 2001	1972
Japon, Osaka,	0,21 µg/g	Interdiction de l'utilisation de composés organochlorés dans les années 70	Konishi et al. 2001	1998
Roumanie, Iassay	640 ng/g	19 échantillons	Covaci et al. in Dirtu, 2006	2000

Pays/région	Concentrations (par rapport au poids de lipides)	Observations	Sources	Année
République tchèque	56 ng/g	43 échantillons	Cajka et Hajslova in Dirtu, 2006	2000
Chine, Hong Kong	15,96 µg/g	Usage agricole non réglementé	Wong et al. 2002	1985
Chine, Hong Kong	0,95 µg/g	115 échantillons	Wong et al. 2002	1999
Chine, Guangzhou	1,11 µg/g	54 échantillons	Wong et al. 2002	2000
Turquie	149 ng/g	37 échantillons	Erdoorul et al. in Dirtu, 2006	2003
Pologne	13 ng/g	22 échantillons	Jaraczewska et al. in Dirtu, 2006	2004
Suède, Copenhague	13,64/12,29 ng/g	Cas/Contrôles Etude sur la cryptorchidie	Daamgard et al.	2006

2.3.6 Biodisponibilité

Le bêta-HCH se lie modérément aux matières organiques dans l'environnement. Son absorption par les plantes et la présence de résidus dans la végétation ainsi que dans l'alimentation humaine et dans les aliments pour animaux sont bien documentées (Willet et al. 1998; ATSDR, 2005; EFSA, 2005). Bien qu'on pense qu'il n'est pas très mobile dans le sol, des cas de contamination des eaux souterraines se sont déjà produits par le passé.

Dans le biote, le bêta-HCH s'accumule sélectivement dans certains tissus (foie, muscles, graisses, etc.) et s'attaque à de nombreux organes (Willet et al., 1998). On peut en conclure qu'il est biodisponible dans l'environnement et le biote.

2.4 Evaluation des dangers du point de vue des effets préoccupants

2.4.1 Santé humaine

Les informations relatives à la toxicité du bêta-HCH proviennent essentiellement d'études expérimentales sur des animaux. Comparées à celles qu'on possède sur le lindane, les données disponibles sont limitées, en particulier pour ce qui concerne les êtres humains, du fait que c'est surtout avec le HCH de qualité technique et le lindane que l'on entre en contact dans le cadre professionnel.

Le bêta-HCH a fait l'objet d'études portant sur sa toxicité aiguë ou à court terme et subchronique ainsi que chronique par voie orale et d'un nombre limité d'études de reprotoxicité mais aucune étude de sa toxicité par inhalation et par application cutanée n'a encore été effectuée. Par ailleurs, 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 du point de vue de l'évaluation des dangers. Pour les autres études et toute information supplémentaire, on est prié de se reporter aux profils toxicologiques plus complets établis par le PISC (1992), l'ATSDR (2005) et l'USEPA (2006).

Toxicité aiguë / neurotoxicité : D'après le PISC (1992), la fourchette des concentrations produisant des effets toxiques aigus létaux va de 150 mg/kg à plus de 16 000 mg/kg pour les souris et de 600 mg/kg à plus de 8 000 mg/kg pour les rats. Les symptômes de l'intoxication aiguë sont des troubles du système nerveux : excitation, posture voûtée, fourrure rêche, dyspnée, anorexie, tremblements, convulsions et crampes.

Toxicité subchronique : Les effets de l'exposition orale au bêta-HCH sur les rats ont été examinés au cours d'une étude de 13 semaines utilisant des doses de 0, 2, 10, 50, et 250 mg/kg de nourriture. Des effets sur le foie ont été observés

dans tous les cas. La dose la plus élevée (250 mg/kg de nourriture) a conduit chez la moitié des animaux à une ataxie suivie d'une inactivité progressive aboutissant au coma et à la mort. Au nombre des effets constatés, on cite l'inhibition de la croissance, la réduction du nombre des globules rouges et blancs du sang, l'induction d'enzymes hépatiques, et des effets sur le foie (accroissement du poids et hypertrophie centrolobulaire du foie). Une réduction du poids du thymus (aux doses de 50 et 250 g/kg) et une atrophie des testicules se sont également produites. Chez les femelles, on a observé une atrophie des ovaires avec perturbation de l'oogenèse et hyperplasie focale ainsi que des modifications de l'épithélium de l'endomètre, qui ont été interprétées comme des signes d'une éventuelle action œstrogénique (van Velsen, 1986). Une CSENO de 2 mg/kg de nourriture, l'équivalent de 0,1 mg/kg de poids corporel/jour, a été déterminée (IPCS, 1992; EFSA, 2005).

Toxicité chronique : Au cours d'une étude à long terme d'une durée de 52 semaines, l'administration de doses de 0, 10, 100 et 800 mg/kg de nourriture (soit 0,5, 5 et 40 mg/kg de poids corporel/jour) à des rats a provoqué des hypertrophies et des modifications histopathologiques du foie. Presque tous sont morts. La CMENO a été de 10 mg/kg de nourriture (Fitzhugh et al., 1950).

Une étude de reproduction sur deux générations utilisant des rats a révélé que la dose de 10 mg/kg de nourriture entraîne une mortalité accrue et l'infertilité. La CSENO a été de 2 mg/kg de nourriture, c'est-à-dire 0,1 mg/kg de poids corporel/jour (van Velsen in IPCS, 1992).

Génotoxicité : Le bêta-HCH n'a exercé aucun effet mutagène sur les bactéries *Salmonella typhimurium* (souches TA 98, TA 100, TA 1535 et TA 1537), que ce soit avec ou sans activation métabolique, ni occasionné de dommages à leur ADN. Une étude in vivo portant sur les aberrations chromosomiques dans les cellules de la moelle osseuse chez les rats a produit des résultats positifs (EFSA, 2005).

Cancérogénicité : Les études portant sur la cancérogénicité du bêta-HCH sont peu nombreuses. Un certain nombre d'études utilisant des souris ont été effectuées mais leur valeur est limitée en raison, d'une part, de leur trop courte durée – conséquence de la mortalité élevée – et, d'autre part, de l'absence d'évaluations histopathologiques. Les études portant sur des rats ont été inadéquates à cause de la mortalité élevée et du nombre peu élevé des animaux utilisés. Une des études faites sur des souris se prête à une évaluation de la cancérogénicité de la substance. L'administration de 200 mg/kg de nourriture (40 mg/kg de poids corporel/jour) pendant 110 semaines a provoqué une hypertrophie ainsi que des modifications hyperplasiques et un accroissement des cas de tumeurs bénignes et malignes du foie. Administrées sur une durée de 32 semaines, les doses de 0, 100, 300 et 600 mg/kg de nourriture ont, toutes, produit des effets hépatotoxiques et des proliférations atypiques des cellules hépatiques (IPCS, 1992). Au cours d'une étude de 24 semaines avec des doses de 0, 50, 100, 200 et 500 mg/kg de nourriture, on a observé aux doses les plus élevées l'apparition de tumeurs et une hyperplasie nodulaire du foie (IPCS, 1992). Un effet cancérogène sur le foie a été observé à la dose journalière de 34 mg/kg au cours d'une étude d'une durée de 26 mois (ATSDR, 2005). Compte tenu de ces résultats, l'IRIS (Integrated Risk Information System) a classé le bêta-HCH comme potentiellement cancérogène pour l'homme. Lors des études sur la manière dont il exerce son action cancérogène, le bêta-HCH n'a pas fait preuve d'un potentiel manifeste de déclenchement de cette dernière. Son action hépatocancérogène avec des PCB comme promoteurs tumoraux a été démontrée par une étude (ATSDR, 2005). On a avancé l'hypothèse que la réaction tumorale qu'il suscite est vraisemblablement le résultat d'un mécanisme non génotoxique (IPCS, 1992). Il a été établi qu'il favorise l'apparition de tumeurs.

Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) a classé le bêta-HCH dans le groupe 2B (indications limitées de cancérogénicité). On a observé entre l'exposition au bêta-HCH et le cancer une corrélation positive qui, de l'avis du Groupe de travail, peut vraisemblablement s'interpréter comme étant un lien de causalité, mais la possibilité qu'elle soit due au hasard, à la subjectivité ou à une confusion ne peut pas être exclue. L'USEPA a classé le HCH technique et l'alpha-HCH comme probablement cancérogènes et le bêta-HCH comme potentiellement cancérogène pour l'homme (ATSDR, 2005). 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).

Toxicité à médiation endocrinienne : Chez les rats et souris mâles, des modifications dégénératives des tissus reproducteurs et des anomalies du sperme se seraient produites après exposition au bêta-HCH. Dans le cadre d'une étude de 13 semaines sur des rats Wistar nourris d'aliments contenant du bêta-HCH à des concentrations de 0, 50 et 150 mg/kg, la dose de 150 mg/kg de nourriture a provoqué une atrophie des testicules chez les mâles et un accroissement du poids de l'utérus chez les femelles ainsi qu'un ralentissement de la prise de poids (PISC, 1992). Plusieurs autres études ont fait état de réductions du nombre de spermatozoïdes, d'anomalies du sperme et d'effets histologiques sur les testicules ainsi que sur l'utérus après exposition à de fortes doses.

Des études sur des animaux ainsi qu'une étude sur des cellules MCF-7 ont montré que le bêta-HCH exerce de faibles

effets œstrogéniques.

Reprotoxicité : Le traitement au bêta-HCH a produit des effets reprotoxiques chez des rongeurs utilisés en laboratoire et des visons (atrophie ovarienne, accroissement de la durée du cycle œstral, perturbation du cycle ovarien et diminution du taux d'ovulation chez les femelles, et réduction du nombre de spermatozoïdes et/ou de spermatides, dégénération des tubes séminifères et atrophie testiculaire chez les mâles). Des effets embryotoxiques ont également été observés (ATSDR, 2005).

Il a été prouvé qu'administré aux rattes à la dose de 20 mg/kg/jour, le bêta-HCH accroît le taux de décès de leur progéniture au cours des cinq premiers jours de vie (USEPA, 2006).

Immunotoxicité : Les souris traitées par voie orale avec du bêta-HCH (60 mg/kg/j) pendant 30 jours ont montré une diminution des réactions lymphoprolifératives des lymphocytes T aux mitogènes ainsi qu'une réduction des activités cytolytiques des cellules tueuses naturelles. La CSENO a été de 20 mg/kg/j (USEPA, 2006). La dose de 22,5-25 mg/kg/j a provoqué une atrophie corticale du thymus (van Velsen et al., 1986).

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. Bien que le bêta-HCH ne soit qu'un constituant mineur du HCH technique, il atteint des concentrations plus élevées et persiste plus longtemps que l'alpha- et le gamma-HCH dans le sérum sanguin, représentant entre 60 et 100 % de tous les HCH qui s'y trouvent (0,07 – 0,72 ppm). Chez les travailleurs exposés, il a causé les effets suivants : 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.

Les taux sanguins de bêta-HCH des femmes qui ont fait une fausse couche étaient plus élevés que ceux des femmes d'un groupe de contrôle. Toutefois, il n'a pas été possible d'établir une relation causale car les concentrations de plusieurs autres pesticides organochlorés étaient également plus élevées chez ces femmes (Gerhard, 1999).

Plusieurs études épidémiologiques se sont penchées sur la possibilité d'un lien entre l'exposition humaine au HCH et le cancer du sein. La plupart d'entre elles ont montré que la corrélation était faible ou statistiquement peu significative. Une tendance non significative entre le taux sérique de bêta-HCH et le risque de cancer a également été observée au cours du suivi sur une période de 17 ans d'une étude portant sur une cohorte de résidents de la ville de Copenhague (Hoyer et al., 1998). Les taux sanguins de bêta-HCH des femmes de la tranche d'âge des 31 à 50 ans atteintes de cancer du sein étaient plus élevés que ceux des autres femmes (Mathur et al., 2002). Une étude chinoise (article en chinois) a fait état d'un rapport significatif entre les taux sanguins de bêta-HCH et le cancer du sein chez les femmes qui ne sont pas encore arrivées à la ménopause (Li et al., 2006).

Une autre étude s'est penchée sur l'existence possible d'un lien entre les concentrations de divers pesticides organochlorés, dont le bêta-HCH, dans le lait maternel et la cryptorchidie. Les taux de bêta-HCH des échantillons de lait étudiés étaient mesurables mais n'étaient pas statistiquement beaucoup plus élevés que ceux des échantillons de contrôle. Une analyse statistique combinée des huit pesticides persistants les plus abondants, dont le bêta-HCH, a montré que les concentrations de pesticides dans le lait étaient sensiblement plus élevées chez les mères des garçons atteints de cryptorchidie (Damgaard et al., 2006).

2.4.1.1 Caractérisation des risques :

Une évaluation entreprise en 2006 par l'agence américaine pour la protection de l'environnement (USEPA) a indiqué la possibilité d'un risque d'exposition aux isomères alpha et bêta du HCH par le biais de l'alimentation chez les communautés de l'Alaska et d'autres régions circumpolaires qui dépendent d'animaux comme le caribou, le phoque et la baleine pour leur subsistance. Le profil de consommation (doses absorbées) est établi à partir des informations sur les quantités d'aliments de subsistance collectées par près de 180 communautés fournies par la base de données de l'Alaska Department of Fish and Game Division of Subsistence (Community Profile Database, version 3.11, 27 mars 2001 - données couvrant la période 1990 - 2001, USEPA, 2006).

Les doses ingérées par les habitants de cette région ont été estimées à 0,00043 – 0,0032 mg/kg de poids corporel/jour pour les adultes, 0,0014 – 0,019 mg/kg de poids corporel/jour pour les enfants de 1 à 6 ans, et 0,00048 – 0,0036 mg/kg

de poids corporel/jour pour les enfants de 7 à 12 ans. Le risque est exprimé en pourcentage d'une dose maximale acceptable ou d'une dose de référence. Il devient préoccupant à partir de 100 % de la dose de référence (USEPA, 2006). La valeur de la dose de référence en toxicité aiguë par voie orale est de 0,05 mg/kg/j. La dose de référence pour une exposition de durée intermédiaire est calculée à partir de la CMENO de 0,18 mg/kg/j déterminée lors d'une étude de toxicité subchronique menée sur des rats, en appliquant un facteur d'incertitude de 300 (ATSDR, 2005). L'USEPA a obtenu la dose de référence en toxicité chronique en y ajoutant un autre facteur d'incertitude de 10 pour l'exposition chronique, ce qui a donné le chiffre de 0,00006 mg/kg/j. L'Institut national pour la santé publique et l'environnement (RIVM) des Pays-Bas a trouvé une dose de référence de 0,00002 mg/kg/j en exposition chronique par voie orale, valeur calculée sur la base de la CSENO de 0,02 mg/kg/j pour l'infertilité qui a été déterminée au cours de deux études de la reprotoxicité semi-chronique orale menées sur des rats, en appliquant un facteur d'incertitude de 1000 (RIVM, 2001 in USEPA, 2006). Le risque devient préoccupant lorsque sa valeur dépasse 100 % de la dose de référence. 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, même à son niveau le plus bas, l'exposition chronique estimée dépasse le seuil de préoccupation. Les estimations des risques de cancer liés à l'ingestion de bêta-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 620 et 4 700 pour les hommes, entre 720 et 5 300 pour les femmes, entre 2 300 et 17 000 pour les enfants de 1 à 6 ans et entre 800 et 6 000 pour les enfants de 7 à 12 ans. Les risques estimés de cancer vont de $6,7 \cdot 10^{-4}$ à $5,0 \cdot 10^{-3}$ pour les hommes et de $7,7 \cdot 10^{-4}$ à $5,8 \cdot 10^{-3}$ pour les femmes. Il convient de noter que le chiffre généralement accepté de pour les risques de cancer est de $1 \cdot 10^{-6}$. Bien que les estimations précédentes soient très prudentes 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. Il faut aussi savoir que la dose de référence en ce qui concerne les effets sur la fertilité (RIVM, 2001 in USEPA, 2006) est remarquablement faible et qu'elle serait dépassée d'encore plus loin.

Comme le bêta-HCH est présent dans le sang de cordon ombilical et le lait maternel, la possibilité d'une exposition pré- et postnatale des bébés à ses effets reprotoxiques existe (USEPA, 2000). Si, comme exposé dans l'étude réalisée par Nair et al. (1996), la teneur en bêta-HCH du lait maternel est de 0,198 mg/l, la dose absorbée serait de 0,1386 mg/l (pour une consommation de 700 ml), une valeur qui est près de 100 fois plus élevée que la dose acceptable de 0,0015 mg pour un enfant de 5 kg et qui représente presque le tiers de la CMENO relevée lors des études sur des animaux (Pohl et Tylenda, 2000). Le calcul de la dose de référence par la méthode de l'USEPA donnerait une valeur encore plus faible pour la dose acceptable dans le cas d'un enfant de 5 kg (0,0003 mg/kg); la dose absorbée serait alors 462 fois plus élevée que la dose de référence. Les doses absorbées dans les autres régions par le biais de la nourriture et, en particulier, du lait maternel sont également très préoccupantes.

Cela dit, il faut prendre en considération la valeur sociale, culturelle, spirituelle et économique exceptionnelle des aliments traditionnels et faire de vigoureux efforts pour réduire au minimum leurs teneurs en bêta-HCH (CACAR, 2003).

2.4.2 Environnement

Le bêta-HCH présente une toxicité aiguë élevée pour les organismes aquatiques. La comparaison des concentrations efficaces montre que les poissons sont, comparés aux algues et aux daphnies, les plus sensibles à ses effets (PISC, 1992). Une CL_{50} d'environ 1,7 mg/l a été déterminée au cours d'un essai de toxicité aiguë d'une durée de 96 h effectué sur des danios zébrés et des néons (Oliveira-Filho et Paumgarten, 1997). Le PISC (1992) a fait état d'une CE_{50} de 47 µg/l (96 h) en ce qui concerne les modifications du comportement chez les poissons et d'une CL_{50} de 0,9 mg/l (48 h) pour le guppy. Une CSEO de 32 µg/l chez les jeunes guppys a été déterminée lors d'une étude de toxicité prolongée portant, entre autres, sur les modifications histopathologiques (Wester et Canton, 1991). Le bêta-HCH a exercé des effets œstrogéniques se manifestant par des perturbations de la vitellogenèse, une atrophie des testicules, L'hermaphrodisme chez les mâles et des modifications pituitaires.

Il semble que le bêta-HCH n'est pas très toxique pour les oiseaux (PISC, 1992) mais qu'il peut affecter leur reproduction. Chez les oiseaux femelles fortement contaminés par des composés organochlorés, dont le bêta-HCH, les deux premiers poussins de la couvée avaient une plus mauvaise condition physique (PSEA, 2004).

Les données issues de la surveillance des ours polaires du Svalbard ont révélé une corrélation négative notable entre les concentrations de rétinol et celles de HCH (PSEA, 2004). Le rétinol est essentiel pour la reproduction, le développement embryonnaire et fœtal, la vision, la croissance, la différenciation et l'entretien des tissus.

3. Synthèse des informations

Le HCH technique, un mélange de cinq isomères stables du HCH qui contient de 5 à 14 % de bêta-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 du bêta-HCH permettent sa « condensation froide » à l'échelle mondiale mais son mode de propagation dans l'environnement est différent de celui de l'alpha-HCH. Les raisons de cette divergence pourraient être sa plus grande stabilité physique et métabolique, sa plus grande solubilité dans l'eau ainsi que dans l'octanol, sa constante de Henry moins élevée et son coefficient de partage octanol-eau relativement important qui favorise sa sorption sur les phases organiques.

D'après les données disponibles, le bêta-HCH peut être considéré comme persistant dans l'environnement. Bien qu'il se prête à une dégradation biologique par diverses souches microbiennes si les conditions sont favorables, les vitesses de dégradation observées lors des expériences sur le terrain sont faibles, ce qui signifie que son élimination dans les conditions naturelles se fait très lentement. Plusieurs études ont montré que les résidus de bêta-HCH restent pendant des années dans les sols contaminés. La DT_{50} n'a été déterminée que pour des sols cultivés et non cultivés, dans des conditions climatiques subtropicales, qui ont donné des valeurs de 100 et 184 jours. En plus de la dégradation et de l'absorption par les plantes, il est possible que la volatilisation et la lixiviation aient également joué un rôle dans l'élimination du bêta-HCH lors de cette étude.

Les données de surveillance en provenance de régions très éloignées des sources prouvent clairement la propagation à longue distance du bêta-HCH. On pense qu'il est transporté jusqu'en Arctique par les courants marins passant par le détroit de Béring après avoir été déposé par les précipitations ou transféré à partir de l'atmosphère dans les eaux de l'océan Pacifique septentrional.

En laboratoire, le facteur de bioconcentration du bêta-HCH chez les poissons (corps entier) a été de 1 460. Toutefois, plusieurs études sur le terrain des réseaux alimentaires marins de l'Arctique laissent entendre qu'il pourrait s'accumuler à des concentrations élevées dans les niveaux trophiques supérieurs (c'est-à-dire chez les mammifères et les oiseaux marins). En effet, ses facteurs de bioamplification et d'amplification le long de la chaîne alimentaire sont supérieurs à 1. Les études ont en outre montré que le bêta-HCH est présent dans le lait des femmes autochtones fortement exposées à cette substance de par leur alimentation. Son important potentiel de bioaccumulation est donc bien documenté.

Il a été établi que le bêta-HCH produit des effets neurotoxiques, hépatotoxiques, reprotoxiques et immunosuppresseurs sur les animaux de laboratoire, affectant par ailleurs leur fertilité ainsi que leur reproduction.

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, ce qui pourrait avoir des incidences sur une grande variété de fonctions biologiques.

Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) a classé le bêta-HCH dans le groupe 2B, parmi les produits potentiellement cancérogènes pour l'homme. Plusieurs études épidémiologiques indiquent qu'il pourrait être un facteur de cancer du sein chez les êtres humains. On sait qu'il est, pour le moins, un promoteur tumoral. Il est susceptible d'exercer un effet nuisible sur la santé humaine aussi bien dans les zones contaminées que dans les régions arctiques. Vu les données disponibles concernant sa toxicité, on peut conclure que les concentrations actuelles de bêta-HCH dans la nourriture des habitants et dans le lait maternel des femmes de ces régions sont problématiques. L'estimation du risque de cancer donnée par l'EPA, bien que très prudente, semble très élevée (entre $5,0 \cdot 10^{-3}$ et $7,7 \cdot 10^{-4}$).

Il faut tenir compte du fait que les populations et le biote de l'Arctique sont également exposés à une grande variété d'autres substances toxiques persistantes, dont les effets pourraient s'ajouter à ceux du bêta-HCH. Néanmoins, il convient de souligner que les aliments traditionnels possèdent une valeur sociale, culturelle, spirituelle et économique exceptionnelle et qu'il est, par conséquent, fortement recommandé d'éviter les aliments dont la teneur en bêta-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 à ce jour un problème mondial et contribuent aux rejets d'isomères du HCH dans l'environnement.

Le bêta-HCH est persistant et est présent dans tous les compartiments de l'environnement; les concentrations de cette substance dans les chaînes alimentaires terrestres et aquatiques sont, en particulier, préoccupantes du point de vue de la santé humaine. Un niveau d'exposition élevé est prévisible dans les zones polluées qui existent encore de par le monde en raison de sa propagation à longue distance.

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, le bêta-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: Human Health in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway 2003.

AMAP: Persistent Toxic Substances, Food Security and Indigenous Peoples of the Russian North Final Report. Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo, Norway, AMAP Report 2004:2 2004.

AMAP: Arctic Monitoring and Assessment Programme 2002: Persistent Organic Pollutants in the Arctic. Oslo, Norway, 2004.

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].

Bakore N., John P.J., Bhatnagar P.: Organochlorine pesticide residues in wheat and drinking water samples from Jaipur, Rajasthan, India. *Environ Monit Assess.* 98 (1-3), 2004, p. 381-9.

Baumann K., Angerer J., Heinrich R., Lehnert G: Occupational exposure to hexachlorocyclohexane. Body burden of HCH isomers. *Int Arch Occup Environ Health.* 47 (2), 1980, p. 119-27.

Blake A.: The Next Generation of POPs: PBDEs and Lindane, Working Group of the International POPs Elimination Network (IPEN). 2005. [<http://www.oztoxics.org/ipepweb/egg/New%20POPs.html> (pp:11) 2007-08-02]

Bidleman T.F., Kylin H., Januntunen L.M., Helm P.A., Macdonald R.W.: 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.

Bhatt P., Kumar M.S., Chakrabarti T.: Assessment of bioremediation possibilities of technical grade hexachlorocyclohexane (tech-HCH) contaminated soils. *J Hazard Mater.* 137, 2006.

Brevik K., Pacyna J. M., Münch J.: Use of alpha-, beta- and gamma-hexachlorocyclohexane in Europe, 1970-1996. *Sci. Total Environ.* 239 (1-3), 1999, p. 151-163.

Buser H.F.; Müller M.: Isomer and Enantioselective Degradation of Hexachlorocyclohexane Isomers in Sewage Sludge under Anaerobic Conditions. *Environmental Science and Technology.* 29, 1995, p. 664-672.

Bustnes J.O., Helberg M., Strann K.B., Skaare J.U.: Environmental pollutants in endangered vs. increasing subspecies of the lesser black-backed gull on the Norwegian coast. *Environmental Pollution* 144, 2006, p. 893-901.

Butte W., Fox K., Zauke G.P.: 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.

CDC: National Report on Human Exposure to Environmental Chemicals. Third National Report. Department of Health and Human Services Centers for Disease Control and Prevention, 2005.

Chessells M.J., Hawker D.W., Connell D.W. and Papajcsik I.A.: 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.

Czech Republic: Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention. February 2007.

Damgaard IN., Skakkebaek NE., Toppari J., Virtanen HE., Shen H., Schramm KW., Petersen JH., Jensen TK., Main KM.: Persistent pesticides in human breast milk and cryptorchidism. *Environ Health Perspect.* 114, 2006, p. 1133-1138.

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,
[\[http://www.efsa.europa.eu/etc/medialib/efsa/science/contam/contam_opinions/1039.Par.0001.File.dat/contam_op_ej250_hexachlorocyclohexanes_en2.pdf\]](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]

Ewers U., Krause C., Schulz C., Wilhelm M.: Reference values and human biological monitoring values for environmental toxins. Report on the work and recommendations of the Commission on Human Biological Monitoring of the German Federal Environmental Agency. *Int. Arch Occup Environ Health*, 72 (4), 1999, p. 255-260.

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. *Reproductive Toxicology* 1993, p. 167-83.

Germany: Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention. February 2007.

Gupta A., Kaushik C.P., Kaushik A.: Degradation of hexachlorocyclohexane (HCH; α , β , γ and δ) by *Bacillus circulans* and *Bacillus brevis* isolated from soil contaminated with HCH. *Soil Biology & Biochemistry* 32 (11), 2000, pp. 1803-1805(3).

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), 2003, 509-22.

Hoekstra PF., O'Hara TM., Pallant SJ. and 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.

Hoyer AP., Grandjean P., Jorgensen T., Brock JW., Hartvig H.B.: Organochlorine exposure and risk of breast cancer. *Lancet.* 352 (9143), 1998, p.1816-20.

HSDB (U.S. National Library of Medicine: Hazardous Substance Database), 2006. [<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/?/temp/~MgLczu:1>; 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.

Japan: Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention. February 2007.

Kelly B.C., Ikonomou M.G., Blair J.D., Mori, A.E., Gobas F.A.P.C.: Food Web-Specific Biomagnification of Persistent Organic Pollutants. *Science* 317, 2007, p. 236-238.

Kinyamu JK., Kanja LW., Skaare JU., Maitho TE.. Levels of organochlorine pesticides residues in milk of urban mothers in Kenya. *Bull Environ Contam Toxicol.* 60(5):1998, 732-8.

Konishi Y., Kuwabara K., Hori S.: Continuous surveillance of organochlorine compounds in human breast milk from 1972 to 1998 in Osaka, Japan. *Arch Environ Contam Toxicol.* 40 (4), 2001, p. 571-8.

Kumar M., Chaudhary P., Dwivedi M., Kumar R., Paul D., Jain RK., Garg SK., Kumar A.: Enhanced Biodegradation of β - and δ -Hexachlorocyclohexane in the Presence of α - and γ -Isomers in Contaminated Soils. *Environ. Sci. Technol.*, 39 (11), 2005, p. 4005 -4011.

Li J., Zhu T., Wang F., Qiu XH., Lin WL.: Observation of organochlorine pesticides in the air of the Mt. Everest region. *Ecotoxicol Environ Saf.* 63 (1), 2006, p. 33-41.

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., Scholtz MT., and van Heyst BJ.: Global Gridded Emission Inventories of Beta-Hexachlorocyclohexane. *Environmental Science & Technology* 37 (16), 2003, p. 3493-3498.

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.

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, JY, Li H, Tao P, Lei FM.: Serum organochlorines pesticides level of non-occupational exposure women and risk of breast cancer: a case-control study. *Wei Sheng Yan Jiu.* 35 (4), 2006, p. 391-4.

Mathur V., Bhatnagar P., Sharma RG., Acharya V., Sexana R.: Breast cancer incidence and exposure to pesticides among women originating from Jaipur. *Environ Int.* 28(5), 2002, p. 331-6.

MacRae IC., Yamaya Y., Yoshida T.: Persistence of hexachlorocyclohexane isomers in soil suspensions. *Soil Biology and Biochemistry*, 16 (3), 1984, pp. 285-286.

Middeldorp PJM., Jaspers M., Zehnder AJB. and Schraa G.: Biotransformation of alpha-, beta-, gamma-, and delta - hexachlorocyclohexane under methanogenic conditions. *Environmental Science and Technology* 30 (7), 1996, pp. 2345-2349.

- 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.
- Muir D., Savinova T., Savinov V., Alexeeva L., Potelov V., Svetochev V.: Bioaccumulation of PCBs and chlorinated pesticides in seals, fishes and invertebrates from the White Sea, Russia. *Sci Total Environ.* 306 (1-3), 2003, p. 111-31.
- 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.
- 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.
- Norway: Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention. February 2007.
- NARAP: The North American Regional Action Plan (NARAP) 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., Paumgarten 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.
- Phillips TM., Seech AG., Lee H., and Trevors JT.: Biodegradation of hexachlorocyclohexane (HCH) by microorganisms. *Biodegradation* 16, 2005, p. 363-392.
- Pohl HR., Tylenda C.A.: Breast-feeding exposure of infants to selected pesticides: a public health viewpoint. *Toxicol Ind.Health* 16, 2000, p. 65-77.
- 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.
- Senthilkumar K., Kannan K., Subramanian A. and Tanabe S: Accumulation of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in sediments, aquatic organisms, birds, bird eggs and bat collected from south India. *Environ Sci Pollut Res Int.* 8 (1), : 2001, p. 35-47.
- Sahu KS., Patnaik K.K., Bhuyan S., Sreedharan B., Kurihara N., Adhya TK., Sethunathan N.: Mineralization of alpha-, gamma-, and beta-Isomers of Hexachlorocyclohexane by a Soil Bacterium under Aerobic Conditions, *J. Agric. Food Chem.* 43, 1995, p. 833-837.
- Sharma P., Raina V., Kumari R., Malhotra S., Dogra C., Kumari H., Kohler HP., Buser HR., Holliger C., Lal, R.: Haloalkane Dehalogenase LinB Is Responsible for beta- and delta-Hexachlorocyclohexane Transformation in *Sphingobium indicum* B90A. *Applied and Environmental Microbiology* 72 (9), 2006, p. 5720-5727.
- 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. and Dhankar JS.: Dissipation of some organochlorine insecticides in cropped and uncropped soil. *Environ Pollut.* 70 (3), 1991, p. 1219-39.
- Stewart DKR., Chisholm D.: Long-term persistence of BHC, DDT and Chlordane in a sandy loam soil. *Can.J.Soil Sci.* 51, 1971, p. 379-383.
- Su Y., Hung H., Blanchard P., Patton GW., Kallenborn R., Konoplev R., Fellin P., Li H., Geen C., Stern G., Rosenberg B., Barrie LA. : Spatial and Seasonal Variations of Hexachlorocyclohexanes (HCHs) and Hexachlorobenzene (HCB) in the Arctic Atmosphere. *Environmental Science and Technology* 40, 2006, p. 6601-6607.

Sun P., Backus S., Blanchard P., Hites RA.: Temporal and spatial trends of Organochlorine pesticides in Great lake precipitation. *Environmental Science and Technology* 40, 2006a, p. 2135-2141.

Sun P., Blanchard P., Brice K., Hites RA.: Atmospheric organochlorine pesticide concentrations near the Great Lakes: temporal and spatial trends. *Environmental Science and Technology* 40, 2006b, p. 6587-6593.

Suzuki M., Yamato Y., Watanabe, T.: Persistence of BHC (1, 2, 3, 4, 5, 6-Hexachlorocyclohexane) and dieldrin residues in field soils. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 14 (5), 1975, p. 520-529.

Switzerland: Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention. February 2007.

TGD: Technical Guidance Document on Risk Assessment, European Communities, 2003. [[http://europa.eu.int; 2007-29-05](http://europa.eu.int;2007-29-05)]

UNEP Chemicals, Regionally Based Assessment of Persistent Toxic Substances, 2003. [[http://www.chem.unep.ch/Pts/gr/Global_Report.pdf; 2007-02-27](http://www.chem.unep.ch/Pts/gr/Global_Report.pdf;2007-02-27)].

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.

USEPA, Assessment of lindane and other hexachlorocyclohexane isomers, 2006. [[http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDS/factsheets/lindane_isomers_fs.htm; 2007-02-27](http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDS/factsheets/lindane_isomers_fs.htm;2007-02-27)].

USEPA Memorandum: Lindane—Report of the FQPA Safety Factor Committee. August 2000: p 3.

van Velsen F.L., Danse L.H., Van Leeuwen F.X., Dormans J.A., Van Logten M.J. The subchronic oral toxicity of the beta-isomer of hexachlorocyclohexane in rats. *Fundam Appl Toxicol.* 6, 4, 1986, 697-712.

van Doesburg W., van Eekert MHA., Middeldorp PJM., Balk M., Schraa G, Stams AJM.: Reductive dechlorination of β -hexachlorocyclohexane (β -HCH) by a Dehalobacter species in coculture with a Sedimentibacter sp. *FEMS Microbiology Ecology* 54 (1), 2005, p. 87–95.

Walker K., Vallero DA. and Lewsi RG.: Factors influencing the distribution of Lindane and other hexachlorocyclohexanes in the environment. *Environmental Science and Technology.* 33 (24), 1999, pp. 4373-78.

Wang Y. et.al. 2006. Investigation of organochlorine pesticides (OCPs) in mollusks collected from coastal sites along the Chinese Bohai Sea from 2002 to 2004. *Environ Pollut.* 146(1), 2007, p. 100-6.

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

Wester PW., Canton JH.: The usefulness of histopathology in aquatic toxicity studies. *Comp Biochem Physiol C.* 100 (1-2), 1991, p. 115-7.

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](http://www.euro.who.int/Document/e78963.pdf;2007-03-10)]

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

Wong C.K., Leung K.M., Poon B.H., Lan C.Y., Wong M.H. Organochlorine hydrocarbons in human breast milk collected in Hong Kong and Guangzhou. *Arch Environ Contam Toxicol.* 43 (3), 2002, p. 364-72.

Wu WZ., Xu Y., Schramm KW. and Kettrup A.: Study of sorption, biodegradation and isomerization of HCH in stimulated sediment/water system. *Chemosphere* 35 (9), 1997, p. 1887-1894.

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.
