



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 révisé des risques liés au chlordécone**

A sa troisième réunion, le Comité d'étude des polluants organiques persistants a révisé et adopté le descriptif des risques liés au chlordécone sur la base de l'ébauche qui figure dans le document UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.2. 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.

# **CHLORDECONE**

## **DESCRIPTIF DES RISQUES**

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

**Novembre 2007**

## TABLE DES MATIERES

Résumé.....	4
1 Introduction.....	5
1.1 Identité chimique de la substance .....	5
1.1.1 Appellations et numéros CAS.....	5
1.1.2 Structure.....	5
1.1.3 Propriétés physico-chimiques.....	5
1.2 Conclusion du Comité d'étude des polluants organiques persistants au sujet des informations requisés à l'Annexe D concernant le chlordécone.....	6
1.3 Sources des données .....	7
1.4 Statut de la substance chimique au regard des conventions internationales.....	7
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 Potentiel de propagation à longue distance dans l'environnement .....	12
2.3 Exposition .....	14
2.3.1 Concentrations dans l'environnement.....	14
2.3.2 Exposition humaine .....	15
2.4 Evaluation des dangers du point de vue des effets préoccupants .....	15
2.4.1 Toxicité.....	15
2.4.2 Ecotoxicité .....	20
3 Synthèse des informations .....	26
4 Conclusion .....	26
Bibliographie.....	27

## Résumé

La Communauté européenne et ceux de ses Etats membres qui sont Parties à la Convention de Stockholm ont proposé l'inclusion du chlordécone dans la liste des substances chimiques visées par cette Convention. Lors de sa réunion de novembre 2005, le Comité d'étude des polluants organiques persistants a conclu que cette substance satisfait aux critères de sélection énoncés dans l'Annexe D de la Convention et qu'il conviendrait d'établir un projet de descriptif des risques aux fins de l'examen plus approfondi de la proposition.

Le chlordécone est un composé organochloré synthétique qui s'utilise principalement en agriculture, comme insecticide, acaricide et fongicide. Il a été produit pour la première fois en 1951 et lancé sur le marché américain en 1958, sous les noms commerciaux de Kepone® et GC-1189. Aux Etats-Unis, il a été disponible jusqu'en 1976. En France, il a été vendu sous le nom commercial de Curlone de 1981 à 1993. Historiquement, le chlordécone a servi dans diverses parties du monde à lutter contre une grande variété d'ennemis des cultures. Il a été utilisé non seulement comme larvicide appliqué à grande échelle dans les plantations de bananes pour lutter contre le charançon du bananier, mais aussi comme fongicide pour traiter la tavelure du pommier et l'oïdium et comme moyen de lutte contre le doryphore, le phytophte des agrumes et les vers fil de fer (larves de taupin) qui attaquent les pommes de terre, le tabac, les glaïeuls et d'autres plantes. Etant donné que le chlordécone s'utilise comme pesticide spécifique, on peut s'attendre à ce que toutes les quantités produites finissent par se retrouver dans l'environnement.

Le chlordécone résiste, selon toute probabilité, à l'hydrolyse en milieu aquatique et à la biodégradation dans le sol. Il est en outre peu sensible à la photodégradation directe. Il est, en conséquence, considéré comme très persistant dans l'environnement. Avec des facteurs de bioconcentration pouvant aller jusqu'à 6 000 pour les algues, à 21 600 pour les invertébrés et à 60 200 pour les poissons, il est par ailleurs estimé, compte tenu des exemples documentés de bioamplification qui existent, qu'il possède un fort potentiel de bioaccumulation et de bioamplification.

Les données disponibles sur la propagation atmosphérique à longue distance du chlordécone gazeux ne sont pas concluantes. Par contre, il est possible que le transport de molécules adsorbées sur des particules en suspension dans l'air ou dans les courants océaniques ainsi que le transport par voie biotique contribuent aussi à sa dispersion jusqu'à des endroits éloignés. En raison de l'absence de données de surveillance, l'évaluation du potentiel de propagation à longue distance du chlordécone a été faite à partir de ses propriétés physico-chimiques et de modèles de transport atmosphérique à longue distance.

Le chlordécone est facilement absorbé par l'organisme et s'accumule dans ce dernier en cas d'exposition prolongée. Des études expérimentales sur des animaux ont montré qu'administré à des doses comprises entre 1 et 10 mg/kg de poids corporel/jour, que ce soit en une seule fois ou de manière répétée, il est toxique pour les systèmes nerveux, immunitaire, reproducteur, musculo-squelettique et hépatique. Chez le rat, il a induit des cancers du foie à une dose de 1 mg/kg de poids corporel par jour, et a produit, à des doses similaires, des effets sur la reproduction. Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) l'a classé comme potentiellement cancérigène pour l'homme (groupe 2B). Le chlordécone est également très toxique pour les organismes aquatiques, en particulier les invertébrés.

Sur la base des informations disponibles, il est probable que le chlordécone peut, du fait de sa propagation atmosphérique à longue distance, avoir des effets nocifs appréciables sur la santé humaine et l'environnement qui justifient la prise de mesures au niveau mondial.

## 1 Introduction

La Communauté européenne et ses Etats membres qui sont Parties à la Convention de Stockholm ont proposé l'inscription du chlordécone à l'Annexe A de la Convention (UNEP/POPS/POPRC.1/6).

Le présent projet de descriptif des risques a été établi suite à la décision adoptée par le Comité d'étude des polluants organiques persistants à sa première réunion, en novembre 2005, de créer un groupe de travail spécial pour examiner la proposition précitée de façon plus approfondie (UNEP/POPS/POPRC.1/10).

Toutes les données présentées dans ce document sont exprimées en unités SI (unités de mesure du système international). Bon nombre d'entre elles ont été obtenues par conversion. Toutes les concentrations sont exprimées par rapport à la masse en kilogrammes ou au volume en litres (par exemple, µg/kg ou ml/l).

### 1.1 Identité chimique de la substance

Le chlordécone est un composé organochloré synthétique qui s'utilise principalement en agriculture, comme insecticide, acaricide et fongicide.

#### 1.1.1 Appellations et numéros CAS

*Appellation CAS :*

1,1a,3,3a,4,5,5,5a,5b,6-décachloro-octahydro-1,3,4-méthéno-2H-cyclobuta[cd]pentalen-2-one

*Synonymes :*

décachloro-pentacyclo[5,2,1,0<sup>2,6</sup>,0<sup>3,9</sup>,0<sup>5,8</sup>]decan-4-one,  
décachloro-octahydro-1,3,4-méthéno-2H,5H cyclobuta[cd]pentalen-2-one  
Décachlorokétone

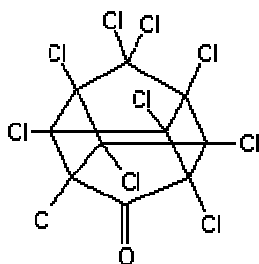
*Appellations commerciales*

GC 1189, Kepone, Merex, ENT 16391, Curlone

*Numéro CAS :*

143-50-0

#### 1.1.2 Structure



Source: <http://webbook.nist.gov>, selon <http://ecb.jrc.it>

Le chlordécone est chimiquement très proche du mirex, autre pesticide déjà inscrit sur la liste de la Convention de Stockholm. Ils se différencient au plan de la structure chimique par le fait que l'oxygène du groupe cétonique du chlordécone est remplacé par deux atomes de chlore dans le mirex.

#### 1.1.3 Propriétés physico-chimiques

Les propriétés physiques et chimiques du chlordécone sont affichées dans le tableau 1.1. On y voit que des divergences importantes existent entre les valeurs données par différentes sources pour certaines propriétés physiques telles que la

pression de vapeur et la solubilité dans l'eau. Ainsi, la constante de la loi de Henry varie d'un ordre de grandeur, selon le type des données utilisées pour la calculer. Les données citées proviennent de sources généralement considérées comme fiables; leur qualité a été vérifiée dans les documents de consensus (inter)nationaux (documents du CIRC, *Health and Safety Guide* et *Environmental Health Criteria* du Programme international sur la sécurité des substances chimiques, et documents de l'Agency for Toxic Substances and Disease Registry des Etats-Unis d'Amérique (US ATSDR)). La qualité des données publiées par Hansch *et al.* et par Howard a, de même, été vérifiée (Pedersen *et al.* 1995).

**Tableau 1.1 Propriétés physiques et chimiques du chlordécone.**

Propriété	Unité	Valeur	Source
Formule brute		C <sub>10</sub> Cl <sub>10</sub> O	
Poids moléculaire	g/mole	490,6	
Aspect à température et pression normales		Solide cristallin de couleur allant du fauve au blanc	CIRC, 1979 <sup>1</sup>
Pression de vapeur	Pa	3,0.10 <sup>-5</sup> (25 °C) < 4,0.10 <sup>-5</sup> (25 °C) 4,0.10 <sup>-5</sup> (25 °C)	Kilzer, l <i>et al.</i> , 1979 <sup>2</sup> CIRC, 1979 <sup>1</sup> HSG 41, PISC, 1990
Solubilité dans l'eau	mg/l	0,35-1,0* 1-2 2,7 (25 °C) 3,0	HSG 41, PISC, 1990 EHC 43, PISC, 1990 Kilzer, l <i>et al.</i> , 1979 <sup>2</sup> Kenaga, 1980
Point de fusion	°C	350; (décomposition)	CIRC, 1979 <sup>1</sup>
Point d'ébullition	°C	Aucune donnée disponible	
Log K <sub>oc</sub>		4,50 5,41	Howard, 1991 <sup>1</sup> Hansch <i>et al.</i> , 1995 <sup>2</sup>
Log K <sub>ac</sub>		-6,69	Scheringer <i>et al.</i> , 2006
Log K <sub>co</sub>		3,38-3,415	Howard, 1991
Constante loi de Henry	Pa m <sup>3</sup> /mol	5,45.10 <sup>-3</sup> , (25 °C) 2,53.10 <sup>-3</sup> (20 °C) 4,9.10 <sup>-3</sup> 2,0.10 <sup>-2</sup>	Calculée <sup>2</sup> Howard, 1991 Calculée <sup>3</sup> Calculée <sup>4</sup>
Constante de réaction avec l'OH atmosphérique	cm <sup>3</sup> /molécule/s	≈ 0 (25 °C) <sup>j</sup>	Meylan & Howard, 1993 <sup>2</sup>

\* Il est possible qu'il s'agisse d'une valeur aberrante. Comme la source (HSG 41 du PISC) ne mentionne pas son origine, il est impossible de la vérifier. Le rapport EHC 43, qui est plus solide, indique la provenance de ses informations et utilise le chiffre de 1-2 mg/l qui est du même ordre de grandeur que ceux qu'on trouve dans les articles ayant fait l'objet d'examen critiques par d'autres experts. L'ATSDR cite la valeur de 3 mg/l trouvée par Kenaga.

1: Extrait du rapport US ATSDR, 1995

2: Extrait de la base de données accessible à l'adresse <http://esc.syrres.com/interkow/webprop.exe>

3: Calculée à partir de la plus grande des valeurs de la solubilité dans l'eau et de la plus petite des valeurs de la pression de vapeur données dans le tableau

4: Calculée à partir de la plus petite des valeurs fiables de la solubilité dans l'eau (1 mg/l) et de la pression de vapeur maximale données dans le tableau

## 1.2 Conclusion du Comité d'étude des polluants organiques persistants au sujet des informations requises à l'Annexe D concernant le chlordécone

Lors de sa réunion tenue du 7 au 11 novembre 2005<sup>1</sup>, le Comité d'étude des polluants organiques persistants a vérifié et constaté, conformément au paragraphe 4 a) de l'article 8 de la Convention de Stockholm, que le chlordécone satisfait aux critères de sélection spécifiés dans l'Annexe D de la Convention. Il a donc décidé, comme prévu au paragraphe 6 de l'article 8 de la Convention et au paragraphe 29 de la décision SC-1/7 de la Conférence des Parties à la Convention de Stockholm de créer un groupe de travail spécial pour examiner la proposition plus avant et établir un projet de descriptif des risques, conformément à l'Annexe E de la Convention. Il a par ailleurs invité, comme stipulé dans le paragraphe 4 a) de

<sup>1</sup> Voir le rapport de la réunion à l'adresse [www.pops.int/documents/meetings/poprc](http://www.pops.int/documents/meetings/poprc)

l'article 8 de la Convention, les Parties et les observateurs à présenter au secrétariat les informations requises à l'Annexe E avant le 27 janvier 2006.

### 1.3 Sources des données

Les données sur lesquelles on s'est basé pour établir ce projet de descriptif des risques proviennent essentiellement des rapports d'étude suivants :

- Environmental Health Criteria (EHC) 43: Chlordecone. Programme international sur la sécurité des substances chimiques (PISC) Programme des Nations Unies pour l'environnement. Organisation internationale du travail. Organisation mondiale de la santé (disponible à l'adresse : <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc43.htm>)
- Health and Safety Guide No. 41, 1990. Programme international sur la sécurité des substances chimiques (PISC) Programme des Nations Unies pour l'environnement. Organisation internationale du travail. Organisation mondiale de la santé (disponible à l'adresse : <http://www.inchem.org/documents/hsg/hsg/hsg041.htm>)
- Toxicological profile for Mirex and Chlordecone. U.S. Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) août 1995 (disponible à l'adresse : <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp66-p.pdf>).

Ces rapports d'étude très complets ont servi de sources principales d'informations sur la substance candidate. Préalablement à la rédaction du présent descriptif des risques, on a procédé à une recherche documentaire détaillée sur le chlordécone. Aucun autre rapport d'évaluation de ce produit n'a été trouvé, ni au niveau international ni à celui des pays individuels. Les textes extraits des documents précédents, qu'ils aient ou non été modifiés, reprennent les références citées dans l'original. Ces références ne figurent pas dans la bibliographie.

Suite à la demande faite par le Comité d'étude des polluants organiques persistants concernant les informations supplémentaires sur le chlordécone stipulées dans l'Annexe E de la Convention, des informations ont été fournies qui provenaient essentiellement des documents publiés. La France a toutefois fourni un rapport établi à l'intention de l'Assemblée Nationale qui portait sur l'histoire de la production et de l'utilisation de chlordécone en Martinique et Guadeloupe (Beaugendre, 2005).

Une recherche d'informations plus récentes a également été effectuée à la bibliothèque de la Technical University of Denmark ainsi que dans la base de données FINDit (mots clés : chlordecone, kepone, merex) et dans des bases de données publiques, dont « Ecotox » (base de données de l'Agence fédérale pour la protection de l'environnement (Etats-Unis), accessible à l'adresse <http://www.epa.gov/ecotox/>), « NITE » (base de données du National Institute of Technology and Evaluation du Japon, accessible à l'adresse <http://www.safe.nite.go.jp/english/db.html>), les Rapports du BUA (<http://www.gdch.de/taetigkeiten/bua/berichte.htm>) et « Chemfate » (base de données sur le devenir écologique de nombreux composés chimiques, accessible à l'adresse <http://www.syrres.com/esc/efdb.htm>). Les termes utilisés pour cette recherche étaient : chlordecone, kepone, et le numéro CAS de la substance, à savoir 143-50-0. On a en outre consulté le site Internet du Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique<sup>2</sup> et le rapport global du PNUE sur l'Evaluation par région des substances toxiques persistantes<sup>3</sup>. La plupart de ces sources n'ont apporté aucune nouvelle information concernant le chlordécone.

### 1.4 Statut de la substance chimique au regard des conventions internationales

Le chlordécone est inscrit à l'Annexe A du Protocole à la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance relatif aux polluants organiques persistants. Les dispositions du Protocole obligent les Parties (actuellement au nombre de 25) à mettre un terme à la production et à l'utilisation de cette substance. Le chlordécone est également inclus dans la liste des substances potentiellement préoccupantes de la convention OSPAR<sup>4</sup>.

La proposition visant à inclure le chlordécone parmi les substances figurant dans la Convention de Rotterdam a été examinée par le Comité d'étude des produits chimiques à sa première réunion en février 2005. Le Comité a convenu que,

<sup>2</sup> <http://www.amap.no/>

<sup>3</sup> [http://www.chem.unep.ch/pts/gr/Global\\_Report.pdf](http://www.chem.unep.ch/pts/gr/Global_Report.pdf)

<sup>4</sup> Le mirex, qui est un composé apparenté, est déjà inclus dans la liste de la Convention de Stockholm. Aussi bien le mirex que le chlordécone sont inclus dans celle du Protocole d'Aarhus sur les pops adopté en 1998 par la CEE-ONU. Les deux sont inscrits sur la liste des substances potentiellement préoccupantes de l'OSPAR.

sur la base des informations dont on disposait actuellement, les notifications présentées par la Suisse et la Thaïlande satisfaisaient à tous les critères de l'Annexe II, sauf celui du paragraphe b) iii)<sup>5</sup>. Il a, en conséquence, conclu qu'on ne pouvait pas, pour l'instant, recommander l'inscription du chlordécone à l'annexe III de la Convention de Rotterdam.

## 2 Informations récapitulatives pertinentes pour le descriptif des risques

### 2.1 Sources

#### 2.1.1 Production

Le chlordécone est fabriqué en faisant réagir de l'hexachlorocyclopentadiène et de l'anhydride sulfurique chauffés et sous pression en présence de pentachlorure d'antimoine comme catalyseur. On fait ensuite subir au produit de réaction une hydrolyse en milieu basique suivie d'une neutralisation à l'acide; le chlordécone est récupéré par centrifugation ou filtrage et séchage à l'air chaud (Epstein 1978) (extrait du rapport US ATSDR, 1995).

Produit pour la première fois en 1951, le chlordécone a été breveté en 1952 et introduit sur le marché américain en 1958 par Allied Chemical, sous les noms commerciaux de Kepone® et GC-1189 (Epstein 1978; Huff et Gerstner 1978). Le chlordécone de qualité technique, qui contenait en règle générale 94,5 % de chlordécone, était disponible aux Etats-Unis jusqu'en 1976 (CIRC 1979). Du chlordécone a également été trouvé dans le mirex de qualité technique à des concentrations allant jusqu'à 2,58 mg/kg ainsi que dans des appâts toxiques imprégnés de mirex, à des concentrations allant jusqu'à 0,25 mg/kg (EPA 1978b; CIRC 1979a) (extrait du rapport US ATSDR, 1995).

#### 2.1.2 Commerce et stocks

Entre 1951 et 1975, les Etats-Unis ont produit environ 1,6 million de kg de chlordécone (Epstein, 1978) (extrait du rapport US ATSDR, 1995). Ils ont arrêté la fabrication de cette substance en 1976. Une entreprise française aurait, un an plus tard, envisagé d'établir une usine de chlordécone en France (anonyme, 1978b), mais on ne dispose d'aucune autre information sur ce projet (adapté du rapport EHC 43, (IPCS, 1984)).

Aucune donnée actualisée n'est disponible sur le volume des importations de chlordécone. Les Etats-Unis ne produisent et n'exportent plus de chlordécone technique depuis 1976. Entre 1951 et 1975, la Allied Chemical Company a exporté de grandes quantités de chlordécone de qualité technique dilué (contenant 80% d'ingrédient actif) vers l'Europe, en particulier l'Allemagne (Epstein 1978), où il servait à fabriquer un adduit, le kélévane. Il s'agit d'un dérivé du chlordécone qui s'utilise aux mêmes fins. Dans l'environnement, le kélévane s'oxyde pour donner du chlordécone, ce qui permet d'envisager son inclusion dans la liste de la Convention de Stockholm, au même titre que ce dernier. Environ 90 à 99% du chlordécone produit durant la période précitée a été exporté vers l'Europe, l'Asie, l'Amérique latine et l'Afrique (DHHS 1985; EPA 1978b) (d'après US ATSDR, 1995). Rien n'indique que le kélévane soit encore produit ou utilisé à l'heure actuelle.

En France, le chlordécone a été commercialisé de 1981 à 1990 par la société De Laguarigue sous la forme d'une spécialité commerciale portant le nom de Curlone. Celle-ci a été employée en Martinique et Guadeloupe après le passage des cyclones Allen en 1979 et David en 1980, qui ont conduit à d'importantes invasions de parasites. La synthèse du chlordécone nécessaire se faisait au Brésil. L'autorisation de vente du Curlone a été retirée par le Ministère de l'agriculture français en 1990 mais l'usage de ce produit a continué jusqu'en 1993 (Beaugendre, 2005). Au Canada, aucun produit contenant du chlordécone n'a plus été homologué comme pesticide à partir de 2000.

#### 2.1.3 Utilisations

Le chlordécone a été couramment utilisé dans les régions tropicales pour lutter contre le charançon du bananier (anonyme, 1978a; Langford, 1978), la seule application ayant trait à la production alimentaire pour laquelle il ait été homologué. Il est considéré efficace contre les insectes phyllophages, mais moins efficace contre les insectes suceurs (Information Canada, 1973). Historiquement, il a servi dans diverses régions du monde à lutter contre une grande variété d'ennemis des cultures. Il peut s'utiliser aussi bien comme larvicide que comme fongicide, pour traiter la tavelure du pommier et l'oïdium (Information Canada, 1973), et comme moyen de lutte contre le doryphore (Motl, 1977), le phytophte des agrumes et les vers fil de fer (larves de taupin) qui attaquent les pommes de terre, le tabac, les glaïeuls et d'autres plantes (Suta, 1978). On l'a

<sup>5</sup> Pour cela, il faut que la documentation fournie prouve que la mesure de réglementation finale est fondée sur une évaluation des risques dans les conditions d'utilisation courantes au sein du pays.



également déjà employé à des concentrations d'environ 0,125 % dans des produits domestiques du genre pièges à fourmis et à cafards (IARC 1979a). Dans les appâts empoisonnés pour fourmis et cafards, la concentration était d'environ 25 % (Epstein 1978) (adapté du rapport EHC 43 (IPCS, 1984) et US ATSDR, 1995)

### 2.1.4 Rejets dans l'environnement

Etant donné que le chlordécone s'utilise comme pesticide spécifique, on peut s'attendre à ce que toutes les quantités produites finissent par se retrouver dans l'environnement. En Martinique et Guadeloupe, on l'a utilisé de cette façon jusqu'en 1993. Cela a conduit à une forte contamination des sols et des eaux de surface, qui sont désormais surveillés (Bocquene & Franco, 2005, Beaugendre, 2005.)

Une importante pollution de l'air, des eaux de surface et des sols a été observée dans le voisinage d'une usine américaine de production de chlordécone située à Hopewell, en Virginie. Les rejets provenant de cette usine ont fini par contaminer les eaux, les sédiments et le biote de la James River, qui se jette dans la baie de Chesapeake (d'après US ATSDR, 1995).

## 2.2 Devenir écologique

La distribution du chlordécone dans l'environnement sera dictée par son log  $K_{oc}$  élevé (5,41 ou 4,50) et sa relativement faible solubilité dans l'eau (de 1,0 à 3,0 mg/l) qui l'amèneront à se fixer sur des matières particulaires (poussières, sols et sédiments) et organiques (organismes vivants).

En effet, compte tenu de la pression de vapeur de la substance (de 3,0 à  $4,0 \cdot 10^{-5}$  Pa), ces chiffres se traduisent par un potentiel de volatilisation relativement faible, avec une constante de la loi de Henry variant entre  $2,0 \cdot 10^{-2}$  et  $5,45 \cdot 10^{-3}$  Pa.m<sup>3</sup>.mole<sup>-1</sup> (25 °C), en fonction des données utilisées pour son calcul (Tableau 1.1.).

Le rapport EHC 43 (IPCS, 1984) indique que d'après les évaluations faites à partir d'observations en laboratoire et sur le terrain, le chlordécone ne se volatilise pas de façon appréciable (Dawson, 1978). Toutefois, les poussières de chlordécone rejetées en abondance par les installations de production ont constitué une importante source de contamination de l'environnement et de la population. On connaît des cas où des molécules de chlordécone en suspension dans l'air ont été emportées jusqu'à près de 100 km de leur point de départ (Feldmann, 1976) Il est possible que les fines particules se dispersent encore plus loin (Lewis & Lee, 1976) (résumé à partir du rapport EHC 43 (IPCS, 1984)).

L'US ATSDR (1995) conclut que le chlordécone rejeté dans l'environnement se partage entre les sols et les sédiments. Il se peut que de petites quantités restent dissoutes dans l'eau mais celles qui sont émises dans l'atmosphère finissent par se déposer sur le sol ou à la surface de l'eau.

### 2.2.1 Persistance

Le rapport EHC 43 (IPCS, 1984) cite des rapports antérieurs qui ne font état d'aucune dégradation du chlordécone dans l'environnement naturel (Dawson, 1978; Geer, 1978) ainsi qu'un rapport plus récent montrant que le chlordécone se transforme sous l'action de microbes en monohydro- et, peut-être, en dihydrochlordécone.

Il en conclut que le chlordécone est un composé extrêmement stable qui, selon toute probabilité, ne se dégrade pas beaucoup dans l'environnement. Du monohydrochlordécone aurait été trouvé à l'état de traces à quelques endroits (Carver *et al.*, 1978, Orndorff & Colwell, 1980b) mais on ne sait pas exactement comment il s'est formé. Exposé à la lumière solaire en présence d'éthylènediamine, le chlordécone se dégrade à 78 % après 10 jours (Dawson, 1978)(extrait du rapport EHC 43 (IPCS, 1984)). Toutefois, comme l'éthylènediamine n'est pas une substance qui se rencontre habituellement dans l'atmosphère, on ne dispose pour le moment d'aucune information concernant la stabilité photolytique du chlordécone dans les conditions naturelles.

Le rapport plus récent établi par l'ATSDR en 1995 arrive à la conclusion que le chlordécone n'est pas susceptible de subir une photodégradation directe dans l'atmosphère. De plus, bien qu'il fasse l'objet d'une certaine biodégradation anaérobie, il est résistant à la dégradation aérobie et est très persistant dans l'environnement. Il se lie fortement aux matières organiques présentes dans l'eau, dans les sédiments et dans le sol. Dans les sols riches en de telles matières, il ne change pratiquement pas de place, mais adsorbé sur des particules en suspension dans des eaux de surface, il peut être transporté sur de grandes distances avant de se déposer avec les sédiments. Dans les sols et les sédiments, il se dégrade principalement par biodégradation anaérobie (d'après US ATSDR, 1995).

Peu d'informations datant d'après 1995 existent sur la persistance du chlordécone mais l'utilisation de ce produit jusqu'en 1993 dans l'île antillaise de Martinique a conduit à une grave contamination et au lancement d'enquêtes de surveillance. Selon Bocquené et Franco (2005), des concentrations allant jusqu'à 57 µg/kg et, respectivement, 44 µg/kg ont été relevées

en 2002 dans des échantillons d'eau (matières particulaires) et de sédiments prélevés dans les rivières de cette île. Ils citent d'autres enquêtes qui auraient trouvé des concentrations comprises entre 1,20 et 2,13 µg/l dans de tels échantillons d'eau prélevés en 2000-2001.

Bien qu'interdit en France métropolitaine, le chlordécone a, dans les départements français des Antilles, fait l'objet d'une dérogation autorisant son utilisation jusqu'en 1993. Une étude récente a montré qu'on peut encore en détecter dans divers écosystèmes de la Martinique (Coat, S. *et al.*, 2006). Celle-ci peut avoir utilisé des stocks de ce produit après 1993, mais elle devrait, en principe, avoir cessé d'y faire appel il y a plusieurs années. Néanmoins, des quantités mesurables de résidus se trouvent encore dans l'eau et les sédiments des rivières où, pourtant, les conditions qui prédominent permettent la dégradation anaérobie, le seul mode de dégradation biotique que l'on connaisse pour le chlordécone. C'est d'autant plus remarquable que le climat de cette région est optimal non seulement pour les cultures et les ravageurs mais aussi pour la biodégradation.

### Conclusion

Que ce soit en milieu aquatique ou dans le sol, il ne faut s'attendre à aucune hydrolyse ou biodégradation aérobie du chlordécone, mais une dégradation dans des conditions anaérobies a été observée à quelques endroits. La dégradation qu'il subit sous l'action directe de la lumière est insignifiante. Il ressort de toutes les données dont on dispose à son sujet que le chlordécone peut être considéré comme très persistant dans l'environnement.

#### 2.2.2 Bioaccumulation

En raison de son caractère lipophile (fort coefficient de partage octanol-eau ( $\log K_{oc}$ ) compris entre 4,50 et 5,41), le chlordécone peut non seulement se bioaccumuler mais aussi, en l'absence totale ou quasi-totale d'élimination métabolique, se bioamplifier dans les chaînes alimentaires aquatiques.

Le tableau 2.1. présente quelques facteurs de bioconcentration tirés de la base de données Ecotox de l'US EPA (US EPA, 2006). Les chiffres figurant dans ce dernier ont été calculés à partir des concentrations mesurées et, pour les organismes autres que les algues, des résultats d'essais utilisant la méthode de l'exposition dynamique. Ils devraient donc donner une idée des bioconcentrations obtenues dans des conditions d'exposition constantes et bien définies. Les résultats d'une série d'essais d'une durée de quatre jours portant sur des poissons n'ont pas été inclus parce qu'il a été estimé peu probable que l'équilibre ait été atteint<sup>6</sup>. Le tableau inclut également les résultats de deux études supplémentaires figurant dans le rapport EHC 43 (PISC, 1984).

---

<sup>6</sup> La ligne directrice n° 305 de l'OCDE pour les essais de produits chimiques prescrit une durée d'exposition de 28 jours.

**Table 2.1 Valeurs du facteur de bioconcentration pour le chlordécone.**

Espèces	Durée de l'essai	Concentration de contaminant µg/l	BCF	Source
Algues vertes ( <i>Chlorococcum sp.</i> , <i>Dunaliella tertiolecta</i> )	24 h	100	230-800	Walsh <i>et al.</i> , 1977
Algues vertes ( <i>Chlorococcum sp.</i> )	48 h	40	6 000	Bahner <i>et al.</i> , 1977
Diatomées ( <i>Thalassiosira guillardii</i> , <i>Nitzschia sp.</i> )	24 h	100	410-520	Walsh <i>et al.</i> , 1977
Crustacés ( <i>Callinectes sapidus</i> )	96 h	110-210	6,2-10,4	Schimmel, 1977
Crustacés ( <i>Palaemonetes pugio</i> )	96 h	12-121	425-933	Schimmel, 1977
Crustacés ( <i>Palaemonetes pugio</i> , <i>Americamysis bahia</i> )	21-28 j	0,023-0,4	5 127-13 473	Bahner <i>et al.</i> , 1977
Crustacés ( <i>Palaemonetes pugio</i> )	16 j	0,041	12 094	Fisher & Clark, 1990
Huîtres ( <i>Crassostrea virginica</i> )	19-21 j	0,03-0,39	9 278-9 354	Bahner <i>et al.</i> , 1977
Moucheron ( <i>Chironomus tentans</i> )	14 j	11,8-169,2	21 600	Adams <i>et al.</i> , 1985
Poissons ( <i>Brevoortia tyrannus</i> )	1-18 j	0,14-1,55	2 300-9 750	Roberts & Fisher, 1985
Poissons ( <i>Menidia menidia</i> )	1-28 j	0,08-0,8	21 700-60 200	Roberts & Fisher, 1985
Poissons ( <i>Cyprinodon variegatus</i> )	28 j	< 0,02-1,9	3 100-7 115	Bahner <i>et al.</i> , 1977; Hansen <i>et al.</i> 1977
Poissons ( <i>Leiostomus xanthurus</i> )	30 j	0,029-0,4	2 340-3 217	Bahner <i>et al.</i> , 1977
Poissons ( <i>Pimephales promelas</i> )	56 j	0,004	16 600	Huckins <i>et al.</i> , 1982 <sup>2</sup>
Poissons ( <i>Cyprinodon variegatus</i> )	Cycle de vie	0,041	1 800-3 900	Goodman <i>et al.</i> , 1982 <sup>2</sup>

1: Toutes les valeurs citées proviennent de la base de données Ecotox (US EPA, 2006), sauf les deux<sup>2</sup> qui sont tirées du rapport EHC 43 (IPCS, 1984)

Les informations sur la bioaccumulation du chlordécone présent dans l'alimentation sont limitées mais le rapport EHC 43 (IPCS, 1984) mentionne deux études pertinentes qui portent, l'une, sur l'exposition par voie alimentaire, et l'autre sur une chaîne alimentaire estuarienne. La première a constaté chez les jeunes courbines qui en ont ingéré pendant 28 jours une augmentation cumulative de la charge corporelle en chlordécone sans que celle-ci atteigne l'équilibre (Stehlik & Merriner, 1983). La deuxième (Bahner *et al.*, 1977), qui s'était penchée sur la chaîne alimentaire formée par les algues vertes, huîtres, mysides, crevettes, vairons à tête de mouton et courbines d'un estuaire, a trouvé que très peu de chlordécone passait des algues aux huîtres mais qu'un transfert dans le sens crevettes-mysides et mysides-courbines avait manifestement lieu, ce qui indiquait qu'une grande partie de cette substance se transmettait d'un niveau trophique à un autre. Chez les crevettes et les poissons, l'élimination était plus lente, avec une diminution de 30 à 50% de la concentration tissulaire en 24 à 28 jours.

L'US ATSDR (1995) a décrit la bioaccumulation du chlordécone parallèlement à celle du mirex, faisant valoir que ces produits sont, tous les deux, très lipophiles et ont, en conséquence, un potentiel de bioconcentration élevé. Ils s'accumulent dans les chaînes alimentaires aquatiques, pratiquement sans aucune altération (de la Cruz et Naqvi 1973; Epstein 1978; Huckins *et al.* 1982; Huggett et Bender 1980; Kenaga 1980; Lunsford *et al.* 1987; Naqvi et de la Cruz 1973; Nichols 1990; Oliver et Niimi 1985, 1988; Roberts et Fisher 1985)<sup>7</sup>.

Les informations disponibles sur l'absorption et la bioaccumulation du chlordécone dans les chaînes alimentaires terrestres sont limitées (Naqvi et de la Cruz 1973). Peu de cas d'absorption par des plantes ont été observés (Topp *et al.* 1986).

<sup>7</sup> Ces sources parlent aussi bien du mirex que du chlordécone.

## Conclusion

Avec des facteurs de bioconcentration pouvant aller jusqu'à 6 000 pour les algues, à 21 600 pour les invertébrés et à 60 200 pour les poissons, on pense, compte tenu des exemples documentés de bioamplification dont on dispose, que le chlordécone possède un potentiel de bioaccumulation et de bioamplification élevé.

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

Le potentiel de propagation à longue distance peut être mis en évidence en surveillant les données en provenance de régions éloignées telles que l'Arctique ou en s'aidant des caractéristiques physico-chimiques de la molécule qui favorisent de tels déplacements. Le mécanisme de propagation à longue distance le plus connu est le transport atmosphérique de substances en phase vapeur mais le transport de molécules adsorbées sur des particules en suspension dans l'air ou dans les courants océaniques ainsi que le transport par voie biotique peuvent également être des facteurs (cf. AMAP 2004).

La résistance à la dégradation est une condition préalable à la propagation à longue distance et le chlordécone y satisfait, étant considéré comme très persistant dans l'environnement (voir section 2.2.1). Le chlordécone ne se volatilise pas de façon appréciable (voir section 2.2). Sa répartition dans l'environnement sera dictée par son  $\log K_{oc}$  élevé (5,41 ou 4,50) et sa relativement faible solubilité dans l'eau (de 1,0 à 3,0 mg/l) qui l'amèneront à se fixer sur des matières particulaires (poussières, sols et sédiments) et organiques (organismes vivants). On peut s'attendre à ce que la propagation à longue distance de ce produit dans l'environnement se fasse par ces moyens.

Selon l'US ATSDR (1995), l'analyse des filtres des échantillonneurs d'air à grand débit mis en place à Hopewell durant la période de fonctionnement de l'usine a montré l'existence d'un transport atmosphérique de poussières comportant des particules de chlordécone. A environ 200 mètres de l'usine de chlordane, la concentration variait entre 3,0 et 55  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en fonction des conditions météorologiques et de la date du prélèvement. Les valeurs relevées en mai 1975 dans un rayon plus important se trouvaient entre 1,4 et 21  $\text{ng}/\text{m}^3$ . A South Richmond qui se trouve à environ 25 km au nord-ouest de l'usine, la concentration était de 1,41  $\text{ng}/\text{m}^3$ . A l'aéroport de Byrd situé à environ 20 km au nord de Hopewell, elle était de 1,93  $\text{ng}/\text{m}^3$ . A Petersburg, qui est à environ 15 km au sud-ouest de l'usine, elle était de 20,7  $\text{ng}/\text{m}^3$  (Epstein, 1978). Le rapport fait en outre savoir que des cas de transport éolien de chlordécone jusqu'à près de 100 km d'une source ponctuelle ont été observés (Feldmann, 1976) et qu'il est possible que les fines particules se dispersent encore plus loin (Lewis & Lee, 1976) (US ATSDR, 1995).

Le transport en milieu aquatique est mis en évidence par les résultats des mesures faites en Virginie, à des endroits distants d'environ 15 à 100 km de Hopewell, sur des palourdes et des huîtres de la James River. Leur teneur en chlordécone était de 0,2 à 0,8 mg/kg (Epstein, 1978).

Toutefois, on ne dispose d'aucune mesure des concentrations de cette substance dans des régions très éloignées des sites de production ou d'utilisation. En conséquence, l'évaluation du potentiel de propagation à longue distance doit se faire sur la base des propriétés physiques du composé. Parmi ces propriétés, la pression de vapeur et la constante de la loi de Henry sont, outre la persistance, celles que l'on considère comme les plus pertinentes. Une connaissance de la pression de vapeur à haute et à basse température (par exemple, à 25 et à 0 °C) s'impose si on veut pouvoir évaluer complètement le potentiel précité. Comme la deuxième n'est toutefois disponible que pour un petit nombre de substances (AMAP, 2004), on se sert de la pression de vapeur à 25 °C pour mesurer la volatilité de la substance considérée.

En règle générale, les substances dont la pression de vapeur est supérieure à  $1,33 \cdot 10^{-2}$  Pa se présentent entièrement sous forme de vapeurs et celles qui ont une pression de vapeur inférieure à  $1,0 \cdot 10^{-4}$  Pa sous forme de particules (US ATSDR, 2004).

Une manière d'évaluer les caractéristiques et les effets d'une substance sur laquelle on ne dispose pas de suffisamment d'informations consiste à la comparer à des substances mieux connues dotées de caractéristiques similaires. Cette approche comparative a été proposée par Scheringer (1997) ainsi que Beyer *et al.* (2000), et a été récemment utilisée dans des études de la persistance et de la propagation de certains polluants dans l'environnement (voir, par exemple, Vulykh *et al.* 2006, ainsi que Klasmeier *et al.* 2006). Pour mesurer la valeur des propriétés favorables à une propagation atmosphérique à longue distance, on se sert des polluants organiques persistants actuellement inclus dans la liste. Malheureusement, les informations concernant les propriétés physico-chimiques des produits chimiques varient souvent de manière considérable d'une source à l'autre et il est impossible de comparer la qualité des données sans une évaluation spécifique des études qui les ont produites. Les données présentées dans le tableau 1.1 le prouvent : les deux chiffres cités pour la pression de vapeur

sont assez proches (0,3 et 0,4.105 Pa) mais les valeurs de la solubilité dans l'eau trouvées dans les publications varient d'un ordre de grandeur (entre 0,35 et 3,0). La plus petite de ces dernières est considérée comme peu fiable<sup>8</sup>.

Le tableau 2.2 contient une comparaison entre le chlordécone et des polluants organiques persistants déjà inscrits sur la liste. Les points de départ de cette comparaison ont été les valeurs minimales et maximales données pour le chlordécone (tableau 1.1). Pour les informations concernant les substances déjà inscrites sur la liste, on s'est reporté à la page « Polluants organiques persistants » du site Internet du PNUE-substances chimiques. La plupart des propriétés pertinentes des produits suivants : aldrine, chlordane, dieldrine, DDT, hexachlorobenzène, mirex, toxaphène, endrine et heptachlore y étaient affichées. Pour les informations manquantes (solubilité du mirex dans l'eau), on s'est tourné vers les rapports de l'US ATSDR (1995) et du PSEA (2004). L'US ATSDR (1995) cite des valeurs de 0,2 et 0,6 mg/l, tandis que le PSEA (2004) reprend le très faible chiffre donné par Mackay, à savoir  $6,5 \cdot 10^{-5}$  mg/l. Afin d'éviter l'introduction de ce qui semble être une donnée aberrante dans la comparaison, on a retenu celles de l'US ATSDR.

Les valeurs minimales et maximales de la solubilité dans l'eau, de la pression de vapeur et de la constante de la loi de Henry calculée à partir de ces chiffres pour les polluants organiques persistants actuellement inscrits sur la liste de la Convention sont résumées dans le tableau 2.2 en compagnie de celles du chlordécone, telles qu'elles figurent dans le tableau 1.1.

**Tableau 2.2 Solubilité dans l'eau, pression de vapeur et constante (calculée) de la loi de Henry (à 25°C) du chlordécone et des polluants organiques persistants (POP) actuellement inscrits sur la liste**

Substance	Solubilité dans l'eau mg/l	Pression de vapeur Pa	Constante de la loi de Henry Pa.m <sup>3</sup> /mole
Chlordécone-min	1,0	0,00003	0,00491
Chlordécone-max	3,0	0,00004	0,02 <sup>2</sup>
POP-min	0,0012 (DDT)	0,000025 (DDT)	0,04 (endrine)
POP-max	3,0 (toxaphène)	27 (toxaphène)	3726 (toxaphène)
POP-2 <sup>e</sup> max	0,5 (dieldrine)	0,04 (heptachlore)	267 (heptachlore)

1: Calculée à partir de la solubilité dans l'eau maximale et de la pression de vapeur minimale

2: Calculée à partir de la plus petite des valeurs fiables de la solubilité dans l'eau et de la pression de vapeur maximale

Le tableau 2.2 montre qu'en matière de solubilité dans l'eau, le chlordécone se situe au même niveau que les plus solubles de tous les polluants organiques persistants actuellement inscrits sur la liste (toxaphène et dieldrine) et que sa pression de vapeur est comparable à celle du DDT. A son maximum, sa constante de la loi de Henry est du même ordre de grandeur que celle de l'endrine. A ce propos, il convient de préciser que le seul fait de présenter des caractéristiques se situant dans la même fourchette de valeurs que celles des polluants organiques persistants actuellement inscrits sur la liste ne permet pas de conclure que le produit considéré, en l'occurrence le chlordécone, satisfait au critère de propagation à longue distance dans l'environnement.

Il convient également de noter que le dernier rapport du PSEA sur les polluants organiques persistants (PSEA, 2004) décrit des moyens par lesquels des substances dotées d'une constante de la loi de Henry proche de celle du chlordécone (0,0049 ou 0,056) peuvent se propager, fixées à des particules. Selon le PSEA, les composés semi-volatils comme le lindane ( $\gamma$ -HCH) et le chlordane, dont les constantes de la loi de Henry sont respectivement de 0,000149 et 0,342, se divisent, en fonction de la température, en particules atmosphériques qui, entraînées par les précipitations, peuvent se déposer temporairement à la surface de la mer ou du sol, et en gaz qui peuvent être absorbés par l'eau, les plantes et les sols. Lorsque les conditions climatiques sont favorables, ces composés peuvent s'évaporer de nouveau dans l'atmosphère pour être transportés plus loin. C'est ce qu'on appelle « l'effet sauterelle ». Le rôle joué par les conditions météorologiques orageuses dans la remise en mouvement des composés semi-volatils est évident mais n'a été, à ce jour, guère étudié (PSEA, 2004).

<sup>8</sup> La disponibilité de données de grande qualité sur les propriétés physico-chimiques permettrait d'arriver à des conclusions plus fermes.

Par ailleurs, certaines des propriétés physico-chimiques du chlordécone comme, par exemple, ses coefficients de partage octanol-eau (log K<sub>ow</sub>) et air-eau (log K<sub>aw</sub>), sont similaires à celles de quelques éléments du toxaphène, ce qui, conjugué à sa persistance dans l'air et dans l'eau, indiquerait la possibilité d'une propagation à longue distance associant les transports éolien et océanique (c'est-à-dire qu'il se produit entre l'atmosphère et l'océan des échanges de la substance en phase gazeuse et en phase dissoute, ce qui permet son transport dans ces deux états)(Wania F., 2006, communication personnelle). La constante de la loi de Henry du chlordécone est très faible et un fort pourcentage en masse de ce polluant se trouve dissous dans l'eau, ce qui permet de conclure que le transport par les courants océaniques contribue à sa propagation à longue distance.

Récemment, dans le cadre d'une étude de modélisation, Scheringer *et al.* (2006) se sont penchés sur la persistance et le potentiel de propagation à longue distance de plusieurs substances candidates, dont le chlordécone et l'hexabromodiphényle, utilisant pour cela un outil d'analyse mis au point par l'OCDE. Cet outil évalue globalement la persistance et le potentiel de propagation dans l'environnement à partir des résultats de plusieurs des modèles disponibles de devenir écologique dans différents milieux (voir également Klasmeier *et al.*, 2006, et Fenner *et al.*, 2005, pour une explication plus détaillée). Ils sont arrivés à la conclusion que les quatre produits étudiés possèdent des propriétés similaires à celles de plusieurs polluants organiques persistants connus que l'on avait inclus dans cette évaluation. De plus, ils ont effectué une analyse d'incertitude tenant compte de la marge d'erreur des données utilisées. Celle-ci a confirmé la validité des résultats bien que des incertitudes considérables existent sur les propriétés chimiques des substances en question. Il convient de noter que les résultats de la modélisation du devenir écologique dépendent fortement des hypothèses adoptées, surtout en l'absence de certaines données essentielles comme, par exemple, les demi-vies dans divers environnements. De plus, ceux obtenus pour des substances comme le chlordécone, qui se fixent solidement à des particules et sont très peu volatiles, dépendent fortement du milieu dans lequel celles-ci sont rejetées, à savoir l'air, l'eau ou le sol. Le scénario d'émission dans l'air est invariablement celui qui donne le coefficient de transfert le plus élevé. C'est cette valeur qui est affichée dans l'étude faite par Scheringer *et al.* (2006). Dans l'eau et dans le sol, l'évaluation des coefficients de transfert produira probablement des résultats qui s'en écarteront de plusieurs ordres de grandeur.

## Conclusion

En résumé, les données disponibles sur la propagation atmosphérique à longue distance du chlordécone gazeux ne sont pas concluantes, mais il se peut que le transport sur des particules en suspension dans l'air ou dans les courants océaniques et le transport par voie biotique contribuent à sa dispersion sur de longues distances dans l'environnement. Il semble en outre qu'un transport conjugué par voie éolienne et océanique soit tout à fait possible.

En raison de l'absence de données de surveillance, l'évaluation du potentiel de propagation à longue distance du chlordécone doit se faire à partir de ses propriétés physico-chimiques et des résultats de la modélisation. L'étude de modélisation effectuée en 2006 par Scheringer *et al.* montre clairement que, même en tenant compte des incertitudes relatives aux propriétés physico-chimiques de cette substance, sa propagation à longue distance est non seulement possible mais peut-être même plus importante que ce qu'on avait estimé.

Conformément au paragraphe 7 a) de l'article 8 de la Convention, étant donné que l'absence de certitude scientifique absolue n'empêche pas de donner suite à une proposition et que le chlordécone est susceptible, du fait de sa propagation à longue distance dans l'environnement, d'avoir des effets nocifs importants sur la santé humaine et l'environnement, l'adoption de mesures au niveau mondial se justifie.

## 2.3 Exposition

### 2.3.1 Concentrations dans l'environnement

Les informations disponibles sur les concentrations de chlordécone dans l'environnement sont très limitées et ne couvrent que des régions situées près des lieux de production (Etats-Unis) ou d'utilisation (Martinique).

Le rapport de l'US ATSDR (1995) donne un aperçu de la présence de chlordécone dans l'environnement consécutivement à sa production. En 1977, 12 ans après le commencement de cette dernière et deux ans après son interruption, les concentrations moyennes de chlordécone dissous dans les eaux des estuaires étaient inférieures à 10 ng/l (Nichols, 1990). En octobre 1981, six ans après l'arrêt de production, les concentrations en milieu aquatique oscillaient dans une fourchette allant de l'indétectable à un maximum de 0,02 µg/l (Lunsford *et al.*, 1987). On ne dispose d'aucune donnée de surveillance des eaux souterraines, mais étant donné que le chlordécone se lie fortement aux matières organiques du sol, la probabilité d'une lixiviation importante est jugée faible (d'après US ATSDR, 1995).

La persistance du chlordécone a été prouvée par des données de surveillance récemment communiquées par les Etats-Unis, où il est connu sous le nom de kepone. Ce produit figure parmi les substances qui ont fait l'objet d'une étude réalisée par l'USEPA pour évaluer la distribution nationale de leurs résidus dans les tissus des poissons des lacs et réservoirs des 48 Etats situés sur le continent nord-américain (Alaska non compris). Un total de 881 échantillons collectés au cours de la période 2000-2005 ont été analysés à cette occasion. On a trouvé du chlordécone, à des concentrations allant de 12,3 à 2008 ppb, dans 152 (soit 17,25 %) d'entre eux (Jensen, 2006).

En Martinique, le fait que le chlordécone a été communément utilisé jusqu'en 1993 a conduit, selon Bocquené et Franco (2005), à une contamination des sols et des eaux de surface dans la plupart de l'île. Ces auteurs mentionnent le lancement en 2002 d'une enquête sur la présence de toute une série de pesticides dans les eaux de l'embouchure de sept cours d'eau. Des concentrations de chlordécone allant jusqu'à 57 µg/kg et 44 µg/kg ont été mesurées dans les particules en suspension et, respectivement, les sédiments de six d'entre eux.

Bocquené et Franco (2005) citent également d'autres enquêtes datant de 2001-2002 qui ont trouvé des concentrations de chlordécone allant de 1,20 à 2,13 µg/l dans des cours d'eau de l'île. Selon eux, le chlordécone serait « omniprésent » dans les rivières qui assurent l'approvisionnement en eau potable de la population.

Par ailleurs, le rapport établi par Beaugendre (juin 2005) à l'intention de l'Assemblée nationale relate l'histoire de l'utilisation de chlordécone en Guadeloupe et Martinique et mentionne plusieurs programmes de surveillance qui devaient, en principe, présenter leurs rapports à la fin de l'année 2005. Toutefois, ces rapports n'étaient pas disponibles au moment de la rédaction du présent document.

### 2.3.2 Exposition humaine

Selon le rapport de l'US ATSDR (1995), les connaissances que la production du chlordécone a permis d'acquérir se résument comme suit : dans l'ensemble, la population ne porte aucune trace de cette substance dans leurs tissus adipeux et leur sang, bien qu'on en ait trouvé par le passé dans des échantillons de lait maternel collectés dans le Sud-Ouest des Etats-Unis (EPA, 1978c). On possède des informations sur les concentrations de chlordécone mesurées en 1974-1975 dans le sang des employés qui travaillaient à l'usine de Hopewell (Virginie) et dans celui des membres de leurs familles (Cannon *et al.*, 1978; Epstein 1978; Knishkowsky & Baker 1986; Taylor *et al.*, 1978)(d'après US ATSDR, 1995). Des données supplémentaires sur l'exposition humaine sont fournies dans la section 2.4.1.

On ne dispose d'aucune information concernant l'exposition humaine résultant de l'utilisation directe (application) de chlordécone dans les Antilles. Toutefois, les données de surveillance des terres agricoles, cultures, poissons d'eau douce, poissons du littoral et crustacés obtenues en Guadeloupe et Martinique indiquent qu'une exposition de la population y est encore possible 10 ans après l'abandon de ce produit. Les teneurs en résidus mesurées dans les produits agricoles provenant de sols qui contiennent du chlordécone sont proportionnelles au niveau de contamination de ces derniers et peuvent dépasser les limites recommandées à l'échelon national (50 µg/kg à 200 µg/kg). Cela concerne surtout les légumes-racines tels que le radis (avec des concentrations mesurées allant jusqu'à 0,055 µg/kg), la patate douce (jusqu'à 0,300 µg/kg) et le taro (jusqu'à 0,230 µg/kg), mais le problème touche également des plantes dont on utilise les parties aériennes, à l'exemple de la canne à sucre (concentration mesurée maximum de 0,690 µg/kg) ou de l'ananas (concentration mesurée maximum de 0,160 µg/kg). Les ouvriers agricoles sont, en outre, directement exposés aux sols contaminés. Des concentrations allant jusqu'à 20 mg/kg, un chiffre 100 fois supérieur aux limites nationales, ont également été relevées à certains endroits dans des produits de la pêche provenant d'eaux douces et d'eaux estuariennes. Des dispositions ont été prises au niveau national pour interdire la pêche dans les zones contaminées (Cabidoche *et al.*, 2006).

## 2.4 Evaluation des dangers du point de vue des effets préoccupants

### 2.4.1 Toxicité

#### Toxicocinétique chez les animaux de laboratoire et l'homme

L'US ATSDR (1995) et le rapport EHS 43 (PISC, 1984) notent, tous les deux, que le chlordécone est rapidement absorbé à la suite d'une exposition par ingestion, contact avec la peau ou inhalation. Les données toxicocinétiques disponibles proviennent principalement d'études faites sur des animaux de laboratoire (par exemple, Blanke *et al.* 1978; Boylan *et al.* 1979; Cohn *et al.* 1978; Egle *et al.* 1978; Fujimori *et al.* 1982a; Guzelian *et al.* 1981; Hall *et al.* 1988; Hewitt *et al.* 1986b; Kavlock *et al.* 1980; Plaa *et al.* 1987; Richter *et al.* 1979; Shah *et al.* 1987; Skalsky *et al.* 1980; d'après le PISC (1984)). Que ce soit chez les animaux de laboratoire ou l'homme, le chlordécone, une fois absorbé, se répartit dans le corps, avec une préférence pour le foie et, dans une moindre mesure, les tissus adipeux, cérébraux et rénaux (selon les rapports US ATSDR 1995 et EHS 43 (PISC, 1984)). Chez le rat, après administration par voie orale d'une dose unique de

40 mg/kg de poids corporel, les plus fortes concentrations ont été trouvées dans les glandes surrénales ainsi que le foie et, ensuite, dans les tissus adipeux et les poumons (Egle *et al.*, 1978, d'après le PISC (1984)). Il a été rapporté que chez le rat, la métabolisation du chlordécone se fait lentement, par biotransformation réductive en alcool (Blanke *et al.*, d'après le rapport EHS 43). Avec une demi-vie atteignant plusieurs mois, il met longtemps à disparaître, en particulier des cellules hépatiques, qui sont les plus lentes à l'évacuer (Egle *et al.*, d'après le rapport PISC, 1984). L'élimination se fait principalement par les excréments. Lors de l'étude faite par Egle, un total de 66 % de la dose administrée a été évacué dans les matières fécales, et 2 % dans les urines, au cours des 84 jours qui ont suivi (Egle *et al.*, 1978, d'après le rapport PISC, 1984).

Le rapport EHC 43 signale que de fortes concentrations de chlordécone ont été détectées dans le foie (de 13,3 à 173 mg/kg), le sang total (de 0,6 à 32 mg/l) et la graisse sous-cutanée (de 2,2 à 62 mg/kg) de 32 ouvriers (Cohn *et al.*, adapté du rapport du PISC (1984)). Chez les travailleurs exposés à cette substance dans le cadre de leur profession, la teneur en chlordécone du sérum évoluait entre 120 et 2109 µg/l. Elle est tombée à 37-486 µg/l six à sept mois après que l'exposition a cessé (Adir *et al.* (1978), d'après le PISC (1984)). Il a été estimé que la demi-vie du chlordécone était de 63 à 148 jours chez les ouvriers en question. Une biotransformation réductive en alcool a également été signalée chez l'homme (Blanke *et al.*, 1978, d'après le rapport EHS 43). L'évacuation de la substance s'est principalement faite dans les excréments, à un taux journalier moyen de 0,075 % du total estimatif accumulé dans le corps (Cohn *et al.*, 1976, d'après le PISC (1984)).

### **Toxicité observée au cours d'études sur des animaux de laboratoire**

Le chlordécone a montré, dans des études expérimentales sur des animaux, une forte toxicité aiguë caractérisée par une LD<sub>50</sub> d'environ 100 mg/kg pour le rat, les valeurs extrêmes étant de 65 mg/kg pour le lapin et 250 mg/kg pour le chien (extrait du rapport IPCS, 1984, tableau 2). Au nombre des effets toxiques aigus se trouvent des tremblements indiquant une action sur le système nerveux ou musculo-squelettique qui, selon l'US ATSDR (1995), a été étudiée par de nombreux auteurs. Les effets neurotoxiques du chlordécone ont été observés chez des poulets (Naber & Ware, 1965), des cailles (McFarland & Lacy, 1969), des poissons (Couch *et al.*, 1977), des hamsters (Martinez *et al.*, 1976), des souris (End *et al.*, 1979), des rats (Epstein, 1978), et des humains (Martinez *et al.*, 1978). L'administration par voie orale d'une seule dose de chlordécone provoquerait également, selon certaines études, des effets sur la reproduction (Khera *et al.* 1976; Uzodinma *et al.* 1984a; Yarbrough *et al.* 1981) et le système hépatique (Fujimori *et al.* 1983; Mehendale 1977b, 1981b; Teo & Vore 1991) (d'après US ATSDR (1995)).

De même, l'exposition répétée à de faibles doses est nocive, parfois à partir de 10 mg/kg de poids corporel/jour, pour les systèmes reproducteur, nerveux, musculo-squelettique et hépatique, ainsi que, selon certains rapports, pour d'autres organes, dont les reins, les glandes surrénales et les testicules (US ATSDR, 1995, IPCS, 1984). Une concentration minimale avec effet nocif observé (CMENO) de 1,17 mg/kg de poids corporel par jour a été mesurée lors d'une étude d'alimentation d'une durée de trois mois effectuée sur des rats, qui a permis d'observer divers signes de toxicité, dont les suivants : nécrose hépatique focale, hypertrophie des glandes surrénales, tremblement, hyperactivité et réaction de frayeur exagérée (Cannon et Kimbrough, 1979, d'après US ATSDR, 1995). Une étude de gavage d'une durée de 21 mois effectuée sur des rats a produit des modifications histopathologiques du foie, une diminution de volume des follicules remplis de colloïde de la glande thyroïde et une augmentation de la hauteur de ses cellules épithéliales, avec une CMENO de 0,07 mg/kg de poids corporel par jour chez les mâles (Chu et al, 1981, d'après US ATSDR, 1995). Des effets sur les reins (protéinurie et glomérulosclérose aggravée) ont été constatés lors d'une étude d'alimentation d'une durée de deux ans effectuée sur des rats, ainsi qu'une CMENO de 0,05 mg/kg/j (Larson *et al.* 1979b, d'après US ATSDR, 1995). Le traitement oral a conduit à une réduction pondérale de la rate et du thymus ainsi qu'à une diminution du nombre de leucocytes et de la réactivité mitogénique (EPA 1986c; Smialowicz *et al.*, 1985; Swanson et Wooley, 1982); à une diminution de l'activité des cellules tueuses naturelles (Smialowicz *et al.* 1985); et à un accroissement appréciable du nombre des cellules formatrices de plaques hémolytiques (Chetty *et al.* 1993c)(d'après le rapport ATSDR, 1995). La CMENO a été de 10 mg/kg de poids corporel par jour.

Le chlordécone s'est révélé cancérigène (carcinomes hépatocellulaires) pour le rat et la souris aussi bien mâle que femelle (NCI 1976, Reuber, 1978, 1979, d'après les rapports IPCS (1984) et US ATSDR (1995)). Des tumeurs sont apparues à des doses aussi faibles que 1 mg/kg de poids corporel/jour pour le rat et 2,6 mg/kg de poids corporel par jour pour la souris ((NCI, 1976, d'après US ATSDR (1995)). En 1987, le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) a conclu qu'on disposait de preuves suffisantes de la cancérigénicité de ce produit pour les rats et la souris et qu'il était probablement cancérigène pour l'homme (groupe 2B). Le chlordécone n'a fait preuve d'aucune génotoxicité, que ce soit lors des essais de mutation génique in vitro effectués sur des microbes et des cellules de mammifères, lors du test de détection du potentiel clastogène ou lors de l'essai de mutation létale dominante auxquels il a été soumis (Mortelmans *et al.*, 1986; Probst *et al.*, 1981; Schoeny *et al.*, 1979, Tong *et al.*, 1981; Williams 1980, Khera *et al.*, 1976; Simon *et al.*, 1986, d'après le rapport ATSDR (1995)), bien qu'il ait été signalé qu'il perturbe la communication intercellulaire (Tsushimoto *et*



*al.*, 1982, Caldwell et Loch-Carus, 1992, d'après US ATSDR (1995)). L'US ATSDR (1995) donne à entendre qu'il provoque l'apparition de tumeurs du foie au moyen d'un mécanisme épigénétique associant la toxicité et l'hypertrophie hépatique à l'induction de cytochromes P450.

Chez les animaux, le chlordécone administré par voie orale cause une diminution de la fertilité ou de la fécondité et de la taille des portées, une oligospermie et une atrophie des testicules (Khera *et al.*, 1976; Linder *et al.*, 1983; Uzodinma *et al.*, 1984a; Yarbrough *et al.*, 1981, d'après US ATSDR, 1995). Une CMENO de 0,83 mg/kg/j a été mesurée pour les effets sur les spermatozoïdes lors d'une étude d'alimentation de 90 jours faite sur des rats. Des effets sur les vésicules séminales et la prostate ont été apparents à 1,67 mg/kg de poids corporel par jour (Linder *et al.* 1983)(tiré du rapport US ATSDR, 1995).

Le chlordécone perturbe également le développement. Comme mentionné dans les rapports US ATSDR (1995) et EHC 43 (IPCS, 1984), on a constaté chez les rats et souris exposés durant la gestation à de faibles doses de cette substance un accroissement du nombre de décès à la naissance et une diminution de la viabilité postnatale, du poids fœtal ou néonatal et/ou de l'ostéogenèse ainsi qu'une augmentation des cas de malformation du genre dilatation du bassin rénal, ectopie des testicules, ventricules cérébraux élargis, pied bot, fusion vertébrale ou costale, et encéphalocèle. Administré à des concentrations de 2, 6, et 10 mg/kg de poids corporel par jour à des rats ainsi qu'à des doses de 2, 4, 8, et 12 mg/kg de poids corporel par jour à des souris au cours d'une période s'étendant du 7<sup>e</sup> au 16<sup>e</sup> jour de gestation, le chlordécone a, à la dose la plus élevée, provoqué chez les premiers 19% de mortalité maternelle et a conduit à des fœtus présentant un poids réduit, un degré d'ossification moins élevé du squelette, des œdèmes, une ectopie des testicules, une dilatation du bassin rénal, et des ventricules cérébraux élargis (Chernoff & Rogers, 1976, d'après le rapport PISC, 1984). Les autres doses ont causé des réductions du poids fœtal et de l'ostéogenèse. Les rats mâles issus de mères traitées n'ont montré aucune déficience en matière d'aptitude à procréer. Les souris nourries d'aliments contenant du chlordécone à des concentrations de 10, 30, ou 37,5 mg/kg ont vu leurs performances de reproduction se détériorer du point de vue de la taille et du nombre de leurs descendants (Huber, 1965, d'après le rapport PISC, 1984). Les femelles exposées à une concentration de 40 mg/kg d'aliments n'ont produit aucun petit mais ont recommencé à en avoir dans les sept semaines qui ont suivi le retrait de la substance. Toutefois, les portées étaient plus petites que celles des sujets non contaminés du groupe de contrôle (d'après le rapport IPCS (1984)). Une anovulation et un œstrus vaginal persistant ont été observés chez les souris femelles qui ont reçu une dose de 2 mg/kg de poids corporel par jour (Swartz *et al.*, 1988, d'après US ATSDR, 1995). Des changements similaires ont été constatés chez les souris femelles issues de mères auxquelles une dose de 15 mg/kg/j a été administrée du 14<sup>e</sup> au 20<sup>e</sup> jour de gestation (Gellert et Wilson, 1979, d'après US ATSDR, 1995), bien qu'aucun effet sur la perméabilité vaginale ou la fertilité ne se soit manifesté chez celles issues de mères qui ont reçu 20 mg/kg/jour durant une période allant du 8<sup>e</sup> au 12<sup>e</sup> ou du 14<sup>e</sup> au 18<sup>e</sup> jour de gestation (Gray et Kavlock, 1984, d'après US ATSDR, 1995).

### **Toxicité pour l'homme**

Les informations disponibles conduisent à la conclusion que le chlordécone présente, dans le cas des êtres humains, un profil de toxicité similaire à celui que l'on a vu au cours des études expérimentales sur des animaux. Comme mentionné dans le rapport US ATSDR (1995), de nombreux cas d'effets toxiques sur le système nerveux ont été recensés dans un groupe de travailleurs qui ont été exposés au chlordécone durant sa production (Cannon *et al.* 1978; Martinez *et al.* 1978; Sanbom *et al.* 1979; Taylor 1982, 1985; Taylor *et al.* 1978, d'après US ATSDR (1995)). Les sujets ont manifesté les symptômes suivants : tremblements, troubles visuels, faiblesse musculaire, ataxie, maux de tête, et augmentation de la pression du fluide cérébrospinal (US ATSDR (1995)). Bien qu'aucune baisse de la fertilité n'ait été constatée, il a été avancé que l'exposition prolongée à de fortes concentrations de chlordécone sur les lieux de travail peut réduire le nombre et la motilité des spermatozoïdes (Guzelian 1982a; Taylor 1982, 1985; Taylor *et al.* 1978, d'après US ATSDR (1995)). Toutefois, il a été difficile de prouver de façon concluante l'existence d'une corrélation entre les taux sanguins, les concentrations atmosphériques et les effets sur les spermatozoïdes (US ATSDR, 1995). On dispose de très peu de preuves épidémiologiques de la cancérogénicité du chlordécone pour l'homme à la suite d'une exposition par inhalation (US ATSDR, 1995, IPCS, 1984). Les biopsies du foie effectuées sur 12 ouvriers qui présentaient une hépatomégalie résultant d'une exposition à moyen ou long terme à de fortes concentrations de chlordécone n'ont révélé aucune trace de cancer (Guzelian *et al.* 1980, d'après US ATSDR (1995)). Toutefois, les conclusions de cette étude sont limitées par la taille très réduite de l'échantillon de population examiné (US ATSDR, 1995).

### **Effets sur le système endocrinien**

Le chlordécone exerce sur la reproduction des effets qui dénotent une action sur le système endocrinien. L'Union européenne a évalué ce pesticide dans le cadre de sa stratégie concernant les perturbateurs endocriniens et l'a classé dans la catégorie 1 (action perturbatrice du système endocrinien démontrée sur des animaux intacts d'au moins une espèce) de la liste de substances prioritaires établie au titre de cette stratégie. Cette classification est basée sur les effets sur le système endocrinien observés au cours de diverses expériences axées sur, entre autres, le dosage utéro-trophique chez la souris, la

croissance du poids utérin chez les rates qui ont reçu de multiples injections de chlordécone après la naissance et des essais de fixation de récepteurs permettant de mettre en évidence un éventuel effet œstrogénique (d'après le rapport BKH, 2000, US ATSDR, 1995).

### Conclusion sur l'évaluation des effets et la toxicité du chlordécone

Le chlordécone est facilement absorbé par l'organisme et s'accumule à la suite d'une exposition prolongée. Des études expérimentales sur des animaux ont montré qu'administré à des doses comprises entre 1 et 10 mg/kg de poids corporel par jour, que ce soit en une seule fois ou de manière répétée, il est toxique pour les systèmes nerveux, immunitaire, reproducteur, musculo-squelettique et hépatique. Chez le rat, il a induit des cancers du foie à une dose de 1 mg/kg de poids corporel par jour, et a produit, à des doses similaires, des effets sur la reproduction. Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) l'a classé comme potentiellement cancérigène pour l'homme (groupe 2B).

Le tableau 2.3 résume les résultats des principales études toxicologiques effectuées sur le chlordécone et la CMENO ou la CMENO obtenue dans chacune d'entre elles. Il s'agit d'études extraites de la vaste base de données toxicologiques sur le chlordécone qui ont été choisies en raison de l'importance des effets sur lesquels elles se sont penchées (par exemple, reprotoxicité, cancérogénicité, toxicité pour d'autres organes cibles importants), de leur solidité et des concentrations (CMENO/CMENO) auxquelles des effets ont été observés. Elles ont été jugées particulièrement pertinentes pour la caractérisation des risques toxicologiques présentés par ce composé. Certaines d'entre elles ont été utilisées par l'US ATSDR pour définir des niveaux de risque minimaux pour le chlordécone (US ATSDR, 1995).

**Tableau 2.3 Résumé des principales études toxicologiques sur le chlordécone.**

Espèces	Type d'étude	Effets	CMENO/CMENO (mg/kg de poids corporel par jour)	Sources
Rat Fischer 344	Etude de gavage de 10 jours sur la toxicité à court terme/aiguë à doses répétées	Perte de poids de 65 %, modifications des paramètres chimiques cliniques	10 (CMENO) 5 (CSEO)	EPA ,1986 (d'après US ATSDR, 1995).
Rat Fischer 344	Etude de gavage de 10 jours sur la toxicité à court terme/aiguë à doses répétées	Réduction du poids de la rate et du thymus ainsi que du nombre des neutrophiles et de l'activité des cellules tueuses naturelles	10 (CMENO) 5 (CSEO)	EPA, 1986; Smialowicz et al ,1985 (d'après US ATSDR, 1995).
Rat Fischer 344	Etude de gavage de 10 jours sur la toxicité à court terme/aiguë à doses répétées	Augmentation de la réaction de frayeur	2,5 (CMENO) 1,25 (CSEO)	EPA ,1986c (d'après US ATSDR, 1995).
Rat (Sherman)	Etude d'alimentation de 3 mois	Nécrose hépatique focale, hypertrophie des glandes surrénales, hyperplasie et hypertrophie des cellules corticales, tremblements, hyperactivité, réaction de frayeur exagérée	1,17 (CMENO)	Cannon et Kimbrough 1979 (d'après les rapports PISC, 1984 et US ATSDR, 1995).
Rat, Wistar	Etude d'alimentation de 2 ans	Effets sur les reins (protéinurie et glomérulosclérose aggravée)	0,25 (CMENO) 0,05 (CSEO)	Larson <i>et al.</i> , 1979b (d'après les rapports PISC, 1984 et US ATSDR, 1995).

Espèces	Type d'étude	Effets	CMENO/CSENO (mg/kg de poids corporel par jour)	Sources
Rat Sprague-Dawley	Etude de gavage de 21 mois	Modifications histopathologiques du foie, réduction de la taille des follicules de la thyroïde et du colloïde qu'ils contiennent et accroissement de la hauteur de ses cellules épithéliales	0,07 (CMENO) chez les mâles	Chu <i>et al.</i> , 1981 (d'après les rapports PISC, 1984 et US ATSDR, 1995).
Rat, Wistar	Etude d'alimentation de 3 mois	Atrophie testiculaire	0,5 (CMENO) 0,25 (CSEO)	Larson <i>et al.</i> , 1979b (d'après les rapports PISC, 1984 et US ATSDR, 1995).
Rat (Osborne-Mendel) et souris (B3C6F1)	Etude d'alimentation de 80 semaines	Adénomes et carcinomes hépatocellulaires	1,2 (CMENO, rat) et 2,6 (CMENO, souris)	NCI, 1976, Reuber, 1978, 1979 (d'après les rapports PISC, 1984 et US ATSDR, 1995).
Rat	Administration de multiples injections de chlordécone à des rats nouveaux-nés	Réactions utéro-trophiques – accroissement du poids utérin en fonction de la dose	10 (CMENO, Gellert, 1978) ≤6 (CMENO, Hammond <i>et al.</i> , 1979)	Gellert, 1978; Hammond <i>et al.</i> , 1979 (d'après les rapports PISC, 1984 et US ATSDR, 1995).
Rat, souche Hotzman, femelles immatures ovariectomisées	Injection de 3 doses de chlordécone à raison de 0 – 45 mg/kg de poids corporel par jour + 0,01, 0,1, 1 ou 10 mg/kg de poids corporel par jour de benzoate d'estradiol	Réactions utéro-trophiques. Les effets du chlordécone se sont ajoutés à ceux du benzoate d'estradiol à toutes les doses étudiées	La dose de 20 mg/kg de chlordécone par kg de poids corporel par jour semble être le seuil pour les fonctions d'implantation embryonnaire	Johnson, 1996
Rat	Etude d'alimentation de 90 jours	Baisse de la motilité et de la viabilité ainsi que du nombre des spermatozoïdes, réduction du poids des vésicules séminales et de la prostate	0,83 (CMENO pour les effets sur le sperme) 1,67 (CMENO pour les effets sur les vésicules séminales et la prostate)	Linder <i>et al.</i> , 1983 (d'après les rapports PISC, 1984 et US ATSDR, 1995).
Souris, Balbc	Etude d'alimentation de 130 jours	Baisse de 8 % de la taille des portées et accroissement de 19 % de la durée des cycles (œstrus persistant)	1,3 (CMENO)	Huber, 1965 (d'après les rapports PISC, 1984 et US ATSDR, 1995).
Rats et souris	2, Etude de gavage de rats à des doses 2, 6 et 10 mg/kg	Poids fœtal et degré d'ossification réduits, œdèmes, ectopie testiculaire, pyélectasie, ventricules cérébraux élargis. Les	2 (CMENO, rat)	Chernoff & Rogers, 1976 (d'après les rapports PISC, 1984 et US ATSDR, 1995).

Espèces	Type d'étude	Effets	CMENO/CEENO (mg/kg de poids corporel par jour)	Sources
	de poids corporel par jour et de souris à des doses de 2, 4, 8 et 12 mg/kg de poids corporel par jour administrées du 7 <sup>e</sup> au 16 <sup>e</sup> jour de gestation	autres doses ont causé des réductions du poids fœtal et de l'ostéogenèse. Mortalité maternelle Chez la souris, fœtotoxicité (mortalité fœtale accrue et cas de pied bot) qui s'est manifestée seulement à la dose la plus élevée		
Souris, Balbc	Etude d'alimentation de 160 jours	Ovulation accrue, œstrus persistant	2 (CMENO)	Swartz <i>et al.</i> , 1988 (d'après les rapports PISC, 1984 et US ATSDR, 1995).
Rat	Reprotoxicité	Ovulation accrue et œstrus persistant chez les femelles issues de mères ayant reçu du chlordécone du 14 <sup>e</sup> au 20 <sup>e</sup> jour de gestation	15 (CMENO)	Gellert et Wilson, 1979 (d'après US ATSDR, 1995).
Homme	Exposition professionnelle	Cas signalés de tremblements, nervosité ou anxiété irraisonnée et troubles visuels. Urticaire	Taux sanguin de chlordécone de 2,53 ppm chez les travailleurs qui ont déclaré avoir subi des effets nocifs. Cas d'urticaire signalés chez des travailleurs affichant un taux sanguin de chlordécone supérieur à 2 µg/l	Cannon <i>et al.</i> , 1978 (d'après les rapports PISC, 1984 et US ATSDR, 1995).

#### 2.4.2 Ecotoxicité

Le tableau 2.4 résume les résultats des études sur l'écotoxicité aquatique du chlordécone qui sont mentionnées dans la base de données Ecotox (US EPA, 2006).

Le rapport EHC 43 (IPCS, 1984) contient en outre le résumé d'une série d'expériences portant sur la biodisponibilité du chlordécone qui, selon ce document, s'attache fortement aux sédiments. L'exposition des organismes aquatiques se fait donc en partie par l'intermédiaire de la phase aqueuse et en partie par celui des sédiments. D'Asaro & Wilkes (1982) ont étudié les effets, d'une part, de sédiments qui ont été exposés à du chlordécone à une concentration donnée et, d'autre part, de sédiments contaminés provenant de la James River sur une communauté estuarienne établie dans des aquariums remplis d'eau de mer non filtrée. Exposées à des sédiments à teneur en chlordécone préalablement équilibrée à 0,1, 1,0 et 10 µg/l, les mysides ont présenté un taux de mortalité en rapport avec la concentration. Elles n'ont pas été affectées par les sédiments provenant de la James River. Les huîtres ont montré un ralentissement de la croissance de leur coquille lorsqu'on les a exposées aux sédiments prétraités et ont également réagi de façon négative aux sédiments extraits de la James River. Les vers ammophiles *Arenicola cristata* (arénicoles étirées) exposés à des sédiments contenant 10 µg de

chlordécone par litre sont morts après 28 jours de traitement mais les doses inférieures n'ont eu aucune répercussion sur les effectifs. Ces deux dernières espèces bioconcentrent le chlordécone contenu dans les sédiments (d'après le rapport EHC 43 (PISC, 1984)).

**Tableau 2.4 Résumé des principales études écotoxicologiques sur le chlordécone**

Groupe taxinomique et espèces	Indicateur mesuré	Durée	Résultats obtenus mg/l	Sources <sup>1</sup>
Algues <i>Chlorococcum sp.</i> , <i>Dunaliella tertiolecta</i> , <i>Nitzschia sp.</i> , <i>Thalassiosira pseudonana</i>	EC <sub>50</sub> inhibition de la croissance	7 jours	0,35 – 0,60 (préparation)	Walsh <i>et al.</i> , 1977
Algues <i>Chlorococcum sp.</i> , <i>Dunaliella tertiolecta</i> , <i>Nitzschia sp.</i> , <i>Thalassiosira pseudonana</i>	EC <sub>50</sub> inhibition de la croissance	7 jours	350 – 600 (préparation)	Hansen <i>et al.</i> , 1977
Crustacés <i>Daphnia magna</i>	EC <sub>50</sub> immobilité	48 heures	0,120 – 0,690	Barera & Adams, 1983; Adams & Heidolph, 1985; Ziegenfuss <i>et al.</i> , 1986
Crustacés <i>Americamysis bahia</i> , <i>Callinectes sapidus</i> , <i>Palaemonetes pugio</i>	LC <sub>50</sub>	96 heures	0,01 – 0,210	Nimmo <i>et al.</i> , 1977, 1981; Hansen <i>et al.</i> , 1977; Schimmel, 1977; US EPA, 1976
Crustacés <i>Daphnia magna</i>	CSEO reproduction	21 jours	0,0283	McKee & Knowles, 1986
Crustacés <i>Daphnia magna</i>	CSEO croissance	21 jours	0,025	Adams & Heidolph, 1985
Crustacés <i>Americamysis bahia</i>	MAT-C croissance	28 jours	0,000026 – 0,00034	Nimmo <i>et al.</i> , 1981
Insectes <i>Chironomus tentans</i>	LC <sub>50</sub>	48 heures	0,17 – 2,3	Adams <i>et al.</i> , 1985; Ziegenfuss <i>et al.</i> , 1986
Poissons 9 espèces	LC <sub>50</sub>	96 heures, écoulement continu	0,0066 – 0,512	Roberts & Bendl, 1982; Roberts & Fisher, 1985; Schimmel, 1977; Hansen <i>et al.</i> , 1977; Mallat & Barron, 1988; Buckler <i>et al.</i> , 1981
Insectes <i>Chironomus tentans</i>	CSEO développement	14 jours	17,9 mg/kg de sédiments	Adams <i>et al.</i> , 1985

1: Telles que citées dans la base de données Ecotox, US EPA 2006

Dans une de ses publications, la Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) a présenté et évalué une compilation des concentrations critiques pour les résidus de diverses substances dans les tissus (Jarvinen *et al.*, 1999). Celle-ci contient 32 références au chlordécone, avec des données extraites de différentes études (voir Tableau 2.5). Certains des chiffres qui y figurent ont été obtenus à partir d'études au cours desquelles aucun effet n'a été observé et peuvent donc ne pas représenter les concentrations critiques réelles. Les études au cours desquelles des effets ont été constatés ont donné 15 valeurs de concentration critique pour trois espèces de poissons : deux valeurs, à savoir 1,7 et 3,8-5,4 mg/kg de poids humide pour la tête-de-boule, 12 valeurs comprises entre 0,13 et 17, avec une moyenne de 5,9 mg/kg de poids humide, pour le vairon à tête de mouton, et une valeur, en l'occurrence celle de 2,7 mg/kg de poids humide, pour la courbine.

Tableau 2.5 Concentrations critiques

Espèce	Stade de croissance	Mode d'exposition	Dosage utilisé	Résultats g/g (poids humide)	Effet
Cladocère, Daphnia magna (eau douce)	1 <sup>er</sup> âge	Eau	175 ng/l	0,133	Durée de vie, Reproduction - Pas d'effet
Crevette, Palaemonetes pugio (mer)	0,09g	Eau; Alimentation	0,04 µg/l; 0,118 µg/g (poids humide)	0,147	Croissance - Pas d'effet
Crabe bleu, Callinectes sapidus (mer)	Jeune	Alimentation	2,26 - 2,50 µg/g (poids humide)	2,54 - 4,61	Durée de vie, croissance - Pas d'effet
Tête-de-boule, Pimephales promelas (eau douce)	Larve-Adulte	Eau	3,1 µg/l	3,8 - 5,4	Durée de vie, croissance - Réduites
Tête-de-boule, Pimephales promelas (eau douce)	Larve-Adulte	Eau	1,2 µg/l	2,6	Durée de vie, croissance - Pas d'effet
Tête-de-boule, Pimephales promelas (eau douce)	Embryon, 2 <sup>e</sup> génération	Eau; Poisson adulte	0,31 µg/l; 0,21-0,38 µg/g	1,7	Durée de vie (capacité d'éclosion des œufs) - Réduite
Tête-de-boule, Pimephales promelas (eau douce)	Embryon, 2 <sup>e</sup> génération	Eau; Poisson adulte	0,17 µg/l; 0,17-0,46 µg/g	0,26	Durée de vie - Pas d'effet
Tête-de-boule, Pimephales promelas (eau douce)	Larve, 2 <sup>e</sup> génération	Eau; Poisson adulte	0,31 µg/l; 0,21- 0,38 µg/g	0,50	Durée de vie, croissance - Pas d'effet
Vairon à tête de mouton, Cyprinodon variegatus (mer)	Adulte	Eau	0,8 µg/l	2,5 - 3,6	Durée de vie - Réduite de 22%
Vairon à tête de mouton, Cyprinodon variegatus (mer)	Adulte	Eau	1,9 µg/l	11 - 12	Durée de vie - Réduite de 80%
Vairon à tête de mouton, Cyprinodon variegatus (mer)	Adulte	Eau	7,8 µg/l	17	Durée de vie - Réduite de 100%
Vairon à tête de mouton, Cyprinodon variegatus (mer)	Adulte	Eau	0,16 µg/l	0,65 - 0,90	Durée de vie - Pas d'effet
Vairon à tête de mouton, Cyprinodon variegatus (mer)	Embryon	Poisson adulte	11-12 µg/g	11	Durée de vie - Réduite de 25%
Vairon à tête de mouton, Cyprinodon variegatus (mer)	Embryon	Poisson adulte	2,5 - 3,6 µg/g	4,7	Durée de vie - Pas d'effet
Vairon à tête de mouton, Cyprinodon variegatus (mer)	Larve-Jeune	Eau; Poisson adulte	1,9 µg/l; 11-12 µg/g	8,4	Durée de vie - Réduite de 63%
Vairon à tête de mouton, Cyprinodon variegatus (mer)	Larve-Jeune	Eau	2,0 µg/l	7,8	Durée de vie - Réduite de 40%

Espèce	Stade de croissance	Mode d'exposition	Dosage utilisé	Résultats g/g (poids humide)	Effet
Vairon à tête de mouton, <i>Cyprinodon variegatus</i> (mer)	Larve-Jeune	Eau	0,8 µg/l	2,0	Durée de vie - Pas d'effet
Vairon à tête de mouton, <i>Cyprinodon variegatus</i> (mer)	Larve-Jeune	Poisson adulte	11-12 µg/g	0,13	Croissance – Réduite
Vairon à tête de mouton, <i>Cyprinodon variegatus</i> (mer)	Larve-Jeune	Eau	0,08 µg/l	1,1	Croissance – Réduite
Vairon à tête de mouton, <i>Cyprinodon variegatus</i> (mer)	Embryon-Adulte	Eau	0,78 µg/l	5; 6,8*	Durée de vie - Pas d'effet
Vairon à tête de mouton, <i>Cyprinodon variegatus</i> (mer)	Embryon-Adulte	Eau	0,39 µg/l	2,2; 3*	Croissance – Réduite
Vairon à tête de mouton, <i>Cyprinodon variegatus</i> (mer)	Embryon-Adulte	Eau	0,12 µg/l	0,86; 1,2*	Croissance - Pas d'effet
Vairon à tête de mouton, <i>Cyprinodon variegatus</i> (mer)	Embryon-Adulte	Eau	0,78 µg/l	5; 6,8*	Reproduction – Réduite
Vairon à tête de mouton, <i>Cyprinodon variegatus</i> (mer)	Embryon-Adulte	Eau	0,39 µg/l	2,2; 3*	Reproduction - Pas d'effet
Vairon à tête de mouton, <i>Cyprinodon variegatus</i> (mer)	Embryon, 2 <sup>e</sup> génération	Poisson adulte + Eau	0,78 µg/l	2,3	Durée de vie – Réduite
Vairon à tête de mouton, <i>Cyprinodon variegatus</i> (mer)	Embryon, 2 <sup>e</sup> génération	Poisson adulte + Eau	0,39 µg/l	1,3	Durée de vie - Pas d'effet
Vairon à tête de mouton, <i>Cyprinodon variegatus</i> (mer)	Alevin, 2 <sup>e</sup> génération	Poisson adulte + Eau	0,78 µg/l	2,3	Durée de vie - Pas d'effet
Vairon à tête de mouton, <i>Cyprinodon variegatus</i> (mer)	Alevin, 2 <sup>e</sup> génération	Poisson adulte + Eau	0,12 µg/l	0,41	Croissance – Réduite
Vairon à tête de mouton, <i>Cyprinodon variegatus</i> (mer)	Alevin, 2 <sup>e</sup> génération	Poisson adulte + Eau	0,074 µg/l	0,30	Croissance - Pas d'effet
Courbine, <i>Leiostomus xanthurus</i> (mer)	Jeune	Alimentation	3,3 µg/g (poids humide)	2,7	Durée de vie – Réduite
Courbine, <i>Leiostomus xanthurus</i> (mer)	Jeune	Alimentation	3,3 µg/g (poids humide)	0,7	Durée de vie - Pas d'effet
Courbine, <i>Leiostomus xanthurus</i> (mer)	Jeune	Eau; Alimentation	0,04 µg/l; 0,101 µg/g (poids humide)	0,144	Croissance, Pas d'effet



**Conclusion**

En résumé, le chlordécone est extrêmement toxique pour les organismes aquatiques. Le groupe le plus sensible à ses effets est celui des invertébrés, ce qui n'a rien d'étonnant pour une substance qui possède des propriétés insecticides. Même dans l'hypothèse où la valeur de 0,000026 mg/l serait aberrante, la plus faible concentration capable de produire un effet serait encore bien en dessous de 1 mg/l, puisque les essais à court terme (mortalité) ont donné des chiffres compris entre 0,01 et 0,69 mg/l et les essais à long terme (reproduction et croissance) des concentrations de 0,0025 et 0,0028 mg/l.

### 3 Synthèse des informations

Le chlordécone est un composé organochloré synthétique qui a été principalement utilisé comme pesticide agricole. Il est chimiquement très proche du mirex, autre pesticide déjà inscrit sur la liste de la Convention de Stockholm. Il est inscrit à l'Annexe I du protocole de la CEE-ONU relatif aux polluants organiques persistants.

D'après les données disponibles, le chlordécone peut être considéré comme très persistant dans l'environnement. Aucune hydrolyse ou biodégradation de ce produit n'est à espérer ni en milieu aquatique, ni dans le sol. La dégradation qu'il subit directement sous l'effet de la lumière est peu importante. En outre, il ne se volatilise pas de façon appréciable (voir section 2.2).

Avec des facteurs de bioconcentration pouvant aller jusqu'à 6 000 pour les algues, à 21 600 pour les invertébrés et à 60 200 pour les poissons, on pense, compte tenu des exemples documentés de bioamplification dont on dispose, qu'il possède un potentiel de bioaccumulation et de bioamplification élevé.

Des preuves convaincantes du potentiel de nocivité du chlordécone existent. Il est facilement absorbé par l'organisme et s'accumule à la suite d'une exposition prolongée. Des études expérimentales sur des animaux ont montré qu'administré à des doses comprises entre 1 et 10 mg/kg de poids corporel par jour, que ce soit en une seule fois ou de manière répétée, il est toxique pour les systèmes nerveux, immunitaire, reproducteur, musculo-squelettique et hépatique. Chez le rat, il a induit des cancers du foie à une dose de 1 mg/kg de poids corporel par jour, et a produit, à des doses similaires, des effets sur la reproduction. Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) l'a classé comme potentiellement cancérigène pour l'homme (groupe 2B). Le chlordécone est également très toxique pour les organismes aquatiques, en particulier les invertébrés.

Les données disponibles sur sa propagation atmosphérique à longue distance en phase gazeuse ne sont pas entièrement concluantes. Toutefois, il convient de noter que le transport de molécules adsorbées sur des particules en suspension dans l'air ou dans les courants océaniques ainsi que le transport par voie biotique pourraient également contribuer à le disperser jusqu'à des endroits éloignés.

En raison de l'absence de données de surveillance, l'évaluation du potentiel de propagation à longue distance du chlordécone doit se faire à partir de ses propriétés physico-chimiques et, en particulier, des données de modélisation. La première de ces deux approches peut paraître quelque peu insuffisante, mais les résultats obtenus par la modélisation montrent clairement le potentiel de propagation à longue distance de ce pesticide.

Compte tenu des informations disponibles, il convient de le considérer comme un polluant organique persistant au sujet duquel il y a lieu prendre des mesures au niveau mondial.

Les pays développés ont abandonné la production et l'utilisation de chlordécone au cours des dernières décennies mais on pense qu'il est possible que certains pays en développement en produisent encore ou en utilisent comme pesticide agricole. Employée de cette façon, la substance sera directement rejetée dans l'environnement. Or, en raison de sa persistance élevée, elle cause dans les régions où elle a été utilisée une pollution importante des sols et des eaux qui, de ce fait, peuvent à leur tour devenir des sources durables de contamination.

### 4 Conclusion

Il a été démontré que le chlordécone satisfait à tous les critères énoncés dans l'Annexe D de la Convention de Stockholm. Cette substance qui est chimiquement très proche du mirex, un pesticide organochloré déjà inscrit sur la liste de la Convention, est très persistante et possède un potentiel de bioaccumulation important. En outre, il existe des preuves indéniables de sa bioamplification. Bien qu'on ne dispose d'aucune donnée de surveillance en provenance de régions éloignées des sources, les propriétés physiques et chimiques du chlordécone, de même que les résultats des modélisations, laissent penser qu'il peut être transporté sur de longues distances accroché à des particules en suspension dans l'air et dans l'eau et que ces deux modes de propagation peuvent se combiner. Le chlordécone est associé à une grande variété d'effets nocifs sur des mammifères et des organismes aquatiques.

Puisque le chlordécone peut se déplacer dans l'atmosphère jusqu'à des endroits très éloignés de ses sources, aucun pays ou groupe de pays ne peut, à lui seul, réduire la pollution qu'occasionne ce produit. Il a déjà été estimé nécessaire de prendre à son sujet des mesures au niveau régional : il fait désormais l'objet d'une interdiction totale dans le cadre du Protocole à la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance, relatif aux polluants organiques persistants. Bien que sa production et son utilisation semblent avoir cessé dans la plupart

des pays, sa réintroduction reste possible. Cela pourrait conduire à des rejets accrus et à une augmentation des concentrations dans l'environnement.

D'après les informations disponibles, le chlordécone est donc susceptible, du fait de sa propagation atmosphérique à longue distance, d'avoir des effets nocifs importants sur la santé humaine et l'environnement qui justifient la prise de mesures au niveau mondial.

## Bibliographie

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

Beaugendre, M.J. (2005): Rapport d'information déposé en application de l'Article 145 du Règlement par la Commission des Affaires Economiques, de l'Environnement et du Territoire sur l'utilisation du chlordécone et des autres pesticides dans l'agriculture martiniquaise et guadeloupéenne. N° 2430, Enregistré à la Présidence de l'Assemblée nationale le 30 juin 2005.

Beyer A., D. Mackay, M., Matthies, F., Wania, and E. Webster, (2000): Assessing long-range transport potential of persistent organic pollutants. Environ. Sci. Technol., v.34, pp. 699-703.

BKH Final Report (2000): Towards the Establishment of a Priority List of Substances for Further Evaluation of their Role in Endocrine Disruption. Prepared for the European Commission, DG Environment, [http://europa.eu.int/comm/environment/docum/pdf/bkh\\_main.pdf](http://europa.eu.int/comm/environment/docum/pdf/bkh_main.pdf)

Bocquené, G. and Franco, A. (2005): Pesticide contamination of the coastline of Martinique. Mar. Poll. Bull. 51, 612-619.

Cabidoche Y-M., Jannoyer M., Vanniere H. (2006): Conclusions du groupe d'étude et de prospective « Pollution par les organochlorés aux Antilles ». Rapport CIRAD/INRA, pp. 66. (disponible à l'adresse [http://www.cirad.fr/fr/prest\\_produit/services/index.php](http://www.cirad.fr/fr/prest_produit/services/index.php))

Coat, S., Bocquené, G. and Godard, E. (2006): Contamination of some aquatic species with the organochlorine pesticide chlordécone in Martinique. Aquat. Living Resour. 19, 181-187.

Fenner, K., M. Scheringer, M. MacLeod, M. Matthies, T.E. McKone, M. Stroebe, A. Beyer, M. Bonnell, A. C. Le Gall, J. Klasmeier, D. Mackay, D. van de Meent, D. Pennington, B. Scharenberg, N. Suzuki, F. Wania. (2005): Comparing estimates of persistence and long-range transport potential among multimedia models. Environ. Sci. Technol. 39, 1932-1942

<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc43.htm>)

<http://www.inchem.org/documents/hsg/hsg/hsg041.htm>)

IARC (1979): International Agency for Research on Cancer (IARC) - Summaries & Evaluations, Chlordecone, VOL.: 20 (1979) (p. 67)

IPCS (1984): Environmental Health Criteria 43 (EHC 43): Chlordecone. IPCS International Programme on Chemical Safety. United Nations Environment Programme. International Labour Organisation. World Health Organization. Geneva 1990.

IPCS (1990): Chlordecone. Health and Safety Guide No. 41 (HSG 41). IPCS International Programme on Chemical Safety. United Nations Environment Programme. International Labour Organisation. World Health Organization. Geneva 1990.

Jarvinen, A.W., G.T. Ankley, (1999): Linkage of effects to tissue residues: Development of a comprehensive database for aquatic organisms exposed to inorganic and organic chemicals, SETAC Technical Publication 99-1, Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Pensacola, FL, USA.

Jensen, J. (2006): Personal communication between Leanne Stahl, project manager for the USEPA National Lake Fish Tissue Study, and Janice Jensen, USEPA, Office of Pesticide Programs, on January 17, 2006. <http://www.epa.gov/eauscience/fishstudy/> Quoted in US Annex E submission on chlordécone January 27 2006.

Johnson, D.C. (1996): Estradiol-chlordecone (Kepone) interactions: additive effect of combinations for uterotrophic and embryo implantation functions. *Toxicology Letters* 89, 57 – 64

Klasmeier, J., M. Matthies, K. Fenner, M. Scheringer, M. Stroebe, A. Beyer, A.-C. Le Gall, M. MacLeod, T.E. McKone, N. Suzuki, D. van de Meent, F. Wania. (2006): Application of multimedia models for screening assessment of long-range transport potential and overall persistence. *Environ. Sci. Technol.* 40, 53-60

Pedersen, F., H. Tyle, J.R. Niemelä, B. Guttmann, L. Lander & A. Wedebrand (1995): Environmental Hazard Classification – data collection and interpretation guide (2<sup>nd</sup> edition). *TemaNord* 1995:581. Nordic Council of Ministers. Copenhagen.

Scheringer M. (1997): Characterization of the environmental distribution behaviour of organic chemicals by means of persistence and spatial range. *Environ. Sci. Technol.*, v. 31, No. 10, pp. 2891-2897.

Scheringer, M., M. MacLeod & F. Wegmann (2006): Analysis of four current POP candidates with the OECD P<sub>ov</sub> and LRTP screening tool. Available at: <http://www.sust-chem.ethz.ch/downloads/>

US ATSDR (1995): Toxicological profile for mirex and chlordecone. U.S. Department of Health and Human Services. August 1995 <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp66-p.pdf>

US ATSDR (2004): Toxicological Profile for Polybrominated Biphenyls and Polybrominated Diphenyl Ethers.

US EPA (2006): Ecotox database (formerly known as “AQUIRE”). <http://www.epa.gov/ecotox/>

Vulykh, N., S. Dutchak, E. Mantseva, V. Shatalov (2006): "EMEP contribution to the Preparatory Work for the Review of the CLRTAP Protocol on POPs. New Substances: Model Assessment of Potential for Long-range Transboundary Atmospheric Transport and Persistence of PentaBDE, Endosulfan, Dicofol, HCB, PeCB, PCN" EMEP/MSCE-E Technical Report 1/2006, available at <http://www.msceast.org/publications.html>.

Wania, F. (2006): personal communication on 4<sup>th</sup> July 2006.

---