

CHLORDANE

Dernière mise à jour : 29/09/2011

RESPONSABLE DU PROGRAMME

M. BISSON : michele.bisson@ineris.fr

EXPERTS AYANT PARTICIPÉ À LA RÉDACTION

M. BISSON - F. GHILLEBAERT - D. GUILLARD - C. MERCIER -
B. SCHNURIGER - M.P. STRUB

Historique des révisions et addendums

Version	objet	commentaires	Date
1	Rédaction		2008
2	Insertion du résumé et de l'addendum 1		Septembre 2011

DOCUMENTATION

D. GUILLARD

Document révisé avec la collaboration du Docteur Baert, de Monsieur le Professeur Haguenoer et de Monsieur Benoit Hervé- Bazin

Afin d'avoir une meilleure compréhension de cette fiche, les lecteurs sont invités à se référer à la méthodologie de renseignements.

CHLORDANE

SOMMAIRE

RÉSUMÉ	5
1. GÉNÉRALITÉS	10
1.1 Identification/caractérisation	10
1.2 Principes de production	12
1.3 Utilisations	12
1.4 Principales sources d'exposition	13
2. PARAMÈTRES D'ÉVALUATION DE L'EXPOSITION	16
2.1 Paramètres physico-chimiques	16
2.2 Comportement	19
2.2.1 Dans l'eau	19
2.2.2 Dans les sols	19
2.2.3 Dans l'air	20
2.3 Persistance	20
2.3.1 Dégradation abiotique	20
2.3.2 Biodégradation	20
2.4 Bio-accumulation et métabolisme	22
2.4.1 Organismes aquatiques	22
2.4.2 Organismes terrestres y compris les végétaux	29
3. DONNÉES TOXICOLOGIQUES	31
3.1 Devenir dans l'organisme	31
3.2 Toxicologie aiguë	33
3.3 Toxicologie chronique	35
3.3.1 Effets systémiques	35
3.3.2 Effets cancérogènes	36
3.3.3 Effets sur la reproduction et le développement	38
3.4 Valeurs toxicologiques de référence	40

CHLORDANE

3.4.1 Valeurs toxicologiques de référence de l'ATSDR, l'US EPA et l'OMS	40
3.4.2 Valeurs toxicologiques de référence de Santé Canada, du RIVM et de l'OEHHA	44
4. DONNÉES ÉCOTOXICOLOGIQUES	44
4.1 Paramètres d'écotoxicité aiguë	44
4.1.1 Organismes aquatiques	44
4.1.2 Organismes terrestres	66
4.2 Paramètres d'écotoxicité chronique	66
4.2.1 Organismes aquatiques	66
4.2.2 Organismes terrestres	75
5. VALEURS SANITAIRES ET ENVIRONNEMENTALES	77
5.1 Classification - Milieu de travail	77
5.2 Nomenclature Installations classées (IC)	77
5.3 Valeurs utilisées en milieu de travail	78
5.4 Valeurs utilisées pour la population générale	78
5.4.1 Qualité des eaux de consommation	78
5.4.2 Qualité de l'air	78
5.4.3 Valeurs moyennes dans les milieux biologiques	79
5.5 Concentrations sans effet prévisible pour l'environnement (PNEC).	79
Propositions de l'INERIS	79
5.5.1 Compartiment aquatique	79
5.5.2 Compartiment sédimentaire	81
5.5.3 Compartiment sol	82
5.5.3 Compartiment terrestre	83
6. MÉTHODES DE DÉTECTION ET DE QUANTIFICATION DANS L'ENVIRONNEMENT	83
6.1 Familles de substances	83
6.2 Principes généraux	84
6.2.1 Eau	84
6.2.2 Air	85
6.2.3 Sols	86

CHLORDANE

6.2.4 Autres compartiments	86
6.3 Principales méthodes	87
6.3.1 Présentation des méthodes	87
6.3.2 Autres méthodes	99
6.3.3 Tableau de synthèse	99
7. BIBLIOGRAPHIE	100
8. ADDENDUM	119
ADDENDUM 1 (2011 / VTR)	119
2. Introduction	119
2. Nouvelle version du paragraphe 3.4.	119
3.4 Valeurs toxicologiques de référence	119
3.4.1 Valeurs toxicologiques de référence de l'ATSDR, l'US EPA, l'OMS, l'OEHHA, Santé Canada et le RIVM	119
3.4.2 Valeurs toxicologiques de référence retenues par l'INERIS	123

CHLORDANE

RÉSUMÉ

► Généralités - Principales Utilisations - Concentrations ubiquitaires

Le chlordane est un insecticide organochloré de contact qui a été utilisé dans différents domaines pendant plus de 35 ans (protection des structures, traitement des pelouses ou gazons, plantes ornementales, dans l'agriculture et comme agent de désinsectisation). Depuis les années 80, son usage a progressivement été restreint ; en France, toute vente ou utilisation de chlordane est interdite depuis octobre 1992.

La présence de chlordane l'environnement est d'origine anthropique ; il est très persistant, bioaccumulé par les organismes et toxique. Il est inscrit à l'annexe V de la Convention de Stockholm.

Classification :

Adaptation n° 29 de la directive 67/548/CEE : Carc. Cat. 3; R40 - Xn; R21/22 - N; R50-53

Règlement CLP (CE) n° 1272/2008 : Carc. 2 ; H351 - Acute Tox. 4 * ; H312 - Acute Tox. 4 * ; H302 - Aquatic Acute 1 ; H400 - Aquatic Chronic 1 ; H410.

► Données toxicologiques

▪ Toxicocinétique

Chez l'homme, le chlordane est absorbé par les voies pulmonaire et digestive mais aucune étude n'a permis de quantifier ce passage. Par voie cutanée, entre 0,4 et 10 % de la dose administrée est absorbée, selon le véhicule utilisé. Le chlordane est ensuite distribué dans le foie et dans les reins, avant d'être redistribué dans les graisses. Le chlordane est capable de traverser la barrière placentaire. Son métabolite majeur est l'oxychlordane. Le chlordane est majoritairement éliminé par les fèces, puis par les urines.

Les données animales disponibles confirment ce qui est observé chez l'homme. En effet, chez l'animal, les taux d'absorption sont de 76 % par voie respiratoire et 80 % par voie orale ; la majorité du chlordane est retrouvé dans les graisses, ainsi que dans le foie, les reins mais aussi le cerveau et les muscles.

▪ Toxicité aiguë

Les organes cibles sont le système nerveux central (engourdissement, fourmillement, perte de coordination, vomissements, contractions musculaires voire convulsions), le système respiratoire (douleurs, dyspnée), le système gastro-intestinal et le cœur.

Les données animales disponibles confirment ce qui est observé chez l'homme. La toxicité aiguë du chlordane est forte (DL_{50} : 25-50 mg.kg⁻¹ pc).

CHLORDANE

▪ Toxicité chronique

- Effets systémiques

Chez l'homme, les données disponibles sont peu nombreuses et d'interprétation limitée du fait de co-expositions.

Chez l'animal, suite à une exposition par inhalation, des atteintes sont observées au niveau des reins, de l'estomac et des systèmes cardio-vasculaire et respiratoire. Par voie orale, le principal organe cible est le foie («foie de rongeur sous insecticide organochloré»).

- Effets cancérogènes

Plusieurs études chez les rongeurs ont mis en évidence une augmentation dose-dépendante significative de l'incidence des nodules hyperplasiques hépatiques, de carcinomes hépatocellulaires, des néoplasmes thyroïdiens folliculaires et des histiocytomes fibreux malins.

Le chlordane est un cancérogène possible pour l'homme pour le CIRC et l'US EPA. Le chlordane a été examiné mais n'est pas classé génotoxique par l'Union Européenne.

- Effets sur la reproduction et le développement

Chez la femme, une augmentation de la fréquence de maladies ovariennes et utérines est signalée par les auteurs sans autre précision ; aucune information sur le développement n'est disponible. Chez l'animal, des effets sur la reproduction (diminution de la fécondité, atteintes des tubules séminifères et de l'épithélium spermatogénique) et sur le développement (augmentation de la mortalité des nouveau-nés, suppression de l'immunité cellulaire) sont observés pour de fortes doses d'exposition (comprises entre 100 et 320 mg.kg⁻¹).

Le chlordane a été examiné mais n'est pas classé reprotoxique par l'Union Européenne.

CHLORDANE

▪ Choix de VTR

Substance chimique	Effets	Voie d'exposition	Valeur de référence	Source	Date de choix
Chlordane (57-74-9)	A seuil	Orale (aiguë)	MRL = 1.10^{-3} mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹	ATSDR, 1994	2011
		Orale (sub-chronique)	MRL = 6.10^{-4} mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹	ATSDR, 1994	2011
		Orale (chronique)	RfD = 5.10^{-4} mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹	US EPA, 1998	2011
		Inhalation (sub-chronique)	MRL = 2.10^{-4} mg.m ⁻³	ATSDR, 1994	2011
		Inhalation (chronique)	RfC = 7.10^{-4} mg.m ⁻³	US EPA, 1998	2011
	Sans seuil	Orale	ERU _o = $0,35$ (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹) ⁻¹	US EPA	2011
		Inhalation	ERU _i = 1.10^{-4} (µg.m ⁻³) ⁻¹	US EPA	2011

► Devenir environnemental et données écotoxicologiques

▪ Devenir environnemental

- Persistance

Le chlordane est peu sujet à l'hydrolyse, la photolyse ou l'oxydation. La phase vapeur dans l'atmosphère est dégradée par photolyse et par oxydation.

Le chlordane ne semble pas sensible aux phénomènes de biodégradation dans l'eau. Dans les sols, il est estimé que le chlordane persiste plus de 20 ans.

- Comportement

Le chlordane est très peu soluble dans l'eau, il s'adsorbe sur la matière en suspension et le sédiment. Dans les sols, il s'adsorbe préférentiellement sur la matière organique, et est peu soumis à la lixiviation. Le chlordane se volatilise depuis l'eau et le sol mais le phénomène est limité par l'adsorption au sol ou au sédiment. Le chlordane est présent dans l'air majoritairement (96%) sous forme particulaire mais aussi sous forme de vapeur.

- Bioaccumulation

De nombreux BCF calculés et mesurés sont disponibles dans la littérature scientifique, ils indiquent un fort potentiel de bioconcentration du chlordane dans les organismes aquatiques et terrestres.

CHLORDANE

▪ Ecotoxicité pour les organismes aquatiques

○ de la colonne d'eau

- Ecotoxicité aiguë

De nombreux essais d'écotoxicité aiguë sont disponibles pour les organismes aquatiques mais beaucoup n'ont pas été jugés valides. Ainsi, les données sur les algues ne peuvent pas être utilisées et les invertébrés sont estimés plus sensibles que les poissons avec une CL_{50} minimum de $0,4 \mu\text{g.L}^{-1}$ observée sur *Penaeus duorarum*, ce qui est cohérent avec le mode d'action de la substance.

- Ecotoxicité chronique

Un seul essai a été validé, il présente une NOEC obtenue sur les stades embryo-larvaires de *Cyprinodon variegatus* d'une valeur de $0,63 \mu\text{g.L}^{-1}$.

○ benthiques

- Ecotoxicité aiguë et chronique

Aucun résultat d'essai valide pour les organismes du sédiment n'a pu être trouvé dans la littérature consultée.

▪ Ecotoxicité pour les organismes terrestres, y compris la faune terrestre

- Ecotoxicité aiguë

Seule une CE_{50} pour les insectes de $4,3 \text{ mg.kg}^{-1}$ et une DL_{50} de 331 mg.kg^{-1} , déterminée chez le colin de Virginie, sont disponibles.

- Ecotoxicité chronique

Les $NOEC_{\text{orale}}$ les plus faibles de 1 mg.kg^{-1} ont été obtenues sur le rat et la souris et correspondent à une NOAEL respectivement de $0,055$ et $0,15 \text{ mg.kg}^{-1}$ de poids par jour.

CHLORDANE

▪ PNEC

Substances chimiques (n° CAS)	Compartiment	Facteur d'extrapolation	Valeur de PNEC	Unité	Source (Année)
Chlordane (57-74-9)	PNEC _{eau douce}	1000	0,0004	µg.L ⁻¹	INERIS (2009)
	PNEC _{eau marine}	10000	0,00004	µg.L ⁻¹	INERIS (2009)
	PNEC _{sed}	Coefficient de partage	1,27	µg.kg ⁻¹ MES secs	INERIS (2009)
	PNEC _{sol}	Coefficient de partage	0,253	µg.kg ⁻¹ sol sec	INERIS (2009)
	PNEC _{orale}	30	0,03	mg.kg ⁻¹ de nourriture	INERIS (2009)

CHLORDANE

1. GÉNÉRALITÉS

1.1 Identification/caractérisation

Substance chimique	N° CAS	N° EINECS	Synonymes	Forme physique
Chlordane ⁽¹⁾	57-74-9	200-349-0	1,2,4,5,6,7,8,8-octachloro-3a,4,7,7a-tetrahydro-4-7-methanoindane	Solide cristallisé incolore à ambré
			1,2,4,5,6,7,8,8-octachloro-2,3,3a,4,7,7a-hexachloro-4-7-methano-1H-indene	
			1,2,4,5,6,7,8,8-octachloro-2,3,3a,4,7,7a-hexahydro-4,7-methanoindene	
			Octachloro-4,7-methano-tetrahydro-	
Chlordane ⁽²⁾	12789-03-6			Liquide visqueux jaune clair à ambré suivant le degré de pureté
Cis-chlordane	5103-71-9		α-chlordane - (1 α,2α,3αα,4β,7β,7αα)-1,2,4,5,6,7,8,8-octachloro-2,3,3a,4,7,7a-hexahydro-4,7-methano-1H-indene	

CHLORDANE

Substance chimique	N° CAS	N° EINECS	Synonymes	Forme physique
<i>Trans</i> -chlordane	5103-74-2		β -chlordane γ -chlordane (1 α ,2 β ,3 α ,4 β ,7 β ,7 α)-1, 2,4,5,6,7,8,8-octachloro-2, 3,3a,4,7,7a-hexahydro-4,7- methano-1H-indene	

(*) dans les conditions ambiantes habituelles

(1) nom général du produit pur sans préciser le type d'isomère

(2) chlordane dont la pureté est définie comme «qualité «technique»

Remarque sur l'identification des isomères du chlordane

Le mélange d'isomères *cis* et *trans* chlordane est aussi dénommé « α -chlordane » et « β -chlordane » ou encore « α -chlordane » et « γ -chlordane ».

Le « γ -chlordane» a été utilisé comme synonyme du *trans*-chlordane (IARC, 2001).

Le « γ -chlordane» est aussi le nom commun de l'isomère 2,2,4,5,6,7,8-2,3,3a,4,7,7a-hexahydro-4,7-methano-1H-indene.

Nous utiliserons pour cette fiche les termes de « *cis* et *trans* »-chlordane.

Le chlordane entre dans la composition de nombreux produits commerciaux : Chlor Kil, Corodan, ENT 9,932, ENT 25,552-X, Kypchlor, M 140, M 410, NCL-C00099, Niran, Octa-klor, Oktaterr, OrtDowchlor, HCS 3260, M 410, Synklor, Velsicol 1068... Cette liste n'est pas exhaustive.

Le chlordane technique (CAS 12789-03-6) est un mélange de 26 composés organochlorés dont la composition approximative est la suivante : *trans*-chlordane 24 %, *cis*-chlordane 19 % (HSDB, 2005).

Impuretés

- isomères du chlordane : 21,5 %,
- heptachlore : 10 %,
- nonachlore : 7 %,
- produits de la réaction Diels-Alder du cyclopentadiène et du pentachlorocyclopentadiène : 2 %,
- hexachlorocyclopentadiène : 1 %,
- octacyclopentène : 1 %,

CHLORDANE

- autres constituants : 14,5 %.

Les travaux de Dearth et Hites (1991, cités par l'ATSDR (1994)), ont permis de compter plus de 140 composés dans le chlordane technique ; 120 d'entre eux ont été identifiés par des techniques d'analyses récentes.

1.2 Principes de production

Le chlordane a été synthétisé pour la première fois en 1940. La production industrielle du chlordane, pour sa commercialisation, a débuté en 1947 aux USA.

L'élaboration du chlordane passe par différentes étapes : chloration du cyclopentadiène, condensation de l'hexachlorocyclopentadiène ainsi obtenu avec du cyclopentadiène (procédé Diels-Alder) pour former du chlordène. Par réaction avec du chlore, le chlordène est transformé en chlordane.

Le chlordane ainsi obtenu, est un mélange d'isomères à 60 - 75 %, le reste étant de l'heptachlore (10 - 20 %) et divers composés. Une mixture contenant 1/3 de chlordane (*cis* et *trans* chlordane) et 64 à 70 % de produits chlorés dérivés du chlordane, est validée comme étant du chlordane technique (HSDB, 2005).

Remarque : l'hexachlorocyclopentadiène, produit intermédiaire dans la synthèse du chlordane, peut également être produit par chloration des pentanes.

1.3 Utilisations

Le chlordane est un insecticide de contact qui a été utilisé dans différents domaines pendant plus de 35 ans (le composé *trans* étant reconnu comme le plus efficace) :

- protection des structures : charpentes et fondations d'immeubles pour lutter contre les termites,
- traitement des pelouses ou gazons, plantes ornementales,
- dans l'agriculture pour les céréales, les fruits et les légumes, les noix et les oléagineux, le coton et le jute,
- agent de désinsectisation dans les milieux où se trouvent des stocks de nourriture.

Dès 1970, suite aux recommandations de l'US EPA, l'utilisation du chlordane diminue fortement. Des mesures plus radicales avaient déjà été prises, notamment en Norvège, qui avait interdit l'usage du chlordane dès 1968. A partir de 1978, d'une manière générale, le chlordane sera essentiellement utilisé pour la prévention des termites dans les sous-sols et les structures des locaux de tout type. Depuis 1985, au Canada, le chlordane est utilisé uniquement comme termiticide. De nombreux pays, y compris la Communauté Européenne, ont pris des mesures pour interdire l'usage du chlordane sur leurs territoires. Son usage a été sévèrement restreint et a été limité aux domaines non agricoles dans un certain nombre de pays d'Afrique, en Amérique du Nord et du Sud et en Asie.

CHLORDANE

Ces mesures ont eu pour conséquence de diminuer la production industrielle du chlordane. En 1974, les USA ont produit 9 500 tonnes de chlordane. En 1986, l'US EPA estimait que 1 600 à 1 800 tonnes de chlordane avaient seulement été utilisés (IARC, 2001). En l'an 2000, une information rapportait que le chlordane était fabriqué par deux compagnies, située respectivement en Inde et en Argentine (HSDB, 2005). En juin 2003, les 3 agences environnementales de la Commission nord américaine ont annoncé que la production et l'utilisation du chlordane avaient cessé aux USA, au Canada et au Mexique (HSDB, 2005).

1.4 Principales sources d'exposition

La présence de chlordane dans l'environnement est exclusivement d'origine anthropique. Le chlordane étant assez persistant, on le retrouve encore dans l'environnement.

Sols

La présence de chlordane dans les sols provient non seulement de son usage en tant que pesticide pour préserver les terres agricoles des insectes, mais surtout, des traitements de toutes les constructions pour prévenir la présence de termites. Dans les climats tempérés, le chlordane persiste essentiellement sous la forme des deux isomères *cis* et *trans*.

Le chlordane, peu soluble dans l'eau et peu mobile, ne contamine pas le sol en profondeur. Les résidus du chlordane restent à 80 - 90 % dans la partie superficielle des sols soit de 0 à 8 cm (HSDB, 2005).

Une application de chlordane pour le traitement des sols à une concentration de 5 kg/ha pendant 3 années, a permis de constater que 5 ans plus tard, 15 % des quantités appliquées subsistaient dans le sol, la majorité des composants étant le mélange d'isomères *cis* et *trans*-chlordane (OMS IPCS, 1984a).

La teneur moyenne du chlordane dans les sols, dans les années 1960 - 1970 était estimée entre moins de 1 µg/kg et 141 mg/kg toutes analyses confondues : sols ruraux et sols urbains (ATSDR, 1994).

Toutefois, ces valeurs moyennes peuvent être largement dépassées suivant le contexte dans lequel le chlordane est utilisé :

- Des teneurs particulièrement élevées de chlordane ont été enregistrées pour des prélèvements de sols de 30 maisons traitées par du chlordane, situées à la Nouvelle Orléans : de 22 à 2 540 mg/kg de sols (Delaplane et LaFage, 1990, cités par ATSDR, 1994).
- D'autres mesures de concentrations de chlordane effectuées sur des échantillons de sols urbains ont révélé l'influence du traitement des sols par le chlordane pour lutter contre les termites ; 240 échantillons de sols, traités et analysés, contenaient, en moyenne, 854,9 mg chlordane/kg de sol (Delaplane et LaFage, 1990, cités par ATSDR, 1994).

CHLORDANE

Ces deux dernières études ne précisent pas le temps écoulé entre l'application du composé contenant du chlordane et les prélèvements des échantillons analysés.

Sédiments

Du fait de sa faible solubilité dans l'eau, les sédiments et les résidus des eaux concentrent le chlordane. Une étude, menée en Floride, a montré que les 188 échantillons d'eau n'avaient pas permis de détecter la présence de chlordane alors que 30 % des 214 échantillons de sédiments en contenaient (OMS IPCS, 1984a).

Dans la baie de San Francisco, la concentration ubiquitaire du chlordane dans les matières solides a été mesurée : elle s'échelonne du niveau des traces jusqu'à 800 µg/kg (OMS IPCS, 1984a).

Des concentrations maximales de 2,28 et 6,44 mg de chlordane/kg de sédiments ont été respectivement quantifiées dans les sédiments du fleuve du bas Mississippi et de ses affluents. Ces valeurs sont les plus élevées parmi celles relevées dans les bases de données consultées.

Air

Dans l'air, d'une manière générale, la présence du chlordane est insignifiante. Toutefois, la présence du chlordane est détectée dans l'environnement d'habitations ou d'immeubles qui ont été traités par des produits contenant du chlordane volatilisé lors d'utilisation de sprays, ou, lors de l'application de produit sous forme de poudre (OMS IPCS, 1984a).

Air rural, air urbain

Le chlordane a été mesuré en milieu urbain et en milieu rural. Ses concentrations sont nettement plus basses en milieu rural : généralement de 0,01 ng/m³ à 1 ng/m³, alors qu'en milieu urbain, les teneurs en chlordane s'échelonnent entre moins de 0,1 ng/m³ et 58 ng/m³ (ATSDR 1994).

Air intérieur

Les taux de chlordane mesurés pour l'air intérieur sont plus élevés que ceux mesurés pour l'air extérieur, que cela soit en milieu rural ou en milieu urbain.

Ceci est la conséquence du traitement des sous-sols ou fondations des locaux urbains ou ruraux. Des teneurs en chlordane supérieures à 1 µg/m³ sont souvent mesurées dans des maisons dont les sous-sols ont été traités par des produits contenant du chlordane. Plusieurs études ont démontré qu'il y a 3 à 10 fois plus de chlordane dans les sous-sols d'une habitation qu'au rez de chaussée alors que l'amplitude est de 2 à 3 entre l'air intérieur et l'air extérieur (ATSDR 1994).

Dans les habitations, le mode de chauffage est un facteur influent de la teneur en chlordane. Une étude de Fenske et Sternbach (1987), citée par l'ATSDR (1994), donne les teneurs en

CHLORDANE

chlordane suivantes : habitations, avec des espaces réduits, équipées d'un système de chauffage à air chaud pulsé 11,2 µg/m³ ; habitations, avec sous sols, équipées d'un système d'air chaud pulsé 0,33 µg/m³ ; habitations équipées d'un chauffage par air radian 0,93 µg/m³ ; habitations équipées de chauffage par le sol et par air chaud pulsé 3,42 µg/m³.

Eau

La contamination de l'eau par le chlordane est un phénomène mineur du fait de sa faible solubilité (OMS IPCS, 1984a).

Océans et lacs :

L'OMS IPCS (1984a) rapporte une étude faite sur la qualité des eaux d'un lac traité par du chlordane technique à 10 µg/L (lieu non précisé). Après 7 jours, seulement 46,1 % du chlordane étaient présents dans les résidus. Après 421 jours, il ne restait que 0,01 % de chlordane dans l'eau.

Des mesures plus récentes faites dans les années 1987 - 1989 ont permis de constater que les teneurs en chlordane dans les eaux des océans et des lacs étaient inférieures à 0,1 pg/L (ATSDR, 1994).

Eaux de surface, eaux souterraines :

La présence de chlordane dans les nappes souterraines est pratiquement inexistante (ATSDR, 1994).

L'HSDB (2005) mentionne la présence de chlordane dans des eaux souterraines à des teneurs généralement inférieures à 8 µg/L. Entre 1977 et 1979, 433 des 1 076 échantillons d'eau du New Jersey (USA) ont révélé qu'ils contenaient du chlordane à une teneur maximale de 0,4 µg/L. Des analyses d'eaux du Mississippi ont révélé une teneur de chlordane de 1,80 µg/L, dans l'Indiana 0,04 µg/L, au Kansas 7,90 µg/L.

Plus récemment, en 1990 - 1991, des prélèvements d'eau effectués dans 240 propriétés privées ont permis de détecter des teneurs de chlordane de 0,06 µg/L (HSDB, 2005).

Dans les eaux de surface, les teneurs en chlordane sont nettement inférieures au µg/L. Cependant, la présence de chlordane peut être beaucoup plus élevée lors d'une pollution accidentelle ; par exemple : du chlordane entraîné à partir de terres traitées par des produits contenant du chlordane (ATSDR, 1994).

Une étude, rapportée par l'ATSDR (1994), effectuée pour 177 rivières des USA entre les années 1975 et 1980, sur 2 943 échantillons d'eau de surface, n'a pas permis de mesurer la teneur du chlordane (limite de détection non précisée). En 1974, la concentration moyenne de chlordane relevée dans les eaux de surface du Bas Mississippi se situait entre 0,1 et 0,4 ng/L (ATSDR, 1994).

CHLORDANE

Une autre étude mentionne que les eaux de surfaces des fleuves dépendants du lac supérieur (Canada) avaient une teneur en chlordane de 0,059 µg/L entre 1973 et 1976 (HSDB, 2005).

Eaux de boisson

Les eaux de boisson sont peu contaminées par le chlordane. Une étude sur les eaux de boisson analysées à Hawaï a révélé que 9 % des échantillons prélevés contenaient en moyenne 1,0 ng de chlordane par litre d'eau (OMS IPCS, 1984a).

Dans les années 1986 - 1987, le chlordane a été détecté dans les eaux de boisson (en Australie) à une teneur de 0,80 et 0,13 µg/L (HSDB, 2005).

Des pollutions accidentelles des eaux de boisson, dues au chlordane, ont été relevées : de 1 à 6,6 mg de chlordane/L d'eau à Pittsburgh (USA) en décembre 1980 (ATSDR 1994) ; et supérieure à 1,2 g/L en mars 1974 à Chattanooga (USA) (ATSDR, 1994 ; HSDB, 2005). Compte tenu de la faible solubilité du chlordane dans l'eau, le chlordane était probablement sous forme émulsifiée dans l'eau. Aucune information n'est donnée par l'ATSDR ou l'HSDB.

Eaux de pluie

Les teneurs en chlordane dans les eaux de pluies sont faibles. Des mesures effectuées à Hawaï en 1971 et 1972 ont révélé une concentration en chlordane de 1 à 3 pg/L ; dans le nord Pacifique (1979), 20 pg/L (HSDB, 2005). D'autres concentrations plus élevées sont de l'ordre de quelques ng/L. Parmi les différentes données consultées, une seule apparaît comme élevée : celle de Bermuda (USA) relevée en 1983 - 1984 avec une moyenne de 77 ng de chlordane/L.

2. PARAMÈTRES D'ÉVALUATION DE L'EXPOSITION

2.1 Paramètres physico-chimiques

Paramètre	Nom des substances	Valeur	Étendue	Référence
Facteur de conversion (dans l'air à 25 °C)	1ppm = 16,75 mg/m ³ 0,0595 mg/m ³ = 1ppm (v/v)			ATSDR (1994)
Seuil olfactif (ppm)	Non concerné			

CHLORDANE

Paramètre	Nom des substances	Valeur	Étendue	Référence
Masse molaire (g/mol)	Chlordane (<i>cis, trans</i>)	409,8		OMS IPCS (1984a)
Point de fusion (°C) (à pression normale)	<i>Cis</i> -chlordane		106 - 107	OMS IPCS (1984a) ; ATSDR (1994)
Point de fusion (°C) (à pression normale)	<i>Trans</i> -chlordane		104 - 105	OMS IPCS (1984a) ; ATSDR (1994)
Point d'ébullition (°C) (à pression normale)	<i>Cis</i> -chlordane	Aucune donnée		
Point d'ébullition (°C) (à pression normale)	<i>Trans</i> -chlordane	Aucune donnée		
Pression de vapeur ⁽¹⁾	Chlordane (<i>cis - trans</i>)	1.10 ⁵ mmHg à 25°C		OMS IPCS (1984a)
Pression de vapeur ⁽²⁾	<i>Cis</i> -chlordane (liquide très froid)	2,2.10 ⁻⁵ mmHg		Foreman et Bidleman (1987) cité par ATSDR (1994)
	<i>Cis</i> -chlordane (solide cristallisé)	3,0.10 ⁻⁶ mmHg		Foreman et Bidleman (1987) cité par ATSDR (1994)
	<i>Trans</i> -chlordane (liquide très froid)	2,9.10 ⁻⁵ mmHg		Foreman et Bidleman (1987) cité par ATSDR (1994)
	<i>Trans</i> -chlordane (solide cristallisé)	3,9.10 ⁻⁶ mmHg		Foreman et Bidleman (1987) cité par ATSDR (1994)
Densité -vapeur (par rapport à l'air)	Non concerné			
	-solide	Chlordane (<i>cis - trans</i>)	1,59 - 1,63 à 25°C	OMS IPCS (1984a) ; ATSDR (1994)
Tension superficielle (N/m)	Non concerné			
Viscosité dynamique (Pa.s)	Non concerné			

CHLORDANE

Paramètre	Nom des substances	Valeur	Étendue	Référence
Solubilité (mg/L) ⁽³⁾ dans l'eau	Chlordane (<i>cis - trans</i>)	Insoluble		OMS IPCS (1984a)
	Mélange <i>cis-trans</i> (75 : 25)	0,056 à 25 °C		Verschuren (1991)
	Composition non précisée	1,850 à 25 °C		ATSDR (1994)
	Chlordane <i>cis - trans</i> (75:25)	0.056 à 25 °C		Verschuren (1991)
Log Kow	Chlordane	0.009 à 25 °C		Verschuren (1991)
	Chlordane pure	5,54		EPA (1986) cité par ATSDR (1994)
Koc(L/kg)	Chlordane	6,00	3,49 à 4,64 ⁽⁴⁾ 4,75 à 5,80	ATSDR (1994) Finizio (1997) Ritter (1996)
	Chlordane	10 ⁶	15500 à 24600 3090 à 43700	Howard (1991) ATSDR (1994) Ritter (1996)
Coefficient de partage sol-eau : Kd (L/kg)	<i>Cis</i> -chlordane	2,00.10 ⁶	31200 à 87100	Ertsfeld (1996)
	<i>Trans</i> -chlordane		46800 à 109600	ATSDR (1994)
	<i>Trans</i> -chlordane			Ertsfeld (1996)
Coefficient de partage sédiments-eau : Kd (L/kg)	<i>cis</i> -chlordane		91 à 21900	Ertsfeld (1996)
	<i>trans</i> -chlordane		141 à 26300	
Coefficient de partage Matière en Suspension-eau : Kd (L/kg)	<i>cis</i> -chlordane		90 à 21900	Ertsfeld (1996)
	<i>trans</i> -chlordane		140 à 26300	
Constante de Henry (Pa.m ³ /mol)	chlordane	non disponible		
Coefficient de diffusion dans l'air (cm ² /s)		non disponible		
Coefficient de		non disponible		

CHLORDANE

Paramètre	Nom des substances	Valeur	Étendue	Référence
diffusion dans l'eau (cm ² /s)				
Coefficient de diffusion à travers le PEHD (m ² /j)		non disponible		
Perméabilité cutanée à une solution aqueuse (cm/h)		non disponible		

Choix des valeurs :

- (1) aucune précision n'est indiquée sur la composition du mélange d'isomères.
- (2) la valeur du composé cristallisé est obtenue à partir du liquide refoidi.
- (3) la solubilité du chlordane technique dépend de sa composition qui varie suivant le mode d'obtention.
- (4) valeur estimée pour le chlordane pur en appliquant les équations 4 - 5 et 4 - 8 de Lyman (1982).

2.2 Comportement

2.2.1 Dans l'eau

La solubilité du chlordane dans l'eau est très faible (de 9 à 56 µg/L). De plus, sa tendance à être adsorbé sur les particules en suspension et les sédiments est marquée comme l'attestent les valeurs de K_d couramment déterminées. La volatilisation depuis l'eau semble aussi être phénomène de transfert important même s'il est limité par l'adsorption sur la matière en suspension et les sédiments.

Les phénomènes de dégradation, que ce soit la biodégradation, l'hydrolyse, l'oxydation ou la photolyse, ne sont pas importants.

2.2.2 Dans les sols

De nombreuses études concernant la dégradation du chlordane dans les sols ont été réalisées et il apparaît qu'il peut persister dans certains sols sur des périodes longues pouvant dépasser 20 ans.

Dans les sols, le chlordane est préférentiellement adsorbé sur la matière organique (K_{oc} compris entre 3090 et 109600), il est peu soumis aux phénomènes de lixiviation et il peut être volatilisé

Les phénomènes de biodégradation dans les sols ne sont pas significatifs.

CHLORDANE

2.2.3 Dans l'air

Compte tenu de la tension de vapeur, le chlordane peut être présent dans l'atmosphère sous forme vapeur et particulaire. Quatre vingt seize pour cents du chlordane présent dans l'atmosphère serait sous forme particulaire.

En phase vapeur le chlordane est dégradé par voie photochimique mettant en jeux des radicaux hydroxyles.

2.3 Persistance

2.3.1 Dégradation abiotique

Dans l'air, le chlordane se dégrade par photodégradation et par oxydation (ATSDR, 1994). La photodégradation de l'isomère *trans*-chlordane est plus aisée que celle de l'isomère *cis*-chlordane. Ainsi, Oehme (1991) attribue à la photodégradation, l'évolution du rapport *trans/cis* du chlordane d'environ 1 en hiver à 0,5 en été lorsqu'il est transporté sur de longues distances dans l'arctique norvégien. La photodégradation peut également se produire à la surface des feuilles des plantes, mais l'importance de cette réaction dans la disparition globale du chlordane n'est pas clairement quantifiée. Par contre, les réactions avec les radicaux hydroxyles peuvent être à l'origine d'une voie de dégradation plus importante. En estimant une concentration ambiante en radicaux hydroxyle de $5 \cdot 10^5$ molécules/cm³, la demi-vie atmosphérique du chlordane sous la forme de vapeur serait d'environ 1,3 jours (Atkinson, 1985).

Enfin, le chlordane ne semble pas être dégradé par hydrolyse (HSDB, 2000 ; Ellington *et al.*, 1988).

2.3.2 Biodégradation

Eaux de surface

La dégradation du chlordane dans l'eau n'a pas été étudiée intensivement (ATSDR, 1994). Dans trois échantillons d'eau de rivière, Oloffs *et al.* (1972) observent que seuls 2,3 à 50,7 % de la concentration initiale en chlordane sont mesurés en phase aqueuse après 12 semaines d'incubation. Toutefois, les fractions évaporées ou adsorbées ne sont pas quantifiées. De même, Benimeli *et al.* (2003) isolent des bactéries actinomycètes gram⁺, d'une station d'épuration d'eau chargée en cuivre, capables de biodégrader le chlordane en milieu liquide. Par contre, en eau de rivière Eichelberger et Lichtenberg (1971) montrent que 85 % de la concentration initiale en chlordane (10 µg/L) sont retrouvés après 2 semaines d'incubation. La concentration en chlordane est alors stable durant au moins 8 semaines. De même, Tabak

CHLORDANE

et al. (1981a, 1981b) n'observent aucune biodégradation du chlordane après 7 jours, en utilisant des eaux résiduaires domestiques comme inoculum.

Ces études indiquent que le chlordane ne se dégrade pas rapidement dans l'eau. Le mécanisme de sa disparition est probablement plus attribuable à un phénomène de transport qu'à une réelle dégradation. Aucune information n'est disponible concernant la photodégradation du chlordane dans l'environnement aquatique (ATSDR, 1994).

Sol

La majeure partie de la littérature indique que le chlordane ne se dégrade pas rapidement dans les sols et persiste pendant plus de 20 ans dans certains cas (ATSDR, 1994). Toutefois, des demi-vies comprises entre 0,4 et 3,3 ans ont été estimées en conditions aérobies dans le sol (HSDB, 2000). Très peu de micro-organismes capables de dégrader le chlordane ont été isolés. Iyengar et Prabhakara Rao (1973) ont observé qu'une culture pure d'*Aspergillus niger* adaptée dégrade le chlordane. Beeman et Matsumura (1981) trouvent des résultats contraires et estiment que les auteurs précédents n'avaient pas considéré d'autres facteurs tels que l'adsorption sur le verre et la volatilisation. Toutefois, Beeman et Matsumura (1981) observent que des espèces de *Nocardiosis* sp. isolées d'un sol traité au chlordane peuvent dégrader le chlordane en différents métabolites. De plus, les champignons *Phanerochaete chrysosporium* (BKM-F-1767) qui dégradent la lignine (un biopolymère complexe), se sont avérés susceptibles de dégrader le chlordane (Kennedy *et al.*, 1990). Dans ce cas, en milieu aérobie à 39 °C, dans des sols limoneux inoculés à une concentration en chlordane radiomarké d'environ 426 µg/kg, 28 % de ce dernier se sont dégradés et 14,9 % se sont minéralisés en CO₂ en 60 jours. Dans des cultures liquides à environ 283 µg/kg, 36,8 % du chlordane radiomarké se sont dégradés et 9,4 % se sont minéralisés en 30 jours. La minéralisation augmente avec la diminution de la concentration nutritive en azote (Aust, 1990). Enfin, la biodégradation des différents composés du chlordane serait énantiomères sélective. Ainsi, selon Lee *et al.* (2003a) l'analyse des énantiomères des différents composés du chlordane technique semble montrer que dans les compostes, le *trans*-chlordane (+) se biodégrade plus rapidement que le *trans*-chlordane (-), qui est plus toxique sur les insectes et que le *cis*-chlordane (+), plus toxique sur les insectes, se biodégrade plus lentement que le *cis*-chlordane (-). Toutefois, alors que ces observations sont également faites dans des sols agricoles, Li *et al.* (2007) montrent que la biodégradation du chlordane utilisé dans les fondations des maisons n'est pas énantiomère sélective.

Milieu anaérobie

Sethunathan (1973) a rapporté que le chlordane ne se dégrade pas dans des conditions anaérobies dans les sols inondés (ATSDR, 1994). De même, Li *et al.* (2007) montrent que dans les sédiments marins superficiels récoltés dans l'estuaire de la presqu'île de Long Island

CHLORDANE

Sound (USA) entre la fin des années 1980 et 2005- 2006, la concentration en *cis*- et *trans*-chlordane ainsi que leurs concentrations en énantiomères sont restées à peu près constantes. Dans la majorité des cas, le rapport des énantiomère du *cis*- ou du *trans*-chlordane ne varie pas avec la profondeur d'échantillonnage dans le sédiment. Ces résultats tendent à montrer que le chlordane ne se dégrade pas en milieu anaérobique. Toutefois, Hirano *et al.* (2007) montrent que le chlordane peut se biodégrader dans des sédiments de 3 rivières japonaises. Pour cela ils effectuent des essais dans des tubes de 50 mL contenant 3 g de sédiments secs et 40 mL de milieu de culture dans lequel 1 000 ng de *trans*- ou *cis*-chlordane sont incorporés. En surface, l'air est remplacé par de l'azote. En utilisant un inoculum de sédiment initialement non contaminé par du chlordane, la dégradation du *cis*- et du *trans*-chlordane commence après une phase de latence de 4 semaines. Après 20 semaines, le taux de dégradation est de 33 % pour le *trans*-chlordane et de 22 % pour le *cis*-chlordane associés à la production de méthane indiquant une métabolisation bactérienne. Si l'inoculum de sédiments provient d'une zone contaminée par du chlordane, le métabolisme du *trans*- ou *cis*-chlordane débute dès le début de l'essai. A l'opposée, un échantillon de sédiment non contaminé en chlordane n'a pas permis d'obtenir de dégradation aussi bien de l'isomère *cis*- que du *trans*-chlordane après 20 semaines d'incubation. Selon ces auteurs, ces différences doivent être vraisemblablement mises en relation avec la concentration initiale en COT du sédiment.

2.4 Bio-accumulation et métabolisme

2.4.1 Organismes aquatiques

Le facteur de bioconcentration (BCF) du chlordane, calculé pour les organismes aquatiques à partir de son K_{ow} ou de sa solubilité, est compris entre 3 141 et 37 428 L/kg avec une moyenne géométrique de 15 196 L/kg (Bysshe, 1982 cité par Hinman et Klaine 1992 ; van de Plassche, 1994 ; Sample *et al.*, 1996 ; Van Beelen, 2000). Van de Plassche (1994) calcule un BCF de 8 200 et 30 000 L/kg respectivement pour les mollusques bivalves et les poissons dulçaquicoles ou marins. Le BCF supérieur obtenu pour les poissons est lié à leur contenu plus élevé en lipides par rapport au contenu lipidique des bivalves. Selon van Beelen (2000), chez les poissons, le BCF calculé est de 25 119 L/kg pour les deux isomères *cis*- et *trans*- du chlordane.

Les BCF mesurés sont disparates avec des valeurs comprises entre 140 et 10 000 000 L/kg :

- chez les bactéries un BCF compris entre 200 et 55 900 L/Kg est mentionné par Grimes et Morisson (1975) cités par ATSDR (1994),
- chez les algues vertes, un BCF de 10 232 L/kg a été mesuré au bout de 24 heures d'exposition au chlordane (HSDB, 2000),

CHLORDANE

- chez les plantes vasculaires, un BCF de 1 061 L/kg a été mesuré sur *Hydrilla verticillata* par Hinman et Klain (1992) cités par ATSDR (1994). Dans ce cas, le chlordane est absorbé de l'eau et des sédiments par les racines des plantes,
- pour les crustacés dulçaquicoles, Cardwell *et al.* (1977), cités par US EPA (1980c), déterminent un BCF de 3 800 et 5 200 L/kg respectivement pour *Daphnia magna* et *Hyalella azteca* après 7 et 65 jours d'exposition. Des valeurs similaires sont obtenues sur des crustacés marins par Parrish *et al.* (1976), cités par US EPA (1980c), avec des BCF après 96 heures d'exposition de 2 117 et 4 564 L/kg respectivement sur *Palaemonetes pugio* et *Penaeus duorarum*,
- vis-à-vis des mollusques bivalves dulçaquicoles, van de Plassche (1994) indique un BCF relativement faible de 140 L/kg basé sur des mesures effectuées dans le milieu naturel. Au contraire, vis-à-vis des bivalves marins, van de Plassche (1994) indique un BCF de 5 400 L/kg et Parrish *et al.* (1976), cités par US EPA (1980c), obtiennent un BCF de 5 522 L/kg sur *Crassostrea virginica* après 96 heures d'exposition,
- pour les poissons dulçaquicoles, Seemamahannop *et al.* (2005) mesurent un BCF de 162 et 312 L/kg respectivement pour le *cis*- et le *trans*-chlordane sur des carpes (*Cyprinus carpio*) exposées à la concentration 1 µg/L durant 72 heures. Toutefois, des valeurs plus élevées sont rapportées par d'autres auteurs. Ainsi, Oliver et Niimi (1985), cités par ATSDR (1994), déterminent un BCF de 18 500 L/kg sur *Oncorhynchus mykiss*. De même, Veith *et al.* (1979), cités par US EPA (1980c), obtiennent un BCF de 37 800 L/kg sur *Pimephales promelas* exposé durant 32 jours. Vis-à-vis des poissons marins, Parrish *et al.* (1976), cités par US EPA (1980c), déterminent un BCF de 10 300 et 15 300 L/kg sur *Cyprinodon variegatus* après 28 jours d'exposition. Ces mêmes auteurs indiquent sur la même espèce un BCF de 16 000 L/kg après 189 jours d'exposition. Egalement sur *Cyprinodon variegatus*, Goodman *et al.* (1978), cités par US EPA (1980c), déterminent un BCF de 6 600 L/kg pour le *trans*-chlordane après 28 jours d'exposition. A partir d'expositions plus courtes (72 - 96 heures), Parrish *et al.* (1976) et Schimmel *et al.* (1976), tous deux cités par US EPA (1980c), indiquent des BCF compris entre 4 600 et 15 250 L/kg pour le *Cyprinodon variegatus*, le *Lagodon rhomboides* et le *Leiostomus xanthurus*. Le BCF le plus élevé rapporté par van Beelen (2000) est de 10 000 000 L/kg pour le *cis*-chlordane.

Ces différentes valeurs de BCF suggèrent un fort potentiel de bioconcentration du chlordane dans les organismes aquatiques (HSDB, 2000) aussi bien en eau douce qu'en eau marine.

Par ailleurs, Sample *et al.* (1996) calculent un facteur de bioaccumulation (BAF) de 475 002 et de 811 333 respectivement pour des niveaux trophiques correspondants à des petits poissons et des poissons piscivores. Toutefois, sur la base de la concentration en chlordane dans le tractus digestif des poissons *Cynoscion guatucupa* de l'estuaire de Bahia Blanca (Argentine), Lanfranchi *et al.* (2006) déterminent un facteur de bioaccumulation par rapport à la concentration en chlordane des muscles compris entre 0,7 et 3 pour le *cis*-chlordane, entre 1

CHLORDANE

et 1,8 pour le *trans*-chlordane, entre 0,9 et 8,7 pour l'heptachlore et entre 0,5 et 1 pour l'heptachlore époxyde. De même des valeurs relativement faibles sont mesurées chez les crustacés. A partir de mesures effectuées dans l'environnement, Menone *et al.* (2006) déterminent chez le crabe marin intertidale (*Chasmagnathus granulatus*), un facteur de bioaccumulation pour le *trans*-chlordane compris entre 0,8 et 2,4 par rapport aux sédiments extérieurs au terrier et compris entre 0,2 et 1,2 par rapport aux sédiments du terrier. D'autres études effectuées en mer blanche (Russie) par Muir *et al.* (2003) montrent que la concentration en chlordane (oxychlordane, *trans*-chlordane, *trans*-nonachlore) est très faible dans les crustacés. Elle est même très souvent au niveau ou inférieure au seuil de détection dans une étude menée par McIntyre et Beauchamp (2007) dans une chaîne trophique composée d'organismes du lac Washington (USA).

Au sein des chaînes alimentaires, la concentration en chlordane augmente avec l'âge, la taille et le poids des animaux. Les habitats benthiques et pélagiques ont le même potentiel de bioaccumulation (McIntyre et Beauchamp, 2007). La concentration en chlordane total augmente généralement principalement avec la position trophique aussi bien en eau douce (McIntyre et Beauchamp, 2007) qu'en eau de mer (Borga *et al.*, 2001 ; Corsolini *et al.*, 2006 ; Muir *et al.*, 2003). Dans une chaîne trophique composée de crustacés, poissons et mammifères marins, Muir *et al.* (2003) montrent que la concentration en oxychlordane, le principal métabolite du chlordane, en *trans*-chlordane et en *trans*-nonachlore, le composé le plus persistant du chlordane, dans les animaux est fortement corrélée au niveau trophique, alors que la concentration en *cis*-chlordane ne l'est pas. Dans ce cas, le facteur de biomagnification est de 9,63 pour l'oxychlordane, 0,66 pour le *cis*-chlordane et 4,83 pour le *trans*-nonachlore. Des valeurs de 4,4, 2,6 et 5,0 ont été respectivement calculées pour la mer de Barents et de 6,5, 1,6 et 5,5 pour la baie de Baffin. De même, chez le Marsouin de Cuvier (*Neophocaena phocaenoides*), sur la base d'analyses effectuées sur deux individus, Ramu *et al.* (2006) déterminent un facteur de biomagnification par rapport au contenu stomacal compris entre 2,5 et 3,7 en moyenne pour l'ensemble des composés du chlordane (oxychlordane, *trans*-nonachlore, *cis*-nonachlore, *cis*-chlordane) et compris entre 1,1 et 1,5 plus spécifiquement pour le *cis*-chlordane. Ces valeurs reflètent le métabolisme du *cis*- et du *trans*-chlordane dans la chaîne alimentaire et tout spécialement des poissons aux mammifères et la persistance de l'oxychlordane. Des facteurs de biomagnification analogues ont été obtenus par Borga *et al.* (2001). Ces auteurs montrent que dans une chaîne trophique de l'océan arctique composée de crustacés pélagiques (*Calanus spp.*, *Thysanoessa spp.*, *Parathemisto libellula*) se nourrissant de planctons et de détritivores, de morues polaires (*Boreogadus saida*) et du cabillaud (*Gadus morhua*) se nourrissant des crustacés précédents et de poissons de petites tailles, la concentration en chlordane (*cis*-chlordane, oxychlordane et *trans*-nonachlore) calculée sur la base des lipides augmente d'un facteur compris entre 3,5 et 8,8 entre les crustacés et les poissons. Enfin, Corsolini *et al.* (2006) indiquent un facteur de biomagnification de 6,5 pour l'oxychlordane entre le krill (*Euphausia superba*) et le poisson bocasson émeraude (*Trematomus bernacchii*).

CHLORDANE

La diversité des facteurs de bioconcentration ou de bioaccumulation du chlordane, notamment entre les mesures de laboratoire et les mesures de terrain, chez les organismes aquatiques est liée à l'influence de nombreux paramètres notamment de :

- la concentration en carbone dans les sédiments. Ainsi, à partir d'études effectuées dans le milieu naturel, Menone *et al.* (2006) montrent que chez le crabe marin intertidale (*Chasmagnathus granulatus*), la bioaccumulation du *trans*-chlordane est inférieure dans les sédiments contenant plus de carbone que dans les sédiments dominés par les argiles. De même, dans une chaîne trophique dans les organismes du lac Washington (USA), McIntyre et Beauchamp (2007) montrent que la concentration en *cis*- et *trans*-chlordane dans les organismes vivants est faiblement associée avec des fortes concentrations en carbone benthique.
- la concentration en lipide des individus. A partir d'études effectuées dans le milieu naturel, Menone *et al.* (2006) montrent que chez le crabe marin intertidale (*Chasmagnathus granulatus*), la concentration en organochlorés est liée au taux de lipides des animaux,
- la sélectivité de l'isomère vis-à-vis de la bioconcentration. A partir d'essais menés sur des juvéniles de carpe commune (0,6 - 1 g), Seemamahannop *et al.* (2005) montrent que l'exposition des animaux durant 3 jours à la concentration de 5 µg/L de chlordane technique soit environ 1 µg/L de *cis*- et *trans*-chlordane induit un taux de bioconcentration de 162 et 312 respectivement pour le *cis*- et le *trans*-chlordane. Dans ce cas l'absorption n'est pas dépendante de l'énantiomère.
- la biotransformation stéréosélective. Ainsi, à partir d'essais effectués sur la crevette d'eau douce *Mysis relicta*, Warner et Wong (2006) montrent que l'exposition de ces dernières à un sédiment contaminé par du *trans*-chlordane racémique (50 % de l'énantiomère (+) et 50 % de l'énantiomère (-)) conduit à la bioconcentration de l'énantiomère (-) avec apparition d'oxychlordane. Ces mesurent tendent à montrer que la forme (+) est préférentiellement métabolisée. De même, à partir d'études effectuées sur des juvéniles de carpes communes et de mesures effectuées sur des poissons prélevés dans le milieu naturel, Seemamahannop *et al.* (2005) montrent que le ratio des énantiomères est significativement modifié pour le *trans*-chlordane de 1 à 0,7 et non pour le *cis*-chlordane. Il semble donc que le *trans*-chlordane (-) est métabolisé plus rapidement (demi-vie de 15 jours) que le *trans*-chlordane (+) (demi-vie de 20 jours). Par ailleurs, ces auteurs mesurent sur des carpes sauvages une concentration en chlordane hépatique de $28,6 \pm 0,8$ ng/g et $44,2 \pm 1,8$ ng/g respectivement pour le *trans*- et le *cis*-chlordane. Dans ce cas, le mélange des énantiomères est racémique pour le *cis*-chlordane et de 0,43 pour le *trans*-chlordane reflétant la biodégradation énantiomère sélective du *trans*-chlordane.
- la biotransformation de chaque substance du chlordane. Le chlordane technique utilisé précédemment en agriculture contenait 147 composés différents. A partir d'études effectuées sur des chaînes trophiques, Muir *et al.* (2003) montrent que le *cis*- et le *trans*-

CHLORDANE

chlordane sont métabolisés tout spécialement des poissons aux phoques, alors que l'oxychlordane est persistant.

- la réversibilité de la bioconcentration. Ainsi, à partir d'essais effectués sur la crevette d'eau douce *Mysis relicta*, Warner et Wong (2006) montrent que lors d'une exposition au *trans*-chlordane dans un sédiment contaminé à la concentration de 1 380 (\pm 757) $\mu\text{g}/\text{kg}$ (matière sèche), la bioconcentration est rapide et atteint environ 70 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de matière humide dans les crevettes en 10 jours. Après 45 jours de dépuración, la concentration en *trans*-chlordane dans les crevettes n'est plus que d'environ 5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de matière humide. Dans ce cas, les auteurs calculent une demi-vie du chlordane dans les crevettes de 3,3 jours. De même, à partir d'essais menés sur des juvéniles de carpe commune, Seemamahannop *et al.* (2005) montrent que la déconcentration suit une équation de premier ordre avec une demi-vie de 17 jours aussi bien pour le *cis*- que le *trans*-chlordane.
- des substances dosées. Des différences peuvent apparaître selon que les auteurs mesurent une substance spécifique ou plusieurs substances ainsi que des produits de dégradation.

	Espèce	Substance ou produit	Critère	Valeur (L/kg)	Référence
Bactéries	n.s.	n.s.	BCF	200-55 900	Grimes et Morisson, 1975 cités par ATSDR, 1994
Algues	Algues vertes n.s.	n.s.	BCF	10 232	HSDB, 2000
Plantes vasculaires	<i>Hydrilla verticillata</i>	chlordane	BCF	1 061	Hinman et Klain, 1992 cités par ATSDR, 1994
Crustacés dulçaquicoles	<i>Daphnia magna</i>	Chlordane technique	BCF (7 jours)	3 800 ⁽¹⁾	Cardwell <i>et al.</i> , 1977 cités par US EPA 1980c
	<i>Hyaella azteca</i>	Chlordane technique	BCF (65 jours)	5 200 ⁽¹⁾	Cardwell <i>et al.</i> , 1977 cités par US EPA 1980c
Crustacés marins	<i>Chasmagnathus granulatus</i>	<i>trans</i> -chlordane mesuré	BAF	0,8 et 2,4 par rapport aux sédiments extérieurs au terrier ⁽²⁾ 0,2 et 1,2 par rapport aux sédiments du terrier ⁽²⁾	Menone <i>et al.</i> , 2006
	<i>Palaemonetes pugio</i>	Chlordane	BCF (96 heures)	2 117	Parrish <i>et al.</i> , 1976 cités par US EPA 1980c

CHLORDANE

	Espèce	Substance ou produit	Critère	Valeur (L/kg)	Référence
	<i>Penaeus duorarum</i>	Chlordane	BCF (96 heures)	4 564	Parrish <i>et al.</i> , 1976 cités par US EPA 1980c
Mollusque bivalve dulçaquicole	n.s.	Chlordane	BCF	140 ⁽²⁾	van de Plassche, 1994
Mollusques marins	<i>Crassostrea virginica</i>	Chlordane	BCF (96 heures)	5 522	Parrish <i>et al.</i> , 1976 cités par US EPA 1980c
Mollusques bivalves marins	n.s.	Chlordane	BCF	5 400	van de Plassche, 1994
Mollusques bivalves marins et dulçaquicoles	n.s.	Chlordane	BCF calculé	8 200	van de Plassche, 1994
Poissons dulçaquicoles	<i>Cyprinus carpio</i>	Chlordane technique cis-chlordane	BCF (72 heures)	162	Seemamahannop <i>et al.</i> , 2005
	<i>Cyprinus carpio</i>	Chlordane technique trans-chlordane	BCF (72 heures)	312	Seemamahannop <i>et al.</i> , 2005
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Chlordane	BCF	18 500	Oliver et Niimi, 1985 cités par ATSDR, 1994
	<i>Pimephales promelas</i>	Chlordane technique	BCF (32 jours)	37 800	Veith <i>et al.</i> , 1979 cités par US EPA 1980c
	<i>Pimephales promelas</i>	Chlordane technique	BCF (32 jours)	38 019	Veith <i>et al.</i> , 1979 cités par HSDB, 2000
	n.s.	Chlordane	BCF	38 000	van de Plassche, 1994
Poissons marins	<i>Cyprinodon variegatus</i>	Chlordane technique	BCF (28 jours)	10 300	Parrish <i>et al.</i> , 1976 cités par US EPA 1980c
	<i>Cyprinodon variegatus</i>	Chlordane	BCF (96 heures)	12 900	Schimmel <i>et al.</i> , 1976 cités par US EPA 1980c
*	<i>Cyprinodon variegatus</i>	Chlordane technique	BCF (189 jours)	16 000	Parrish <i>et al.</i> , 1976 cités par US EPA 1980c
	<i>Cyprinodon variegatus</i>	Chlordane technique	BCF (28 jours)	15 300	Parrish <i>et al.</i> , 1976 cités par US EPA 1980c
	<i>Cyprinodon variegatus</i>	Chlordane	BCF	6 309	Parrish <i>et al.</i> , 1976 cités par HSDB, 2000
	<i>Cyprinodon variegatus</i>	Chlordane	BCF (96 heures)	15 250	Parrish <i>et al.</i> , 1976 cités par US EPA 1980c

CHLORDANE

	Espèce	Substance ou produit	Critère	Valeur (L/kg)	Référence
	<i>Cyprinodon variegatus</i>	trans-chlordane	BCF (28 jours)	6 600	Goodman <i>et al.</i> , 1978 cités par US EPA 1980c
	<i>Lagodon rhomboides</i>	Chlordane technique	BCF (96 heures)	6 227	Parrish <i>et al.</i> , 1976 cités par US EPA 1980c
	<i>Leiostomus xanthurus</i>	Chlordane	BCF (72 heures)	4 600	Schimmel <i>et al.</i> , 1976 cités par US EPA 1980c
	<i>Leiostomus xanthurus</i>	Chlordane	BCF (96 heures)	9 250	Schimmel <i>et al.</i> , 1976 cités par US EPA 1980c
	n.s.	Chlordane	BCF Moyenne géométrique sur 4 valeurs	12 000	van de Plassche, 1994
	n.s.	chlordane	BCF	11 400 - 37 800	Bysshe, 1982, cité par Hinman et Klaine 1992
	n.s.	cis-chlordane	BCF	107-10 000 000	van Beelen, 2000
	Petits poissons	Chlordane	BAF calculé	475 002,44	Sample <i>et al.</i> , 1996
	Poissons piscivores	Chlordane	BAF calculé	811 333,07	Sample <i>et al.</i> , 1996
Poissons marins et dulçaquicoles	n.s.	Chlordane	BCF calculé	30 000	van de Plassche, 1994
Poissons	n.s.	cis-chlordane	BCF calculé	25 119	Van Beelen, 2000
	n.s.	trans-chlordane	BCF calculé	25 119	Van Beelen, 2000
Organismes aquatiques	n.s.	Chlordane	BCF	3 000 -12 000	Zarogian <i>et al.</i> , 1985 cités par ATSDR, 1994
	n.s.	Chlordane	BCF calculé	3 141	Bysshe, 1982, cité par Hinman et Klaine 1992
	n.s.	Chlordane	BCF calculé	10 252	Bysshe, 1982, cité par Hinman et Klaine 1992
	n.s.	Chlordane	BCF calculé	37 428	Sample <i>et al.</i> , 1996

(1) ajusté au poids humide. Total des 5 constituants principaux du chlordane. La bioconcentration de chaque constituant est ajustée à sa concentration dans le chlordane technique.

(2) valeur obtenue sur des mesures environnementales.

n.s. : non spécifié.

CHLORDANE

2.4.2 Organismes terrestres y compris les végétaux

Le chlordane est susceptible d'être bioaccumulé par de nombreux organismes terrestres.

Dans les plantes, la quantité de chlordane absorbée dépend de l'espèce et du stade de développement (ATSDR, 1994). Dans les plantes supérieures, malgré un $\log k_{ow} > 3$, le chlordane est transporté dans les tissus aériens (Lee *et al.*, 2003a). A partir de culture de courgettes, Lee *et al.* (2003b) montrent que le chlordane peut être bioaccumulé aussi bien par voie aérienne que par le sol. Ces observations sont renforcées par le suivi des concentrations en chlordane dans des sols cultivés. Alors que l'absorption par voie aérienne par les feuilles ne semble pas sélective vis-à-vis des différents énantiomères, l'absorption par les racines dépend de l'énantiomère (Lee *et al.*, 2003b). Dans les plantes il semble que *cis*-chlordane soit isomérisé en *trans*-chlordane (Singh *et al.*, 1990 ; Singh *et al.*, 1991).

Chez les reptiles, comme les alligators, le chlordane ingéré par les femelles est bioaccumulé dans l'organisme. Comme pour d'autres espèces, le chlordane peut alors être transféré et concentré dans les œufs (Rauschenberger *et al.*, 2004).

Différentes études montrent que les oiseaux sauvages sont contaminés par du chlordane (Borga *et al.*, 2001 ; Bustnes *et al.*, 2005 ; Corsolini *et al.*, 2006 ; Helberg *et al.*, 2005 ; Jaspers *et al.*, 2006 ; Verreault *et al.*, 2007). A partir d'une étude menée en Flandre belge, il semble que les oiseaux prédateurs, de milieux aquatiques sont moins contaminés par le chlordane que les oiseaux prédateurs terrestres (Jaspers *et al.*, 2006). Le taux élevé de contamination des oiseaux est expliqué notamment par le fait que ces derniers ont un plus faible taux de métabolisation que les mammifères (Borga *et al.*, 2001). Ainsi, dans une chaîne trophique de l'océan arctique composée aux niveaux trophiques inférieurs de crustacés pélagiques, puis de poissons (morues polaires et cabillauds) et au niveau trophique supérieur, de deux espèces de sub-surface le guillemot de Brünnich (*Uria lomvia*) se nourrissant de crustacés et de poissons et le guillemot à miroir (*Cephus grylle*) se nourrissant majoritairement de morue polaire, et de deux espèces de surface, la mouette tridactyle (*Rissa tridactyla*) se nourrissant comme le guillemot à miroir et le goéland bourgmestre (*Larus hyperboreus*) prédateur se nourrissant de crabes, poissons, oiseaux. Dans cette chaîne, par rapport au niveau trophique inférieur, la concentration en chlordane (*cis*-chlordane, oxychlordane et *trans*-nonachlore) calculée sur la base des lipides augmente d'un facteur 1,9 à 15 et 2,9 à 23 respectivement pour le guillemot de Brünnich et le guillemot à miroir, d'un facteur 4,5 à 36 pour la mouette tridactyle et d'un facteur 12 à 73 pour le goéland bourgmestre. De même, Corsolini *et al.* (2006) calculent un facteur de biomagnification de l'oxychlordane entre le poisson bocasson émeraude (*Trematomus bernacchii*) et le manchot d'Adélie (*Pygoscelis adeliae*) de 10,5 et entre le krill et le manchot Adélie de 68. Alors que le *cis*-chlordane et le *trans*-nonachlore sont majoritaires dans les niveaux trophiques inférieurs (Borga *et al.*, 2001), l'oxychlordane est majoritaire chez les oiseaux, indiquant la capacité de

CHLORDANE

métabolisation (Borga *et al.*, 2001 ; Corsolini *et al.*, 2006 ; Jaspers *et al.*, 2006). L'énantiomère de l'oxychlordanane (-) serait préférentiellement métabolisé chez le manchot (Corsolini *et al.*, 2006).

Le chlordanane est également bioaccumulé chez les mammifères. Kunisue *et al.* (2007) montrent qu'au Japon, chez le chien viverrin (*Nyctereutes procyonoides*, mammifère carnivore sauvage) la concentration en chlordanane dans le foie ($8\,200 \pm 7\,600$ ng/g) est très élevée et plus élevée que dans les muscles (570 ± 380 ng/g). Le profil d'accumulation est dans ce cas très différent des humains et des oiseaux. En particulier, une très forte accumulation d'oxychlordanane est observée dans le foie ($7\,700 \pm 7\,000$ ng/g dans le foie et 370 ± 290 ng/g dans les muscles). La très forte variabilité des résultats observés provient de résultats obtenus sur une femelle, pour laquelle le chlordanane a été vraisemblablement remobilisé lors d'une lactation pour sa progéniture. Les auteurs indiquent que la séquestration hépatique de l'oxychlordanane est peut-être à relier à l'induction des enzymes CYP1A. En effet, les enzymes cytochrome P450 des microsomes hépatiques sont impliquées dans la métabolisation du chlordanane et du nonachlore en oxychlordanane.

Chez les mammifères, la biomagnification des composés associés au chlordanane, incluant l'héptachlore époxyde, a été étudiée à trois niveaux trophiques dans une chaîne alimentaire de l'Arctique, le cabillaud de l'Arctique, le phoque marbré et l'ours polaire (Muir *et al.*, 1988 cités par ATSDR, 1994). La biomagnification des poissons vers les phoques (male/femelle) est de 7,3/4,7 et des phoques (male/femelle) vers les ours de 6,6/9,5, ce qui aboutit à un facteur de biomagnification de 44,2. Des concentrations en chlordanane élevées chez l'ours polaire ont été également mesurées par d'autres auteurs. Ainsi, Sonne *et al.* (2006) mesurent des concentrations en chlordanane dans les tissus adipeux de $1\,197 \pm 684$ ng/g et $11\,020 \pm 432$ ng/g chez les mâles pré-adultes et adultes respectivement et de $1\,999 \pm 934$ ng/g et $1\,619 \pm 1447$ ng/g chez les femelles pré-adultes et adultes respectivement.

Dans les chaînes alimentaires, tous les isomères du chlordanane diminuent avec l'augmentation du niveau trophique, l'oxychlordanane étant seul présent dans les ours polaires (Hargrave *et al.*, 1992). La prédominance de l'oxychlordanane est observée chez d'autres prédateurs comme le renard polaire. Sur cette espèce, Fuglei *et al.* (2007) mesurent des concentrations moyennes en chlordanane de 6 296,6 ng/g de lipide et 6 020,9 ng/g de lipide respectivement pour les tissus adipeux abdominaux et subcutanés. La somme du *cis*- et du *trans*-chlordanane est de 27,1 et 26,4 ng/g de lipide respectivement, l'oxychlordanane étant le composé majoritaire.

Ainsi, il est important d'observer que la biomagnification du chlordanane dans les chaînes trophiques est un concept difficile parce que les métabolites du chlordanane changent au sein des différents niveaux trophiques et des espèces (Kawano *et al.*, 1988).

CHLORDANE

3. DONNÉES TOXICOLOGIQUES

L'ensemble des informations et des données toxicologiques provient de diverses monographies publiées par des organismes reconnus pour la qualité scientifique de leurs documents (OMS, IPCS 1989; US EPA (IRIS), 2000; ATSDR, 2002). Les références bibliographiques aux auteurs sont citées pour permettre un accès direct à l'information scientifique mais n'ont pas fait l'objet d'un nouvel examen critique par les rédacteurs de la fiche.

3.1 Devenir dans l'organisme

Études chez l'homme

Le chlordane est absorbé quelle que soit la voie d'exposition (inhalation, ingestion, contact cutané). En effet, des concentrations élevées de chlordane ont été observées dans le sang de personnes vivant dans des maisons traitées par des anti-termites au Japon (Taguchi et Yakushiji, 1988) ou exposées à des sprays insecticides (Kawano et Tatsukawa, 1982; Takamiya, 1987). Ces données ne sont pas suffisantes pour quantifier l'absorption par le tractus respiratoire mais confirment qualitativement que l'absorption s'effectue. De plus, l'ingestion accidentelle de chlordane a montré qu'il est absorbé par le tractus gastro-intestinal sans permettre de déterminer le taux d'absorption (Aldrich et Holmes, 1969; Curley et Garrettson, 1969; Kutz *et al.*, 1983; Olanoff *et al.*, 1983). Enfin, une absorption cutanée de chlordane a été mise en évidence lors d'un cas d'exposition cutanée mortelle précédée de signes neurologiques typiques d'une intoxication au chlordane (Derbes *et al.*, 1955). Une étude *in vitro* réalisée à partir de peau humaine met en évidence une absorption cutanée dépendante du véhicule utilisé. En effet, seulement 0,34 % du [¹⁴C]chlordane est absorbé quand le véhicule est de l'huile alors que 10,9 % sont absorbés quand le véhicule est l'acétone (Wester *et al.*, 1992).

Après passage dans le sang, sa distribution primaire est dans le foie et les reins. Puis, il est redistribué dans les graisses où il peut persister pendant des années (Mussalo-Rauhamaa *et al.*, 1991). Le chlordane et ses métabolites se retrouvent dans le sang des travailleurs exposés (Saito *et al.*, 1986) et dans le lait maternel de mères vivant dans des maisons traitées contre les termites par du chlordane (Taguchi et Yakushiji, 1988). Les taux de résidus de chlordane observés dans le sang et dans le lait maternel augmentent quand l'exposition augmente (Saito *et al.*, 1986; Takamiya, 1987; Taguchi et Yakushiji, 1988; Ogata et Izushi, 1991). Les niveaux de résidus de chlordane dans les graisses et dans le foie sont supérieurs à celui du sang (Mussalo-Rauhamaa *et al.*, 1991). De plus, l'heptachlore et l'époxyde heptachlore ont été identifiés dans le cordon ombilical de nouveaux nés (D'Ercole *et al.*, 1976), mettant en évidence le transfert placentaire de ces substances.

Peu d'informations sont disponibles sur le métabolisme du chlordane chez l'homme. Cependant, il est établi que le chlordane peut subir de nombreuses oxydations. Il peut induire

CHLORDANE

son propre métabolisme au niveau hépatique ce qui exacerbe son hépatotoxicité. Son métabolite majoritaire est l'oxychlordane qui est persistant dans les graisses. Le chlordane est aussi métabolisé en époxydes (Cassidy *et al.*, 1994). Des radicaux libres sont formés lors de la déshalogénéation du chlordane. Ils sont en partie responsables de la toxicité du chlordane.

L'élimination du chlordane du sang est bi-phasique (Aldrich et Holmes, 1969; Curley et Garrettson, 1969; Olanoff *et al.*, 1983). Selon les auteurs, on observe des différences marquées entre les demi-vies de la phase terminale : 88 jours (Aldrich et Holmes, 1969), 34 jours (Olanoff *et al.*, 1983) et 21 jours (Curley et Garrettson, 1969). Le chlordane est éliminé majoritairement dans les fèces (Garrettson *et al.*, 1985), puis dans les urines (Curley et Garrettson, 1969). L'excrétion par la bile est plus rapide que par l'urine à cause d'un manque de polarité et d'une grande lipophilie du chlordane.

On note un passage dans le lait maternel (OMS IPCS, 1984; OMS IPCS, 1984b). En effet, l'oxychlordane a été détecté dans 46 % des 57 échantillons de lait humain provenant de l'Arkansas/Mississippi (Strassman et Kutz, 1977) et dans 100 % des 50 échantillons provenant d'Hawaii (Jensen, 1983).

Études chez l'animal

Le chlordane est absorbé quelle que soit la voie d'exposition. En effet, chez le rat 76 % du chlordane inhalé est absorbé par le tractus respiratoire (Nye et Dorough, 1976; Nomeir et Hajjar, 1987). De plus, le chlordane est absorbé par le tractus gastro-intestinal du rat et de la souris (Barnett et Dorough, 1974; Tashiro et Matsumura, 1977; Ewing *et al.*, 1985). Environ 80 % du chlordane ingéré est absorbé par le tractus gastro-intestinal (Ewing *et al.*, 1985; Ohno *et al.*, 1986; US EPA, 1987). Le pic de concentration sanguine du chlordane apparaît 2 à 4 heures après l'administration du chlordane par voie orale (Ewing *et al.*, 1985; Ohno *et al.*, 1986). L'absorption gastro-intestinale du chlordane chez la souris est plus lente que chez le rat. En effet, le pic de concentration sanguine du chlordane chez la souris apparaît 8 h après l'administration par voie orale (Ewing *et al.*, 1985). Chez le lapin, 30 à 50 % de la dose administrée par voie orale, sont absorbées par le tractus gastro-intestinal (Poonawalla et Korte, 1971; Barnett et Dorough, 1974; Balba et Saha, 1978). Le chlordane est aussi absorbé par la peau chez le rat (Ambrose *et al.*, 1953). L'absorption cutanée du chlordane est relativement significative, elle est dépendante du véhicule utilisé. En effet, le chlordane est mieux absorbé chez le rat quand le véhicule utilisé est de l'huile que dans l'alcool éthylique (Ambrose *et al.*, 1953). Chez le singe, 4,2 % du chlordane est absorbé quand le véhicule est l'huile alors que 6 % sont absorbés quand le véhicule est l'acétone (Wester *et al.*, 1992).

Le chlordane absorbé par voie orale chez le rat est rapidement distribué. Les plus grandes concentrations de chlordane sont observées dans les graisses, les plus faibles se trouvent à des concentrations décroissantes dans le foie, les reins, le cerveau et les muscles (Barnett et Dorough 1974). En effet, Ohno *et al.* (1986) ont mesuré des concentrations de chlordane jusqu'à 10 fois plus élevées dans les graisses que dans le foie ou les reins. Le mode de

CHLORDANE

distribution du chlordane et de ses métabolites chez l'animal après une exposition orale ne semble pas dépendre de la quantité absorbée ni du fait que ce soit une prise unique ou répétée. Par contre, la concentration dans les tissus dépend de la dose absorbée (Takedakita *et al.*, 1984). L'oxychlordane est le métabolite le plus persistant dans les tissus du rat (Barnett et Dorough, 1974). Le rat femelle accumule dans les graisses deux fois plus de résidus de chlordane sous la forme majoritaire de l'oxychlordane que le rat mâle (Ambrosesen *et al.*, 1953; Street et Blau, 1972; Barnett et Dorough, 1974). La distribution tissulaire du chlordane chez le lapin est similaire à celle observée chez le rat (Poonawalla et Korte, 1971; Balba et Saha, 1978).

Le chlordane induit son propre métabolisme chez la souris (Hirasawa et Takizawa, 1989). Différentes voies métaboliques impliquant les cytochromes P-450, l'époxyde hydrolase ou bien la glutathion-S-transférase ont été proposées (Nomeir et Hajjar, 1987). Le principal métabolite synthétisé est l'oxychlordane, le mineur est l'heptachlore (Tashiro et Matsumura, 1977; Nomeir et Hajjar, 1987). L'heptachlore est métabolisé en heptachlore époxyde chez les mammifères (Fendick *et al.*, 1990). La métabolisation du chlordane est moins complet chez le singe que chez le rat car le chlordane est éliminé essentiellement sous forme inchangée (non métabolisée) chez le singe. (Khasawinah, 1989).

Le rat et la souris éliminent 80 à 90 % d'une dose unique de [¹⁴C]chlordane absorbée par voie orale en 7 jours (Barnett et Dorough, 1974 ; Tashiro et Matsumura, 1977; Ewing *et al.*, 1985). La majorité du radiomarqueur, 47 % pour le rat et 67 % pour la souris, est retrouvée dans les fèces. Les rats femelles excrètent plus les métabolites du chlordane dans les urines que les rats mâles (Barnett et Dorough, 1974). Les souris C57BL/6JX montrent un polymorphisme de métabolisation, la majorité des souris étant des métaboliseurs rapides (Ewing *et al.*, 1985).

3.2 Toxicologie aiguë

Études chez l'homme

Les principales données concernant la toxicité aiguë du chlordane proviennent d'expositions accidentelles. La dose létale aiguë est de 25 à 50 mg/kg de poids corporel.

Plusieurs personnes exposées accidentellement à de fortes concentrations de chlordane par inhalation ont souffert des douleurs thoraciques, des difficultés à respirer (US EPA, 1980a), de la tachycardie (US EPA, 1980b) et/ou des effets gastro-intestinaux tels que des douleurs, des diarrhées et des nausées (US EPA, 1980b).

Après une absorption accidentelle de chlordane, des enfants ont présenté les symptômes suivants : vomissements, engourdissements, fourmillements, perte de la coordination, tachycardie et dyspnée (Aldrich et Holmes, 1969 ; Curley et Garrettson, 1969). Un homme de 59 ans atteint de la maladie d'Alzheimer a eu des graves convulsions qui ont entraîné sa mort (Kutz *et al.*, 1983). Une femme de 32 ans a ingéré une suspension de talc à 5 % de chlordane correspondant à une dose estimée de 6 g soit 104 mg/kg pc de chlordane. Cette femme a présenté les symptômes suivants avant de décéder : vomissements, instabilité psychomotrice,

CHLORDANE

broncho-pneumonie, contractions musculaires, convulsions et hémorragies gastriques (Derbes *et al.*, 1955).

Après une exposition cutanée accidentelle, une travailleuse a manifesté les symptômes suivant avant de décéder : convulsions généralisées, congestions cérébrales, pulmonaires et stomacales (Derbes *et al.*, 1955). Enfin, un contact du chlordane avec les yeux provoque douleur et rougeur. Un autre cas décrit par Derbes *et al.* (1955) montre l'effet d'une exposition au chlordane par voie cutanée sur la reproduction. Une femme est morte peu de temps après s'être aspergée les vêtements d'une solution de chlordane. L'autopsie a révélé qu'elle avait eu une hémorragie endométriale et des ulcérations superficielles de la muqueuse vaginale.

Études chez l'animal

Chez le rat, le LOAEL par inhalation est de 413 mg/m³.

Le chlordane présente une forte toxicité orale. Chez la femelle rat *Scherman*, la DL₅₀ du chlordane dans l'huile d'arachide par voie orale est de 335 mg/kg de poids corporel et chez le rat mâle *Scherman* elle est de 430 mg/kg (Gaines, 1960). La DL₅₀ du métabolite majoritaire : l'oxychlordane, est de 19,1 mg/kg de poids corporel alors que la DL₅₀ de la majorité des autres métabolites est > 4 600 mg/kg de poids corporel. Les principaux symptômes associés à un empoisonnement aigu sont l'ataxie, des convulsions, les détresses respiratoires, les congestions pulmonaires et œdèmes, une cyanose, des hémorragies du tractus gastro-intestinal, des reins, des poumons, du cœur, les changements dégénératifs du cerveau, suivis de la mort (US EPA, 1976a; US EPA, 1976b; OMS IPCS, 1984). Des effets cumulatifs de neurotoxicité sur les systèmes autonomes, neuromoteur et neurosensoriel ont été observés chez la femelle rat *Fischer 344* à des doses de 156 mg/kg de poids corporel (Moser *et al.*, 1995). La DL₅₀ par voie orale chez le lapin est de 100 à 300 mg/kg de poids corporel (Stohlman *et al.*, 1950). La DL₅₀ par voie orale chez la chèvre est de 180 mg/kg de poids corporel (Welch, 1948). La DL₅₀ par voie orale chez le mouton est de 500 à 1 000 mg/kg de poids corporel (Welch, 1948). La DL₅₀ par voie orale chez le poulet est de 220 à 230 mg/kg de poids corporel (FAO/WHO, 1968). La DL₅₀ par voie orale chez la vache est de 25 à 90 mg/kg de poids corporel (Buck *et al.*, 1973).

La DL₅₀ par voie cutanée chez le lapin est de 780 mg/kg de poids corporel (Ingle, 1965). L'exposition provoque de graves irritations, des tremblements et des convulsions (Lehman, 1952; NCI, 1977).

CHLORDANE

3.3 Toxicologie chronique

3.3.1 Effets systémiques

Études chez l'homme

Plusieurs études ont mis en évidence des problèmes de santé qui seraient liés à une exposition passive au chlordane. En effet, 261 résidents d'habitations traitées contre les termites par du chlordane ont présenté les symptômes suivants : maux de tête, fatigue, infections respiratoires (bronchites, sinusites), jaunisse, difficultés à s'endormir et anémie (US EPA, 1980a; Menconi *et al.*, 1988). Vingt cinq personnes ont eu une dyscrasie (anémie, thrombocytopenie) suite à une exposition professionnelle ou de particulier (application dans le jardin et/ou la maison) au chlordane et à l'heptachlore (Infante *et al.*, 1978; Epstein and Ozonoff, 1987). Cependant l'utilisation de ces données est limitée car aucune mesure des niveaux d'exposition au chlordane n'a été réalisée, les individus ont également été exposés à d'autres composés chimiques. De plus, la présence d'autres facteurs confondants est probable.

Par ailleurs, d'autres études ont mis en évidence 20 décès par maladies cérébro-vasculaires dans une usine fabricant du chlordane (Shindell et Ulrich, 1986) et 311 décès par maladies cérébro-vasculaires chez des travailleurs (opérateurs de contrôle, applicateur de désinsectisation) exposés au chlordane pendant plus de trois mois (Wang et MacMahon, 1979). Il semblerait qu'il ne s'agisse que de quelques cas rapportés sans lien épidémiologique réel. De plus, des études rétrospectives de cohortes d'ouvriers fabriquant du chlordane n'ont pas permis de mettre en évidence une augmentation significative des taux de mortalité due à l'exposition au chlordane (MacMahon *et al.*, 1988). Enfin, aucun effet n'a été observé sur les concentrations d'hémoglobine et les taux de sédimentation dans un groupe de 24 travailleurs d'une usine de chlordane exposés à la fois par inhalation et par voie cutanée (Alvarez et Hyman, 1953). Le NOAEL par inhalation (1 à 15 ans, 5 j/semaine, 8 h/j) chez l'homme est de 0,0017 mg/m³ (ATSDR, 1994).

Études chez l'animal

Les effets d'une administration de chlordane par inhalation chez l'animal ont été étudiés. L'apparition d'effets toxiques sur divers organes tels que les reins, l'estomac et les systèmes cardiovasculaire et respiratoire ont permis de déterminer des NOAEL. Un NOAEL pour 28 j d'exposition (5 j/semaine, 8 h/j) chez le rat de 28,2 mg/m³ et un NOAEL pour 90 j d'exposition (5 j/semaine, 8 h/j) chez le rat et le singe de 10 mg/m³ ont ainsi été déterminés (ATSDR, 1994).

Durant les études à long terme, les rats traités par voie orale par 25 mg/kg de poids corporel ont une diminution du gain de poids et une augmentation du volume du foie (NCI, 1977; Khasawinah et Grutsch, 1989). A partir d'une étude de 30 mois réalisée chez le rat, un NOAEL de 1,4 mg/kg/j de chlordane par voie orale a été déterminé (Khasawinah et Grutsch, 1989). Chez la souris, le foie est aussi l'organe cible de la toxicité non-néoplasique. De plus, des

CHLORDANE

dégénérescences hépatiques et des nécroses sont observées ainsi qu'une peroxydation lipidique (Khasawinah et Grutsch, 1989). Les activités enzymatiques de l'aspartate et de l'alanine transférases augmentent dans les deux sexes. Les concentrations plasmatiques de cholestérol total, et de triglycérides augmentent ainsi que l'activité de la phosphokinase créatinine et de la lactate déshydrogénase (Ogata et Izushi, 1991). A partir d'une étude de 24 mois réalisée chez la souris, un NOAEL de 1,21 mg/kg/j de chlordane par voie orale a été déterminé (Khasawinah et Grutsch, 1989).

Une étude de 90 jours réalisée chez le cobaye a permis de déterminer un LOAEL de 168 mg/kg/j de chlordane en solution dans l'acétone par voie dermique dont l'effet critique est l'apparition d'hyperkératose (Datta *et al.*, 1977).

Effets systémiques

Substance Chimique	Voies d'exposition	Taux d'absorption		Organe cible	
		Homme	Animal	Principal	Secondaire
Chlordane	Inhalation	ND	76 % (rat)	Foie, reins	Graisse
	Ingestion	ND	80 % (rat) 30 à 50 % (lapin)		
	Cutanée	0,34 % (véhicule huileux) 10,9 % (véhicule acétone)	4,2 % (véhicule huileux, singe) 6 % (véhicule acétone, singe)		

3.3.2 Effets cancérigènes

- Classification

L'Union Européenne

Catégorie 3 : le chlordane est une substance préoccupante pour l'homme en raison d'effets cancérogènes possibles mais pour lesquelles les informations disponibles ne permettent pas une évaluation satisfaisante (JOCE, 1993).

CHLORDANE

CIRC - IARC

Groupe 2B : le chlordane est un cancérogène possible pour l'homme (IARC, 2004).

US EPA (IRIS)

Classe B2 : le chlordane est un cancérogène humain probable avec des évidences suffisantes pour l'animal et des évidences inadéquates ou pas d'évidence pour l'homme (US EPA, 1996).

- Études principales

Études chez l'homme

Une augmentation de l'incidence de tumeurs cutanées non-spécifiques a été mise en évidence dans des populations vivant dans des maisons traitées au chlordane contre les termites par rapport à une population de référence (Menconi *et al.*, 1988). Une étude rétrospective de quatre cohortes (quatre usines comportant 305 à 1 155 personnes chacune) a permis de mettre en évidence une augmentation du risque de développer un cancer de l'estomac chez les travailleurs (Ditraglia *et al.*, 1981). Quelques cas de leucémies et de neuroblastomes chez des personnes exposées au chlordane et à l'heptachlore dans leur maison ou leur jardin, ou à leur travail (opérateur pulvérisant du chlordane contre les organismes nuisibles) ont été rapportés (Infante *et al.*, 1978; Epstein et Ozonoff, 1987). Aucune étude concernant l'apparition de cancer suite à une exposition orale de chlordane n'a été réalisée. Une seule étude concernant l'apparition de cancer après une exposition cutanée au chlordane est disponible. Cette étude met en évidence une augmentation du risque de lymphome non-Hodgkinien (1,7 fois plus) chez les utilisateurs agricoles de chlordane. Ce risque augmente quand les utilisateurs n'ont pas utilisé d'équipement de protection (Cantor *et al.*, 1993).

Ainsi, quelques études mettent en évidence l'apparition de cancer chez des personnes exposées au chlordane. Cependant, aucune n'est suffisante pour permettre de dire que le chlordane est un agent étiologique dans la survenue de ces maladies. Des études épidémiologiques supplémentaires sont nécessaires.

Études chez l'animal

Plusieurs études réalisées chez la souris mettent en évidence une augmentation dose-dépendante significative de l'incidence des nodules hyperplasiques hépatiques, de carcinomes hépatocellulaires, des néoplasmes thyroïdiens folliculaires et des histiocytomes fibreux malins chez les souris traitées par du chlordane par rapport aux animaux témoins (Epstein, 1976; NCI, 1977). Le chlordane est aussi carcinogène pour le rat, son organe cible est le foie (US NAS, 1977). Telang *et al.*, (1982) suggèrent que le chlordane a les propriétés d'un agent promoteur de tumeur.

CHLORDANE

Caractère génotoxique :

Le chlordane n'a pas été étudié par l'Union européenne mais n'a pas été classé génotoxique (JOCE, 1993).

La plupart des études de génotoxicité du chlordane ont suggéré que le chlordane n'est pas ou peu génotoxique (Jackson *et al.*, 1993). Le seul test réalisé sur des cellules humaines (HeLa) n'a pas mis en évidence de dommage à l'ADN. Ces études n'ont pas donné lieu à une classification du chlordane.

3.3.3 Effets sur la reproduction et le développement

Classification par l'Union Européenne : Le chlordane n'a pas été étudié par l'Union européenne mais n'a pas été classé reprotoxique (JOCE, 1993).

Études chez l'homme

Menconi *et al.* (1988) ont mis en évidence une augmentation de la fréquence de maladies ovariennes et utérines dans les populations vivant dans des maisons traitées contre les termites par rapport aux populations témoins.

Aucune étude dédiée à l'effet du chlordane (absorbé par voie orale) sur la reproduction et le développement n'a été réalisée chez l'homme.

Études chez l'animal

Les études subchroniques ont permis de déterminer un NOAEL par inhalation (28 j, 5 j/semaine, 8h/j) chez le rat de 28,2 mg/m³. Le NOAEL par inhalation (90 j, 5 j/semaine, 8 h/j) chez le rat et le singe est de 10 mg/m³ (ATSDR, 1994).

La majorité des données disponibles proviennent d'études réalisées à partir du chlordane absorbé par voie orale. Différents effets ont été observés selon l'espèce et la dose de chlordane administrée dans l'alimentation ou par gavage.

Pour de faibles doses (0 à 60 mg/kg de poids corporel) :

Une étude sur trois générations a été réalisée chez le rat. Dans les trois générations nourries avec un régime contenant de 0 à 30 mg de chlordane par kg de poids corporel aucun effet n'a été observé sur la fécondité, la progéniture ni sur le poids, la croissance et le taux de mortalité des rats jusqu'à l'âge du sevrage. Par contre, chez les animaux nourris avec un régime contenant 60 mg de chlordane par kg de poids corporel, le taux de mortalité avant le sevrage des rats est de 10,6 %. Ces rats ont des changements pathologiques comparables à ceux observés dans le cas d'intoxication au chlordane. Cependant, aucun effet tératogène n'a été mis en évidence (Ingle *et al.*, données non publiées, 1967 cité dans OMS IPCS, 1984a).

Du chlordane (1, 5 et 15 mg/kg) a été administré par l'alimentation à des lapines gestantes au 6^{ème} et au 18^{ème} jour de gestation. Aucun changement de poids, d'apparence ou de

CHLORDANE

comportement chez les animaux n'a été mis en évidence. Les paramètres foeto-maternels et le développement fœtal n'ont pas été modifiés (IRDC, 1972).

Aucun effet sur la viabilité et la croissance post-natale n'a été observé dans la progéniture de souris ayant absorbé 50 mg/kg/j du 8^{ème} au 12^{ème} jour de gestation (Chernoff et Kavlock, 1982). Par contre, (Al-Hachim et Al-Baker, 1973) ont constaté des lésions cérébrales chez la progéniture de mères ayant absorbé 1 à 2,5 mg/kg/j de chlordane lors de la troisième semaine de gestation.

Une étude sur 6 générations a été réalisée chez la souris. Les souris, nourries avec un régime contenant 25 mg de chlordane par kg de poids corporel, se sont reproduites normalement jusqu'à la 6^{ème} génération étudiée. Par contre, chez les souris nourries avec un régime contenant 50 mg de chlordane par kg de poids corporel, le taux de viabilité a été réduit dans la 4^{ème} et la 5^{ème} génération (Keplinger *et al.*, 1968).

(Ambrose, Christensen *et al.* 1953) ont mis en évidence une diminution de la fertilité chez des rats mâles et femelles ayant absorbé 16 mg/kg/j dans leur alimentation. Cette baisse se manifeste par une diminution du nombre de femelles fécondées qui donnent naissance à une descendance. Par contre, aucune lésion histopathologique n'a été observée chez ces animaux.

Pour des doses modérées (100 à 320 mg/kg de poids corporel) :

Dans l'étude sur 6 générations, portant sur les souris nourries avec un régime contenant 100 mg de chlordane par kg de poids corporel, la troisième génération n'a pas eu de progéniture (Keplinger *et al.*, 1968).

Des rats nourris jusqu'au sevrage avec un régime contenant 320 mg de chlordane par kg de poids corporel ont présenté une réduction de la fécondité et du nombre de ratons viables ainsi qu'une augmentation du taux de mortalité de la progéniture avant le sevrage. Les auteurs en ont conclu qu'à cette dose, le chlordane interfère à la fois avec la fécondité et la survie de la portée (Ambrose *et al.*, 1953).

Une réduction de la taille des tubules séminifères et une dégénérescence de l'épithélium spermatogénique ont été observées chez les souris ayant absorbé 100 à 300 mg/kg/j de chlordane par gavage pendant 30 jours (Balash *et al.*, 1987).

D'autres études réalisées chez des souris femelles gestantes ayant ingéré du chlordane lors de la gestation de leur progéniture ont révélé que le chlordane provoque une suppression de l'immunité cellulaire, avec une diminution de la formation de cellule souche dans la moelle rouge osseuse et le foie (Spyker-Cranmer *et al.*, 1982; Menna *et al.*, 1985; Barnett *et al.*, 1985a; Barnett *et al.*, 1985b; Barnett *et al.*, 1990a; Barnett *et al.*, 1990b). L'activité des lymphocytes T cytotoxiques n'est pas modifiée (Blaylock *et al.*, 1990).

L'effet du chlordane sur la reproduction et le développement n'a pas été étudié pour les voies d'absorption cutanée.

CHLORDANE

3.4 Valeurs toxicologiques de référence

Une Valeur Toxicologique de Référence (VTR) est établie à partir de la relation entre une dose externe d'exposition à une substance dangereuse et la survenue d'un effet néfaste. Les valeurs toxicologiques de référence proviennent de différents organismes dont la notoriété internationale est variable.

L'INERIS présente en première approche les VTR publiées par l'ATSDR, l'US EPA et l'OMS. En seconde approche, les VTR publiées par d'autres organismes, notamment Santé Canada, le RIVM et l'OEHHA, peuvent être retenues pour la discussion si des valeurs existent.

Pour accéder à une information actualisée, nous conseillons au lecteur de se reporter - soit au document "Point sur les Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR) - mars 2009" disponible sur le site internet de l'INERIS

http://www.ineris.fr/index.php?module=doc&action=getDoc&id_doc_object=2813

- soit en se reportant directement sur les sites internet des organismes qui les élaborent.

3.4.1 Valeurs toxicologiques de référence de l'ATSDR, l'US EPA et l'OMS

Valeurs toxicologiques de référence pour des effets avec seuil

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Facteur d'incertitude	Valeur de référence	Année de révision
Chlordane technique	US EPA	Orale (chronique)	300	RfD = $5 \cdot 10^{-4}$ mg/kg/j	1998
		Inhalation (chronique)	1 000	RfC = $7 \cdot 10^{-4}$ mg/m ³	1998
	ATSDR	Orale (aiguë)	1 000	MRL = $1 \cdot 10^{-3}$ mg/kg/j	1994
		Orale (subchronique)	100	MRL = $6 \cdot 10^{-4}$ mg/kg/j	1994
		Orale (chronique)	100	MRL = $6 \cdot 10^{-4}$ mg/kg/j	1994
		Inhalation (sub-chronique)	100	MRL = $2 \cdot 10^{-4}$ mg/m ³	1994
		Inhalation (chronique)	1 000	MRL = $2 \cdot 10^{-5}$ mg/m ³	1994

CHLORDANE

Valeurs toxicologiques de référence pour des effets sans seuil

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision
Chlordane technique	US EPA	Orale	$ERU_o = 3,5 \cdot 10^{-1} \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$	1996
		Orale (eau de boisson)	$ERU_o = 1 \cdot 10^{-5} \text{ (}\mu\text{g/L)}^{-1}$	1996
		Inhalation	$ERU_i = 1 \cdot 10^{-4} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$	1996

Justification scientifique des valeurs toxicologiques de référence

L'US EPA propose une RfD de $5 \cdot 10^{-4}$ mg/kg/j pour une exposition chronique par voie orale (1998).

Cette RfD a été élaborée à partir d'un NOAEL déterminé lors d'une étude réalisée sur des souris ICR (80 animaux par sexe et par groupe) ayant absorbé du chlordane technique (0 ; 0,15 ; 0,75 et 1,875 mg/kg/j) par voie orale pendant 104 semaines (Khasawinah et Grutsch, 1989).

Facteur d'incertitude : un facteur de 300 (10 pour la variabilité inter-espèce, 10 pour la variabilité au sein de la population et 3 pour la fiabilité des données) a été appliqué au NOAEL de 0,15 mg/kg/j.

Calcul : $RfD = 0,15 \text{ mg/kg/j} \times 1/300 = 5 \cdot 10^{-4} \text{ mg/kg/j}$.

L'ATSDR propose un MRL de $1 \cdot 10^{-3}$ mg/kg/j pour une exposition aiguë par voie orale (1994).

Cette valeur est établie à partir d'une étude expérimentale chez la souris exposée au chlordane introduit dans la nourriture au cours du troisième tiers de la gestation (Al-Hachim et Al-Baker, 1973). De cette un LOAEL de 1 mg/kg/j est établie pour des effets développementaux.

Facteur d'incertitude : un facteur de 1 000 a été appliqué mais n'est pas détaillé.

Calcul : $MRL = 1 / 1\,000 = 1 \cdot 10^{-3} \text{ mg/kg/j}$.

CHLORDANE

L'ATSDR propose un MRL de 6.10^{-4} mg/kg/j pour une exposition subchronique par voie orale (1994).

Ce MRL a été établi à partir d'un NOAEL déterminé lors d'une étude réalisée sur des rats exposés par voie orale à du chlordane technique pendant 30 mois (Khasawinah et Grutsch, 1989).

Facteur d'incertitude : un facteur de 100 (10 pour l'extrapolation inter-espèce et 10 pour la variabilité de la population) a été appliqué au NOAEL de 0,055 mg/kg/j.

Calcul : $MRL = 0,055 \times 1/100 = 6.10^{-4}$ mg/kg/j.

L'ATSDR propose un MRL de 6.10^{-4} mg/kg/j pour une exposition chronique par voie orale (1994).

Ce MRL a été établi à partir d'un NOAEL déterminé lors d'une étude réalisée sur des rats exposés par voie orale à du chlordane technique pendant 30 mois (Khasawinah et Grutsch, 1989).

Facteur d'incertitude : un facteur de 100 (10 pour l'extrapolation inter-espèce et 10 pour la variabilité de la population) a été appliqué au NOAEL de 0,055 mg/kg/j.

Calcul : $MRL = 0,055 \times 1/100 = 6.10^{-4}$ mg/kg/j.

L'US EPA propose une RfC de 7.10^{-4} mg/m³ pour une exposition subchronique par inhalation (1998).

La RfC a été établie à partir d'un NOAEL (HEC) déterminé lors d'une étude réalisée sur des rats (47 animaux par sexe et par groupe) ayant inhalé du chlordane technique (0 ; 0,1 ; 1 et 10 mg/ m⁻³) pendant 90 jours (Khasawinah, 1989).

NOAEL (ADJ) = NAOEL x (8h/24) x (5j/7) = 1 mg/m³ x (8/24) x (5/7) = 0,24 mg/m³.

NOAEL (HEC) = NAOEL (ADJ) x facteur DRRD estimé = 0,24 mg/m³ x 2,7 = 0,65 mg/m³.

Facteur d'incertitude : un facteur de 1000 (10 pour l'extrapolation du subchronique au chronique, 10 pour la variabilité intra-espèce et 10 pour la variabilité inter-espèce et pour la variabilité des données) a été appliqué au NOAEL (HEC) de 0,65 mg/m³.

Calcul : $RfC = 0,65 \text{ mg/m}^3 \times 1/1000 = 6,5.10^{-4} \text{ mg/m}^3$ arrondi à 7.10^{-4} mg/m^3 .

CHLORDANE

L'ATSDR propose un MRL de 2.10^{-5} mg/m³ pour une exposition sub-chronique par inhalation (1994).

Ce MRL a été établi à partir d'un NOAEL de 0,1 mg/m³ déterminé pour des effets hépatiques lors d'une étude réalisée sur des rats exposés par inhalation au chlordane technique pendant 90 jours (Khasawinah, 1989).

Facteur d'incertitude : un facteur de 100 mais n'est pas expliqué.

Calcul : MRL = 0,02 mg/m³ x 1/100 = 2.10^{-4} mg/m³.

L'ATSDR propose un MRL de 2.10^{-5} mg/m³ pour une exposition chronique par inhalation (1994).

Ce MRL a été établi à partir d'un NOAEL déterminé lors d'une étude réalisée sur des rats exposés par inhalation au chlordane technique pendant 90 jours (Khasawinah, 1989) et décrite ci-dessus.

Facteur d'incertitude : un facteur de 1000 (10 pour l'extrapolation inter-espèce et 10 pour la variabilité de la population et 10 pour l'extrapolation du subchronique au chronique) a été appliqué au NOAEL (AJD) de 0,02 mg/m³.

Calcul : MRL = 0,02 mg/m³ x 1/1000 = 2.10^{-5} mg/m³.

L'US EPA propose un Sf de $3,5.10^{-1}$ (mg/kg/j)⁻¹ par voie orale (1996).

Cette valeur a été déterminée en faisant la moyenne géométrique de 5 valeurs obtenues expérimentalement chez la souris (3 souches, les deux sexes). L'effet critique observé était des carcinomes hépatocellulaires.

Calcul : Sf = $\sqrt[5]{[0,858 \text{ (CD-1 mâle)} \times 0,217 \text{ (CD-1 femelle)} \times 0,345 \text{ (B6C3F1 mâle)} \times 0,114 \text{ (B6C3F1 femelle)} \times 0,710 \text{ (ICR mâle)}]}$ = $3,5.10^{-1}$ mg/kg/j.

L'US EPA propose un ERU₀ de 1.10^{-5} (µg/L)⁻¹ par voie orale (eau de boisson) et un ERU_i de 1.10^{-4} (µg/m³)⁻¹ par inhalation (1996).

L'ERU₀ et l'ERU_i dérivent du Sf déterminé ci-dessus. L'ERU₀ ne doit pas être considéré lorsque la concentration hydrique excède 1 mg/L. L'ERU_i humain a été évalué en considérant que 100 % du chlordane inspiré est absorbé et que le débit respiratoire est de 20 m³/j. La méthode de calcul de l'ERU_i n'est pas détaillée. L'ERU_i ne doit pas être considéré si la concentration inhalée excède 100 µg/m³.

CHLORDANE

3.4.2 Valeurs toxicologiques de référence de Santé Canada, du RIVM et de l'OEHHA

Valeurs toxicologiques de référence pour des effets avec seuil

Non disponibles

Valeurs toxicologiques de référence pour des effets sans seuil

Non disponibles

4. DONNÉES ÉCOTOXICOLOGIQUES

L'objectif de ce document est d'estimer les effets à long terme sur la faune et la flore, les résultats nécessaires à cette évaluation sont présentés. Lorsqu'un nombre suffisant de résultats d'écotoxicité chronique est disponible, les résultats d'écotoxicité aiguë ne sont pas fournis. Lorsque l'écotoxicité chronique n'est pas suffisamment connue, les résultats d'écotoxicité aiguë sont présentés et peuvent servir de base pour l'extrapolation des effets à long terme.

L'ensemble des informations et des données de ce chapitre provient de diverses revues bibliographiques publiées par des organismes reconnus pour la qualité scientifique de leurs documents (Sample *et al.*, 1996; US EPA, 1980c ; van de Plassche, 1994 ; van Beelen, 2000 *al.*, 2005). Les références bibliographiques aux auteurs sont citées pour permettre un accès direct à l'information scientifique mais n'ont pas fait systématiquement l'objet d'un nouvel examen critique par les rédacteurs de la fiche.

4.1 Paramètres d'écotoxicité aiguë

4.1.1 Organismes aquatiques

Sur l'ensemble des essais réalisés, indépendamment de leur recevabilité, en utilisant la moyenne géométrique des résultats lorsque plusieurs essais sont disponibles pour une même espèce, pour les organismes dulçaquicoles, la CE₅₀ 72 heures pour les algues est supérieure ou inférieure à 100 mg/L. Vis-à-vis des invertébrés, la CL₅₀ supérieure à 48 heures est comprise entre 0,00013 mg/L et 0,88 mg/L avec une moyenne géométrique de 0,0223 mg/L. Pour les vertébrés, ces valeurs pour des CL₅₀ supérieures à 96 heures sont respectivement de 0,00051, 0,340 et 0,020 mg/L. Pour les organismes marins, vis-à-vis des invertébrés, les CL₅₀ supérieures à 48 heures minimales et maximales sont respectivement de 0,00040 mg/L et

CHLORDANE

0,2045 mg/L avec une moyenne géométrique de 0,0068 mg/L. Pour les vertébrés, ces valeurs pour des CL₅₀ supérieures à 96 heures sont respectivement de 0,0037, 0,120 et 0,014 mg/L.

	Espèce	Critère d'effet	Valeur (mg/L)	Référence
Algues dulçaquicoles	<i>Chlamydomonas sp.</i>	CE ₅₀ 72 heures Concentration en ATP	≤ 100	Clegg et Koevenig, 1974 [□]
	<i>Chlorella ellipsoidea</i>	CE ₅₀ 72 heures Concentration en ATP	≤ 100	Clegg et Koevenig, 1974 [□]
	<i>Euglena elastica</i>	CE ₅₀ 72 heures Concentration en ATP	≥ 100	Clegg et Koevenig, 1974 [□]
	<i>Chlamydomonas sp.</i>	CE ₅₀ 72 heures Croissance	> 100	Clegg et Koevenig, 1974 [□]
	<i>Chlorella ellipsoidea</i>	CE ₅₀ 72 heures Croissance	> 100	Clegg et Koevenig, 1974 [□]
	<i>Chlamydomonas sp.</i> <i>Chlorella ellipsoidea</i> <i>Euglena elastica</i>	CE ₅₀ 72 heures Croissance	> 100	Clegg et Koevenig, 1974 [□]
Plathelminthes	<i>Dugesia tigrina</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,32	See <i>et al.</i> , 1974 [□]
Oligochètes dulçaquicoles	<i>Tubifex tubifex</i>	CL ₅₀ 24 heures	10	Ludemann et Neumann, 1960 cités par US EPA 1980c
Polychètes marins	<i>Nereis virens</i>	CL ₅₀ 12 jours	0,19	McLeese <i>et al.</i> , 1982 [□]
	<i>Nereis virens</i>	CL ₅₀ 12 jours	0,22	McLeese <i>et al.</i> , 1982 [□]
Crustacés dulçaquicoles	<i>Daphnia magna</i>	CE ₅₀ 96 heures	0,024	Office of pesticide programs, 2000 [□]
	<i>Daphnia magna</i>	CL ₅₀ 48 heures	0,035	Call <i>et al.</i> , 1983
	<i>Daphnia magna</i>	CL ₅₀ 48 heures	0,097	Randall <i>et al.</i> , 1979 [□]
	<i>Daphnia magna</i>	CL ₅₀ 48 heures	0,0984	Moore <i>et al.</i> , 1998 [□]
	<i>Daphnia magna</i>	CL ₅₀ 48 heures	0,156	Randall <i>et al.</i> , 1979 [□]
	<i>Daphnia pulex</i>	CE ₅₀ 48 heures	0,024	Johnson et Finley, 1980 [□]
	<i>Daphnia pulex</i>	CE ₅₀ 48 heures	0,029	Sanders et Cope, 1966 [□]

CHLORDANE

	Espèce	Critère d'effet	Valeur (mg/L)	Référence
	<i>Gammarus fasciatus</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,04	Johnson et Finley, 1980 [□]
	<i>Gammarus fasciatus</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,04	Sanders, 1972 [□]
	<i>Gammarus lacustris</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,026	Sanders, 1969 [□]
	<i>Hyalella azteca</i>	CL ₅₀ 48 heures	0,0611	Moore <i>et al.</i> , 1998 [□]
	<i>Hyalella azteca</i>	CE ₅₀ 168 heures	0,0971	Cardwell <i>et al.</i> , 1977 [□]
	<i>Neocaridina denticulata</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,00012703	Huang et Chen, 2004, d'après Huang <i>et al.</i> , 2004
	<i>Orconectes nais</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,05	Johnson et Finley, 1980 [□]
	<i>Palaemonetes kadiakensis</i>	CL ₅₀ 5 jours	0,0025	Sanders, 1972 [□]
	<i>Palaemonetes kadiakensis</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,004	Sanders, 1972 [□]
	<i>Palaemonetes kadiakensis</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,01	Sanders, 1972 [□]
	<i>Simocephalus serrulatus</i>	CE ₅₀ 48 heures	0,02	Johnson et Finley, 1980 [□]
Crustacés marins	<i>Cancer magister</i>	CE ₅₀ 96 heures	0,0013	Caldwell, 1977 [□]
	<i>Cancer magiste</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,01	Caldwell, 1977 [□]
	<i>Penaeus duorarum</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,0004	Parrish <i>et al.</i> , 1976 [□]
	<i>Palaemon macrodactylus</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,011	Schoettger, 1970 [□]
	<i>Palaemonetes pugio</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,0048	Parrish <i>et al.</i> , 1976 [□]
	<i>Litopenaeus vannamei</i>	CL ₅₀ 48 heures	0,0632	Galindo <i>et al.</i> , 1996 [□]
Mollusques dulçaquicoles	<i>Anodonta imbecillis</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,88	Keller, 1993 [□]
Mollusques marins	<i>Crassostrea virginica</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,0062	Parrish <i>et al.</i> , 1976 [□]
	<i>Crassostrea virginica</i>	LOEC 24 heures	0,01	Butler <i>et al.</i> , 1960 [□]
Insectes dulçaquicoles	<i>Anopheles quadrimaculatus</i>	CL ₆₀ 48 heures	0,1	LaBrecque <i>et al.</i> , 1956 [□]

CHLORDANE

	Espèce	Critère d'effet	Valeur (mg/L)	Référence
	<i>Chironomus tentans</i>	CL ₅₀ 48 heures	0,0058	Moore <i>et al.</i> , 1998 [□]
	<i>Notonecta sp.</i>	CL ₅₀ 168 heures	0,00079	Konar, 1968 [□]
	<i>Pteronarcys californicus</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,015	Mayer et Ellersieck, 1986 [□]
	<i>Pteronarcys californicus</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,015	Sanders et Cope, 1968 [□]
	<i>Pteronarcys californicus</i>	CL ₅₀ 48 heures	0,055	Cope, 1965 [□]
Poissons dulçaquicoles	<i>Carassius auratus</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,082	Henderson <i>et al.</i> , 1960 [□]
	<i>Catla catla</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,012	Bansal <i>et al.</i> , 1980 [□]
	<i>Catostomus commersoni</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,017	Mayer et Ellersieck, 1986 [□]
	<i>Chana punctatus</i>	CL ₅₀ 168 heures	0,00051	Konar, 1968 [□]
	<i>Cirrhina mrigala</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,015	Bansal <i>et al.</i> , 1980 [□]
	<i>Cyprinus carpio</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,0029	Rao <i>et al.</i> , 1975 [□]
	<i>Cyprinus carpio</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,016	Bansal <i>et al.</i> , 1980 [□]
	<i>Cyprinus carpio</i>	CL ₅₀ 48 heures	1,16	Ludemann et Neumann, 1960 [□]
	<i>Cyprinus carpio communis</i>	CL ₅₀ 72 heures	0,04	Ravikumar et Gupta, 1988 [□]
	<i>Gambusia affinis</i>	CL ₅₀ 48 heures	0,041	Culley et Ferguson, 1969 [□]
	<i>Heteropneustes fossilis</i>	CL ₅₀ 24 heures	0,014	Rai et Mandal, 1993 [□]
	<i>Heteropneustes fossilis</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,275	Mishra et Srivastava, 1984a, [□]
	<i>Heteropneustes fossilis</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,42	Verma <i>et al.</i> , 1982 [□]
	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	CL ₅₀ 72 heures	0,025	Ravikumar et Gupta, 1988 [□]
	<i>Ictalurus punctatus</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,0008	Mayer et Ellersieck, 1986 [□]
<i>Ictalurus punctatus</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,0067	Johnson et Finley, 1980 [□]	

CHLORDANE

	Espèce	Critère d'effet	Valeur (mg/L)	Référence
	<i>Ictalurus punctatus</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,0458	Johnson et Finley, 1980 [□]
	<i>Ictalurus punctatus</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,5	Clemens et Sneed, 1959 [□]
	<i>Labeo rohita</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,02	Bansal <i>et al.</i> , 1980 [□]
	<i>Lepomis macrochirus</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,0191	Mayer et Ellersieck, 1986 [□]
	<i>Lepomis macrochirus</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,022	Henderson <i>et al.</i> , 1960 [□]
	<i>Lepomis macrochirus</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,0293	Johnson et Finley, 1980 [□]
	<i>Lepomis macrochirus</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,04	Cope, 1965 [□]
	<i>Lepomis macrochirus</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,041	Randall <i>et al.</i> , 1979 [□]
	<i>Lepomis macrochirus</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,056	Office of pesticide programs, 2000 [□]
	<i>Lepomis macrochirus</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,057	Johnson et Finley, 1980 [□]
	<i>Lepomis macrochirus</i>	CL ₅₀	0,059	Cardwell <i>et al.</i> , 1977 [□]
	<i>Lepomis macrochirus</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,062	Randall <i>et al.</i> , 1979 [□]
	<i>Lepomis macrochirus</i>	CL ₅₀	0,077	Macek <i>et al.</i> , 1969 [□]
	<i>Micropterus salmoides</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,003	Johnson et Finley, 1980 [□]
	<i>Oncorhynchus clarki</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,023	Mayer et Ellersieck, 1986 [□]
	<i>Oncorhynchus clarki</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,027	Johnson et Finley, 1980 [□]
	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,0139	Mayer et Ellersieck, 1986 [□]
	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,014	Johnson et Finley, 1980 [□]
	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,056	Katz, 1961 [□]

CHLORDANE

	Espèce	Critère d'effet	Valeur (mg/L)	Référence
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,0029	Mayer et Ellersieck, 1986 [□]
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,0078	Cope, 1965 [□]
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,0082	Mehrle <i>et al.</i> , 1974 [□]
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,009	Office of pesticide programs, 2000 [□]
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,0249	Johnson et Finley, 1980 [□]
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,042	Johnson et Finley, 1980 [□]
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,044	Katz, 1961 [□]
	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,057	Katz, 1961 [□]
	<i>Perca flavescens</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,0096	Mayer et Ellersieck, 1986 [□]
	<i>Pimephales promelas</i>	CL ₅₀ 48 heures	0,0214	Moore <i>et al.</i> , 1998 [□]
	<i>Pimephales promelas</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,0248	Johnson et Finley, 1980 [□]
	<i>Pimephales promelas</i>	CL ₅₀	0,037	Cardwell <i>et al.</i> , 1977 [□]
	<i>Pimephales promelas</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,052	Henderson <i>et al.</i> , 1960 [□]
	<i>Pimephales promelas</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,069	Henderson <i>et al.</i> , 1960 [□]
	<i>Pimephales promelas</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,115	Johnson et Finley, 1980 [□]
	<i>Poecilia reticulata</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,19	Henderson <i>et al.</i> , 1960 [□]
	<i>Poecilia reticulata</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,341	Gupta <i>et al.</i> , 1984 [□]
	<i>Salmo trutta</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,0111	Johnson et Finley, 1980 [□]
	<i>Salvelinus fontinalis</i>	CL ₅₀	0,045	Cardwell <i>et al.</i> , 1977 [□]
Poissons marins	<i>Cyprinodon variegatus</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,0125	Parrish <i>et al.</i> , 1978 [□]

CHLORDANE

	Espèce	Critère d'effet	Valeur (mg/L)	Référence
	<i>Cyprinodon variegatus</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,0245	Parrish <i>et al.</i> , 1976 [□]
	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,09	Katz, 1961 [□]
	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,16	Katz, 1961 [□]
	<i>Lagodon rhomboides</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,0064	Parrish <i>et al.</i> , 1976 [□]
	<i>Morone saxatilis</i>	CL ₅₀	0,0118	Korn et Earnest, 1974 [□]
	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	CL ₅₀ 96 heures	0,0037	Schoettger, 1970 [□]
Amphibiens dulçaquicoles	<i>Bufo bufo</i>	CL ₅₀ 48 heures	2	Ludemann et Neumann, 1962 cités par US EPA 1980c
	<i>Bufo vulgaris formosus</i>	CL ₅₀ 24 heures	3,5	Nishiuchi, 1980 [□]

Algues

Clegg et Koevenig (1974) ont testé la toxicité d'une formulation de chlordane à 60% de pureté sur l'activité photosynthétique de *Chlamydomonas sp.*, *Chlorella ellipsoidea* et *Euglena elastica*. Le critère d'effet mesuré est la synthèse d'ATP. Les cultures algales ont été exposées à 100 mg/L de chlordane dans 500 mL de milieu. Les essais ont été réalisés sans répliques avec un témoin. L'acétone a été utilisée comme solvant. Soixante-douze heures après l'inoculation, 3 échantillons de 5 mL ont été prélevés dans chaque culture et la densité cellulaire a été déterminée par mesure de la densité optique à 650 nm. Des échantillons de 10 mL ont été utilisés pour extraire l'ATP et le mesurer. Les résultats sur les mesures d'ATP sont représentés graphiquement et les concentrations cellulaires moyennes obtenues au bout des 72 heures d'exposition pour les trois espèces et les groupes témoins sont indiquées. Pour chaque espèce, une diminution d'environ 50 % d'ATP a été mesurée après les 72 heures d'exposition à 100 mg/L de chlordane. Une diminution des densités cellulaires de 14 % et de 2 % par rapport au groupe témoin a été mesurée chez *Chlorella ellipsoidea* et *Chlamydomonas sp.* respectivement ; tandis que la concentration cellulaire d'*Euglena elastica* a augmenté de 63 %.

Ces essais sont peu renseignés. Une seule concentration a été testée et elle est bien supérieure à limite de solubilité. Il n'est pas précisé si la formulation et l'ajout d'un solvant ont permis d'augmenter la solubilité de la substance. Il n'y a pas eu de suivi

CHLORDANE

*analytique. La concentration cellulaire initiale n'est pas précisée. La synthèse d'ATP n'est pas considérée comme un critère d'effet pertinent pour la détermination d'une PNECaqua. L'augmentation de la densité cellulaire pour *Euglena elastica* en présence de chlordane reste inexpliquée. Cet essai ne sera donc pas retenu (niveau de validité : 3).*

Plathelminthes :

L'essai de See *et al.* (1974) sur *Dugesia tigrina* a été réalisé à une température de 20 °C dans l'obscurité. La dureté de l'eau était de 35 mg/L, l'alcalinité de 50 mg/L et le pH compris entre 7,3 à 7,9. Une CL₅₀ (96 h) de 0,32 mg/L a été déterminée.

Trop peu d'informations sont fournies pour valider cet essai. En particulier, il n'est pas possible de s'assurer que cette CL₅₀ correspond à une concentration de substance effectivement dissoute (niveau de validité : 3).

Annélides

L'US EPA (1980c) rapportent les résultats des essais menés par Ludemann et Neumann (1960) sur *Tubifex tubifex*. Ces essais conduisent à une CL₅₀ (24 h) de 10 mg/L.

La publication originale n'a pas pu être consultée. Il n'est donc pas possible de juger de la validité de l'essai. Le résultat n'est donné qu'à titre indicatif (niveau de validité : 3).

McLeese *et al.* (1982) ont réalisé deux types d'essai sur *Nereis virens* : l'un en milieu purement aquatique et l'autre intégrant des sédiments. Pour le premier test, 5 individus de 2,5 à 10 g ont été utilisés dans des récipients de 2 L contenant les solutions d'essai fraîchement préparées dans de l'eau de mer et étaient transférées chaque 48 heures. Dans le deuxième test, 5 individus ont été utilisés dans des récipients de 2 L contenant 500 g de sédiment sableux (3 cm d'épaisseur) et 250 mL d'eau de mer. Pour ce deuxième test, ils étaient transférés dans les nouveaux récipients d'essai chaque 96 heures. Ces deux tests ont été menés sur une durée de 12 jours. Le milieu était aéré et la température a été maintenue entre 9 et 10 °C. Au bout de 96 heures d'exposition, aucune mortalité n'a été enregistrée mais des anomalies comportementales (réduction de la bioturbation) ont été observées pour les concentrations testées les plus élevées. Une CL₅₀ (12 j) de 0,22 mg/L a été déterminée pour le premier test et une CL₅₀ (12 j) de 0,19 mg/L a été déterminée pour le compartiment « eau superficielle » du deuxième test.

Les informations sont insuffisantes pour pouvoir valider ces essais. Il n'est pas précisé si les concentrations testées sont exprimées en terme de concentrations véritablement dissoutes (Les CL₅₀ sont au-dessus du seuil de solubilité et il n'est pas mentionné si un solvant a été utilisé). Il n'y a pas de différence importante entre les résultats pour les essais réalisés avec ou sans sédiments alors que l'on aurait pu s'attendre à ce que le chlordane s'adsorbe en grande partie sur les sédiments ; cela pourrait s'expliquer si les CL₅₀ sont exprimées en terme de chlordane total (niveau de validité : 3).

CHLORDANE

Microcrustacés:

Les essais présentés dans Cardwell *et al.* (1977), Office of Pesticide Programs (2000), Sanders et Cope (1966) et Schoettger (1970) n'ont pas pu être consultés dans les publications originales.

Il n'est donc pas possible de juger de la validité des essais et les résultats ne sont donnés qu'à titre indicatif (niveau de validité : 3).

L'essai de Galindo *et al.* (1996) a été réalisé sur une espèce marine, *Litopenaeus vannamei*, en conditions statiques. Des juvéniles de 6 à 7 cm de long, provenant d'une zone côtière à 33 ‰ de salinité, ont été acclimatés en laboratoire à une eau de mer de salinité de 20 ‰ pendant au moins 4 jours (diminution de 3 ‰ par jour). Durant cette période d'acclimatation, la température était de 28 - 29 °C, le milieu était continuellement aéré et les organismes étaient nourris quotidiennement. A la suite de cette période, des groupes de 10 individus (2,44 g en moyenne) ont été utilisés pour chaque concentration d'essai, dans des aquariums de 10 L. Aucune alimentation n'a été administrée aux organismes durant l'essai. L'acétone a été utilisée comme solvant. Cinq concentrations (0,021, 0,0315, 0,0420, 0,084, 0,126 mg/L) et un contrôle solvant ont été testés en 3 répliques chacun. Toutes les 4 heures, la mortalité a été enregistrée et les anomalies comportementales annotées. Les concentrations en oxygène dissous, NH₄⁺ et NO₂⁻ ont été mesurées dans chaque aquarium. Au bout de 48 heures, aucune mortalité n'a été enregistrée dans les groupes témoins. Une CL₅₀ (48 h) de 0,0632 mg/L a été déterminée à partir des concentrations nominales.

Les résultats sont exprimés en terme de concentrations nominales. Mais il n'est pas mentionné si des mesures particulières ont été prises pour limiter les pertes par volatilisation. La concentration de solvant utilisée n'est pas précisée. Il ne sera pas tenu compte de ce résultat (niveau de validité : 3).

Call *et al.* (1983) étudient la toxicité aiguë (48 h) du chlordane technique vis-à-vis de la daphnie *Daphnia magna* dans l'eau du lac supérieur. L'essai débute avec des daphnies de moins de 24 heures. La dureté et l'alcalinité de l'eau sont de 42,2 et 58,0 mg/L exprimés en CaCO₃. L'essai est réalisé à une température d'environ 21 °C thermorégulée dans un bain-marie. A la fin de l'essai la concentration en oxygène dissous est de 88,2 % et le pH de 7,5. Cinq concentrations en chlordane (0,0118 ± 0,0019, 0,0227 ± 0,0018, 0,0463 ± 0,0039, 0,0871 ± 0,0076, 0,1733 ± 0,0118 mg/L) et un témoin sont testés avec 2 répliques en statique. Pour chaque milieu testé 10 individus sont introduits dans des erlenmeyers de 200 mL. Les animaux ne sont pas nourris durant l'essai. Un suivi analytique est réalisé. Dans ces conditions, la CL₅₀ (48 h) est de 0,035 mg/L.

Les auteurs n'indiquent pas si un solvant est utilisé pour la mise en solution du chlordane. Toutefois, compte tenu des renseignements apportés à la description de l'essai et de l'existence d'un suivi analytique, l'essai est considéré comme valide avec restriction (niveau de validité : 2).

Les résultats cités dans Johnson et Finley (1980) sur la toxicité aiguë du chlordane sont également repris dans Mayer et Eilersieck (1986). Les essais ont été réalisés en milieu

CHLORDANE

statique (eau reconstituée déionisée) non aéré sur *Simocephalus serrulatus* (≤ 24 h), *Daphnia pulex* (≤ 24 h) et *Gammarus fasciatus* (mature). La température du milieu était de $15 \pm 1^\circ\text{C}$ pour les essais sur *Simocephalus serrulatus* et *Daphnia pulex* et de $21 \pm 1^\circ\text{C}$ pour le dernier essai. L'acétone a été utilisée comme solvant à une concentration n'excédant pas 0,5 mL/L. Le pH a été maintenu de 7,2 à 7,5, l'alcalinité de 30 à 35 mg/L et la dureté de l'eau de 40 à 50 mg/L CaCO_3 . Les organismes ont été acclimatés à l'eau de dilution pendant 4 à 6 heures. Aucune alimentation n'a été fournie durant la période d'acclimatation et le test. Un minimum de 10 organismes par concentration d'essai a été testé sur une période de 48 heures ou sur 96 heures. Au moins 6 concentrations d'essai en duplicata ont été utilisées. Le critère d'effet mesuré sur *Simocephalus serrulatus* et *Daphnia pulex* était l'immobilité et celui mesuré sur *Gammarus fasciatus* était la mortalité. Ces deux critères ont été mesurés toutes les 24 heures. Les CE(L)_{50} obtenues sont :

- pour *Simocephalus serrulatus* : CE_{50} (48 h) = 0,02 (0,012 - 0,032) mg/L,
- pour *Daphnia pulex* : CE_{50} (48 h) = 0,024 (0,02 - 0,028) mg/L,
- pour *Gammarus fasciatus* : CL_{50} (96 h) = 0,04 (0,021 - 0,06) mg/L.

*Un solvant a été utilisé à une concentration excédant celle recommandée par la plupart des normes et des lignes directrices (il est recommandé de ne pas dépasser 0.1 mL/L). Il n'est pas précisé si des groupes témoins par rapport à ce solvant et par rapport au milieu seul ont été réalisés. Les valeurs des concentrations testées, la teneur en oxygène dissous ne sont pas données. La période d'acclimatation paraît courte par rapport à celle recommandée par la ligne directrice 202 de l'OCDE (min de 48 heures). Il n'est pas précisé si des mesures particulières ont été prises pour limiter la volatilisation de la substance. Il n'y a pas eu de suivi analytique des concentrations d'essai. Les publications originales ne sont pas citées mais il semblerait que le résultat cité pour *Gammarus fasciatus* soit celui de Sanders (1972) réalisé en milieu statique (décrit plus bas). Il ne sera pas tenu compte de ces résultats (niveau de validité : 3).*

Les essais de Moore *et al.* (1998) sur *Daphnia magna* (< 24 h) et sur *Hyalella azteca* (2 à 3 semaines) ont été menés à $20 \pm 1^\circ\text{C}$ dans des conditions de milieux statiques. Une photopériode de 16 heures a été appliquée. Les solutions d'essai ont été préparées à partir d'une solution aqueuse de chlordane (insecticide contenant 44 % de composé actif). Cinq concentrations ont été testées en 3 exemplaires, leurs valeurs nominales étaient : 0,001, 0,01, 0,02, 0,05 et 0,1 mg/L. Dix daphnies ont été utilisées par réplique dans des récipients de 250 mL contenant 200 mL de milieu. Un contrôle témoin a également été réalisé. Aucune alimentation n'a été fournie aux daphnies durant le test. Les paramètres physico-chimiques du milieu d'essai ont été mesurés conformément à « APHA¹ » (1992). L'alcalinité et la dureté de l'eau de dilution allaient de 60 à 80 mg/L en CaCO_3 . Un suivi analytique des concentrations d'essai a été réalisé. Sur une période de 48 heures la perte de produit est de 33,6 %. Les CL_{50} ont été déterminées à partir des concentrations nominales. Une CL_{50} (48 h) = 0,0984 mg/L et une CL_{50} (48 h) = 0,0611 mg/L ont été déterminées pour *Daphnia magna* et *Hyalella azteca* respectivement.

¹ American Public Health Association (APHA), 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater, 18th edn. Washington, DC.

CHLORDANE

Certaines informations importantes ne sont pas précisées : la mortalité obtenue dans les groupes témoins et la concentration en oxygène dissous. Par ailleurs, les pertes de la substance sont relativement élevées et, selon l'OCDE, le calcul des CL₅₀ à partir des concentrations nominales n'est pas acceptable si les pertes sont supérieures à 20%. Par conséquent, ces résultats ne seront pas utilisés (niveau de validité : 3).

Parrish *et al.* (1976) ont mesuré la toxicité du chlordane sur plusieurs organismes marins dont *Penaeus duorarum* (crevette rose, 50 - 65 mm de long) et *Palaemonetes pugio* (20 - 29 mm de long). La pureté du produit était de 99,9%. Le milieu d'essai a été confectionné à partir d'eau de mer naturelle non filtrée. Un système de renouvellement continu a été utilisé et les concentrations d'essai ont été mesurées une fois au cours des 96 heures d'exposition par chromatographie. Les valeurs des concentrations nominales et mesurées sont indiquées et révèlent une perte de produit > à 20%. L'acétone a été utilisée comme solvant et deux groupes témoins contenant la même quantité de solvant ont été testés. Les organismes ont été acclimatés aux conditions de laboratoire pendant au moins 10 jours et durant les 48 heures précédant les essais, la mortalité n'a pas excédé les 1%. Les animaux n'ont pas été nourris durant l'essai. Vingt organismes, répartis en deux groupes de 10 individus dans 20 L de milieu, ont été utilisés pour chacune des 5 concentrations d'essai. Au bout de 96 heures d'exposition, aucune mortalité n'a été enregistrée dans les groupes témoins. Les CL₅₀ sur 96 heures ont été déterminées à partir des concentrations mesurées :

- Pour *Penaeus duorarum* : CL₅₀ (96 h) = 0,0004 mg/L (intervalle de confiance à 95% : 0,0003 - 0,0006 mg/L) à une température de 28,4 (27,5 - 30) °C et une salinité de 21,8 (20 - 25) ‰.
- Pour *Palaemonetes pugio* : CL₅₀ (96 h) = 0,0048 mg/L (intervalle de confiance à 95% : 0,004 - 0,006 µg/L) à une température de 30 (27,5 - 32) °C et une salinité de 22,7 (15 - 30) ‰.

Malgré l'utilisation d'un système dynamique, une perte importante de produit a été mise en évidence par les analyses chimiques. Mais, il a été tenu compte de cette perte en calculant les CL₅₀ à partir de concentrations mesurées. Il n'y a pas d'informations sur la teneur en oxygène dissous et la quantité de solvant utilisé mais dans l'ensemble ces essais sont relativement bien renseignés. Il est à noter que l'eau de mer utilisée n'a pas été filtrée, ce qui peut être une source de nourriture (phytoplancton, particules en suspension). Compte tenu de ces remarques, ces résultats sont considérés comme valides avec restrictions (niveau de validité : 2).

L'essai de Randall *et al.* (1979) sur *Daphnia magna* (< 24 h) a été réalisé dans le cadre d'une étude sur la toxicité aiguë du chlordane déchloré par rapport à celle du non déchloré. Deux produits ont été testés : le chlordane technique (60 % chlordane, 40 % composés dérivés) et un concentré de chlordane émulsifiable (72 % composés actifs). Les essais ont été réalisés en statique, à une température de 20 ± 1°C, un pH de 8,2, une dureté de 192 mg/L en CaCO₃ et une alcalinité de 138 mg/L en CaCO₃. L'acétone a été utilisée comme solvant. Un minimum de cinq concentrations a été testé en 12 exemplaires. Soixante daphnies ont été utilisées pour chaque concentration d'essai, réparties en 12 groupes de 5 individus. Une CL₅₀ (48 h) = 0,097 (0.087 - 0.107) mg/L et une CL₅₀ (48 h) = 0,156 (0.142 - 0.171) mg/L ont été

CHLORDANE

déterminées pour le chlordane technique et le concentré de chlordane émulsifiable respectivement. L'étude indique également que ces deux produits sont 8 fois moins toxique vis-à-vis de *Daphnia magna* après avoir subi une déchloration.

L'essai semble détaillé mais de nombreuses informations sont manquantes. Notamment, la présence d'un groupe témoin par rapport au solvant et au milieu seul, la mortalité obtenue dans les groupes témoins, les valeurs des concentrations d'essai, la concentration en oxygène dissous, la quantité de solvant utilisée, les conditions de cultures des daphnies. Il n'est pas précisé si des mesures particulières ont été prises pour limiter la perte de substance et il n'y a pas eu de suivi analytique. Par conséquent ce résultat ne sera pas utilisé (niveau de validité : 3).

Sanders (1969) a réalisé un essai statique sur *Gammarus lacustris*. Les conditions d'élevage et d'essai sont bien décrites. Le milieu a été élaboré à partir d'eau reconstituée déionisée. Le pH et l'alcalinité étaient de 7,1 et 30 mg/L respectivement. Le chlordane a été testé aux températures de 4,4, 10, 15,6 et 21,1 ± 1 °C. L'éthanol a été utilisé comme solvant à une concentration n'excédant pas 1 mL/L. Avant le début des essais, le milieu a été aéré pendant 10 minutes. Les tests se sont ensuite effectués sans aération. Les organismes ont été acclimatés aux milieux d'essai pendant 2 heures. Un test préliminaire a été mené afin de déterminer la plage des concentrations de l'essai définitif. Quatre à 5 concentrations et un groupe témoin ont été testés. Chaque récipient d'essai contenait 10 individus âgés de 2 mois dans 4 litres de milieu. La mortalité a été enregistrée chaque 24 heures. A 21,1°C, il a été déterminé une CL₅₀ (96 h) de 0,026 (0,021 - 0,03) mg/L.

Un certain nombre de paramètres importants ne sont pas indiqués : l'existence d'un témoin par rapport au solvant, le pourcentage de mortalité obtenue dans le groupe témoin et la teneur en oxygène dissous. Par ailleurs, la période d'acclimatation semble courte (48 h minimum sont recommandées) et l'éthanol a été utilisé comme solvant à une concentration excédant celle recommandée par la plupart des normes et des lignes directrices (il est recommandé de ne pas dépasser 0.1 mL/L). L'essai a été réalisé sans renouvellement de milieu et il n'est pas précisé si des précautions ont été prises pour limiter les pertes de substance ni s'il y a eu un suivi analytique des concentrations d'essai. Par conséquent, ce résultat ne sera pas retenu (niveau de validité : 3).

Les essais réalisés par Sanders (1972) ont été menés en statique (à 21 ± 1°C) sur *Gammarus fasciatus* et *Palaemonetes kadiakensis* et un essai en flux continu (à 18 - 20 °C) sur *Palaemonetes kadiakensis* à l'aide du système de Mount et Brungs (1967) (flux maximum de 400 mL/min). Pour l'essai réalisé sur *Gammarus fasciatus*, les essais ont été en eau reconstituée à un pH de 7,1, une alcalinité de 30 mg/L et une concentration en oxygène dissous de 8 mg/L. Les essais sur *Palaemonetes kadiakensis* ont été en eau naturelle, à un pH de 7,4, une alcalinité de 260 mg/L et une concentration en oxygène dissous de 8 mg/L. Le même protocole a été utilisé pour les deux types d'essai. L'éthanol a été utilisé comme solvant à une concentration n'excédant pas 1 mL/L. Les organismes sont restés pendant 96 heures dans les aquariums qui ont été utilisés durant l'essai. Suite à cette période, seuls les lots d'organismes présentant une mortalité < à 10 % ont été sélectionnés pour l'essai. Une période d'acclimatation au milieu d'essai a été menée sur 24 heures. Un test préliminaire a

CHLORDANE

permis de déterminer la plage des concentrations de l'essai définitif. Cinq concentrations et un groupe témoin ont été testés en duplicata. Vingt individus ont été utilisés pour chaque concentration d'essai, répartis en 2 groupes de 10 individus dans 4 L de milieu. La mortalité a été enregistrée chaque 24 heures. En milieu statique, une CL₅₀ (96 h) de 0,04 (0,021 - 0,06) mg/L et une CL₅₀ (96 h) = 0,01 (0,007 - 0,013) mg/L ont été déterminées pour *Gammarus fasciatus* et *Palaemonetes kadiakensis* respectivement. Une CL₅₀ (5 jours) de 0,008 mg/L a également été déterminée pour *Palaemonetes kadiakensis* en milieu statique. L'essai réalisé dans des conditions de renouvellement continu sur *Palaemonetes kadiakensis* a permis de déterminer une CL₅₀ (48 h) = 0,032 mg/L, une CL₅₀ (96 h) de 0,004 mg/L et une CL₅₀ (5 j) de 0,0025 mg/L.

Ces essais sont assez bien renseignés mis à part sur la présence de témoins contenant le solvant, la valeur des concentrations d'essai et la mortalité obtenue dans les groupes témoins. En comparant les deux CL₅₀ (96 h) et CL₅₀ (5 j.) obtenues sur Palaemonetes kadiakensis en essai statique et en flot continu, la toxicité du chlordane semble avoir été sous-estimée pour les essais réalisés en conditions statiques. Il n'y a pas eu de suivi analytique des concentrations pour évaluer la quantité de substance effectivement présente dans le milieu. Par ailleurs, le nombre de répliques réalisé est inférieur à celui recommandé par la ligne directrice 202 de l'OCDE (4 répliques) qui recommande également une période d'acclimatation de 48 heures. Compte tenu de ces remarques, les essais menés en statique ne seront pas retenus. Les essais réalisés sur 96 heures et 5 jours en flux continu sont considérés comme valides avec restrictions (niveau de validité : 2).

Huang et Chen (2004) ont déterminé la toxicité aiguë du chlordane vis-à-vis de *Neocaridina denticulata*. Dans ces essais, une CL₅₀ (96 h) de 0,0001 mg/L est déterminée. Les résultats des essais sont rapportés par Huang et al. (2004).

Les résultats n'ont pas pu être vérifiés dans la publication originale. Il n'est donc pas possible de juger de leur validité. Par conséquent, ces résultats ne seront pas retenus (niveau de validité : 3).

Crustacés :

Les résultats de Caldwell (1977) sur *Cancer magister* n'ont pas pu être vérifiés dans la publication originale.

Il n'est donc pas possible de juger de leur validité. Par conséquent, ces résultats ne seront pas retenus (niveau de validité : 3).

Johnson et Finley (1980) rapportent un résultat aigu réalisé sur *Orconectes nais* en flux continu avec une CL₅₀ (96 h) de 0,05 mg/L.

L'origine de la donnée n'est pas précisée et il n'y a pas de détail sur le protocole expérimental. Par conséquent, ce résultat ne sera pas retenu (niveau de validité : 3).

CHLORDANE

Mollusques :

Les résultats de Butler *et al.* (1960) et de Keller (1993) n'ont pas pu être vérifiés dans les publications originales.

Il n'est donc pas possible de juger de la validité de ces essais et les résultats obtenus ne sont donnés qu'à titre indicatif. Par conséquent, ces résultats ne seront pas retenus (niveau de validité : 3).

Parrish *et al.* (1976) ont également déterminé une CE₅₀ sur 96 heures (effet sur la croissance de la coquille) pour l'huître *Crassostrea virginica* selon le même protocole (décrit précédemment pour les micro-crustacés), en flux dynamique avec période d'acclimatation de 10 jours, 5 concentrations testées avec 2 répliques, 20 organismes par concentration d'essai, deux groupes témoins par rapport aux solvants et en absence d'alimentation. La température était de 31,6 (31 - 32) °C et la salinité de 24,3 (20 - 28) ‰. Une CE₅₀ (96 h) de 0,006 mg/L a été déterminée à partir des concentrations mesurées.

*Les remarques faites pour l'essai sur *Penaeus duorarum* et *Palaemonetes pugio* sont également valables pour ce résultat. Il est donc jugé valide avec restrictions (niveau de validité : 2).*

Insectes :

Les résultats de Konar (1968), Mayer et Ellersieck (1986) et de Cope (1965) n'ont pas pu être consultés dans les publications originales.

Il n'est donc pas possible de juger de la validité de ces essais et les résultats obtenus ne sont donnés qu'à titre indicatif. Par conséquent, ces résultats ne seront pas retenus (niveau de validité : 3)

LaBrecque *et al.* (1956) ont étudié la toxicité du chlordane sur des larves de *Anopheles quadrimaculatus*. Trois concentrations 0,001 mg/L, 0,01 mg/L et 0,1 mg/L ont été testées avec 2 répliques. Après 48 heures d'exposition, aucune mortalité n'a été observée à 0,001 et 0,01 mg/L de chlordane et une mortalité de 60 % a été enregistrée dans les groupes d'individus exposés à la concentration de 0,1 mg/L de chlordane.

Les informations rapportées sont insuffisantes pour valider ce résultat. Par conséquent, ce résultat ne sera pas retenu (niveau de validité : 3).

L'essai de Moore *et al.* (1998) sur *Chironomus tentans* (âgés de 10 à 13 jours) utilise le même protocole que l'essai réalisé sur micro-crustacés, avec néanmoins quelques modifications. Six individus ont été utilisés par réplique et chaque individu a été nourri au début de l'essai. Un suivi analytique des concentrations d'essai révèle une perte de produit de 33,6 % sur 48 heures. Une CL₅₀ (48 h) = 0,0058 mg/L a été déterminée à partir des concentrations nominales.

CHLORDANE

Les remarques faites pour l'essai sur Daphnia magna sont également valables pour ce résultat. Ce résultat ne sera pas retenu (niveau de validité : 3)

L'essai mené par Sanders et Cope (1968) sur *Pteronarcys californicus* a été réalisé en statique à $15,5 \pm 0,5^{\circ}\text{C}$, à un pH 7,1 à une concentration en oxygène dissous de 3 à 7 mg/L et à une alcalinité de 35 mg/L. Des groupes de 10 organismes ont été exposés à 4 ou 5 concentrations durant 96 heures. Un groupe témoin a également été réalisé. De l'éthanol a été utilisé comme solvant. Une CL_{50} (96 h) de 0,015 (0,009 - 0,024) mg/L a été déterminée à partir des concentrations nominales.

La concentration de solvant utilisée et la réalisation d'un témoin par rapport à ce solvant ne sont pas précisées. Il n'est pas indiqué si des mesures particulières ont été prises pour limiter les pertes de substance et il n'y a pas eu de suivi analytique. Ce résultat ne sera donc pas utilisé (niveau de validité : 3).

Poissons :

Les essais aigus de Bansal *et al.* (1980) font partis d'une étude de la toxicité chronique du chlordane vis-à-vis de 4 espèces de poissons : *Labeo rohita*, *Cirrhina mrigala*, *Catla catla* et *Cyprinus carpio*. Pour les 4 espèces, les essais ont été réalisés en statique à une température de 25,8 (24,3 - 28,4) °C, un pH compris entre 6,8 - 7,6, une alcalinité de 27 (24 - 33) mg/L exprimée en CaCO_3 , une dureté de 42 (38 - 47) mg/L exprimée CaCO_3 et une concentration en oxygène dissous de 5,4 (4,5 - 6,2) mg/L. Les larves ont été acclimatées aux conditions du milieu de l'essai durant 24 heures. Un mélange d'acétone et d'éthanol a été utilisé comme solvant. Des contrôles de la même quantité de solvant ont été réalisés. Dix concentrations ont été testées avec 2 répliques. Pour les essais sur *Catla catla* et *Cyprinus carpio*, 20 larves ont été utilisées pour chaque concentration testée et pour les essais sur *Labeo rohita* et *Cirrhina mrigala* le nombre de larves utilisées était de 25 par concentration. Les CL_{50} sur 96 heures ont été déterminées à partir des concentrations nominales et sont :

- pour *Labeo rohita* : CL_{50} (96 h) = 0,02 mg/L
- pour *Cirrhina mrigala* : CL_{50} (96 h) = 0,015 mg/L
- pour *Catla catla* : CL_{50} (96 h) = 0,012 mg/L
- pour *Cyprinus carpio* : CL_{50} (96 h) = 0,016 mg/L

Dans ces essais, le taux de mortalité du groupe témoin n'est pas indiqué, de même que les concentrations d'essai, le poids initial des poissons, la réalisation d'un témoin avec l'eau de dilution, la concentration de solvant utilisée, le volume des récipients d'essai (taux de charge). Une variation importante de la température est rapportée au cours du test, aucun renouvellement du milieu n'a été effectué et les résultats ont été déterminés à partir des concentrations nominales. L'absence de suivi analytique ne permet pas de connaître les concentrations véritablement présentes dans le milieu. Par conséquent, ce résultat ne sera pas utilisé (niveau de validité : 3).

CHLORDANE

Les essais de Cardwell *et al.* (1977), Clemens et Sneed (1959), Cope (1965), Gupta *et al.* (1984a), Konar (1968), Korn et Earnest (1974), Ludemann et Neumann (1960), Macek *et al.* (1969), Office of Pesticide Programs (2000), Rai et Mandal (1993), Ravikumar et Gupta (1988) et de Schoettger (1970) sur poissons sont cités dans US-EPA, 1980c, AQUIRE, ou encore OMS IPCS, 1984a mais les publications originales n'ont pas pu être consultées.

Il n'est donc pas possible de juger de la validité de ces essais et les résultats obtenus ne sont donnés qu'à titre indicatif (niveau de validité : 3).

L'essai de Culley et Ferguson (1969) sur *Gambusia affinis* (> 25 mm de long) a été réalisé en statique à une température de $22,2 \pm 1,7$ °C, une dureté de 28 mg/L CaCO₃ et un pH de 7,8. Pendant 1 à 5 jours précédents l'essai, les poissons sont restés dans une eau de qualité identique à celle utilisée dans l'essai. Durant cette période et jusqu'à 24 heures avant le début de l'essai, ils étaient nourris quotidiennement. La pureté du chlordane était de 100 % et sa dissolution a été facilitée par l'ajout de 3 à 4 mL d'acétone par litre de solution d'essai. Des groupes témoins par rapport à l'eau de dilution et par rapport au solvant ont été réalisés. Trois à quatre concentrations ont été testées avec 2 répliques. Douze poissons ont été utilisés pour chaque concentration d'essai répartis en 2 groupes de 6 individus dans 2,5 L de milieu. La charge était de 0,5 g de poissons par litres. La mortalité a été enregistrée toutes les 12 heures et les poissons morts ont été retirés. La CL₅₀ sur 48 heures déterminée est 0,041 mg/L.

*L'essai est relativement bien renseigné mis à part sur la mortalité obtenue dans les groupes témoins, la valeur des concentrations testées et la concentration en oxygène dissous. L'acétone a été utilisée comme solvant à une concentration excédant celle recommandée par la plupart des normes et des lignes directrices (il est recommandé de ne pas dépasser 0.1 mL/L). Cependant, Culley et Ferguson (1969) ont réalisé des tests préliminaires qui révèlent une tolérance de *Gambusia affinis* à 1% d'acétone (soit 10 mL/L) sur 36 heures d'exposition. La période d'acclimatation est également plus courte que celle recommandée par la ligne directrice 203 de l'OCDE (un minimum de 7 jours est recommandé). La durée de l'essai est inférieure à celle recommandée pour les poissons (96 h). Il n'est pas précisé si des mesures particulières ont été prises pour limiter les pertes de substance et il n'y a pas eu de suivi analytique des concentrations d'essai. Compte tenu de ces remarques, ce résultat ne sera pas pris en compte (niveau de validité : 3).*

Henderson *et al.* (1960) rapportent les données d'Henderson *et al.* (1959) sur la toxicité du chlordane vis-à-vis de *Lepomis macrochirus* (3,8 à 6,4 cm de long, 1 à 2 g), *Pimephales promelas* (3,8 à 6,4 cm, 1 à 2 g), *Carassius auratus* (3,8 à 6,4 cm, 1 à 2 g) et *Poecilia reticulata* (6 mois, 1,9 à 2,5 cm, 0,1 à 0,2 g). Les essais ont été réalisés selon la méthode décrite par Doudoroff *et al.* (1951). Un essai préliminaire a permis de déterminer la plage des concentrations de l'essai définitif. Cinq concentrations 1 mg/L, 1,8 mg/L, 3,2 mg/L, 5,6 mg/L et 10 mg/L ont été testées avec 2 répliques. Pour chaque concentration, deux lots de 5 poissons ont été utilisés. Ces lots ont été testés dans 10 L de milieu sauf pour l'essai réalisé sur *Poecilia reticulata* où les lots étaient testés dans 2 L de milieu. Deux types de milieu ont

CHLORDANE

été utilisés : une eau dure (1) d'une dureté de 400 mg/L, d'une alcalinité de 360 mg/L et d'une pH de 8,2 et une eau douce (2) d'une dureté de 20 mg/L, d'une alcalinité de 18 mg/L, et d'un pH de 7,4. Pour ces deux milieux, la température a été maintenue constante à 25 °C et la concentration initiale en oxygène dissous était de 8 mg/L. Les solutions d'essai contenaient 0,001 à 1 % d'acétone. La pureté du produit était de 100 %. Un suivi des caractéristiques physico-chimiques de l'eau de dilution a été réalisé et n'a pas révélé de différences significatives avec le groupe témoin contenant l'eau de dilution. La concentration en oxygène dissous a été maintenue supérieure à 4 mg/L. La mortalité a été enregistrée chaque 24 heures. Les CL₅₀ 96 heures déterminées à partir des concentrations nominales sont :

- pour *Pimephales promelas* (2) : CL₅₀ (96 h) = 0,052 mg/L,
- pour *Pimephales promelas* (1) : CL₅₀ (96 h) = 0,069 mg/L,
- pour *Lepomis macrochirus* (2) : CL₅₀ (96 h) = 0,022 mg/L,
- pour *Carassius auratus* (2) : CL₅₀ (96 h) = 0,082 mg/L,
- pour *Poecilia reticulata* (2) : CL₅₀ (96 h) = 0,19 mg/L.

Même s'il n'a pas été possible de consulter l'article de Doudoroff et al. (1951), le protocole expérimental est relativement bien détaillé. Une concentration en oxygène dissous supérieure à 4 mg/L a été maintenue. Néanmoins, selon la ligne directrice 203 de l'OCDE, celle-ci doit normalement rester supérieure à 60 % de la saturation soit 5 mg/L environ. La mortalité obtenue dans les groupes témoins n'est pas indiquée. Par ailleurs, il n'est pas précisé si des témoins par rapport au solvant ont été réalisés. De plus, une quantité d'acétone supérieure à 0.01% (0.1 mL/L) n'est pas recommandée par la plupart des normes et des lignes directrices. Les CL₅₀ trouvées se situent en deçà de la plus faible des concentrations testées. Les concentrations testées sont bien supérieures à la limite de solubilité de la substance. Il n'est pas précisé si la substance a été complètement solubilisée par l'ajout d'acétone et il n'y a pas eu de mesures particulières pour limiter les pertes de substance. Par ailleurs, il n'y a pas eu de suivi analytique. Compte tenu de ces remarques, il ne sera pas tenu compte de ces résultats (niveau de validité : 3).

Johnson et Finley (1980) reportent des essais aigus réalisés sur le chlordane technique (1) (60 % chlordane, 40 % composés dérivés) et sur le chlordane expérimental HCS-3260 (2) (pureté de la substance = 95 %). Ces essais sont également cités dans Mayer et Ellersieck (1986). Ils ont été réalisés dans des conditions statiques (eau reconstituée déionisée), sans aération du milieu. Les espèces utilisées étaient : *Ictalurus punctatus* (1,8 - 1,9 g), *Lepomis macrochirus* (1,3 - 1,4 g), *Salmo trutta* (0,6 g), *Oncorhynchus kisutch* (0,6 g), *Oncorhynchus clarki* (1 g), *Pimephales promelas* (0,7 g), *Micropterus salmoides* (0,1 g) et *Oncorhynchus mykiss* (1 - 1,5 g). La température du milieu était de 12 ± 1 °C ou de 17 ± 1 °C selon l'espèce étudiée. L'acétone a été utilisée comme solvant à une concentration n'excédant pas 0,5 mL/L. Le pH a été compris entre 7,2 et 7,5, l'alcalinité entre 30 et 35 mg/L et la dureté de l'eau de 40 à 50 mg/L CaCO₃. Les organismes ont été acclimatés à l'eau de dilution pendant 1 à 3 jours. Aucune alimentation n'a été fournie durant la période d'acclimatation et le test. Au moins 6 concentrations d'essai avec 2 répliques ont été testées. Pour chaque espèce, un minimum de 10 organismes ont été exposés durant 96 heures, à chaque concentration d'essai dans des aquariums de 18,9 L contenant 15 L de solution d'essai. Des

CHLORDANE

précautions ont été prises de manière à ce que le taux de charge n'excède pas 0,8 g/L par récipient d'essai. La mortalité a été mesurée toutes les 24 heures. Les CL₅₀ obtenues sont :

- *Ictalurus punctatus* : CL₅₀ (96 h) = 0,0067 (0,0031 - 0,0145) mg/L (1)
CL₅₀ (96 h) = 0,0458 mg/L (2)
- *Lepomis macrochirus* : CL₅₀ (96 h) = 0,057 (0,04 - 0,081) mg/L (1)
CL₅₀ (96 h) = 0,0293 mg/L (2)
- *Salmo trutta* : CL₅₀ (96 h) = 0,0111 (0,0093 - 0,0131) mg/L (1)
- *Oncorhynchus kisutch* : CL₅₀ (96 h) = 0,014 (0,011 - 0,017) mg/L (1)
- *Oncorhynchus clarki* : CL₅₀ (96 h) = 0,027 (0,024 - 0,031) mg/L (1)
- *Pimephales promelas* : CL₅₀ (96 h) = 0,115 (0,062 - 0,214) mg/L (1)
CL₅₀ (96 h) = 0,0248 mg/L (2)
- *Micropterus salmoides* : CL₅₀ (96 h) = 0,003 (0,0022 - 0,0042) mg/L (1)
- *Oncorhynchus mykiss* : CL₅₀ (96 h) = 0,042 (0,037 - 0,048) mg/L (1)
CL₅₀ (96 h) = 0,0249 (0,0161 - 0,0385) mg/L (2)

Les essais sont relativement bien décrits mais, il n'est pas indiqué l'existence de témoins contenant le solvant, la mortalité obtenue dans le groupe témoin, la teneur en oxygène dissous et la réalisation d'un suivi analytique des concentrations d'essai. Par ailleurs, la période d'acclimatation est très inférieure aux recommandations de la ligne directrice 203 l'OCDE (un min de 7 jours est recommandé) et les poissons n'ont pas été alimentés. De plus, l'acétone a été utilisée comme solvant à une concentration excédant celle recommandée par la plupart des normes et des lignes directrices (il est recommandé de ne pas dépasser 0,1 mL/L). Il ne sera pas tenu compte de ces résultats (niveau de validité : 3)

Les essais de Katz (1961) sur *Oncorhynchus mykiss* (51 - 79 mm de long, 3,2 g), *Oncorhynchus tshawytscha* (51 - 114 mm, 1,45 - 5 g), *Oncorhynchus kisutch* (57 - 76 mm, 2,7 - 4,1 g) et *Gasterosteus aculeatus* (22 - 44 mm, 0,38 - 0,77 g), ont été réalisés selon la méthode décrite par Doudoroff *et al.* (1951). Les solutions d'essai ont été aérées avec de l'air comprimé. La pureté du chlordane était de 100 %. L'acétone a été utilisée comme solvant et un groupe témoin par rapport au solvant a été réalisé. Les caractéristiques physico-chimiques du milieu d'élevage étaient identiques à celles du milieu d'essai. La température était de 20 ± 0,5°C, le pH s'est échelonné de 6,8 à 7,4 et l'alcalinité de 45 à 57 mg/L CaCO₃. A la différence des différentes espèces de truites, *Gasterosteus aculeatus* n'a pas été nourri avant l'essai et a été testé en milieu salin à 5 ‰ et à 25 ‰. Un test préliminaire a permis de déterminer le nombre de poissons à utiliser pour chaque concentration d'essai. Seuls 5 poissons ont été utilisés par concentration d'essai lorsque aucun survivant n'a été constaté au bout de 48 heures, dans le cas contraire 10 à 20 poissons ont été utilisés par concentration. Les différentes espèces de truites et *Gasterosteus aculeatus* ont été testées par groupes de 3 à 5

CHLORDANE

et de 11 à 20 respectivement, pour chaque réplique. Il a été vérifié que la charge de poisson par récipient d'essai ne dépassait pas 1 g/L. Aucune mortalité n'a été observée dans les groupes témoins. Les CL₅₀ déterminées au bout de 96 heures d'exposition étaient :

- pour *Oncorhynchus mykiss* : CL₅₀ (96 h) = 0,044 mg/L,
- pour *Oncorhynchus kisutch* : CL₅₀ (96 h) = 0,056 mg/L,
- pour *Oncorhynchus tshawytscha* : CL₅₀ (96 h) = 0,057 mg/L,
- pour *Gasterosteus aculeatus* à 5 ‰ : CL₅₀ (96 h) = 0,09 mg/L,

pour *Gasterosteus aculeatus* à 25 ‰ : CL₅₀ (96 h) = 0,16 mg/L. *Il n'a pas été possible de consulter l'article de Doudoroff et al. (1951), ce qui ne permet pas de déterminer les détails du protocole expérimental. Il n'est pas précisé si des mesures ont été prises pour limiter les pertes de substance, ni si un suivi analytique a été réalisé. Ce résultat ne sera pas utilisé (niveau de validité : 3).*

Mayer et Ellersieck (1986) citent des CL₅₀ (96 h) pour plusieurs espèces de poissons. Cependant, ces résultats n'ont pas pu être vérifiés dans la publication originale. Seules les valeurs les plus faibles ont été reportées dans le tableau.

Il n'est pas possible de juger de la validité des essais et les résultats obtenus ne sont donnés qu'à titre indicatif. (niveau de validité : 3).

Mehrle *et al.* (1974) ont étudié l'effet du type nourriture administré à *Oncorhynchus mykiss* sur sa tolérance vis-à-vis du chlordane. Les poissons (0,4 ± 0,1 g) ont été gardés pendant 42 jours en flux continu (1 L/min) à la température de 17 ± 0,5 °C, à un pH de 7,4 une alcalinité de 237 mg/L et une dureté de 272 mg/L avec une aération du milieu et une photopériode de 16 heures. Les poissons étaient répartis en 6 groupes de 300 individus dans des aquariums de 80 litres et chaque groupe était alimenté quotidiennement par un type de nourriture différent. Suite à cette période, des essais statiques ont été réalisés dans les mêmes conditions de température et de pH. Le milieu d'essai a été élaboré à partir d'eau reconstituée d'une alcalinité de 35 mg/L et d'une dureté de 40 mg/L. L'acétone a été utilisée comme solvant à une concentration de 1 mL/L. Un contrôle contenant la même quantité d'acétone a été réalisé. Des groupes de 10 poissons ont été exposés à chacune des 10 concentrations d'essai. Différentes valeurs de CL₅₀ (96 h) ont été obtenues en fonction du type de nourriture administrée avant le début des essais. La plus faible CL₅₀ (96 h) a été de 0,0082 (0,0061 - 0,011) mg/L et la plus forte de 0,047 (0,038 - 0,059) mg/L. Seule la plus faible valeur a été reportée dans le tableau.

Un certain nombre de paramètres importants ne sont pas renseignés dont la mortalité obtenue dans le groupe témoin, la concentration en oxygène dissous, les valeurs des concentrations testées, la densité de la population par récipient d'essai. L'acétone a été utilisée comme solvant à une concentration excédant celle recommandée par la plupart des normes et des lignes directrices (il est recommandé de ne pas dépasser 0,1 mL/L). Par ailleurs, la ligne directrice 203 de l'OCDE préconise de ne pas alimenter

CHLORDANE

les poissons 24 heures avant le début de l'essai et recommande une période d'acclimatation de 7 jours au minimum. Il n'y a pas eu de suivi analytique et aucune précaution particulière ne semble avoir été prise pour limiter les pertes de substance. Il ne sera pas tenu compte de ce résultat. (niveau de validité : 3).

L'essai de Moore *et al.* (1998) sur *Pimephales promelas* (< 24 h) a été mené selon le même protocole que ceux réalisés sur micro-crustacés (décrits plus haut), en condition statique avec 5 concentrations d'essai testées en 3 exemplaires, 10 individus par réplique et en absence d'alimentation. Une perte de 33,6 % du produit a été mesurée. Une CL₅₀ (48 h) = 0,0214 mg/L a été déterminée à partir des concentrations nominales.

Les remarques faites pour l'essai sur micro-crustacés sont également valables pour ce résultat. Il ne sera pas utilisé (niveau de validité : 3).

Parrish *et al.* (1976) ont testé l'effet du chlordane sur micro-crustacés et mollusques (essais décrits plus haut) mais également sur deux espèces de poissons marins: *Cyprinodon variegatus* (19 - 27 mm) et *Lagodon rhomboides* (34 - 62 mm). Le même protocole expérimental a été utilisé. L'essai a été réalisé en flux dynamique avec une période d'acclimatation de 10 jours, 5 concentrations testées avec 2 répliques, 20 organismes par concentration d'essai, deux groupes témoins par rapport aux solvants et en absence d'alimentation. Au bout de 96 heures d'exposition, aucune mortalité n'a été enregistrée dans les groupes témoins. Les CL₅₀ sur 96h ont été déterminées à partir des concentrations mesurées :

- Pour *Cyprinodon variegatus* : CL₅₀ (96 h) = 0,0245 mg/L (intervalle de confiance à 95% : 0,0199 - 0,0286 mg/L) à une température de 30,7 (29 - 32) °C et une salinité de 25 (18 - 28) ‰.
- Pour *Lagodon rhomboides* : CL₅₀ (96 h) = 0,0064 mg/L (intervalle de confiance à 95% : 0,005 - 0,0073 mg/L) à une température de 31,3 (30 - 32.5) °C et une salinité de 24,6 (22 - 28) ‰.

*Les remarques faites pour l'essai sur *Penaeus duorarum* et *Palaemonetes pugio* sont également valables pour cet essai. Ces essais sont donc considérés comme valides avec restrictions. (niveau de validité : 2).*

Dans US-EPA (1980c) est cité une donnée issue de Parrish *et al.* (1978). Il est rapporté que le test réalisé sur *Cyprinodon variegatus* a été réalisé en flux continu et que les concentrations ont été mesurées.

Malgré l'absence d'informations plus précises sur le protocole expérimental de cet essai, il sera tenu compte de ce résultat sachant qu'il a été exprimé en terme de concentrations mesurées (niveau de validité : 2).

CHLORDANE

L'essai de Randall *et al.* (1979) sur *Lepomis macrochirus* (< 1 an, 0,26 g) a été réalisé dans le cadre d'une étude sur la toxicité aiguë du chlordane déchloré par rapport à celle du chlordane. Deux produits ont été testés : le chlordane technique (60% chlordane, 40% composés dérivés) et un concentré de chlordane émulsifiable (72% composés actifs). Les essais ont été réalisés en statique, à une température de $19 \pm 1^\circ\text{C}$, un pH de 8,2, une dureté de 192 mg/L en CaCO_3 et une alcalinité de 138 mg/L en CaCO_3 . L'acétone a été utilisée comme solvant. Un minimum de cinq concentrations ont été testées en 2 répliques. Vingt poissons ont été utilisés pour chaque concentration d'essai, répartis en 2 groupes de 10 individus. Une CL_{50} (96 h) de 0,041 (0,035 - 0,049) mg/L et une CL_{50} (96 h) de 0,062 (0,053 - 0,072) mg/L ont été déterminées respectivement pour le chlordane technique et le concentré de chlordane émulsifiable. L'étude indique également que ces deux produits sont 13 à 14 fois moins toxiques vis-à-vis de *Lepomis macrochirus* après avoir subi une déchloration.

L'essai est bien décrit mais il manque de nombreuses informations comme la présence de groupes témoins par rapport au solvant et au milieu seul, la mortalité obtenue dans ces groupes témoins, les valeurs des concentrations d'essai, la concentration en oxygène dissous, la quantité de solvant utilisée, la charge et les soins apportés aux poissons. Il n'y a pas eu de suivi analytique enfin, aucune précaution particulière n'est mentionnée pour limiter les pertes de substances. Par conséquent, il ne sera pas tenu compte de ce résultat (niveau de validité : 3).

L'essai de Rao *et al.* (1975) sur *Cyprinus carpio* (4 -5 cm de long) a été réalisé en statique. Les poissons ont été acclimatés pendant une semaine aux conditions de milieu de l'essai correspondant à une dureté de l'eau de 75 - 90 mg/L en CaCO_3 (105 mg/L CaCO_3 à la fin de l'essai) et une alcalinité de 110 - 135 mg/L en CaCO_3 . Durant la période d'acclimatation et jusqu'à 48 heures avant le début de l'essai, les poissons ont été nourris quotidiennement. Aucune mortalité, ni de réponses anormales des poissons n'ont été observées. Chaque récipient d'essai contenait 10 poissons et la charge était de 0,5 g/L. Des contrôles témoins ont également été réalisés. Un suivi analytique du pH, de la température et de la concentration en oxygène dissous a été réalisé chaque 24 heures. Le pH s'est échelonné de 7,2 à 7,8, la température n'a pas variée de plus de 3°C et la concentration en oxygène dissous est restée supérieure à 5 mg/L. La mortalité a été enregistrée toutes les 6 heures durant les 96 heures de l'exposition. Aucune mortalité n'est apparue dans les groupes témoins. Une CL_{50} (96 h) de 0,0029 mg/L a été déterminée à partir des concentrations nominales.

L'essai est relativement bien renseigné mis à part sur le nombre et les valeurs des concentrations testées, l'existence de répliques et la température du milieu. La ligne directrice 203 de l'OCDE recommande des poissons de 3 ± 1 cm de long. Il n'est pas fait mention de l'utilisation d'un solvant. Il n'y a pas eu de mesures particulières pour limiter les pertes de substance et il n'y a pas eu de suivi analytique. Ce résultat ne sera pas utilisé (niveau de validité : 3).

L'essai de Mishra et Srivastava (1984) a été conduit sur *Heteropneustes fossilis* ($14,26 \pm 3,6$ cm de long, $37,95 \pm 6,06$ g) dans des conditions de milieu statique. Les poissons ont été

CHLORDANE

acclimatés durant 10 jours dans l'eau du robinet à une température de $23,8 \pm 1,9^{\circ}\text{C}$. Les animaux ont été nourris avec des granulés et des crevettes séchées. Les caractéristiques physico-chimiques de l'eau de dilution sont indiquées. Le pH est de $7,9 \pm 0,01$. Les essais sont réalisés selon l'American Health Association (1975). Une solution mère de chlordane à 1 mg/mL est préparée dans l'acétone. Au bout de 96 heures, une CL_{50} de 0,275 mg/L a été déterminée. Des essais séparés montrent que l'exposition au chlordane à une concentration équivalente à 90 % de la CL_{50} , induit tout d'abord une modification du métabolisme des carbohydrates. Puis après 96 heures d'exposition induit une augmentation de la concentration en chlorure du sang et une modification des valeurs hématologiques du sang (diminution de la concentration en érythrocytes, leucocytes, thrombocytes ; diminution du pourcentage d'hématocrite et augmentation de la vitesse de sédimentation des érythrocytes).

Peu de renseignements sont donnés sur les conditions de réalisation de l'essai. Il n'y a pas eu de suivi analytique des concentrations. La valeur de CL_{50} est bien supérieure à la limite de solubilité, et il n'est pas possible de savoir si l'ajout de solvant a permis de véritablement solubiliser la substance durant l'essai. Par ailleurs, il n'est pas fait mention de précautions particulières pour limiter les pertes de substance. Ce résultat ne sera pas utilisé (niveau de validité : 3).

L'essai de Verma *et al.* (1982) a été conduit sur *Heteropneustes fossilis* (50 à 70 mm de long, 5 à 10 g) en milieu statique. La bonne santé des poissons ayant été vérifiée, ils ont été conservés dans une eau de qualité identique à celle utilisée dans l'essai pendant 2 semaines. De la nourriture artificielle leur a été fournie quotidiennement durant cette période, jusqu'à 48 heures avant le début de l'essai. Les caractéristiques physico-chimiques de l'eau de dilution sont indiquées. Le pH et la concentration en oxygène dissous ont été mesurés toutes les 24 heures. La température a été maintenue à $18,2 \pm 2^{\circ}\text{C}$, le pH a été déterminé à $7,2 \pm 0,2$ et la concentration en oxygène dissous à 4,84 mg/L. Des groupes de 10 individus ont été utilisés pour chaque concentration d'essai (de 0,32 mg/L à 0,72 mg/L) dans 80 L de milieu. Chaque concentration a été testée avec 2 répliques. Un mélange d'acétone et d'éthanol (rapport 1:1) a été utilisé comme solvant et des groupes témoins contenant la même quantité de solvant ont été réalisés. Aucune mortalité n'est apparue dans ces témoins. Au bout de 96 h, la CL_{50} a été déterminée égale à 0,42 mg/L.

L'essai est relativement bien renseigné. La concentration en oxygène dissous mesurée durant l'essai est légèrement inférieure à 60 % de sa valeur de saturation en air (recommandée par l'OCDE). L'eau de dilution utilisée contient 14,95 mg/L de matières en suspension ou dissoutes. Il n'y a pas eu de suivi analytique des concentrations. La valeur de CL_{50} est bien supérieure à la limite de solubilité, et il n'est pas possible de savoir si l'ajout de solvant a permis de véritablement solubiliser la substance durant l'essai. Par ailleurs, il n'est pas fait mention de précautions particulières pour limiter les pertes de substance. Ce résultat ne sera pas utilisé (niveau de validité : 3).

Amphibiens :

L'essai de Nishiuchi (1980) et celui cité dans OMS IPCS (1984a) n'ont pas pu être consultés dans les publications originales.

Il n'est donc pas possible de juger de la validité de ces résultats. (niveau de validité : 3).

CHLORDANE

4.1.2 Organismes terrestres

Pour des organismes terrestres Van de Plassche (1994) indique une C(E)L₅₀ pour le chlordane vis-à-vis des insectes et une DL₅₀ de 331 mg/kg d'aliment pour le colin de Virginie *Colinus virginianus*.

	Espèce	Critère d'effet	Valeur (mg/kg)	Référence
insectes	<i>n.s.</i>	C(E)L ₅₀	4,3	Van de Plassche, 1994

	Espèce	Critère d'effet	Valeur (mg/kg d'aliment)	Référence
Oiseaux	<i>Colinus virginianus</i>	CL ₅₀	331	Van de Plassche, 1994

4.2 Paramètres d'écotoxicité chronique

4.2.1 Organismes aquatiques

Selon l'US EPA (1980c), du fait du mode d'action du chlordane, il est plus intéressant d'utiliser des essais long terme sur adultes et leurs progénitures que sur des stades embryon-larvaires.

Sur l'ensemble des essais réalisés, indépendamment de leur recevabilité, en utilisant la moyenne géométrique des résultats lorsque plusieurs essais sont disponibles pour une même espèce, pour les organismes dulçaquicoles, les NOECs pour les algues sont comprises entre 0,05 et 0,1 mg/L. Vis-à-vis des invertébrés, les NOECs sont comprises entre 0,00001 mg/L et 0,2 mg/L avec une moyenne géométrique de 0,00039 mg/L. Pour les vertébrés, ces valeurs sont respectivement de 0,00032, 0,006 et 0,00072 mg/L. Pour les organismes marins, vis-à-vis des invertébrés, les NOECs minimales et maximales sont respectivement de 0,000015 mg/L et 0,001 mg/L avec une moyenne géométrique de 0,00012 mg/L. Pour les vertébrés, ces valeurs sont respectivement de 0,00063, 0,0071 et 0,0021 mg/L.

	Espèce	Critère d'effet	Valeur (mg/L)	Référence
Algues dulçaquicoles	<i>Chlamydomonas sp.</i>	NOEC 11 jours Croissance	0,1	Glooschenko et Lott, 1977

CHLORDANE

	Espèce	Critère d'effet	Valeur (mg/L)	Référence
	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	NOEC 7 jours Croissance	0,05	Glooschenko et Lott, 1977
Plathelminthes	<i>Dugesia dorotocephala</i>	NOEC 13 jours	0,2	Best <i>et al.</i> , 1981 [□]
Crustacés dulçaquicoles	<i>Daphnia magna</i>	NOEC	0,016	Cardwell <i>et al.</i> , 1977 [□]
	<i>Hyallolella azteca</i>	Réduction de la croissance et de la survie 65 jours	0,0115	Cardwell <i>et al.</i> , 1977 cités par US EPA, 1980c
	<i>Neocaridina denticulata</i> (mâles)	LOEC 28 jours Concentration en estradiol	0,000001	Huang <i>et al.</i> , 2004
	<i>Neocaridina denticulata</i> (mâles)	LOEC 28 jours Concentration en testostérone	0,000001	Huang <i>et al.</i> , 2004
	<i>Neocaridina denticulata</i> (mâles)	NOEC 28 jours Concentration en vitellogénine	0,000001	Huang <i>et al.</i> , 2004
	<i>Neocaridina denticulata</i> (mâles)	NOEC 7 jours Morphologie	0,000001	Huang <i>et al.</i> , 2004
	<i>Neocaridina denticulata</i> (mâles)	NOEC 28 jours Morphologie	0,00001	Huang <i>et al.</i> , 2004
	<i>Neocaridina denticulata</i> (femelles)	LOEC 28 jours Concentration en estradiol	0,000001	Huang <i>et al.</i> , 2006
	<i>Neocaridina denticulata</i> (femelles)	NOEC 28 jours Concentration en vitellogénine	0,00001	Huang <i>et al.</i> , 2006
	<i>Neocaridina denticulata</i> (femelles)	LOEC > 36 jours Nombre d'œufs éclos / femelle	0,000001	Huang <i>et al.</i> , 2006
	<i>Orconectes nais</i>	CL ₅₀ 35 jours	0,0316	Johnson et Finley, 1980 [□]
Crustacés marins	<i>Cancer magister</i>	NOEC 70 jours	0,000015	Caldwell, 1977 cités par US EPA 1980c
	<i>Cancer magister</i>	CL ₅₀ 70 jours Retard de mue	0,00015	Caldwell, 1977 cités par US EPA 1980c

CHLORDANE

	Espèce	Critère d'effet	Valeur (mg/L)	Référence
	<i>Cancer magister</i>	NOEC 90 jours Survie	0,001	Caldwell, 1977 cités par US EPA 1980c
	<i>Litopenaeus vannamei</i>	LOEC 7 jours Concentration en acide nucléique - Synthèse du glycogène	0,00027	Galindo <i>et al.</i> , 1996
Insectes dulçaquicoles	<i>Chironomus</i> n° 51	Mortalité larvaire 25 jours	0,0017	Cardwell <i>et al.</i> , 1977 cités par US EPA 1980c
Poissons dulçaquicoles	<i>Labeo rohita</i> <i>Cirrhina mrigala</i> <i>Catla catla</i> <i>Cyprinus carpio</i>	NOEC 30 jours	0,00042	Bansal <i>et al.</i> , 1980
	<i>Lepomis macrochirus</i>	NOEC	0,0016	Cardwell <i>et al.</i> , 1977
	<i>Pimephales promelas</i>	NOEC 11 mois	0,00603	Cardwell <i>et al.</i> , 1977 cités par US EPA 1980c
	<i>Salvelinus fontinalis</i>	Réduction de la viabilité embryonnaire 13 mois	0,00032	Cardwell <i>et al.</i> , 1977 cités par US EPA 1980c
Poissons marins	<i>Cyprinodon variegatus</i>	NOEC 28 jours	0,0071	Parrish <i>et al.</i> , 1976
	<i>Cyprinodon variegatus</i>	NOEC	0,00063	Parrish <i>et al.</i> , 1978

CHLORDANE

	Espèce	Critère d'effet	Valeur (µg/kg de matière sèche)	Référence
Mollusques Compartiment sédimentaires	<i>Tellina liliana</i>	Exposition 22 jours Diminution de 40 % de la densité d'individus	7,5	Pridmore <i>et al.</i> , 1992
	<i>Chione stutchburyi</i>	Exposition 22 jours Diminution de 31 % de la densité d'individus	7,5	Pridmore <i>et al.</i> , 1992
	<i>Nucula hartvigiana</i>	Exposition 22 jours Diminution de 56 % de la densité d'individus	7,5	Pridmore <i>et al.</i> , 1992
Cnidaires	<i>Anthopleura aureoradiata</i>	Exposition 22 jours Diminution d'environ 50 % de la densité d'individus	7,5	Pridmore <i>et al.</i> , 1992
Polychètes Compartiment sédimentaire	<i>Heteromastus filiformis</i>	Exposition 22 jours Diminution de 52 % de la densité d'individus	7,5	Pridmore <i>et al.</i> , 1992

CHLORDANE

Algues

L'essai de Glooschenko et Lott 1977 a été réalisé sur une algue verte planctonique d'eau douce (*Scenedesmus quadricauda*) ainsi que sur une algue de l'eau interstitielle du sol (*Chlamydomonas sp.*). Les deux espèces sont isolées du milieu naturel. Les essais sont réalisés à la température de $23 \pm 1^\circ\text{C}$. Le chlordane technique est préalablement dissous dans de l'acétone. Cinq concentrations (0, 0,1, 1, 10, 50 et 100 $\mu\text{g/L}$) ont été testées sur chacune des deux espèces. Les essais sont réalisés durant 7 jours avec 3 répliques pour *Scenedesmus quadricauda* et durant 11 jours avec 4 répliques pour *Chlamydomonas sp.* Après 7 jours d'exposition, la division cellulaire est significativement stimulée pour toutes les concentrations testées avec *Scenedesmus quadricauda*, sans effet observé sur l'ultra-structure des algues. Après 11 jours d'exposition, seule la concentration de 100 $\mu\text{g/L}$ a un effet inhibiteur sur la croissance de l'algue *Chlamydomonas sp.* Toutes les autres concentrations testées ont un effet stimulant. Dans cette étude, les auteurs mesurent une stimulation de la respiration concentration - dépendante pour les deux types d'algues. Parallèlement, la production d'oxygène est diminuée significativement après 24 heures d'exposition aux concentrations de 50 et 100 $\mu\text{g/L}$ pour *Scenedesmus quadricauda* à une intensité lumineuse de 279 et 433 W/m^2 .

Très peu de détails sont donnés sur les conditions expérimentales et les résultats obtenus sont équivalents ou supérieurs à la solubilité du chlordane. De plus, aucun suivi de la concentration en chlordane n'est effectué. De ce fait, il ne sera pas tenu compte de ce résultat (niveau de validité : 3).

Plathelminthes :

L'essai de Best *et al.* (1981) a été réalisé sur des planaires d'eau douce, *Dugesia dorotocephala* ($16,5 \pm 1,5$ mm de long), en milieu semi-statique (renouvellement du milieu quotidien). Une solution commerciale de chlordane a été utilisée composée de 73 % de chlordane, 23 % de solvant et 4 % de composés « inertes ». Les planaires ont été acclimatées aux conditions du milieu d'essai pendant 3 jours. Durant cette période et tout au long du test, les individus n'ont pas été alimentés. Cinq concentrations (0,2, 1, 5, 10 et 25 mg/L) ont été testées avec 5 répliques. Des groupes de 10 individus ont été exposés aux concentrations d'essai dans 50 mL de milieu. Douze groupes témoins de l'eau de dilution contenant chacun 10 individus ont également été réalisés. La température du milieu était de $22 \pm 1^\circ\text{C}$. L'essai a duré 13 jours. La mortalité et les anomalies corporelles ont été enregistrées quotidiennement. Aucun effet sur la mortalité n'a été observé au bout de 13 jours d'exposition pour les groupes témoins et pour la plus faible des concentrations testées. Des effets sur la morphologie (lésions ou résorptions de la tête) ont été observés dès 1 mg/L de chlordane.

L'effet observé (morphologie) n'est pas habituellement utilisé pour l'évaluation de l'écotoxicité et il n'existe pas de référentiel pour évaluer la pertinence de cet essai. Les milieux ont été renouvelés mais il n'y a pas eu de suivi analytique des concentrations d'essai.

CHLORDANE

Les concentrations testées sont bien supérieures à la limite de solubilité de la substance. Il ne sera pas tenu compte de ce résultat (niveau de validité : 3).

Micro-crustacés

Les essais de toxicité chronique de Cardwell *et al.* (1977) sur *Daphnia magna* et *Hyaella azteca* sont cités dans le rapport de l'US-EPA (1980c), mais la publication originale n'a pas pu être consultée.

Compte tenu de l'indisponibilité du rapport, il n'a pas été possible de juger de la validité de l'essai (niveau de validité : 3).

Huang *et al.* (2004) ont testé l'activité perturbatrice endocrinienne du chlordane sur des crevettes mâles d'eau douce *Neocaridina denticulata*. Ces auteurs montrent que le chlordane agit comme perturbateur endocrinien dès la concentration de 1 ng/L. Après 28 jours d'exposition à cette concentration, les concentrations en oestradiol et vitellogénine de l'hémolymphe sont augmentées alors que la concentration en testostérone est significativement diminuée. Toutefois la morphologie de l'appendice sexuel des animaux n'est modifiée significativement qu'à la concentration de 10 ng/L après 3 et 7 jours d'exposition. Au delà, les modifications ne sont plus significatives.

Aucun descriptif des conditions d'exposition n'est donné. De ce fait, il n'est pas possible de juger de la validité de l'essai (niveau de validité : 3).

Huang *et al.* (2006) ont testé l'activité perturbatrice endocrinienne du chlordane sur des crevettes femelles d'eau douce *Neocaridina denticulata*. Ces auteurs montrent que le chlordane agit comme perturbateur endocrinien en tant qu'oestrogénomimétique dès la concentration de 1 ng/L. Après 28 jours d'exposition à cette concentration, la concentration en oestradiol de l'hémolymphe est significativement augmentée. Toutefois à la concentration de 10 ng/L la concentration est significativement supérieure après 7 jours d'exposition mais n'est plus significative après 28 jours. La concentration en vitellogénine de l'hémolymphe est significativement supérieure aux témoins après 1 et 3 jours d'exposition aux concentrations de 1 et 10 ng/L mais n'est plus significative après 28 jours d'exposition. Toutefois, la concentration en chlordane de 10 ng/L a entraîné l'absence de femelle ovigère durant l'essai. L'exposition à la concentration en chlordane de 1 ng/L n'a pas eu d'effet sur l'oogenèse, la taille des individus, le nombre d'œufs produit par femelle ou le diamètre des œufs mais a réduit significativement le nombre œufs éclos par femelle.

L'essai a été réalisé en semi statique avec un renouvellement du milieu toutes les 48 heures. Toutefois, aucun autre descriptif des conditions d'exposition n'est donné. De ce fait, il n'est pas possible de juger de la validité de l'essai (niveau de validité : 3).

CHLORDANE

Crustacés :

Les essais de toxicité chronique de Caldwell (1977) sur *Cancer magister* sont cités dans le rapport de l'US-EPA (1980c), mais la publication originale n'a pas pu être consultée.

Compte tenu de l'indisponibilité du rapport, il n'a pas été possible de juger de la validité de l'essai (niveau de validité : 3).

Johnson et Finley (1980) font mention d'un essai chronique réalisé sur *Orconectes nais* en flux continu avec une CL_{50} (35 j.) = 0,0316 mg/L.

Les détails du protocole ne sont pas précisés et la source originale de la donnée n'est pas disponible. De plus, il apparaît que le critère d'effet mesuré (mortalité) n'est pas pertinent pour la détermination d'une toxicité chronique. Par conséquent, ce résultat ne sera pas utilisé (niveau de validité : 3).

L'essai de Galindo *et al.* (1996) a été réalisé sur une espèce marine, *Litopenaeus vannamei*, en conditions statiques. Des juvéniles de 4 à 13 cm de long prélevés dans le milieu naturel (18 à 22 ‰ de salinité) sont acclimatés au laboratoire dans de l'eau à 33 ‰ de salinité. Durant cette période d'acclimatation, la température était de 28 - 29 °C, le milieu était continuellement aéré et les organismes étaient nourris quotidiennement. Suivant cette période, des groupes de 20 individus ont été exposés à une concentration de 0,00027 mg/L de chlordane. A la fin de l'exposition, les concentrations en acides nucléiques et en glucose sont mesurées dans les individus. Cette exposition induit une diminution de 24,9 % de la concentration en acides nucléiques par rapport au témoin. Dans le même temps, le taux de synthèse du glycogène passe de 0,455 µg/g/h pour le témoin à 0,400 µg/g/h pour les exposés.

Les résultats sont exprimés en terme de concentrations mesurées. Mais il n'est pas mentionné si une mesure est effectuée en début et en fin d'essai ou si des mesures particulières ont été prises pour limiter les pertes par volatilisation. La concentration de solvant utilisée n'est pas précisée. Il ne sera pas tenu compte de ce résultat (niveau de validité : 3).

Poissons

Bansal *et al.* (1980) ont testé la toxicité du chlordane sur 4 espèces de carpe, *Labeo rohita*, *Cirrhina mrigala*, *Catla catla* et *Cyprinus carpio*, au stade larvaire (3 jours, 8 mm de long). Les essais ont été réalisés à une température de 25,8 (24,3 - 28,4) °C, un pH de 6,8 - 7,6, une alcalinité de 27 (24 - 33) mg/L CaCO₃, une dureté de 42 (38 - 47) mg/L CaCO₃ et une concentration en oxygène dissous de 5,4 (4,5 - 6,2) mg/L. Un mélange d'acétone et d'éthanol a été utilisé comme solvant. Des contrôles de la même quantité de solvant ont été réalisés. Dix concentrations ont été testées en duplicata sur 30 jours. Pour les essais sur *Catla catla* et *Cyprinus carpio*, 20 larves ont été utilisées par concentration testée et pour les essais sur *Labeo rohita* et *Cirrhina mrigala* le nombre de larves utilisées était de 25. Durant la période d'acclimatation de 24 heures et les 15 premiers jours de l'essai, les larves ont été nourries deux fois par jour avec du phytoplancton et du zooplancton déshydratés. Les 15 derniers

CHLORDANE

jours, de la nourriture artificielle a été distribuée. L'eau était transvasée quotidiennement à l'aide d'un siphon pour mieux retirer les débris. Après 30 jours d'exposition, le nombre de survivants et la croissance (poids humide) ont été mesurés. A partir de ces résultats, un produit a été calculé en multipliant le nombre de survivants par le poids humide moyen obtenu au bout de 30 jours d'exposition. Ce produit a ensuite été comparé statistiquement à celui déterminé pour le groupe témoin. Pour les 4 espèces étudiées, une NOEC (30 j.) de 0,00042 mg/L a été déterminée à partir des concentrations nominales.

Les essais sont bien décrits mais des informations sont manquantes. La mortalité obtenue dans le groupe témoin n'est pas indiquée ainsi que la valeur des concentrations d'essai, le poids initial des poissons, la réalisation d'un témoin avec l'eau de dilution, la concentration de solvant utilisée, le volume des récipients d'essai (taux de charge). Une variation importante de la température est rapportée au cours du test et les résultats ont été déterminés à partir des concentrations nominales. L'absence de suivi analytique ne permet pas de connaître les concentrations véritablement présentes dans le milieu. Par conséquent, ce résultat ne sera pas utilisé (niveau de validité : 3).

L'essai de toxicité chronique de Cardwell *et al.* (1977) sur *Lepomis macrochirus* est cité dans le rapport de l'US-EPA (1980c), mais la publication originale n'a pas pu être consultée.

Compte tenu de l'indisponibilité du rapport, il n'a pas été possible de juger de la validité de ce résultat (niveau de validité : 3).

Parrish *et al.* (1976) ont réalisé un essai de toxicité chronique sur les premiers stades de la vie du *Cyprinodon variegatus*. Le milieu a été préparé à partir d'eau de mer naturelle filtrée (17.4 ‰). La température du milieu était de 30 ± 1 °C. Un système de renouvellement continu a été utilisé et un suivi analytique hebdomadaire des concentrations d'essai a été effectué. Le polyéthylène glycol a été utilisé comme solvant à 0,9 mL/L. Un groupe témoin contenant la même quantité de solvant et un second groupe contenant seulement l'eau de dilution ont été réalisés. Les poissons géniteurs (3 cm de long) ont été acclimatés aux conditions de laboratoire pendant au moins 10 jours et durant les 48 heures précédant les essais, la mortalité n'a pas excédé 1 %. Cinq concentrations (valeurs nominales : 4,6, 10, 21, 46 et 100 µg/L) ont été testées avec 4 répliques chacune. Des groupes de 20 embryons ont été utilisés par concentration d'essai. L'essai a démarré 1 heure après avoir confirmé la fécondation des œufs sous microscope et a duré 28 jours. La concentration en oxygène dissous a été mesurée toutes les semaines et est restée supérieure à 50 % de sa valeur de saturation. Les larves et juvéniles étaient nourris 6 fois par jour avec des *nauplius d'artémia* (*Artemia salina*). L'effet mesuré était le nombre de survivants. Pour toutes les concentrations testées et pour les contrôles, une mortalité des embryons de 10 à 24 % a été enregistrée. Aucune mortalité larvaire n'a été enregistrée pour les groupes témoins et les deux plus faibles concentrations testées (4,6 et 10 µg/L, mesurées à 1,3 et 3,3 µg/L). A 21 µg/L (mesurée à 7,1 µg/L), la mortalité était de 3,7 % mais des troubles comportementaux (pertes d'équilibre, nage erratique) ont été observés. A 46 et 100 µg/L (mesurées à 17 et 36 µg/L)

CHLORDANE

100 % de mortalité des larves ont été mesurés. Une CE_{04} , pouvant être considérée comme équivalente d'une NOEC, peut donc être définie égale à 7,1 µg/L.

Les effets sur la fertilité ont également été étudiés. Vingt œufs ont été placés dans chacune des 7 boîtes de Pétri (5 concentrations d'essai et 2 témoins) contenant les gamètes mâles et femelles et ont été incubés pendant 24 h à 30°C. Suivant cette période d'incubation, les œufs ont été examinés sous microscope. Quatre-vingt à 95 % des œufs ont été fécondés pour toutes les concentrations testées et pour les contrôles. Les concentrations testées en chlordane n'ont pas d'effets significatifs sur la fertilité de *Cyprinodon variegatus*. Les résultats sont exprimés en terme de concentrations mesurées.

L'essai est relativement bien renseigné et un suivi analytique a été réalisé. Le polyéthylène glycol a été utilisé comme solvant à une concentration excédant celle recommandée par la plupart des normes et des lignes directrices (il est recommandé de ne pas dépasser 0,1 mL/L). Par ailleurs, certains paramètres ne sont pas conformes à ceux recommandés par la ligne directrice 210 de l'OCDE comme l'alimentation des juvéniles (normalement 2 à 3 fois par jour), la concentration en oxygène dissous (devrait être > à 60% de sa valeur de saturation en air) et la température (recommandée à 25 ± 2°C). Sous ces restrictions, ce résultat est jugé valide (niveau de validité : 2).

Dans US-EPA (1980c) est cité une donnée issue de Parrish *et al.* (1978). Dans cet essai, la NOEC obtenue sur les stades embryo-larvaires de *Cyprinodon variegatus* est de 0,00063 mg/L.

Malgré l'absence d'informations plus précises sur le protocole expérimental de cet essai, il sera tenu compte de ce résultat sachant qu'il a été exprimé en terme de concentrations mesurées. (niveau de validité : 2).

Organismes du sédiment

Pridmore *et al.* (1992) ont étudié l'impact du chlordane technique durant 2 mois (112 marées) dans des mésocosmes marins ouverts d'une surface de 300 m² sur des espèces du sédiment. Dans cet essai, le chlordane est adsorbé sur du sable puis répandu à la surface du sédiment à la dose de 58 ng/cm². Le suivi analytique du chlordane durant l'essai, montre qu'après un cycle de marée environ 36 % du chlordane a disparu. Puis, entre la première et 44^{ème} marée, la concentration en chlordane reste constante à environ 37 ng/cm² dans les 2 premiers centimètres du sédiment soit une concentration de 7,5 µg/kg de matière sèche. Au-delà, une tempête induit une chute brutale de la concentration en chlordane dans le milieu à 2,8 µg/kg de matière sèche par exportation du sédiment. Le dénombrement des organismes sur la période 1 - 44 marées montre notamment que la concentration en chlordane de 7,5 µg/kg matière sèche induit une diminution de l'abondance des bivalves *Chione stutchburyi*, *Tellina liliانا* et *Nucula hartvigiana* respectivement de 31, 40 et 56 %. Cette diminution d'abondance est liée à l'émigration et à la mort des individus de petite taille (0,5 - 2,5 mm). Parallèlement, la population d'anémone *Anthopleura aureoradiata* diminue également d'environ 50 % mais plus rapidement. Enfin, la population de vers polychètes *Heteromastus filiformis* s'alimentant dans le sédiment diminue de 52 % sur la même période. Les

CHLORDANE

populations d'*Aonides oxycephala* s'alimentant en surface ne sont pas significativement affectées et les populations de micro-crustacés composées de *Paracollope novizealandiae* et de *Colurostylis lemurum* augmentent d'environ 135 % certainement du fait d'une diminution de la compétition pour la nourriture. La diminution de la dose de chlordane à 2,8 µg/kg de matière sèche permet une recolonisation du milieu.

Un suivi analytique des concentrations en chlordane du milieu est réalisé mais la durée de l'essai est relativement courte et la réalisation en milieu ouvert rend l'interprétation des résultats difficile. De ce fait les résultats ne seront pas utilisés directement pour le calcul de la PNEC mais serviront à titre comparatif.

4.2.2 Organismes terrestres

Vertébrés

Chez les oiseaux, une étude menée par Stickel *et al.* (1983), cités par Sample *et al.* (1996), sur le carouge à épauettes (*Agelaius phoeniceus*) montre que l'exposition au chlordane par voie orale dans la nourriture durant 84 jours à des concentrations de 10, 50, et 100 ppm induit une NOEC mortalité de 10 ppm soit une NOAEL 2,14 mg/kg/jour.

Toutefois, des études de terrains ont montré d'autres effets liés à la bioaccumulation du chlordane, un fort taux d'organochlorés pouvant interférer avec les systèmes endocriniens, reproductifs ou nerveux (Borga *et al.*, 2001).

Chez le goéland bourgmestre (*Larus hyperboreus*) de l'arctique Norvégien, Verreault *et al.* (2007) montrent que le taux du métabolisme basal (mesuré par la consommation d'oxygène par unité de temps) est corrélé négativement à la concentration en chlordane plasmatique (*cis*-, *trans*-chlordane et oxychlordane). De plus, la concentration en chlordane plasmatique est corrélée négativement, mais non significativement, au rapport des concentrations des hormones thyroïdiennes totales thyroxine/triiodothyronine. Chez la même espèce, Bustnes *et al.* (2005) montrent qu'en arctique, la concentration en oxychlordane du sang, comprise entre 9,9 et 23,55 (ng/g, matière humide), est corrélée positivement avec le temps passé en dehors du nid. Dans ce cas, la croissance précoce des poussins est corrélée négativement avec la concentration en oxychlordane dans le sang des femelles pour les individus se nourrissant principalement de poissons, ce qui engendre un coût énergétique élevé pour les déplacements. Finalement, le taux de retour d'une année à l'autre des oiseaux est corrélé négativement à la concentration en oxychlordane sanguin. La diminution de 60 % de la concentration en oxychlordane entre 1997 et 2000 a conduit à une augmentation significative du taux de retour des oiseaux. De même, Helberg *et al.* (2005) montrent qu'il existe une relation entre la concentration en oxychlordane dans le sang et la masse du goéland marin (*Larus marinus*) ainsi qu'une corrélation entre la concentration en oxychlordane chez les femelles et le taux de prédation des nids. Toutefois, les oiseaux sauvages étant contaminées

CHLORDANE

par de nombreuses substances, il est difficile d'établir quel contaminant a le plus d'impact sur les individus car les différents composés sont corrélés à différents effets.

Chez les mammifères, Keplinger *et al.* (1968), cités par Sample *et al.*, (1996), réalisent un essai sur la souris durant 6 générations soit sur une période d'essai supérieure à un an. Les souris sont exposées au chlordane par voie orale aux concentrations de 25, 50 et 100 mg/kg dans la nourriture. En utilisant comme critère de toxicité la reproduction, la NOEC obtenue est de 25 mg/kg correspondant à une NOAEL de 4,58 mg de chlordane par kg de poids par jour.

Chez la même espèce, Khasawinah et Grutsch (1989a) en utilisant comme critère de toxicité les nécroses hépatiques obtiennent une NOAEL 104 semaines de 0,15 mg de chlordane par kg de poids par jour. Enfin, en utilisant comme critère de toxicité l'hypertrophie hépatique, Khasawinah et Grutsch (1989b) mettent en évidence une NOAEL 30 mois de 0,055 mg de chlordane par kg de poids par jour chez le rat.

Chez les mammifères sauvages, la bioconcentration élevée du chlordane dans le foie est citée par différents auteurs (Hoekstra *et al.*, 2003 ; Kunisue *et al.*, 2007). Ainsi, Hoekstra *et al.* (2003) observent une très forte concentration en oxychlordane et dans une moindre mesure en heptachlore époxyde chez le renard polaire (*Alopex lagopus*) de l'Arctique canadien et d'Alaska. La concentration en chlordane étant plus élevée dans le foie que dans les muscles. Ces auteurs indiquent que les concentrations élevées en chlordane ont peut être chez cette espèce des effets inconnus sur la reproduction ou d'autres paramètres biologiques. Ainsi, Fuglei *et al.* (2007) montrent que la quantité de tissus adipeux du renard polaire (*Alopex lagopus*) est corrélée négativement à la concentration en chlordane dans ces derniers, diminuant ainsi la condition physique des animaux. Par ailleurs, Sonne *et al.*, 2006 montrent que chez les ours polaires (*Ursus maritimus*), la taille des testicules ou la longueur et le poids de l'os pénien chez les pré-adultes sont inversement proportionnelles à la concentration en chlordane dans les tissus adipeux. De plus, la densité minérale de l'os pénien diminue avec l'augmentation de la concentration en chlordane. Chez les femelles, la taille des ovaires diminue significativement avec l'augmentation de la concentration en chlordane. Ces données suggèrent qu'il y a un impact des xénobiotiques perturbateurs endocriniens sur la taille des organes génitaux des ours polaires. Selon ces auteurs cet effet peut être expliqué par l'action générale des produits organochlorés sur l'hypothalamus.

CHLORDANE

	Espèce	Critère d'effet	Valeur (mg/kg de poids par jour)	Référence
Oiseaux	<i>Agelaius phoeniceus</i>	NOAEL 84 jours Mortalité	2,14	Stickel <i>et al.</i> , 1983 cités par Sample <i>et al.</i> , 1996
Mammifères	<i>Rattus norvegicus</i>	NOEC	1,5 ⁽¹⁾	Van de Plassche, 1994
	<i>Rattus norvegicus</i> Fischer 344	NOAEL 30 mois Hypertrophie hépatique	0,055	Khasawinah et Grutsch 1989b
	<i>Mus musculus</i>	NOAEL > 1 an Reproduction 6 générations	4,58	Keplinger <i>et al.</i> , 1968 cités par Sample <i>et al.</i> , 1996
	<i>Mus musculus</i> ICR SPF	NOAEL 104 semaines Nécrose hépatique	0,15	Khasawinah et Grutsch 1989a

(1) calculé selon la méthode $NOAEL = NOEC / 20$ soit $30 / 20 = 1,5$ mg/kg de poids par jour

5. VALEURS SANITAIRES ET ENVIRONNEMENTALES

5.1 Classification - Milieu de travail

France

Arrêté du 20 avril 1994 relatif à la déclaration, la classification, l'emballage et l'étiquetage des substances chimiques complété jusqu'à la directive européenne 2004/73/CE de la Commission du 29 avril 2004 portant la 29^e adaptation au progrès technique de la directive 67/548/CEE.

Classification : Carc. Cat. ; R40 - Xn ; R21/22 - N ; R50-51

Indication(s) de danger : Xn, N

Phrases de risque : R 21/22 - 40 - 50/53

Conseils de prudence : S 2 - 36/37 - 60 - 61

5.2 Nomenclature Installations classées (IC)

Décret n° 53-578 du 20 mai 1953 modifié relatif à la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement mise à jour par le Ministère de l'écologie et du

CHLORDANE

développement durable « Nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement » (2002).

La liste des rubriques mentionnées est indicative et ne se veut pas exhaustive.

Rubriques : 1171 - 1172- 1174

5.3 Valeurs utilisées en milieu de travail

Aide mémoire technique INRS ED 984 "Valeurs limites d'exposition professionnelle aux agents chimiques en France" et Note documentaire ND 2245-202-06 "Indices biologiques d'exposition".

- Air : VME : 0,5 mg/m³
- Indices biologiques d'exposition : non déterminé

5.4 Valeurs utilisées pour la population générale

5.4.1 Qualité des eaux de consommation

France : Décret n° 2001 - 1220 du 20 décembre 2001 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine à l'exclusion des eaux minérales naturelles.

Chlordane : 0,10 µg/L

Total des pesticides : 0,50 µg/L

UE : Directive 98/83/CE du Conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (CE, 1998).

Chlordane : 0,10 µg/L

Total des pesticides : 0,50 µg/L

OMS : Directives de qualité pour l'eau de boisson (2006)

Valeur guide 0,2 µg/L

5.4.2 Qualité de l'air

France :

- Décret n°2002-213 du 15 février 2002 relatif à la surveillance de la qualité de l'air et de ses effets sur la santé et sur l'environnement, aux objectifs de qualité de l'air, aux seuils d'alerte et aux valeurs limites.
Non concerné.
- Décret n° 2003-1085 du 12 novembre 2003 relatif à la surveillance de la qualité de l'air et de ses effets sur la santé et sur l'environnement, aux objectifs de qualité de l'air, aux seuils d'alerte et aux valeurs limites.

CHLORDANE

Non concerné.

UE :

- Directive 1999/CE du Conseil du 22 avril 1999 relative à la fixation de valeurs limites pour l'anhydride sulfureux, le dioxyde d'azote et les oxydes d'azote, les particules et le plomb dans l'air ambiant (CE, 1999).

Non concerné.

- Directive 2000/69/CE du 16 novembre 2000 concernant les valeurs limites pour le benzène et le monoxyde de carbone dans l'air ambiant (CE, 2000).

Non concerné.

- Directive 2002/3/CE du Conseil du 12 février 2002 relative à l'ozone dans l'air ambiant.

Non concerné.

- Directive 2004/107/CE du Conseil du 15 décembre 2004 concernant l'arsenic, le mercure, le nickel et les hydrocarbures aromatiques dans l'air ambiant (CE, 2004).

Non concerné.

OMS : Directives de qualité pour l'air (2000)

Non concerné.

5.4.3 Valeurs moyennes dans les milieux biologiques

Milieux Biologiques	Valeurs de référence
Sang	Non déterminé
Urine	Non déterminé
Cheveux	Non déterminé
Placenta	Non déterminé

5.5 Concentrations sans effet prévisible pour l'environnement (PNEC). Propositions de l'INERIS

5.5.1 Compartiment aquatique

Pour la plupart des études recensées, celles réalisées en système statique conduisent à des concentrations de toxicité plus élevées que pour celles réalisées en système renouvelé avec la

CHLORDANE

mesure des concentrations d'essai. En effet, compte tenu des caractéristiques physico-chimiques du chlordane (substance volatile et sujette à l'adsorption), la réalisation d'essais statiques basés sur les concentrations nominales peut conduire à sous-estimer de façon importante sa toxicité.

Par ailleurs, le chlordane est très peu soluble dans l'eau, et pour de nombreux tests, les concentrations testées sont supérieures à la limite de solubilité. Même si parfois des solvants ont été utilisés, il n'est pas possible de savoir si les concentrations nominales correspondent véritablement aux concentrations disponibles dans le milieu d'essai.

Ainsi, seuls les résultats exprimés en terme de concentrations mesurées ont été validés. Etant donné que le chlordane est un "polluant historique", la grande majorité des études disponibles sont anciennes et pour très peu d'entre elles des mesures analytiques sont disponibles.

En toxicité aiguë aucune donnée sur algue ne peut être utilisée. Vis-à-vis des invertébrés, seules peuvent être utilisées les données générées par Call *et al.* (1983) sur *Daphnia magna*, par Sanders (1972) sur *Palaemonetes kadiakensis* et par Parrish *et al.* (1976) sur *Penaeus duorarum*, *Palaemonetes pugio* et *Crassostrea virginica*. Enfin, vis-à-vis des vertébrés, seules les données de Parrish *et al.* (1976, 1978) semblent être compatibles avec les critères du TGD. Sur la base des essais validés de niveau 2, les invertébrés apparaissent plus sensibles que les poissons, la plus faible des données aiguës étant 0,4 µg/L pour *Penaeus duorarum* (Parrish *et al.*, 1976).

En toxicité chronique, seules les données générées par Parrish *et al.* (1976, 1978) peuvent être utilisées. La plus faible donnée chronique validée disponible concerne *Cyprinodon variegatus* avec un NOEC égale à 0,63 µg/L (Parrish *et al.*, 1978).

En s'appuyant sur la méthodologie européenne recommandée (E.C., 2003), il n'est normalement pas possible de déterminer une PNEC en l'absence de données validées pour les algues. Cependant, compte tenu du fait que le chlordane est un insecticide sélectif et considérant les résultats disponibles, il est fort probable que le niveau trophique le plus sensible soit celui des invertébrés et non celui des algues.

La NOEC chronique obtenue sur les poissons ne peut être considérée comme suffisamment protectrice pour les micro-crustacés. La PNEC aquatique sera donc calculée en appliquant un facteur de sécurité de 1 000 sur la plus faible CL₅₀ soit 0,4 µg/L obtenue sur *Penaeus duorarum* par Parrish *et al.* (1976).

CHLORDANE

Eau douce

Vis-à-vis des organismes dulçaquicoles, un facteur de 1 000 est appliqué sur la CL₅₀ la plus faible. La PNEC proposée est donc de 0,4/1 000 (µg/L), soit :

$$PNEC_{\text{eau-douce}} = 0,0004 \text{ µg/L soit } 0,4 \text{ ng/L}$$

Eau marine :

Pour prendre en compte la plus grande biodiversité du milieu marin, un facteur de 10 000 est appliqué à la CL₅₀ la plus faible. La PNEC proposée est donc de 0,4/10 000 (µg/L), soit :

$$PNEC_{\text{eau-douce}} = 0,00004 \text{ µg/L soit } 0,04 \text{ ng/L}$$

5.5.2 Compartiment sédimentaire

Les essais sur des organismes du sédiment sont trop peu nombreux pour dériver une PNEC à partir des essais écotoxicologiques. Pour ces organismes, la NOEC est inférieure à 7,5 µg/kg de matière sèche (Pridmore *et al.*, 1992).

Cependant, il est possible de déterminer une PNEC pour le compartiment sédimentaire en utilisant la méthode du coefficient de partage (CE, 1996). La PNEC sédiment est calculée en utilisant les valeurs du TGD relatives aux matières en suspension (MES).

$$PNEC_{\text{mes}} = (K_{\text{mes-eau}}/RHO_{\text{mes}}) \times (PNEC_{\text{eau}}/10) \times 1\,000$$

$$RHO_{\text{mes}} = \text{Densité des matières en suspension (humide) (valeur par défaut : } 1\,150 \text{ kg/m}^3\text{)}$$

$$K_{\text{mes-eau}} : \text{Coefficient de partage entre les MES et l'eau (} 7\,906,6 \text{ m}^3/\text{m}^3\text{)}$$

$$= Feau_{\text{mes}} + Fsolid_{\text{mes}} \times Kp_{\text{mes}} / 1\,000 \times RHO_{\text{solid}}$$

$$Feau_{\text{mes}} : \text{Fraction d'eau dans le sol (défaut : } 0,9 \text{ m}^3/\text{m}^3\text{)}$$

$$Fsolid_{\text{mes}} : \text{Fraction solide dans les MES (défaut : } 0,1 \text{ m}^3/\text{m}^3\text{)}$$

CHLORDANE

$K_{p_{mes}}$: Coefficient de partage eau-MES (31 622,8 L/kg)

10 : Facteur permettant la prise en compte d'une autre voie d'exposition pour des substances ayant un $\log K_{ow} > 5$.

D'où : $PNEC_{mes} = 0,28 \mu\text{g/kg MES humides} = 1,27 \mu\text{g/kg MES secs}$.

D'où :

$$PNEC_{mes} = 1,27 \mu\text{g/kg MES secs}$$

5.5.3 Compartiment sol

Une PNEC pour le compartiment sol peut être déterminée en utilisant la méthode du coefficient de partage (CE, 1996).

$$PNEC_{sol} = K_{SOL-EAU}/RHO_{SOL} \times PNEC_{EAU} \times 1\,000$$

RHO_{sol} = Densité du sol (humide) (valeur par défaut : 1 700 kg/m)

$K_{sol-eau}$ = Coefficient de partage sol eau (9 487,04 m³/m³)

$$= Fair_{sol} \times K_{air-eau} + Feau_{sol} + Fsolid_{sol} \times (K_{p_{sol}}/1\,000) \times RHO_{solid}$$

$K_{air-eau}$: Coefficient de partage entre l'air et l'eau (0,012)

$Fair_{sol}$: Fraction d'air dans le sol (défaut : 0,2 m³/m³)

$Feau_{sol}$: Fraction d'eau dans le sol (défaut : 0,2 m³/m³)

$Fsolid_{sol}$: Fraction solide dans le sol (défaut : 0,6 m³/m³)

$K_{p_{sol}}$: Coefficient de partage eau-sol (6 324,56 L/kg)

RHO_{solid} : Densité de la phase solide (défaut 2,5 kg/L)

10 : Facteur permettant la prise en compte d'une autre voie d'exposition pour des substances ayant un $\log K_{ow} > 5$.

D'où :

$$PNEC_{SOL} = 0,223 \mu\text{g/kg sol humide} = 0,253 \mu\text{g/kg sol sec}$$

CHLORDANE

D'où :

$$PNEC_{SOL} = 0,253 \mu\text{g/kg sol sec}$$

5.5.3 Compartiment terrestre

Pour le chlordane, des études de toxicité chronique sur les oiseaux et mammifères ont été répertoriées. Les NOAELs les plus faibles ayant été mesurées sur les mammifères, la PNEC orale est dérivée à partir des essais réalisés sur ces derniers. Les NOEC_{orale} les plus faibles sont de 1 mg/kg. Elles ont été obtenues sur le rat et la souris et correspondent à une NOEL respectivement de 0,055 et 0,15 mg/kg de poids par jour. Les critères d'effets utilisés étaient l'hypertrophie et les nécroses hépatiques (Khasawinah et Grutsch, 1989a, b).

En accord avec le TGD, un facteur de sécurité de 30 peut être utilisé pour dériver une PNEC_{orale}.

D'où :

$$PNEC_{orale} = 0,03 \text{ mg/kg de nourriture}$$

6. MÉTHODES DE DÉTECTION ET DE QUANTIFICATION DANS L'ENVIRONNEMENT

6.1 Familles de substances

Composés Organiques Halogénés Volatils (COHV).

De par son activité toxique sur le système nerveux central, le chlordane a connu une longue période d'application en tant qu'insecticide, ce qui permet de le ranger dans la catégorie des pesticides. Bien que cette catégorie se réfère à l'application et non aux caractéristiques physico-chimiques, il peut être intéressant de l'utiliser comme clé de recherche bibliographique sur ce type de composés. Le chlordane appartient plus précisément à la catégorie des pesticides organochlorés.

Le chlordane technique (numéro CAS 12789-03-6) est un mélange d'au moins 23 composants différents dont l'heptachlor, l' α -nonachlor, les β - et γ -chlordène et de deux composés majoritaires :

- l' α -chlordane (ou *cis*-chlordane ; numéro CAS 5103-71-9),
- le β -chlordane (ou *trans*-chlordane ; numéro CAS 5103-74-2),

CHLORDANE

Le chlordane (numéro CAS 57-74-9) est un mélange des deux derniers isomères. Les méthodes de détection et de quantification ciblent en général ces deux isomères plutôt que le mélange technique, bien qu'une concordance puisse être établie.

6.2 Principes généraux

6.2.1 Eau

Prélèvement

Les prélèvements sont réalisés de manière extemporanée ou à l'aide d'un préleveur séquentiel. Ils sont conditionnés dans des flacons en verre ambré dont le bouchon est muni d'un joint en TEFLON®. Ces flacons doivent être nettoyés selon un protocole propre à éliminer toute trace de composés organiques avant de réaliser les prélèvements.

Lorsque la présence de chlore libre est suspectée, procéder à la stabilisation du prélèvement en ajoutant du thiosulfate de sodium dans chaque flacon. Conserver ensuite au froid à + 4 °C maximum.

Les échantillons doivent être engagés en analyse dans un délai maximal de 4 jours après le prélèvement.

Extraction

L'extraction et l'analyse des pesticides organochlorés tel que le chlordane ne fait l'objet d'aucune méthode normalisée française ou européenne à l'heure actuelle.

- par extraction liquide/liquide :

L'échantillon d'eau est extrait par un solvant organique, en général le dichlorométhane. Ce solvant induit une étape de changement de solvant avant l'analyse.

Une purification peut s'avérer nécessaire : elle est réalisée par percolation sur une colonne remplie d'un support adapté à l'élimination des composés que l'on souhaite retirer :

- Sur colonne alumine/nitrate d'argent pour éliminer les composés polaires,
- Sur colonne de gel de silice ou par perméation de gel pour séparer les PCB et les phtalates.

- par SPE (Solid Phase Extraction) :

Une partie aliquote du prélèvement traverse un support imprégné propre à fixer le chlordane, par exemple de la silice greffée par des groupements octadécyles, puis on procède à son élution à l'aide d'un solvant ou d'un mélange de solvants.

La vérification du rendement de cette opération est impérative.

CHLORDANE

Dosage

Le dosage de l'extrait purifié est effectué par chromatographie en phase gazeuse. Les détecteurs adaptés sont :

- Le détecteur à capture d'électrons (ECD),
- Le détecteur à conductivité électrolytique (ELCD),
- Le spectromètre de masse.

Dans le cas de l'utilisation d'un détecteur à capture d'électrons ou à conductivité électrolytique, la confirmation de l'identité du chlordane (isomères cis- et trans-) peut être soumise à l'utilisation d'un système dit « à double colonne », comportant deux colonnes de polarité différente et deux détecteurs identiques bénéficiant d'un système d'injection permettant l'introduction simultanée de l'extrait dans les deux systèmes d'analyse.

6.2.2 Air

Prélèvement

Le prélèvement d'air aux fins de détermination des pesticides organochlorés tels que le chlordane ne fait l'objet d'aucune méthode normalisée française ou européenne à l'heure actuelle.

Les méthodes américaines proposent des prélèvements dynamiques par pompage, avec collecte du chlordane par un train de prélèvement constitué, au choix :

- d'un filtre en quartz destiné à recueillir les aérosols de la phase particulaire et
- de barboteurs contenant de l'iso-octane, ou bien dans le cas de l'air à l'émission, de barboteurs contenant de l'eau, ou,
- d'un support solide tel que la résine destinée au piégeage des espèces en phase vapeur.

Il est nécessaire de procéder à un étalonnage du débit de chaque pompe de prélèvement dans une configuration identique à celle utilisée pour le prélèvement en ligne.

Extraction

Si le prélèvement de la phase vapeur a été réalisé par barbotage, le filtre est extrait en même temps que le contenu des barboteurs pour constituer un échantillon global qui est ensuite analysé sans autre traitement.

Si le prélèvement des deux phases a été réalisé sur support solide, ceux-ci sont réunis et extraits à l'aide d'un solvant organique ; l'extrait est purifié si nécessaire. On utilise un hydrocarbure ou un mélange d'hydrocarbure avec de l'acétone, et un bain à ultrasons, un extracteur de type Soxhlet, ou un extracteur utilisant un solvant chauffé sous pression (ASE).

CHLORDANE

Si le train de prélèvements comporte à la fois une combinaison de supports solides, de barboteurs d'eaux et de condensats, les supports solides sont réunis et extraits comme indiqué ci-dessus ; de même les barboteurs d'eaux et les condensats sont réunis et extraits par extraction liquide/liquide à l'aide de chlorure de méthylène.

Dosage

Méthodes identiques à celles appliquées pour l'analyse des extraits issus de prélèvements d'eau.

6.2.3 Sols

Prélèvement

L'échantillonnage initial est réalisé selon un plan d'échantillonnage, en principe par carottage. Si l'échantillon initial contient des particules d'une taille supérieure à 2 mm, il convient de le rendre homogène par broyage cryogénique avec criblage à 1 mm. Les échantillons broyés doivent être conservés à l'obscurité entre + 2 °C et + 5 °C, et engagés en analyse sous 10 jours.

Extraction

Après pré-traitement, l'échantillon est extrait par un solvant hydrocarboné ou un mélange de solvant hydrocarboné avec de l'acétone ou par extractions successives par de l'acétonitrile puis du chlorure de méthylène. On utilise un bain à ultrasons, un extracteur de type Soxhlet, ou un extracteur utilisant un solvant chauffé sous pression (ASE). Il est en général nécessaire de purifier l'extrait, pour éliminer en particulier les éventuels PCB et/ou le soufre élémentaire.

Dosage

Méthodes identiques à celles appliquées pour l'analyse des extraits issus de prélèvements d'eau.

6.2.4 Autres compartiments

Aucune autre méthode à signaler.

CHLORDANE

6.3 Principales méthodes

6.3.1 Présentation des méthodes

A/ EN ISO 5667- 3 (1991) - Qualité de l'eau : échantillonnage - partie 3 : guide pour la conservation et la manipulation des échantillons - § 3.2.3.2.

Domaine d'application

Les directives générales sur les précautions à prendre pour conserver et transporter des échantillons d'eau doivent impérativement être appliquées lorsqu'un échantillon, localisé ou composite, ne peut être analysé sur le terrain.

Principe

L'utilisation de flacons en verre brun est recommandée. Ceux ci doivent être préalablement nettoyés à l'aide de détergent, rincés à l'eau déminéralisée, séchés à 105 °C, rincés à l'aide du solvant choisi pour l'extraction et séchés à nouveau sous courant d'air ou d'azote purifié. Il est recommandé d'ajouter le solvant d'extraction dans le flacon au moment du prélèvement.

Les échantillons sont ensuite conservés à une température comprise entre + 2 °C et + 5 °C, à l'obscurité, et analysés dans les 24 heures suivant le prélèvement.

Interférences

Les phtalates qui pourraient être introduits par l'emploi de flacons en matière plastique sont générateurs d'interférences analytiques.

L'utilisation de flacons de réemploi est également une source potentielle de contamination, et cette pratique doit faire l'objet de précautions sévères lors de la décontamination des flacons.

B/Norme NF/ISO 14507 (septembre 2003) - Qualité du sol - Pré-traitement des échantillons pour la détermination des contaminants organiques.

Domaine d'application :

La norme définit une méthode de pré-traitement des échantillons de sol en laboratoire avant détermination des contaminants organiques. Le pré-traitement décrit dans la norme a pour but de préparer un échantillon pour essai dans lequel la concentration de contaminant est aussi proche que possible de celle du sol d'origine.

Principe :

Pour la détermination des composés peu volatils (composés ayant un point d'ébullition supérieur à 300° C, pour une pression de 101 kPa), les sous-échantillons pour essai sont

CHLORDANE

prélevés sur l'échantillon initial et subissent un broyage cryogénique avec criblage à 1 mm. S'il faut des échantillons composites, des extraits d'échantillons individuels sont mélangés. Les échantillons broyés doivent être conservés à l'obscurité entre + 2° C et + 5° C, et engagés en analyse sous 10 jours.

Interférences :

Elles apparaissent lors du processus analytique et sont essentiellement dues, lors de l'étape de préparation, à des contaminations par des flacons non adaptés ou de la contamination croisée au laboratoire.

C/ Norme NF ISO 10382 (mars 2003) - Qualité du sol - Dosage des pesticides organochlorés et des bi-phényles polychlorés - Méthode par chromatographie en phase gazeuse avec détection par capture d'électrons.

Domaine d'application

La méthode est utilisée pour l'analyse de 19 pesticides organochlorés, dont la dieldrine, et de 7 congénères de PCB dans les sols. La limite de quantification est dépendante de la matrice :

- sur les sols, elle est de 0,3 mg/kg pour les isomères *cis*- et *trans*-chlordane
- sur les sédiments, elle est de 0,3 mg/kg pour le *trans*-chlordane et de 0,2 mg/kg pour le *cis*-chlordane.

Principe

Après pré-traitement, l'échantillon est extrait avec un solvant hydrocarboné. L'extrait est concentré puis purifié à travers une colonne remplie d'alumine afin d'éliminer les composés polaires. L'éluat est concentré, puis le soufre élémentaire est retiré par un traitement au sulfite de tétrabutylammonium. Une séparation fractionnée sur colonne de gel de silice permet d'éliminer les PCB et les pesticides organochlorés moins polaires.

L'extrait purifié est ensuite analysé par chromatographie en phase gazeuse équipé d'un détecteur à capture d'électrons ECD.

Interférences

Les interférences sont essentiellement dues lors de l'étape de préparation à des contaminations par des flacons non adaptés ou à des contaminations croisées au laboratoire. Les phtalates ont une réponse importante sur le détecteur ECD. Ils peuvent être éliminés lors de la purification par élution fractionnée sur colonne de gel de silice.

CHLORDANE

D/ EPA METHOD 8081B (2000) - Pesticides organochlorés par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur à capture d'électrons.

Domaine d'application

La méthode EPA 8081 est préconisée pour l'analyse de 28 pesticides organochlorés, dont le chlordane, dans des échantillons d'eau ou dans des matrices solides. La limite de quantification n'est pas fournie dans la révision 2 de novembre 2000 ; cependant la limite de quantification annoncée, pour le trans-chlordane, dans la version initiale de septembre 1994, dépendante de la matrice, est de 0,037 µg/L sur les eaux de surface et 1,5 µg/kg sur les sols.

Principe

L'extraction est réalisée à l'aide d'un solvant, en général du chlorure de méthylène sur

- des eaux à pH neutre :
 - EPA METHOD 3510 : extraction liquide/liquide en ampoule,
 - EPA METHOD 3520 : extraction liquide/liquide à l'aide d'un système en continu,
- et sur des solides
 - EPA METHOD 3535 : extraction sur phase solide à l'aide d'un système SPE (Solid phase extraction),
 - EPA METHOD 3540 : extraction au Soxhlet à l'aide d'un mélange hexane/acétone (1:1),
 - EPA METHOD 3541 : extraction automatisée au Soxhlet à l'aide d'un mélange hexane/acétone (1:1),
 - EPA METHOD 3545 : extraction automatisée par un solvant sous pression PFE (pressurized fluid extraction) à l'aide du système DIONEX ASE® (Accelerated solvant extractor) à l'aide d'un mélange hexane/acétone (1:1) ou d'un mélange chlorure de méthylène/acétone (1:1),
 - EPA METHOD 3550 : extraction au bain à ultrasons à l'aide d'un mélange hexane/acétone (1:1).

Elle est généralement suivie d'une purification sur colonne de FLORISIL® (EPA METHOD 3620) ou de gel de silice (EPA METHOD 3630).

Après purification, les extraits sont analysés par chromatographie en phase gazeuse, colonne capillaire ou macrobore, avec détection ECD et/ou ELCD. La méthode décrit l'option « double-colonne » pour l'identification des composés, dans laquelle deux colonnes de polarité différentes sont reliées à un même injecteur.

CHLORDANE

Interférences

En plus des interférents classiques, composés de temps de rétention similaire et pollution croisée avec d'autres échantillons ou des réactifs lors des phases de préparation, les phtalates ont une réponse importante sur les détecteurs cités. Ils peuvent être éliminés par purification par perméation de gel (méthode EPA 3640) ou par élution fractionnée sur colonne de gel de silice (méthode EPA 3660).

La présence de composés soufrés dans les échantillons analytiques conduit à une interférence : il convient de les éliminer en utilisant la méthode EPA 3660 (élimination des composés soufrés selon deux techniques : utilisation de cuivre en poudre ou de sulfite de tétrabutylamonium).

Il convient donc de confirmer la présence de chlordane, soit par l'utilisation de colonnes de polarité différente en détection ECD, soit par une identification par l'intermédiaire du spectre de masse.

E/ EPA METHOD 8270D (1998) - composés organiques semi-volatils par GC/MS.

Domaine d'application

La méthode EPA 8270 est utilisée pour quantifier des composés organiques semi-volatils, dont le chlordane, dans des échantillons d'eau ou dans des matrices solides, sols, déchets et supports de prélèvement d'air. Aucune limite de quantification dans aucune matrice n'est indiquée pour le chlordane.

Principe

L'extraction est en général réalisée au solvant, à pH neutre sur les eaux à l'aide de chlorure de méthylène :

- EPA METHOD 3510 : extraction liquide/liquide en ampoule,
- EPA METHOD 3520 : extraction liquide/liquide à l'aide d'un système en continu,
- EPA METHOD 3535 : extraction sur phase solide ou SPE,

sur les solides :

- EPA METHOD 3540 : extraction au Soxhlet à l'aide d'un mélange hexane/acétone (1:1),
- EPA METHOD 3541 : extraction automatisée au Soxhlet à l'aide d'un mélange hexane/acétone (1:1)
- EPA METHOD 3545 : extraction par solvant pressurisé,
- EPA METHOD 3550 : extraction au bain à ultrasons à l'aide d'un mélange hexane/acétone (1:1),

CHLORDANE

- EPA METHOD 3580 : dilution des rejets (rejets non miscibles à l'eau).

Elle est généralement suivie d'une purification sur colonne de FLORISIL® (EPA METHOD 3620) ou de gel de silice (EPA METHOD 3630).

Les extraits sont analysés par chromatographie en phase gazeuse, colonne capillaire, avec détection SM. L'identification des composés est réalisée sur la base de la comparaison de leurs spectres de masse en impact électronique avec celui de composés de référence ; la quantification est réalisée en comparant la réponse du pic de plus grande intensité avec celui d'une solution étalon. Ceci nécessite la réalisation d'une courbe d'étalonnage à cinq points en présence d'un étalon interne.

Interférences

En plus des interférents classiques, composés de temps de rétention similaires et pollutions croisées avec d'autres échantillons ou des réactifs lors des phases de préparation, les phtalates ont une réponse importante sur le détecteur cité. Ils peuvent être éliminés par purification par perméation de gel (méthode EPA 3640) ou par élution fractionnée sur colonne de gel de silice (méthode EPA 3660).

F/ EPA METHOD 0010 (Septembre 1986) - Train de prélèvements (Méthode 5 modifiée).

Domaine d'application

La méthode EPA 0010 décrit le prélèvement d'échantillons gazeux et particulaires lors de l'émission de rejets aériens, par l'intermédiaire d'un train de prélèvements.

Principe

Le prélèvement est réalisé par pompage de l'air rejeté à l'aide d'une canne chauffée. Le train de prélèvement comporte une série de pièges : un filtre pour le piégeage de la phase particulaire, un piège froid pour récupérer les condensats, des barboteurs d'eau et un adsorbant (résine XAD2) pour le piégeage des composés semi-volatils.

Le filtre et la résine XAD2 sont extraits simultanément au soxhlet par du dichlorométhane ; les condensats et les solutions de piégeage issus des barboteurs sont extraits par extraction liquide/liquide par du dichlorométhane. Les solvants de rinçage du système de prélèvement (dichlorométhane et méthanol) sont lavés à l'eau. Ces extractions sont réalisées en présence d'un traceur destiné à vérifier le bilan massique de chaque opération. Les extraits sont séchés sur du sulfate de sodium, concentrés au Kuderna-Danish puis réunis en un seul extrait final. L'analyse est réalisée par chromatographie gazeuse avec détection par spectrométrie de masse selon la méthode EPA 8270D.

CHLORDANE

Interférences

Les trois principales causes d'interférences pouvant occasionner des biais sur les résultats sont : la stabilité des composés extraits dans le dichlorométhane, la formation, en présence d'humidité, de sels organiques solubles dans l'eau retenus sur la résine XAD2 et le rendement d'extraction des composés solubles dans l'eau.

Compte tenu de la complexité de la méthode, seul un personnel expérimenté, rompu à la pratique de ces procédures, permettra d'assurer la validité des résultats.

G/ EPA METHOD 1618 (Révision A- Juillet 1989) - Pesticides organohalogénés, pesticides organophosphorés, herbicides (phénoxy-acides et esters) et PCB par chromatographie gazeuse et détection sélective.

Domaine d'application

La méthode EPA 1618 permet de quantifier des pesticides organohalogénés, organophosphorés, des herbicides et des PCB dans l'eau et les matrices solides (sols, sédiments, déchets) ; elle corrobore les méthodes EPA 608, 608.1, 614, 615, 617, 622 et 701. La limite de détection du chlordane dans l'eau est de 8 ng/L pour le cis-chlordane et 9 ng/L pour le trans-chlordane :

La limite de détection du chlordane dans les échantillons solides est de 240 à 800 ng/kg pour le cis-chlordane et de 270 à 900 ng/kg pour le trans-chlordane.

Principe

Cette méthode élargit le domaine d'application aux échantillons solides et aux échantillons d'eaux présentant différentes teneurs en matières en suspension (MES).

Pour les échantillons d'eaux dont la teneur en MES est comprise entre 1 et 30 %, l'échantillon est amené à 1 % de MES par dilution, puis l'extraction est réalisée sur 1 L d'échantillon en ampoule par du dichlorométhane, l'extrait est ensuite séché sur du sulfate de sodium.

Pour les échantillons d'eaux dont la teneur en MES est supérieure à 30 % et pour les échantillons solides, l'extraction est réalisée à l'aide d'ultra sons, successivement par de l'acétonitrile puis du dichlorométhane, l'extrait obtenu est lavé par une solution à 2 % de sulfate de sodium.

L'étape de concentration est réalisée au Kuderna-Danish.

Selon les impuretés rencontrées, il peut s'avérer nécessaire de réaliser une purification par perméation de gel, par extraction en phase solide, sur Florisil® ou, dans le cas d'élimination des composés soufrés, par du cuivre en poudre ou de sulfite de tétrabutylammonium.

CHLORDANE

Après purification, les extraits sont analysés par chromatographie en phase gazeuse utilisant des colonnes acceptant les fortes teneurs, avec double détection ECD et/ou double détection ELCD en utilisant deux colonnes de polarité différente installées sur un même injecteur.

L'identification du chlordane est réalisée en comparant le temps de rétention des composés de référence avec ceux obtenus pour les échantillons, après élution sur les colonnes. La quantification est réalisée à partir de la courbe d'étalonnage.

En plus des interférents classiques, les phtalates ont une réponse importante sur les détecteurs cités, la méthode recommande de proscrire l'utilisation de matériaux plastiques.

Interférences

Leurs origines sont variées : elles peuvent provenir d'une pollution croisée avec d'autres échantillons, de réactifs ou de solvants lors des phases de préparation, de la verrerie utilisée. Le laboratoire doit démontrer par l'analyse d'un blanc de matrice l'absence de contamination.

H/ EPA METHOD 608 - Pesticides organochlorés et PCB (Méthodes pour l'analyse chimique organique des effluents urbains et industriels - partie 136 - annexe A).

Domaine d'application

La méthode EPA 608 est utilisée pour analyser une liste de 19 pesticides organochlorés, dont le chlordane, et de 7 mélanges de PCB dans des échantillons d'eaux résiduares urbaines ou industrielles. La limite de détection du chlordane est de 14 ng/L.

Principe

Un litre d'eau est extrait en ampoule par du chlorure de méthylène (2 x 60 mL). On remplace ensuite ce solvant par de l'hexane, et l'analyse est réalisée par chromatographie en phase gazeuse sur colonne remplie avec détecteur ECD. L'identification des composés est réalisée en comparant les temps de rétention avec ceux des composés de référence ; la quantification est réalisée en comparant la réponse du pic correspondant au temps de rétention du chlordane (isomères *trans* et *cis*) avec celui d'une solution étalon. Ceci nécessite la réalisation d'une courbe d'étalonnage à cinq points en présence d'un étalon interne.

Interférences

En plus des interférents classiques, composés de temps de rétention similaires et pollutions croisées avec d'autres échantillons ou des réactifs lors des phases de préparation, les phtalates ont une réponse importante sur le détecteur cité. Ils peuvent être éliminés par purification par élution fractionnée sur colonne de FLORISIL® : les composés présents dans l'extrait sont fixés sur la colonne et le chlordane est élué à l'aide d'un mélange éther éthylique/hexane (6 : 94).

CHLORDANE

Il convient donc de confirmer la présence de chlordane (isomères *trans* et *cis*), soit par l'utilisation de colonnes de polarités différentes en détection ECD, soit par une identification par spectrométrie de masse.

I/ EPA METHOD 505 - Pesticides organochlorés et PCB (produits commerciaux) dans l'eau par micro extraction et chromatographie en phase gazeuse.

Domaine d'application

La méthode EPA 505 permet de quantifier 18 pesticides organohalogénés, dont le chlordane, et 7 mélanges de PCB dans des échantillons d'eaux de boisson, d'eaux destinées à la boisson et d'eaux brutes. Cette méthode peut être appliquée aux eaux de surface et de distribution. La limite de détection est de 6 ng/L pour le *cis*-chlordane et 12 ng/L pour le *trans*-chlordane.

Principe

L'extraction d'une partie aliquote d'eau est réalisée en flacon par de l'hexane. L'extrait par l'hexane est analysé par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur ECD.

L'identification du composé est réalisée sur la base de la comparaison du temps de rétention avec celui du composé de référence. La quantification est réalisée en comparant la réponse du pic correspondant au temps de rétention du chlordane (isomères *trans* et *cis*) avec celui d'une solution étalon.

La présence de chlordane (isomères *trans* et *cis*) sera confirmée, soit par l'utilisation de colonnes de polarités différentes en détection ECD, soit par une identification par l'intermédiaire du spectre de masse.

Interférences

Des interférents dont le temps de rétention est similaire à celui de l'aldrine peuvent fausser les résultats. Leurs origines sont variées : elles peuvent provenir d'une pollution croisée avec d'autres échantillons, de réactifs ou de solvants lors des phases de préparation, de la verrerie utilisée.

Il est recommandé de conditionner la verrerie et de purifier l'extrait hexane en fonction de la nature de l'impureté.

CHLORDANE

J/ EPA METHOD 508.1 - Pesticides chlorés, herbicides et pesticides organochlorés dans l'eau par extraction liquide-solide et chromatographie en phase gazeuse avec détection par capture d'électrons.

Domaine d'application

La méthode EPA 508.1 est une méthode large pouvant être appliquée à l'analyse de 29 pesticides chlorés, 3 herbicides et 4 composés organohalogénés dont le chlordane (isomères *trans* et *cis*) dans des échantillons d'eaux potables, d'eaux destinées à la boisson aux différents stades de son traitement et dans les eaux de nappes phréatiques. La limite de détection est de 4 ng/L pour le *cis*-chlordane et de 1 ng/L pour le *trans*-chlordane.

Principe

Un litre d'eau est extrait en phase solide (en présence d'un traceur, le 4,4'-dibromodiphényl) soit sur disque imprégné de silice greffée par des groupements octadécyle soit sur cartouche de silice ou autre support inorganique inerte et greffé par des groupements octadécyles. Les solvants d'élution sont l'acétate d'éthyle et le dichlorométhane utilisés successivement. L'extrait est ensuite séché sur sulfate de sodium anhydre puis concentré sous flux d'azote ; il est repris par de l'acétate d'éthyle. L'extrait est analysé par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur ECD.

L'identification du composé est réalisée sur la base de la comparaison du temps de rétention avec celui du composé de référence. La quantification est réalisée en comparant la réponse du pic correspondant au temps de rétention du chlordane (isomères *trans* et *cis*) avec celui d'une solution étalon.

La présence de chlordane sera confirmée, soit par l'utilisation de colonnes de polarités différentes en détection ECD, soit par une identification par l'intermédiaire du spectre de masse.

Interférences

Des interférents dont le temps de rétention est similaire à celui du chlordane (isomères *trans* et *cis*) peuvent fausser les résultats. Leurs origines sont variées : elles peuvent provenir d'une pollution croisée avec d'autres échantillons, de réactifs ou de solvants lors des phases de préparation, de la verrerie utilisée.

Une mise en garde particulière est faite sur la contamination provenant de l'analyse d'échantillon fortement concentré. On s'assurera par l'analyse d'un blanc de solvant que l'appareillage analytique ne présente pas de contamination rémanente conduisant à un effet mémoire.

CHLORDANE

K/ EPA METHOD 525.2 - Composés organiques dans l'eau par extraction liquide-solide et chromatographie en phase gazeuse avec détection spectrométrie de masse.

La méthode EPA 525.2 est identique à la méthode EPA 508.1 à l'exception de la détection, qui est réalisée par spectrométrie de masse. La limite de quantification dans ce cas est de 120 ng/L pour le *cis*-chlordane et de 110 ng/L pour le *trans*-chlordane.

L/ EPA METHOD 508 - Pesticides chlorés dans l'eau par extraction liquide-liquide et chromatographie en phase gazeuse avec détection par capture d'électrons.

Domaine d'application

La méthode EPA 508 est utilisée pour l'analyse de certains pesticides chlorés dont le chlordane ; elle s'applique aux eaux de boissons et aux eaux issues de sources. La limite de détection est de 4,1 ng/L pour le *cis*-chlordane et de 1,6 ng/L pour le *trans*-chlordane.

Principe

Le principe d'extraction est comparable à celui de la méthode EPA 608, l'extrait final est repris dans le méthyl tert-butyléther (MTBE).

L'extrait obtenu est analysé par chromatographie gazeuse avec détection par capture d'électrons.

L'identification du composé est réalisée sur la base de la comparaison du temps de rétention avec celui du composé de référence. La quantification est réalisée en comparant la réponse du pic correspondant au temps de rétention du chlordane (isomères *cis* et *trans*) avec celui d'une solution étalon.

Le recours à l'analyse de l'extrait sur une colonne de polarité différente ou par détection par spectrométrie de masse peut être nécessaire dans le cas de variation des temps de rétention jugée trop importante par le laboratoire.

L'extrait obtenu peut être également analysé selon les méthodes EPA 608, EPA 505, EPA 508.1 ou EPA 525.2.

Interférences

Des interférents dont le temps de rétention est similaire à celui du chlordane (isomères *cis* et *trans*) peuvent fausser les résultats. Leurs origines sont variées : elles peuvent provenir d'une pollution croisée avec d'autres échantillons, de réactifs ou de solvants lors des phases de préparation, de la verrerie utilisée. Une mise en garde particulière est faite sur la contamination provenant de l'analyse d'échantillon fortement concentré. On s'assurera par l'analyse d'un blanc de solvant que l'appareillage analytique ne présente pas de contamination rémanente conduisant à un effet mémoire.

CHLORDANE

En plus des interférents classiques, les phtalates ont une réponse importante sur le détecteur cité. Leur présence peut être minimisée en prescrivant l'utilisation de matériaux plastiques dans le laboratoire. Par ailleurs, les phtalates peuvent être éliminés par purification.

Le laboratoire est tenu de confirmer la présence de chlordane par l'analyse sur une colonne de polarité différente ou par un détecteur dont le principe physique ou chimique est différent du détecteur à capture d'électrons.

M/ NIOSH 5510, issue 2 (15/08/1994) - Chlordan.

Domaine d'application

Cette méthode s'applique aux atmosphères susceptibles de contenir 0,04 à 1,2 mg/m³ de chlordane, pour un prélèvement de 120 L.

Principe

Le prélèvement est réalisé à l'aide d'un ensemble « filtre + résine » :

- le filtre utilisé est en ester de cellulose, il est posé sur un support en acier inoxydable et installé dans un porte filtre en verre.
- le tube contient deux zones de CHROMOSORB® 102 : une première zone de 100 mg et une seconde zone de 50 mg, séparée par de la laine de quartz.

Le volume d'air prélevé doit être compris entre 10 L et 200 L, à un débit de pompage compris entre 0,5 et 1 L/min à la fin du prélèvement. L'extraction est compartimentée :

- dans un premier flacon on introduit le filtre, la première zone du tube et la laine de quartz, on ajoute 10 mL de toluène.
- dans un second flacon on à rincer le porte filtre en verre.
- dans un dernier flacon, on introduit la seconde zone du tube, on ajoute 10 mL de toluène.

Chaque flacon est agité pendant 30 minutes.

Une partie aliquote de chaque extrait est ensuite analysée par CG/ECD. La limite de détection de la méthode analytique est de 0,1 µg pour un prélèvement et pour un volume d'extrait ajusté à 10 mL.

Interférences

Aucune interférence n'est signalée hors des précautions d'usage sur la contamination croisée des échantillons au moment du prélèvement (matériel) et au laboratoire.

CHLORDANE

N/ OSHA - Chlordan (technical grade).

Domaine d'application

Cette méthode s'applique aux atmosphères susceptibles de contenir 0,5 mg/m³ de chlordane en valeur limite d'exposition, pour un prélèvement de 480 L.

Principe

Le prélèvement est réalisé à l'aide d'un tube OVS-2 (OSHA Versatil Sampler), il s'agit d'un tube en verre contenant, dans l'ordre du prélèvement :

- un filtre en fibre de verre
- une zone de résine XAD-2 de 270 mg
- un morceau de mousse
- une seconde zone de résine XAD-2 de 140 mg.

Le volume d'air prélevé doit être de 480 L, à un débit de pompage de 0,1 L/min. Une fois le prélèvement réalisé, on transfère :

- dans un flacon le filtre et la première zone de résine XAD-2 et on extrait à l'aide de toluène contenant de l'hexachlorobenzène en tant qu'étalon interne.
- dans un autre flacon, on introduit la seconde zone de résine XAD-2 ainsi que la mousse intermédiaire et on ajoute du toluène contenant l'étalon interne.

Les flacons sont ensuite agités.

Une partie aliquote de chaque extrait est ensuite analysée par CG/ECD. La limite de détection de la méthode analytique est de 30,5 ng soit 0,064 µg/m³ pour un prélèvement dont le volume est de 480 L.

Interférences

Aucune interférence n'est signalée hors des précautions d'usage sur la contamination croisée des échantillons au moment du prélèvement (matériel) et au laboratoire.

CHLORDANE

6.3.2 Autres méthodes

O/ EPA METHOD 625 - composés basiques/neutres et acides (EPA SW-846 révision 3, 1996) : méthodes d'essais pour l'évaluation des rejets condensés - méthodes physico-chimiques chapitre 4 : analytes organiques.

Domaine d'application

La méthode EPA 625 permet l'analyse de 19 pesticides organochlorés, et de 7 mélanges de PCB (composés basiques et neutres) et de 11 phénols et chlorophénols (composés acides) dans des échantillons d'eaux résiduelles urbaines ou industrielles.

Principe

Un litre d'eau est extrait en ampoule par du chlorure de méthylène de manière séquentielle après différents ajustements de pH. Après concentration, l'analyse est réalisée par chromatographie en phase gazeuse avec détection par spectrométrie de masse. L'identification des composés est réalisée sur la base de leurs fragments caractéristiques en impact électronique; la quantification est réalisée en congénères. Ceci nécessite la réalisation d'une courbe d'étalonnage à cinq points en présence d'un étalon interne.

Interférences

En plus des interférents classiques, pollution croisée avec d'autres échantillons ou des réactifs lors des phases de préparation, les phtalates ont une réponse importante sur le détecteur cité. L'usage de l'ionisation chimique est encouragé en plus de la technique de fractionnement par impact électronique.

6.3.3 Tableau de synthèse

	Air	Eaux	Sols
Prélèvement et pré-traitement	FMN	A	B
Extraction	EFMN	DEGHIJKLO	CDEG
Dosage	EFMN	DEGHIJKLO	CDEG

CHLORDANE

7. BIBLIOGRAPHIE

Aldrich F.D. and Holmes J.H. (1969) - Acute chlordane intoxication in a child. Case report with toxicological data. *Arch Environ Health*, **19**, 129-1232.

Al-Hachim G.M. and Al-Baker A. (1973) - Effects of chlordane on conditioned avoidance response, brain seizure threshold and open-field performance of prenatally-treated mice. *Br J Pharmacol*, **49**, 2, 311-315.

Alvarez W.C. and Hyman S. (1953) - Absence of toxic manifestations in workers exposed to chlordane. *Arch Ind Hyg Occup Med*, **7**, 3, 197-210.

Ambrose A.M., Christensen H.E., Robbins D.J. and Rather L.J., (1953) - Toxicological and pharmacological studies on chlordane. *Arch Ind Hyg Occup Med*, **7**, 3, 197-210.

American Public Health Association (1975). "Standards methods for examination of water and waste water. American Water Work Association and Pollution Control Federation, (Washington, DC).

Atkinson R. (1985) - Kinetics and mechanisms of the gas-phase reactions of the hydroxyl radical with organic compounds under atmospheric conditions. *Chem Rev*, **85**, 69-201.

ATSDR (1994) - Toxicological profile for chlordane. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA. US Department of Health and Human Services, Public Health Service. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>

ATSDR (2002) - Toxicological profiles for Heptachlor/Hepatchlor Epoxide. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA. U.S Department of Health and Human Services, Public Health Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>

ATSDR (2005) - Minimal Risk Levels (MRLs) for chlordane. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA. U.S department of Health and Human Services, Public Health Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>

Aust S.D. (1990) - Degradation of environmental pollutants by *Phanerochaete chrysosporium*. *Microb Ecol*, **20**, 1, 197-209.

Baars A.J., Theelen R.M.C., Janssen P.J.C.M., Hesse J.M., van Apeldoorn M.E., Meijerink M.C.M., Verdam L. and Zeilmaker M.J. (2001) - Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. RIVM, Rijnsinstituut voor volksgezondheid en milieu. Report N° 711 701 025.

CHLORDANE

Balash K.J., Al-Omar M.A. and Abdul Latif B.M. (1987) - Effect of chlordane on testicular tissues of Swiss mice. *Bull Environ Contam Toxicol*, **39**, 3, 434-442.

Balba H.M. and Saha J.G. (1978) - Studies on the distribution, excretion, and metabolism of *alpha*- and *gamma*-isomers of ¹⁴C chlordane in rabbits. *J Environ Sci Health*, **B13**, 211-233.

Bansal S.K., Verma S.R., Gupta A.K. and Dalela R.C. (1980) - Predicting long-term toxicity by subacute screening of pesticides with larvae and early juveniles of four species of freshwater major carp. *Ecotoxicol Environ Saf*, **4**, 3, 224-231.

Barnett J.R. and Dorough H.W. (1974) - Metabolism of chlordane in rats. *J Agric Food Chem*, **22**, 4, 612-619.

Barnett J.B., Blaylock B.L., Gandy J., Menna J.H., Denton R. and Soderberg L.S. (1990a) - Alteration of fetal liver colony formation by prenatal chlordane exposure. Long-term alteration of adult bone marrow colony formation by prenatal chlordane exposure. *Fundam Appl Toxicol*, **15**, 4, 820-822.

Barnett J.B., Blaylock B.L., Gandy J., Menna J.H., Denton R. and Soderberg L.S. (1990b) - Long-term alteration of adult bone marrow colony formation by prenatal chlordane exposure. *Fundam Appl Toxicol*, **14**, 4, 688-695.

Barnett J.B., Holcomb D., Menna J.H. and Soderberg L.S. (1985a) - The effect of prenatal chlordane exposure on specific anti-influenza cell-mediated immunity. *Toxicol Lett*, **25**, 3, 229-238.

Barnett J.B., Soderberg L.S. and Menna J.H. (1985b) - The effect of prenatal chlordane exposure on the delayed hypersensitivity response of Balb/c mice. *Toxicol Lett*, **25**, 173-183.

Beeman R.W. and Matsumura F. (1981) - Metabolism of *cis*- and *trans*-chlordane by a soil microorganism. *J Agric Food Chem*, **29**, 84-89.

Benimeli C.S., Amoroso M.J., Chaile A.P. and Castro G.R. (2003) - Isolation of four aquatic streptomycetes strains capable of growth on organochlorine pesticides. *Bioresour Technol*, **89**, 2, 133-138.

Best J.B., Morita M. and Abbotts B. (1981) - Acute toxic responses of the freshwater planarian, *Dugesia dorotocephala*, to chlordane. *Bull Environ Contam Toxicol*, **26**, 4, 502-507.

Blaylock B.L., Soderberg L.S., Gandy J., Menna J.H., Denton R. and Barnett J.B. (1990) - Cytotoxic T-lymphocyte and NK responses in mice treated prenatally with chlordane. *Toxicol Lett*, **51**, 1, 41-49.

CHLORDANE

Borga K., Gabrielsen G.W. and Skaare J.U. (2001) - Biomagnification of organochlorines along a Barents Sea food chain. *Environ Poll*, **113**, 2, 187-198.

Buck W.B., Osweiler G.D. and Van Gelder G.A. (1973) - Clinical and diagnostic veterinary toxicology. Dubuque, Iowa. Kendall Hunt Ed.

Bustnes J.O., Miland O., Fjeld M., Erikstad K.E. and Skaare J.U. (2005) - Relationships between ecological variables and four organochlorine pollutants in an arctic glaucous gull (*Larus hyperboreus*) population. *Environ Poll*, **136**, 1, 175-185.

Butler P.A., Wilson A.J. and Rick A.J. (1960) - Effect of Pesticides on Oysters. *Proc Nat Shellfisheries Ass*, **51**, 23-32.

Bysshe S.E. (1982) Bioconcentration factor in aquatic organisms, In: Handbook of chemical property estimation methods : Environmental behavior of organic compounds, W. J. Lyman, W. F. Reehl and D. H. Rosenblatt Eds.

Caldwell R.S. (1977) - Biological Effects of Pesticides on the Dungeness Crab. US EPA Report EPA-600/3-77-131.

Call D.J., Brooke L.T., Ahmad N. and Richter J. (1983) - Toxicity and metabolism studies with EPA priority pollutants and related chemicals in freshwater organisms. Center for Lake Superior Environmental Studies, University of Wisconsin-Superior, Environmental Research Laboratory. Duluth, Minnesota.

Callahan M.A., Slimak M.W., Gabel N.W., May I.P., Fowler C.F., Freed J.R., Jennings P., Durfee R.L., Whitmore F.C., Maestri W.R., Mabey B.R. and Holt B.R. (1979) - Water-related environmental fate of 129 priority pollutants. Volume II. 3. Halogenated aliphatic hydrocarbons, halogenated ethers, monocyclic aromatics, phtalated esters, polycyclic aromatic hydrocarbons, nitrosamines, miscellaneous compounds". US EPA, Washington, DC. EPA-440/4-79-029b.

Cantor K.P., Blair A., Brown L.M., Burmeister L.F. and Everett G. (1993) - Pesticides and other agricultural risk factors for non-Hodgkin's lymphoma among men in Iowa and Minnesota. *Cancer Res*, **53**, 10 Suppl, 2421.

Cardwell R.D., Foreman D.G., Payne T.R. and Wilbur D.J. (1977) - Acute and Chronic Toxicity of Chlordane to Fish and Invertebrates. US EPA. Duluth, MN, USA. EPA-600/3-77-019-126.

Cassidy R.A., Vorhees C.V., Minnema D.J. and Hastings L. (1994) - The effects of chlordane exposure during pre and postnatal periods at environmentally relevant levels on sex steroid-mediated behaviors and functions in the rat. *Toxicol Appl Pharmacol*, **126**, 326-337.

CHLORDANE

CE (1998) - Directive 98/83/CE du Conseil du 3 novembre 1998. Communauté Européenne. Bruxelles, Belgique.

CE (1999) - Directive 99/30/CE du Conseil du 22 avril 1999. Communauté Européenne. Bruxelles, Belgique.

CE (2000) - Directive 00/69/CE du Conseil du 16 novembre 2000. Communauté Européenne. Bruxelles, Belgique.

CE (2000) - Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) N° 1488/94 on risk assessment for existing substances, Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council the placing of biocidal products on the market. Luxembourg. CR-48-96-001-EN-C, CR-48-96-002-EN-C, CR-48-96-003-EN-C, CR-48-96-004-EN-C.

CE (2004) - Directive 04/107/CE du Conseil du 15 décembre 2004. Communauté européenne. Bruxelles, Belgique.

Chernoff N. and Kavlock R.J. (1982) - An *in vivo* teratology screen utilizing pregnant mice. *J Toxicol Environ Health*, **10**, 4-5, 541-550.

Clegg T.J. and Koevenig J.L. (1974) - The effect of four chlorinated hydrocarbon pesticides and one organophosphate pesticide on ATP levels in three species of photosynthesizing freshwater algae. *Bot Gaz*, **135**, 4, 368-372.

Clemens H.P. and Sneed K.E. (1959) - Lethal Doses of Several Commercial Chemicals for Fingerling Channel Catfish. U.S.Fish Wildl. Serv. Sci. Fish. Washington, D.C., USA.316-10.

Cope O.B. (1965) - Sport Fishery Investigations. Research Findings of the Fish and Wildlife Service. Washington, D.C., USA.51-53

Corsolini S., Covaci A., Ademollo N., Focardi S. and Schepens P. (2006) - Occurrence of organochlorine pesticides (OCP) and their enantiomeric signatures, and concentrations of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the Adelie penguin food web, Antarctica. *Environ Poll*, **140**, 2, 371-382.

Culley D.D.J. and Ferguson D.E. (1969) - Patterns of insecticide resistance in the mosquitofish, *Gambusia affinis*. *J Fisheries Res Board Canada*, **26**, 9, 2395-2401.

Curley A. and Garrettson L.K. (1969) - Acute chlordane poisoning. Clinical and chemical studies. *Arch Environ Health*, **18**, 211-215.

CHLORDANE

Datta K.K., Gipsa P.C. and Dikshith T.S.S. (1977) - Effect of chlordane on the skin of male guinea pigs. Environmental Pollution and Human Health. Lucknow, India, *Ind Toxicol Res Cent*, pp. 608-611

Dearth M.A. and Hite R.A. (1991) - Complete analysis of technical chlordane using negative ionization mass spectrometry. *Environ Sci Technol*, **25**, 245-254.

Delaplane K.S. and LaFage J.P. (1990) - Variable chlordane residues in soil surrounding house foundations in Louisiana (USA). *Bull Environ Contam Toxicol*, **45**, 675-680.

Derbes V.J., Dent J.H., Forrest W.W. and Johnson M.F. (1955) - Fatal chlordane poisoning. *J Am Med Assoc*, **158**, 1367-1369.

D'Ercole A.J., Arthur R.D., Cain J.D. and Barrentine B.F. (1976) - Insecticide exposure of mothers and newborns in a rural agricultural area. *Pediatrics*, **57**, 869-874.

Ditraglia D., Brown D.P., Namekata T. and Iverson N. (1981) - Mortality study of workers employed at organochlorine pesticide manufacturing plants. *Scand J Work Environ Health*, **7**, Suppl 4, 140-146.

Doudoroff P., Anderson B.G., Burdick G.E., Galtsoff S.P., Hart W.B., Patrick R., Strong E.R., Surber E.W. and Van Horn W.M. (1951) - Bioassay methods for the evaluation of acute toxicity of industrial wastes to fish. *Sewage Ind Waste*, **23**, 11, 1380-1397.

Eichelberger J.W. and Lichtenberg J.J. (1971) - Persistence of pesticides in river water. *Environ Sci Technol*, **5**, 6, 541-544.

Ellington J.J., Stancil F.E., Payne W.D. and Trusty C.D. (1988) - Measurement of hydrolysis rate constants for evaluation of hazardous waste land disposal: V 3. Data on 70 chemicals. US EPA. Washington, DC, USA.

Epstein S.S. (1976) - Carcinogenicity of heptachlor and chlordane. *Sci Total Environ*, **6**, 103-154.

Epstein S.S. and Ozonoff D. (1987) - Leukemias and blood dyscrasias following exposure to chlordane and heptachlor. *Teratog Carcinog Mutagen*, **7**, 6, 527-540.

Erstfeld K.M., Simmons M. and Y.H. A. (1996) - Sorption and desorption characteristics of chlordane into sediments. *J Environ Sci Health*, **B31**, 1, 43-58.

Ewing A.D., Kadry A.M. and Dorough H.W. (1985) - Comparative disposition and elimination of chlordane in rats and mice. *Toxicol Lett*, **26**, 2-3, 233-239.

CHLORDANE

FAO/WHO (1968) - Evaluations of some pesticide residues in food, (The Monographs). Food and agriculture organization of the United Nations. Rome, Italy. <http://www.fao.org/>

Fendick E.A., Mather-Mihaich E., Houck K.A., St Clair M.B., Faust J.B., Rockwell C.H. and Owens M. (1990) - Ecological toxicology and human health effects of heptachlor. *Rev Environ Contam Toxicol*, **111**, 61-142.

Fenske P.A. and Steinback T. (1987) - Indoor air and level of chlordane in residences in New Jersey. *Bull Environ Contam Toxicol*, **39**, 903-910.

Finizio A. (1997) - Determination of octanol/water partition coefficient (Kow) of pesticide. Critical review and comparison of methods. *Chemosphere*, **34**, 1, 131-161.

Foreman W.J. and Bidleman T.F. (1987) - Air experimental system for investigating vapor particle partitioning of trace organic pollutants. *Environ Sci Technol*, **21**, 869-875.

Fuglei E., Bustnes J.O., Hop H., Mork T., Bjornfoth H. and van Bavel B. (2007) - Environmental contaminants in arctic foxes (*Alopex lagopus*) in Svalbard: Relationships with feeding ecology and body condition. *Environ Pollut*, **146**, 1, 128-138.

Gaines T.B. (1960) - The acute toxicity of pesticides to rats. *Toxicol Appl Pharmacol*, **2**, 88-99.

Galindo J.G.R., Jasso A.M. and Lizarraga C.V. (1996) - Toxic Effects of Organochlorine Pesticides on *Penaeus vannamei* Shrimps in Sinaloa, Mexico. *Chemosphere*, **33**, 3, 567-575.

Galindo J.G.R., Medina J.A. and Villagrana L.C. (1996) - Physiological and Biochemical Changes in Shrimp Larvae (*Penaeus vannamei*) Intoxicated with Organochlorine Pesticides. *Mar Pollut Bull*, **32**, 12, 872-875.

Garrettson L.K., Guzelian P.S. and Blanke R.V. (1985) - Subacute chlordane poisoning. *J Toxicol Clin Toxicol*, **22**, 565-571.

Glooschenko V. and Lott J.N.A. (1977) - The Effects of Chlordane on the Green Algae *Scenedesmus quadricauda* and *Chlamydomonas sp.* *Can J. Bot*, **55**, 23, 2866-2872.

Goodman L.R., Hansen D.J., Couch J.A. and Forester J. (1978) Effects of heptachlor and toxaphene on laboratory-reared embryos and fry of the sheepshead minnow. In: Proceedings of the 30th Annual Conference, Southeastern Association of Game and Fish Commissioners, Eds, 192-202.

CHLORDANE

Grimes G.J. and Morrison S.M. (1975) - Bacterial bioconcentration of chlorinated hydrocarbon insecticides from aqueous systems. *Microb Ecol*, **2**, 43-59.

Gupta P.K., Mujumdar V.S. and Rao P.S. (1984) - Studies on the Toxicity of Some Insecticides to a Freshwater Teleost *Lebistes reticulatus*. *Acta Hydrochim Hydrobiol*, **12**, 6, 629-636.

Hargrave B.T., Harding G.C., Vass W.P., Erickson P.E., Fowler B.R. and Scott V. (1992) - Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in the Arctic Ocean food web. *Arch Environ Contam Toxicol*, **22**, 1, 41-54.

Helberg M., Bustnes J.O., Erikstad K.E., Kristiansen K.O. and Skaare J.U. (2005) - Relationships between reproductive performance and organochlorine contaminants in great black-backed gulls (*Larus marinus*). *Environ Pollut*, **134**, 3, 475-483.

Henderson C., Pickering Q.H. and Tarzwell C.M. (1959) - Relative Toxicity of Ten Chlorinated Hydrocarbon Insecticides to Four Species of Fish. *Trans Amer Fish Soc*, **88**, 1, 23-32.

Henderson C., Pickering Q.H. and Tarzwell C.M. (1960) The toxicity of organic phosphorus and chlorinated hydrocarbon insecticides to fish. US Public Health Service, R.A.Taft Sanitary Engineering Center, Cincinnati. Tarzwell Eds, Rep.W60-3, 76-88.

Hinman M.L. and Klaine S.J. (1992) - Uptake and Translocation of Selected Organic Pesticides by the Rooted Aquatic Plant *Hydrilla verticillata* Royle. *Environ Sci Technol*, **26**, 3, 609-613.

Hirano T., Ishida T., Oh K. and Sudo R. (2007) - Biodegradation of chlordane and hexachlorobenzenes in river sediment. *Chemosphere*, **67**, 3, 428-434.

Hirasawa F. and Takizawa Y. (1989) - Accumulation and declination of chlordane congeners in mice. *Toxicol Lett*, **47**, 2, 109-117.

Hoekstra P.F., Braune B.M., O'Hara T.M., Elkin B., Solomon K.R. and Muir D.C. (2003) - Organochlorine contaminant and stable isotope profiles in Arctic fox (*Alopex lagopus*) from the Alaskan and Canadian Arctic. *Environ Pollut*, **122**, 3, 423-433.

Howard P.H., Boethling R.S., Jarvis W.F., Meylan W.M. and Michalenko E.M. (1991) - Handbook of environmental degradation rates. Chelsea, Michigan, Lewis Publisher. Printup HT ed., p 725.

HSDB (2000) - Hazardous Substances Data Bank, National Library of Medicine. <http://toxnet.nlm.nih.gov>

CHLORDANE

HSDB (2005) - Chlordane. Hazardous Substances Data Bank.

<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/f?./temp/~bzRvxP:1>

Huang D.J. and Chen H.C. (2004) - Effects of chlordane and lindane on testosterone and vitellogenin levels in green neon shrimp (*Neocaridina denticulate*). *Int J Technol*, **23**, 2, 91-95.

Huang D.J., Wang S.Y. and Chen H.C. (2004) - Effects of the endocrine disrupter chemicals chlordane and lindane on the male green neon shrimp (*Neocaridina denticulata*). *Chemosphere*, **57**, 11, 1621-1627.

Huang D.J., Chen H.C., Wu J.P. and Wang S.Y. (2006) - Reproduction obstacles for the female green neon shrimp (*Neocaridina denticulata*) after exposure to chlordane and lindane. *Chemosphere*, **64**, 1, 11-16.

IARC (2001) - Chlordane and Heptachlor Monographs on the evaluation of the carcinogenic risks of chemical to humans. IARC.

<http://www.inchem.org/documents/iarc/iarc/iarc740.htm>

IARC (2004) - Chlordane and Heptachlor Monographs on the evaluation of the carcinogenic risks of chemical to humans. IARC.

<http://www.inchem.org/documents/iarc/iarc/iarc740.htm>

Infante P.F., Epstein S.S. and Newton W.A., Jr. (1978) - Blood dyscrasias and childhood tumors and exposure to chlordane and heptachlor. *Scand J Work Environ Health*, **4**, 2, 137-150.

Ingle L. (1965) - Monograph on chlordane - Toxicological and pharmacological properties. Food and Drug Library, University of Illinois. Urbana, Illinois, Library congress, Card N°65-28686A.

INRS (2006) - Indices biologiques d'exposition. ND 2245-202. Cahiers de notes documentaires. Institut National de Recherche et de Sécurité. <http://www.inrs.fr>

INRS (2006) - Note documentaire n°984 - Valeurs limites d'exposition professionnelle aux agents chimiques en France. Institut National de Recherche et de Sécurité. <http://www.inrs.fr>

IRDC (1972) - Chlordane, teratology study in rabbits. International Research and Development Corporation. Mattawan, Michigan. 163-106.

Iyengar L. and Prabhakara Rao A.V.S. (1973) - Metabolism of chlordane and heptachlor by *Aspergillus niger*. *J Gen Appl Microbiol*, **19**, 321-324.

CHLORDANE

Jackson M.A., Stack H.F. and Waters M.D. (1993) - The genetic toxicology of putative nongenotoxic carcinogens. *Mutat Res*, **296**, 241-277.

Jaspers V.L., Covaci A., Voorspoels S., Dauwe T., Eens M. and Schepens P. (2006) - Brominated flame retardants and organochlorine pollutants in aquatic and terrestrial predatory birds of Belgium: levels, patterns, tissue distribution and condition factors. *Environ Pollut*, **139**, 2, 340-352.

Jensen A.A. (1983) - Chemical contaminants in human milk. *Residue Rev*, **89**, 1-128.

JOCE (1993) - Commission Directive 93/72/EC, 19th time Council directive 67/548EEC. *Official Journal of the European Communities*.

Johnson W.W. and Finley M.T. (1980) - Handbook of acute toxicity of chemicals to fish and aquatic invertebrates. Washington DC, US Dept. of the Interior. Fish and Wildlife Service. Publication 137.

Katz M. (1961) - Acute toxicity of some organic insecticides to three species of salmonids and to the threespine stickleback. *Am Fish Soc*, **90**, 3, 264-268.

Kawano M., Inoue T., Wada T., Hidaka H. and Tatsukawa R. (1988) - Bioconcentration and residue patterns of chlordane compounds in marine animals: Invertebrates, fish, mammals, and seabirds *Environ Sci Technol*, **22**, 7, 792-797.

Kawano M. and Tatsukawa R. (1982) - Chlordane and related compounds in blood of pest control operators. *Nippon Nogeikagaku Kaishi*, **56**, 923.

Keller A.E. (1993) - Acute toxicity of several pesticides, organic compounds, and a wastewater effluent to the freshwater mussel, *Anodonta imbecilis*, *Ceriodaphnia dubia*, and *Pimephales promelas*. *Bull Environ Contam Toxicol*, **51**, 5, 696-702.

Kennedy D.W., Aust A.D. and Bumpus J.A. (1990) - Comparative biodegradation of alkyl halide insecticides by the white rot fungus, *Phanerochaete chrysosporium* (BKM-F-1767). *Appl Environ Microbiol*, **56**, 8, 2347-2353.

Keplinger M.L., Deichmann W.B. and Sala F. (1968) - Effects of combinations of pesticides on reproduction in mice. *IMS Ind Med Surg*, **37**, 7, 525.

Khasawinah A.M. (1989) - Chlordane residues in rat and monkey tissues following subchronic inhalation exposure to technical chlordane. *Bull Environ Contam Toxicol*, **43**, 3, 459-466.

Khasawinah A.M. and Grutsch J.F. (1989) - Chlordane: 24-month tumorigenicity and chronic toxicity test in mice. *Regul Toxicol Pharmacol*, **10**, 3, 244-254.

CHLORDANE

Konar S.K. (1968) - Experimental use of chlordane in fishery management. *Prog Fish-Cult*, **30**, 2, 96-99.

Korn S. and Earnest R. (1974) - Acute toxicity of twenty insecticides to striped bass, *Morone saxatilis*. *J Calif Fish Game*, **60**, 3, 128-131.

Kunisue T., Takayanagi N., Tsubota T. and Tanabe S. (2007) - Persistent organochlorines in raccoon dogs (*Nyctereutes procyonoides*) from Japan. Hepatic sequestration of oxychlordane. *Chemosphere*, **66**, 2, 203-211.

Kutz F.W., Strassman S.C., Sperling J.F., Cook B.T., Sunshine I. and Tessari J. (1983) - A fatal chlordane poisoning. *J Toxicol Clin Toxicol*, **20**, 167-174.

LaBrecque G.C., Noe J.R. and Gahan B. (1956) - Effectiveness of Insecticides on Granular Clay Carriers Against Mosquito Larvae. *Mosq News*, **16**, 1-3.

Lanfranchi A.L., Menone M.L., Miglioranza K.S., Janiot L.J., Aizpun J.E. and Moreno V.J. (2006) - Striped weakfish (*Cynoscion guatucupa*): a biomonitor of organochlorine pesticides in estuarine and near-coastal zones. *Mar Pollut Bull*, **52**, 1, 74-80.

Lee W.Y., Iannucci-Berger W., Eitzer B.D., White J.C. and Incorvia Mattina M.J. (2003a) - Persistent organic pollutants in the environment: chlordane residues in compost. *J Environ Qual*, **32**, 1, 224-231.

Lee W.Y., Iannucci-Berger W.A., Eitzer B.D., White J.C. and Incorvia Mattina M.I. (2003b) - Plant uptake and translocation of air-borne chlordane and comparison with the soil-to-plant route. *Chemosphere*, **53**, 2, 111-121.

Lehman A.J. (1952) - Chemicals in foods: a report to the Association of Food and Drug Officials on current developments. Pesticides section II : dermal toxicity. *Assoc Food Drug Off Q Bull*, **16**, 3-9.

Leung K.M., Morrith D., Wheeler J.R., Whitehouse P., Sorokin N., Toy R., Holt M. and Crane M. (2001) - Can saltwater toxicity be predicted from freshwater data. *Mar Pollut Bull*, **42**, 11, 1007-1013.

Li X., Yang L., Jans U., Melcer M.E. and Zhang P. (2007) - Lack of enantioselective microbial degradation of chlordane in Long Island Sound sediment. *Environ Sci Technol*, sous presse.

Ludemann D. and Neumann H. (1960) - Acute Toxicity of Modern Contact Insecticides to Carp. *Zeitschrift für Angewandte Zoologie*, **47**, 11-33.

CHLORDANE

Ludemann D. and Neumann H. (1962) - Über die Wirkung der Neuzeitlichen Kontaktinsektizide auf die Tiere des Susswassers. *Anzeiger für Schaedlingskunde Pflanzenschutz Umweltschutz*, **35**, 5-9.

Lyman W.J. (1982) Adsorption coefficient for soils and sediments. vol 4, In: Handbook of chemical property estimation methods. MC Graw Hill Book CO Eds.

Macek K.J., Hutchinson C. and Cope O.B. (1969) - The effects of temperature on the susceptibility of bluegills and rainbow trout to selected pesticides. *Bull Environ Contam Toxicol*, **4**, 174-183.

MacMahon B., Monson R.R., Wang H.H. and Zheng T.Z. (1988) - A second follow-up of mortality in a cohort of pesticide applicators. *J Occup Med*, **30**, 5, 429-432.

Mayer F.L.J. and Ellersieck M.R. (1986) - Manual of Acute Toxicity: Interpretation and Data Base for 410 Chemicals and 66 Species of Freshwater Animals. Washington DC, US Dept. of the Interior. Fish and Wildlife Service. Publication 160.

McIntyre J.K. and Beauchamp D.A. (2007) - Age and trophic position dominate bioaccumulation of mercury and organochlorines in the food web of Lake Washington. *Sci Total Environ*, **372**, 2-3, 571-584.

McLeese D.W., Burridge L.E. and Van Dinter J. (1982) - Toxicities of Five Organochlorine Compounds in Water and Sediment to *Nereis virens*. *Sci Total Environ*, **28**, 2, 216-220.

Mehrle P.M., Johnson W.W. and Mayer F.L. (1974) - Nutritional effects on chlordane toxicity in rainbow trout. *Bull Environ Contam Toxicol*, **12**, 5, 513-517.

Menconi S., Clark J.M., Langenberg P. and Hryhorczuk D. (1988) - A preliminary study of potential human health effects in private residences following chlordane applications for termite control. *Arch Environ Health*, **43**, 5, 349-352.

Menna J.H., Barnett J.B. and Soderberg L.S. (1985) - Influenza type A virus infection of mice exposed *in utero* to chlordane; survival and antibody studies. *Toxicol Lett*, **24**, 1, 45-52.

Menone M.L., Miglioranza K.S., Botto F., Iribarne O., Aizpun de Moreno J.E. and Moreno V.J. (2006) - Field accumulative behavior of organochlorine pesticides. The role of crabs and sediment characteristics in coastal environments. *Mar Pollut Bull*, **52**, 12, 1717-1724.

Mishra J. and Srivastava A.K. (1984) - Effects of chlordane on the blood and tissue chemistry of a teleost fish, *Heteropneustes fossilis*. *Cell Mol Biol*, **30**, 6, 519-523.

CHLORDANE

Moore M.T., Huggett D.B., Gillespie W.B., Jr., Rodgers J.H., Jr. and Cooper C.M. (1998) - Comparative Toxicity of Chlordane, Chlorpyrifos, and Aldicarb to Four Aquatic Testing Organisms. *Arch Environ Contam Toxicol*, **34**, 2, 152-157.

Moser V.C., Cheek B.M. and MacPhail R.C. (1995) - A multidisciplinary approach to toxicological screening, V III. Neurobehavioral toxicity. *J Toxicol Environ Health*, **45**, 2, 173-210.

Mount D.I. and Brungs W.A. (1967) - A simplified dosing apparatus for fish toxicology studies. *Water Res*, **1**, 21-29.

Muir D.C.G., Norstrom R.J. and Simon M. (1988) - Organochlorine contaminants in arctic marine food chains: Accumulation of specific polychlorinated biphenyls and chlordane-related compounds. *Environ Sci Technol*, **22**, 1071-1079.

Muir D., Savinova T., Savinov V., Alexeeva L., Potelov V. and Svetochev V. (2003) - Bioaccumulation of PCB and chlorinated pesticides in seals, fishes and invertebrates from the White Sea, Russia. *Environ Sci Technol*, **30**, 6, 111-131.

Mussalo-Rauhamaa H., Pyysalo H. and Antervo K. (1991) - Heptachlor, heptachlor epoxide, and other chlordane compounds in Finnish plywood workers. *Arch Environ Health*, **46**, 6, 340-346.

NCI (1977) - Bioassay of chlordane for possible carcinogenicity. National Cancer Institute, U.S. Department of Health, Education and Welfare. Technical report Series No. 8, PB 271 977.

NIOSH (1984) - Health hazard evaluation report HETA 83-444-1481. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Centers for Disease Control, National Institute for Occupational Safety and Health. Georges Town Washington, DC. Cincinnati, OH, US, NTIS N° PB85-220895.

Nishiuchi Y. (1980) - Toxicity of Formulated Pesticides to Fresh Water Organisms LXXII. *Aquiculture/Suisan Zoshoku*, **27**, 4, 238-244.

Nomeir A.A. and Hajjar N.P. (1987) - Metabolism of chlordane in mammals. *Rev Environ Contam Toxicol*, **100**, 1-22.

Nye D.E. and Dorrough H.W. (1976) - Fate of insecticides administered endotracheally to rats. *Bull Environ Contam Toxicol*, **15**, 3, 291-296.

Oehme M. (1991) - Dispersion and transport paths of toxic persistent organochlorines to the Arctic - levels and consequences. *Sci Tot Environ*, **106**, 1-2, 43-53.

CHLORDANE

Office of pesticide programs (2000) - Pesticide Ecotoxicity Database. US EPA, Environmental Fate and Effects Division. <http://www.epa.gov/pesticides/>

Ogata M. and Izushi F. (1991) - Effects of chlordane on parameters of liver and muscle toxicity in man and experimental animals. *Toxicol Lett*, **56**, 3, 327-337.

Ohno Y., Kawanishi T., Takahashi A., Nakaura S., Kawashima K., Tanaka S., Takanaka A., Omori Y., Sekita H. and Uchiyama M. (1986) - Comparisons of the toxicokinetic parameters in rats determined for low and high dose of gamma-chlordane. *J Toxicol Sci*, **11**, 2, 111-123.

Olanoff L.S., Bristow W.J., Colcolough J. and Reigart J.R. (1983) - Acute chlordane intoxication. *J Toxicol Clin Toxicol*, **20**, 291-306.

Oliver B.G. and Niimi A.J. (1985) - Bioconcentration factors of some halogenated organics for rainbow trout, limitation in their use for predictions. *Sci Total Environ*, **19**, 842-849.

Oloffs P.C., Albright L.J. and Szeto S.Y. (1972) - Fate and behavior of five chlorinated hydrocarbons in three natural waters. *Can J Microbiol*, **18**, 9, 1393-1398.

OMS (2000) - Air Quality Guidelines for Europe. World Health Organization. Copenhagen. 2nd.

OMS (2006) - Guidelines for drinking-water quality. World Health Organization. Geneva. 3rd

OMS IPCS (1984a) - Environmental health criteria 34: chlordane. World Health Organisation, International Program on Chemical Safety (IPCS). Geneva. <http://www.inchem.org/fullist.htm>.

OMS IPCS (1984b) - Environmental health criteria 38: heptachlor. World Health Organisation, International Program on Chemical Safety (IPCS). Geneva. <http://www.inchem.org/fullist.htm>.

Parrish P.R., Schimmel S.C., Hansen D.J., Patrick J.M., Jr. and Forester J. (1976) - Chlordane: effects on several estuarine organisms. *J Toxicol Environ Health*, **1**, 3, 485-494.

Parrish P., Dyar E., Enos J. and Wilson W. (1978) - Chronic toxicity of chlordane, trifluralin, and pentachlorophenol to sheepshead minnows (*Cyprinodon variegatus*). US EPA. Washington, D.C, USA. EPA 600/3-78-010.

CHLORDANE

Poonawalla N.H. and Korte F. (1971) - Metabolism of trans-chlordane- 14 C and isolation and identification of its metabolites from the urine of rabbits. *J Agric Food Chem*, 19, 3, 467-470.

Pridmore R.D., Thrush S.F., Cummings V.J. and Hewitt J.E. (1992) - Effect of the Organochlorine Pesticide Technical Chlordane on Intertidal Macrofauna. *Mar Pollut Bull*, 24, 2, 98-102.

Rai U.P. and Mandal P.K. (1993) - Effects of seasonal ambient temperature variations on acute toxicity of chlordane to an air-breathing Indian catfish, *Heteropneustes fossilis* (Bloch.). *Bull Environ Contam Toxicol*, 51, 3, 453-459.

Ramu K., Kajiwara N., Lam P.K., Jefferson T.A., Zhou K. and Tanabe S. (2006) - Temporal variation and biomagnification of organohalogen compounds in finless porpoises (*Neophocaena phocaenoides*) from the South China Sea. *Environ Pollut*, 144, 2, 516-523.

Randall W.F., Dennis W.H. and Warner M.C. (1979) - Acute toxicity of dechlorinated DDT, chlordane and lindane to bluegill (*Lepomis macrochirus*) and *Daphnia magna*. *Bull Environ Contam Toxicol*, 21, 6, 849-854.

Rao T.S., Srinivasa Rao M. and Krishna Prasad S.B.S. (1975) - Median tolerance limits of some chemicals to the fresh water fish "*Cyprinus-carpio*". *Indian J Environ Health*, 17, 2, 140-146.

Rauschenberger R.H., Wiebe J.J., Buckland J.E., Smith J.T., Sepulveda M.S. and Gross T.S. (2004) - Achieving environmentally relevant organochlorine pesticide concentrations in eggs through maternal exposure in *Alligator mississippiensis*. *Mar Environ Res*, 58, 2-5, 851-856.

Ravikumar S.S. and Gupta T.R.C. (1988) Toxicity of Chlordane and Malathion to Silver Carp and Common Carp. In: Proceedings of the First Indian Fisheries Forum, Mangalore, Asian Fisheries Society, M. M. Joseph. Indian Branch. Asian Fisheries Society Eds, 281-283.

Ritter L., Solomon K.R. and Forget J. (1996) - Rapport d'évaluation sur les polluants organiques persistants. IOMC, Programme International sur la sécurité des substances chimiques. <http://www.pops.int/documents/meetings/inc1/french/ritter-fr.html>

RIVM (2001) - voir à Baars A.J., Theelen R.M.C., Janssen J.P.C.M.

Saito I., Kawamura N., Uno K., Hisanaga N., Takeuchi Y., Ono Y., Iwata M., Gotoh M., Okutani H., Matsumoto T., Fukaya Y., Yoshitomi S. and Ohno Y. (1986) -

CHLORDANE

Relationship between chlordane and its metabolites in blood of pest control operators and spraying conditions. *Int. Arch. occup. environ. Health*, **58**, 2, 91-97.

Sample B.E., Opresko D.M. and Suter II G.W. (1996) - Toxicological benchmarks for wildlife: 1996 revision. Risk Assessment Program, Health Sciences Research Division. Oak Ridge, Tennessee 37831.217

Sanders H.O. (1969) - Toxicity of pesticides to the crustacean *gammarus lacustris*. Washington DC, US Dept. of the Interior. Fish and Wildlife Service Tech. note.No 25, 18.

Sanders H.O. (1972) - Toxicity of some insecticides to four species of *malacostracan crustaceans*. Washington DC, US Dept. of the Interior. Fish and Wildlife Service.Tech. Pap.No 66, 19.

Sanders H.O. and Cope O.B. (1966) - Toxicities of several pesticides to two species of cladocerans. *Trans Am Fish Soc*, **95**, 165-169.

Sanders H.O. and Cope O.B. (1968) - The relative toxicities of several pesticides to naiads of three species of stoneflies *Limnol Oceanogr*, **13**, 112-117.

Schimmel S.C., Patrick J.M. and Forester J. (1976) - Heptachlor: Toxicity to and Uptake by Several Estuarine Organisms. *J Toxicol Environ Health*, **1**, 6, 955-965.

Schoettger R.A. (1970) - Fish-Pesticide Research Laboratory: Progress in Sport Fishery Research. Washington DC, US Dept. of the Interior. Fish and Wildlife Service.**106**, 2-40.

See C.L., Buikema J.A.L.and Cairns J.J. (1974) - The Effects of Selected Toxicants on Survival of *Dugesia tigrina* (Turbellaria). *Assoc Southeastern Biolog Bull*, **21**, 2, 82.

Seemamahannop R., Berthod A., Maples M., Kapila S. and Armstrong D.W. (2005) - Uptake and enantioselective elimination of chlordane compounds by common carp (*Cyprinus carpio*, L.). *Chemosphere*, **59**, 4, 493-500.

Sethunathan N. (1973) - Microbial degradation of insecticides in flooded soil and in anaerobic cultures. *Residue Rev*, **47**, 143-165.

Shindell S. and Ulrich S. (1986) - Mortality of workers employed in the manufacture of chlordane: an update. *J Occup Med*, **28**, 7, 497-501.

Singh G., Higginson F.R., Fenton I.G. Kathpal T.S. and Spencer W.F. (1990) - Translocation of aged cyclodiene insecticide residues from soil into forage crops under optimal glasshouse conditions. Part B: Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural. *J Environ Sci Health*, **25**, Wastes, 295-308.

CHLORDANE

Singh G., Kathpal T.S., Spencer W.F. and Dhankar J.S. (1991) - Dissipation of some organochlorine insecticides in cropped and uncropped soil. *Environ Pollut*, **70**, 3, 219-239.

Sonne C., Leifsson P.S., Dietz R., Born E.W., Letcher R.J., Hyldstrup L., Riget F.F., Kirkegaard M. and Muir D.C. (2006) - Xenoendocrine pollutants may reduce size of sexual organs in East Greenland polar bears (*Ursus maritimus*). *Environ Sci Technol*, **40**, 18, 5668-5674.

Spyker-Cranmer J.M., Barnett J.B., Avery D.L. and Cranmer M.F. (1982) - Immunoteratology of chlordane: cell-mediated and humoral immune responses in adult mice exposed *in utero*. *Toxicol Appl Pharmacol*, **62**, 3, 402-408.

Stickel L.F., Stickel W.H., Dyrland R.A. and Hughes D.L. (1983) - Oxychlordane, HCS-3260, and nonachlor in birds: lethal residues and loss rates. *J Toxicol Environ Health*, **12**, 4-6, 611-622.

Stohlman E.F., Thorp W.T. and Smith M.I. (1950) - Toxic action of chlordan. *Arch Ind Hyg Occup Med*, **1**, 1, 13-19.

Strassman S.C. and Kutz F.W. (1977) - Insecticide residues in human milk from Arkansas and Mississippi, 1973-74. *Pestic Monit J*, **10**, 4, 130-133.

Street J.C. and Blau S.E. (1972) - Oxychlordane: accumulation in rat adipose tissue on feeding chlordane isomers or technical chlordane. *J Agric Food Chem*, **20**, 2, 395-397.

Tabak H.H., Quave S.A., Mashini C.I. and Barth E.F. (1981a) - Biodegradability studies with organic priority pollutant compounds. *J Wat Pollut Control Fed*, **53**, 10, 1503-1518.

Tabak H.H., Quave S.A. and Mashni C.I. (1981b) - Biodegradability studies for predicting the environmental fate of organic priority pollutants. Test protocols for environmental fate and movement of Toxicants. Washington, DC, Symposium proceedings of the Association of Official Anal Chem 94th annual meeting, 267-328.

Taguchi S. and Yakushiji T. (1988) - Influence of termite treatment in the home on the chlordane concentration in human milk. *Arch Environ Contam Toxicol*, **17**, 65-71.

Takamiya K. (1987) - Residual levels of plasma oxychlordane and trans-nonachlor in pest control operators and some characteristics of these accumulations. *Bull Environ Contam Toxicol*, **39**, 750-755.

Takeda M., Sekita H., Sasaki K., Kawamura Y., Uchiyama M., Takahashi A., Ohno Y., Kawanishi T. and Takanaka A. (1984) - Distribution of chlordane components in

CHLORDANE

rat tissues after daily oral administration of technical chlordane at low levels. *Eisei Shikenjo Hokoku*, 102, 113-116.

Tashiro S. and Matsumura F. (1977) - Metabolic routes of cis- and trans-chlordane in rats. *J Agric Food Chem*, 25, 4, 872-880.

Telang S., Tong C. and Williams G.M. (1982) - Epigenetic membrane effects of a possible tumor promoting type on cultured liver cells by the non-genotoxic organochlorine pesticides chlordane and heptachlor. *Carcinogenesis*, 3, 1175-1178.

US EPA (1976a) - Pesticidal aspects of chlordane and heptachlor in relation to man and the environment. A further review 1972-1976. Washington DC, USA. Publication N°PB-258339, 33. <http://www.epa.gov/epahome/search.html>.

US EPA (1976b) - Pesticidal aspects of chlordane in relation to man and the environment. US Environmental Protection Agency, Department of Commerce, National Technical Information Service. Washington DC, USA. N°PB-2577107. <http://www.epa.gov/epahome/search.html>.

US EPA (1980a) - Summary of reported pesticide incidents involving chlordane. Pesticide incident monitoring system. US. Environmental Protection Agency, Office of pesticide programs. Washington DC, US. Report, N° 360. <http://www.epa.gov/epahome/search.html>.

US EPA (1980b) - Ambient water quality criteria for chlordane. US Environmental Protection Agency. Cincinnati, OH, USA. Report, NITS N°PB81-117384. <http://www.epa.gov/epahome/search.html>

US EPA (1980c) - Ambient water quality criteria for chlordane. US EPA, Office of Water Regulations and Standards. Washington DC. EPA 440/5-80-027. <http://www.epa.gov/epahome/search.html>

US EPA (1987) - Extremely Hazardous Substances List and Threshold Planning Quantities. Emergency Planning and Release Notification Requirements. Final Rule. Federal Register 52, 40CFR, 13378-13410. US Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/epahome/search.html>

US EPA (1996) - Soil Screening Guidance: technical background document. U.S. Environmental Protection Agency. Washington DC, USA. <http://www.epa.gov/epahome/search.html>

US EPA (1986) - Graphical Exposure Model and System (GEMS), (CLOGP) Computer Program, version PC.

CHLORDANE

US EPA (IRIS) (1996) - Chlordane - Carcinogenicity Assessment for Lifetime Exposure. US. Environmental Protection Agency - Integrated Risk Information System. <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>

US EPA (IRIS). (1998) - Chlordane - Reference Dose for Chronic Oral Exposure (RfD). US. Environmental Protection Agency - Integrated Risk Information System. <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>

US EPA (IRIS). (2004) - Chlordane - Carcinogenicity Assessment for Lifetime Exposure. US. Environmental Protection Agency - Integrated Risk Information System. <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>

US NAS (1977) - An evaluation of the carcinogenicity of chlordane and heptachlor. *Natl Acad Sci J.* Washington, DC, US.

US EPA AQUIRE (1980) - AQUatic toxicity Information REtrieval Database, US EPA <http://cfpub.epa.gov/ecotox/>

Van Beelen P. (2000) - The risk evaluation of difficult substances in USES 2.0 an EUSES. A decision tree for data gap filling of Kow, Koc and BCF. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Bilthoven, The Netherlands. Report No. 679102050 – 35.

Van Beelen P., Verbruggen E.M. and Peijnenburg W.J. (2003) - The evaluation of the equilibrium partitioning method using sensitivity distributions of species in water and soil. *Chemosphere*, **52**, 7, 1153-1162.

Van de Plassche E.J. (1994) - Towards integrated environmental quality objectives for several compounds with a potential for secondary poisoning. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Bilthoven, The Netherlands. Report No. 679101 012 – 120.

Veith G.D., De Foe D.L. and Bergstedt B.V. (1979) - Measuring and estimating the bioconcentration factors of chemicals in fish. *J Fish Res Board Can*, **36**, 9, 1040-1048.

Verma S.R., Bansal S.K., Gupta A.K., Pal N., Tyagi A.K., Bhatnagar M.C., Kumar V. and Dalela R.C. (1982) - Bioassay Trials with Twenty Three Pesticides to a Fresh Water Teleost, *Saccobranchus fossilis*. *Water Res*, **16**, 5, 525-529.

Verreault J., Bech C., Letcher R.J., Ropstad E., Dahl E. and Gabrielsen G.W. (2007) - Organohalogen contamination in breeding glaucous gulls from the Norwegian Arctic: associations with basal metabolism and circulating thyroid hormones. *Environ Pollut*, **145**, 1, 138-145.

CHLORDANE

Verschuren K. (2001) - Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. Eds. Van Nostrand Reinhold, New York USA.

Wang H.H. and MacMahon B. (1979) - Mortality of pesticide applicators. *J Occup Med*, 21, 11, 741-744.

Warner N.A. and Wong C.S. (2006) - The freshwater invertebrate *Mysis relicta* can eliminate chiral organochlorine compounds enantioselectively. *Environ Sci Technol*, 40, 13, 4158 -4164.

Welch R.M. (1948) - Tests of the toxicity to sheep and cattle of certain of the newer insecticides. *J Econ Entomol*, 41, 36-39.

Wester R.C., Maibach H.I., Sedik L., Melendres J., Liao C.L. and DiZio S. (1992) - Percutaneous absorption of [¹⁴C]chlordane from soil. *J Toxicol Environ Health*, 35, 4, 269-277.

Zarogian G.E., Heltshe J.F. and Johnson M. (1985) - Estimation of bioconcentration in marine species using structure-activity models. *Environ Toxicol Chem*, 4, 3-12.

CHLORDANE

8. ADDENDUM

ADDENDUM 1 (2011 / VTR)

2. Introduction

Le présent addendum modifie le paragraphe 3.4 de la fiche de données toxicologiques et environnementales.

2. Nouvelle version du paragraphe 3.4.

3.4 Valeurs toxicologiques de référence

Une Valeur Toxicologique de Référence (VTR) est établie à partir de la relation entre une dose externe d'exposition à une substance dangereuse et la survenue d'un effet néfaste. Les valeurs toxicologiques de référence proviennent de différents organismes dont la notoriété internationale est variable.

3.4.1 Valeurs toxicologiques de référence de l'ATSDR, l'US EPA, l'OMS, l'OEHHA, Santé Canada et le RIVM

Valeurs toxicologiques de référence pour des effets avec seuil

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Facteur d'incertitude	Valeur de référence	Année de révision
Chlordane technique	ATSDR	Orale (aiguë)	1 000	MRL = 1.10^{-3} mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹	1994
	ATSDR	Orale (subchronique)	100	MRL = 6.10^{-4} mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹	1994
	US EPA	Orale (chronique)	300	RfD = 5.10^{-4} mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹	1998
	ATSDR	Orale (chronique)	100	MRL = 6.10^{-4} mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹	1994
	ATSDR	Inhalation (sub-chronique)	100	MRL = 2.10^{-4} mg.m ⁻³	1994
	ATSDR	Inhalation (chronique)	1 000	MRL = 2.10^{-5} mg.m ⁻³	1994
	US EPA	Inhalation (chronique)	1 000	RfC = 7.10^{-4} mg.m ⁻³	1998

CHLORDANE

Justification scientifique des valeurs toxicologiques de référence

Voie orale

Exposition aiguë

L'ATSDR propose un MRL de $1.10^{-3} \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$ pour une exposition aiguë par voie orale (1994).

Ce MRL a été établi à partir d'un LOAEL déterminé lors d'une étude réalisée chez des souris exposées par voie orale à du chlordane au cours du dernier tiers de sa gestation (Khasawinah et Grutsch, 1989) et au cours de laquelle des effets comportementaux (augmentation de l'activité exploratrice notamment) ont été observés à $1 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$.

Facteur d'incertitude : un facteur de 1000 (10 pour l'utilisation d'un LOAEL, 10 pour l'extrapolation inter-espèce et 10 pour la variabilité de la population) a été appliqué au NOAEL de $1 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$.

Calcul : $\text{MRL} = 1 \times 1/1000 = 1.10^{-3} \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$.

Exposition sub-chronique

L'ATSDR propose un MRL de $6.10^{-4} \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$, à la fois pour une exposition subchronique par voie orale (1994).

Ce MRL a été établi à partir d'un NOAEL déterminé lors d'une étude réalisée chez des rats exposés par voie orale à du chlordane technique pendant 30 mois (Khasawinah et Grutsch, 1989) et au cours de laquelle des effets hépatiques ont été observés.

Facteur d'incertitude : un facteur de 100 (10 pour l'extrapolation inter-espèce et 10 pour la variabilité de la population) a été appliqué au NOAEL de $0,055 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$.

Calcul : $\text{MRL} = 0,055 \times 1/100 = 6.10^{-4} \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$.

Exposition chronique

L'US EPA propose une RfD de $5.10^{-4} \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$ pour une exposition chronique par voie orale (1998).

Cette RfD a été élaborée à partir d'une étude réalisée chez des souris ICR (80 animaux par sexe et par groupe) ayant absorbé du chlordane technique (0 ; 0,15 ; 0,75 et $1,875 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$) par voie orale pendant 104 semaines (Khasawinah et Grutsch, 1989). Des nécroses hépatiques sont rapportées aux doses les plus élevées ce qui a permis de déterminer d'un NOAEL de $0,15 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$.

CHLORDANE

Facteur d'incertitude : un facteur de 300 (10 pour la variabilité inter-espèce, 10 pour la variabilité au sein de la population et 3 pour la fiabilité des données) a été appliqué au NOAEL de 0,15 mg.kg⁻¹.j⁻¹.

Calcul : RfD = 0,15 mg.kg⁻¹.j⁻¹ x 1/300 = 5.10⁻⁴ mg.kg⁻¹.j⁻¹.

Indice de confiance : l'indice de confiance dans l'étude source, la base de données et la VTR est moyen

L'ATSDR propose un MRL de 6.10⁻⁴ mg.kg⁻¹.j⁻¹, à la fois pour une exposition chronique, par voie orale (1994).

Ce MRL a été établi à partir d'un NOAEL déterminé lors d'une étude réalisée chez des rats exposés par voie orale à du chlordane technique pendant 30 mois (Khasawinah et Grutsch, 1989) et au cours de laquelle des effets hépatiques ont été observés.

Facteur d'incertitude : un facteur de 100 (10 pour l'extrapolation inter-espèce et 10 pour la variabilité de la population) a été appliqué au NOAEL de 0,055 mg.kg⁻¹.j⁻¹.

Calcul : MRL = 0,055 x 1/100 = 6.10⁻⁴ mg.kg⁻¹.j⁻¹.

Inhalation

Exposition sub-chronique

L'ATSDR propose un MRL de 2.10⁻⁴ mg.m⁻³ pour une exposition sub-chronique par inhalation (1994).

Ce MRL a été établi à partir d'une NOAEC de 0,1 mg.m⁻³ déterminée pour des effets hépatiques lors d'une étude réalisée chez des rats exposés par inhalation au chlordane technique pendant 90 jours (Khasawinah, 1989).

Facteur d'incertitude : un facteur de 100 mais n'est pas expliqué.

Calcul : MRL = 0,02 mg.m⁻³ x 1/100 = 2.10⁻⁴ mg.m⁻³.

Exposition chronique

L'US EPA propose une RfC de 7.10⁻⁴ mg.m⁻³ pour une exposition chronique par inhalation (1998).

La RfC a été établie à partir d'un NOAEL (HEC) déterminé lors d'une étude réalisée chez des rats (47 animaux par sexe et par lot) ayant inhalé du chlordane technique (0 ; 0,1 ; 1 et 10 mg.m⁻³) pendant 90 jours (Khasawinah, 1989), au cours de laquelle des effets hépatiques

CHLORDANE

(augmentation du poids et altération des paramètres biochimiques liés au fonctionnement du foie) ont été observés.

$$\text{NOAEL (ADJ)} = \text{NOAEL} \times (8\text{h}/24) \times (5\text{j}/7) = 1 \text{ mg.m}^{-3} \times (8/24) \times (5/7) = 0,24 \text{ mg.m}^{-3}.$$

$$\text{NOAEL (HEC)} = \text{NOAEL (ADJ)} \times \text{facteur DRRD estimé} = 0,24 \text{ mg.m}^{-3} \times 2,7 = 0,65 \text{ mg.m}^{-3}.$$

Facteur d'incertitude : un facteur de 1000 (10 pour l'extrapolation du subchronique au chronique, 10 pour la variabilité intra-espèce et 10 pour la variabilité inter-espèce et pour la variabilité des données) a été appliqué.

$$\text{Calcul : RfC} = 0,65 \text{ mg.m}^{-3} \times 1/1000 = 6,5 \cdot 10^{-4} \text{ mg.m}^{-3} \text{ arrondi à } 7 \cdot 10^{-4} \text{ mg.m}^{-3}.$$

Indice de confiance : l'indice de confiance est moyen dans l'étude et faible pour la base de données et la VTR.

L'ATSDR propose un MRL de $2 \cdot 10^{-5} \text{ mg.m}^{-3}$ pour une exposition chronique par inhalation (1994).

Ce MRL a été établi à partir d'une NOAEC déterminée lors d'une étude réalisée chez des rats exposés par inhalation au chlordane technique pendant 90 jours (Khasawinah, 1989) et décrite ci-dessus.

Facteur d'incertitude : un facteur de 1 000 (10 pour l'extrapolation inter-espèce et 10 pour la variabilité de la population et 10 pour l'extrapolation du subchronique au chronique) a été appliqué à la NOAEC (AJD) de $0,02 \text{ mg.m}^{-3}$.

$$\text{Calcul : MRL} = 0,02 \text{ mg.m}^{-3} \times 1/1000 = 2 \cdot 10^{-5} \text{ mg.m}^{-3}.$$

Valeurs toxicologiques de référence pour des effets sans seuil

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision
Chlordane technique	US EPA	Orale	$\text{ERU}_o = 0,35 \text{ (mg.kg}^{-1} \cdot \text{j}^{-1})^{-1}$	1998
		Orale (eau de boisson)	$\text{ERU}_o = 1 \cdot 10^{-5} \text{ (}\mu\text{g.L}^{-1})^{-1}$	1998
		Inhalation	$\text{ERU}_i = 1 \cdot 10^{-4} \text{ (}\mu\text{g.m}^{-3})^{-1}$	1998
	OEHHA	Orale	$\text{ERU}_o = 1,3 \text{ (mg.kg}^{-1} \cdot \text{j}^{-1})^{-1}$	1996
		Inhalation	$\text{ERU}_i = 3,4 \cdot 10^{-4} \text{ (}\mu\text{g.m}^{-3})^{-1}$	1996

CHLORDANE

Justification scientifique des valeurs toxicologiques de référence

L'US EPA propose un ERU_o de 0,35 (mg.kg⁻¹.j⁻¹)⁻¹ par voie orale (1998).

Cette valeur a été déterminée à partir des carcinomes hépatocellulaires, observés au cours de 5 études, réalisées chez des souches différentes de souris (3 souches, les deux sexes). Un modèle multi-étapes linéarisé a été utilisé pour déterminer l'excès de risque unitaire.

L'US EPA propose un ERU_o de 3,5.10⁻¹ (mg.kg⁻¹.j⁻¹)⁻¹ et un ERU_o eau de boisson de 1.10⁻⁵ (µg.L⁻¹)⁻¹ par voie orale et un ERU_i de 1.10⁻⁴ (µg.m⁻³)⁻¹ par inhalation (1998).

L'ERU_o et l'ERU_i dérivent de l'excès de risque par voie orale déterminé ci-dessus. Pour l'eau de boisson, l'excès de risque déterminé ne doit pas être considéré lorsque la concentration hydrique excède 1 mg.L⁻¹.

L'ERU_i a été extrapolé à partir de celui de la voie orale, en considérant que 100 % du chlordane inspiré est absorbé et que le débit respiratoire est de 20 m³.j⁻¹. La méthode de calcul de l'ERU_i n'est pas détaillée. L'ERU_i ne doit pas être considéré si la concentration inhalée excède 100 µg.m⁻³.

Les excès de risques unitaires retenus par l'OEHHA correspondent à ceux établis par l'US EPA avant leur réexamen en 1998.

3.4.2 Valeurs toxicologiques de référence retenues par l'INERIS

Substance chimique	Effets	Voie d'exposition	Valeur de référence	Source	Année de choix
Chlordane (57-74-9)	A seuil	Orale (aiguë)	MRL = 1.10 ⁻³ mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹	ATSDR, 1994	2011
		Orale (chronique)	RfD = 5.10 ⁻⁴ mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹	US EPA, 1998	2011
		Inhalation (sub-chronique)	MRL = 2.10 ⁻⁴ mg.m ⁻³	ATSDR, 1994	2011
		Inhalation (chronique)	RfC = 7.10 ⁻⁴ mg.m ⁻³	US EPA, 1998	2011
	Sans seuil	Orale	ERU _o = 0,35 (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹) ⁻¹	US EPA, 1998	2011
		Inhalation	ERU _i = 1.10 ⁻⁴ (µg.m ⁻³) ⁻¹	US EPA, 1998	2011

CHLORDANE

Effets à seuil

Voie orale

L'INERIS propose de retenir la valeur de l'ATSDR de $1.10^{-3} \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$ pour une exposition aiguë au chlordane par voie orale.

Seul l'ATSDR a établi une valeur pour une exposition aiguë : cette valeur est donc retenue.

L'INERIS propose de retenir la valeur de l'ATSDR de $1.10^{-3} \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$ pour une exposition aiguë au chlordane par voie orale.

L'ATSDR a établi une valeur de référence pour une exposition sub-chronique. Toutefois, de par sa construction (basée sur une étude chronique), ce MRL devrait être utilisé pour des expositions chroniques : cette valeur n'est donc pas préconisée par l'INERIS.

L'INERIS propose de retenir la valeur de l'US EPA de $5.10^{-4} \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$ pour une exposition chronique par voie orale

Pour une exposition chronique, l'ATSDR et l'US EPA ont déterminé des valeurs de référence assez proches l'une de l'autre malgré les différences de construction. L'US EPA base la construction de sa RfD sur une étude réalisée chez la souris, pendant 104 semaines et chez lesquelles des nécroses hépatiques, associées à une dégénérescence graisseuse, sont observées : le NOAEL retenu est de $0,15 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$, un facteur d'incertitude global de 300 est appliqué. L'ATSDR base la construction de sa MRL sur une étude menée chez des rats, pendant 30 mois, chez lesquels seule des hypertrophies hépatiques sont observées, les rats développant par ailleurs des pathologies liées à l'âge telles que des leucémies. Le NOAEL retenu par les auteurs est de $0,055 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$, auquel est appliqué un facteur d'incertitude de 100. Les effets retenus par l'US EPA sont des effets critiques plus en relation avec le profil toxicologique du chlordane que ceux retenus par l'ATSDR. De plus, le rat apparaît moins sensible que la souris. La RfD de l'US EPA est donc préconisée en cas d'exposition chronique au chlordane.

Inhalation

L'INERIS propose de retenir la valeur de l'US EPA de $2.10^{-4} \text{ mg.m}^{-3}$ pour une exposition sub-chronique par inhalation

Seul l'ATSDR propose une valeur de référence pour une exposition sub-chronique : cette MRL est donc retenue. Dans le cas d'exposition chronique, l'US EPA et l'ATSDR ont établi des valeurs de référence basées sur la même étude, les mêmes effets (donc la même dose critique) et sur les mêmes facteurs d'incertitude. Toutefois, l'US EPA a réalisé un ajustement temporel de la NOAEC retenue ($\text{NOAEC}_{\text{ADJ}}$), valeur qui a ensuite été transposée à l'homme par l'utilisation d'un modèle

CHLORDANE

mathématique ($\text{NOAEC}_{\text{HEC}}$). Cette démarche est la plus complète et c'est pourquoi la RfC de l'US EPA est préconisée en cas d'exposition chronique par inhalation.

Effets sans seuil

L'INERIS propose de retenir la valeur de l'US EPA de $0,35 \text{ (mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1})^{-1}$ pour une exposition chronique par voie orale

L'OEHHA a retenu un ERU, déterminé par l'US EPA, mais sans tenir compte de sa mise à jour par l'US EPA en 1998. La valeur la plus récente de l'US EPA est donc préconisée. Toutefois, L'INERIS s'interroge sur la pertinence de cette VTR sans seuil en raison du mécanisme d'action.

L'INERIS propose de retenir la valeur de l'US EPA de $1.10^{-4} \text{ (mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1})^{-1}$ pour une exposition chronique par inhalation

L'OEHHA a retenu un ERU, déterminé par l'US EPA, mais sans tenir compte de sa mise à jour par l'US EPA en 1998. La valeur la plus récente de l'US EPA est donc préconisée, même si une extrapolation a été réalisée afin d'obtenir la valeur pour l'inhalation. Toutefois, L'INERIS s'interroge sur la pertinence de cette VTR sans seuil en raison du mécanisme d'action.

Bibliographie

OEHHA (2006) - Update of the public health goal for chlordane.

US EPA (IRIS) (1998) - Chlordane (technical) (CAS 12789-03-6). U.S. Environmental Protection Agency - Integrated Risk Information System. <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>.