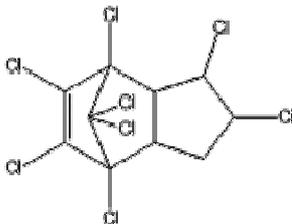


CHLORDANE - N°CAS : 57-74-9

Le chlordane est un insecticide organochloré non systémique (non absorbé par la plante). Le chlordane est connu pour faire partie de la « dirty dozen » ou douzaine de polluants majeurs à l'échelle mondiale, selon la Convention de Stockholm, et a été interdit dans l'Union européenne depuis 1981 et aux États-Unis en 1983.

IDENTIFICATION DE LA SUBSTANCE

Substance chimique	Chlordane
Synonymes	- 1,2,4,5,6,7,8,8-octachloro-3a,4,7,7a-tétrahydro-4-7-méthanoindane, 1,2,4,5,6,7,8,8-octachloro-2,3,3a,4,7,7a-hexachloro-4-7-méthano-1H-indène, 1,2,4,5,6,7,8,8-octachloro-2,3,3a,4,7,7a-hexahydro-4,7-méthano-indène, Octachloro-4,7-méthano-tétrahydro-, 4,7-méthano-1H-indène, 1,2,4,5,6,7,8,8-octachloro-2,3,3a,4,7,7a-hexahydro- chlordane Aspon-Chlordane 1,2,4,5,6,7,8,8-Octachloro-4,7-méthane-3a,4,7,7a-tétrahydroindane Octachloro-4,7-méthanotétrahydroindane Octachloro tétrahydro méthanoindan
Numéro CAS	57-74-9
Formule moléculaire	C ₁₀ H ₆ Cl ₈
Code SMILES	C1C1(C2(CI)CI)C3C(CC(CI)C3CI)C2(CI)C(CI)=C1CI
Structure moléculaire	

EVALUATIONS EXISTANTES ET INFORMATIONS REGLEMENTAIRES

Evaluations existantes	-
Phrases de risque et classification	<p><i>Annexe I Directive 67/548/CEE (C.E., 1967)</i> Carc. Cat. 3 : R40 Xn; R21/22 N; R50-53</p> <p><i>Annexe VI Règlement (CE) No 1272/2008 (C.E., 2008)</i> Carc. 2 : H351 Acute Tox. 4 : H312 Acute Tox. 4 : H302 Aquatic Acute 1 : H400 Aquatic Chronic 1 : H410</p>
Effets endocriniens	<p>Le chlordane n'est pas cité dans la stratégie communautaire concernant les perturbateurs endocriniens (E.C., 2004; E.C., 2007).</p> <p>Dans le rapport d'étude de la DG ENV, le chlordane est cité dans la mise à jour de la liste prioritaire des perturbateurs endocriniens à faible tonnage (Petersen <i>et al.</i>, 2007). Pour la santé humaine, cette substance fait partie des perturbateurs endocriniens de catégorie 1 (mise en évidence d'effets endocriniens sur organisme sain dans au moins une étude <i>in vivo</i>). Pour la faune sauvage, elle fait partie de la catégorie 2 (effets endocriniens potentiels).</p>
Critères PBT / POP	<p>La substance remplit les critères PBT/vPvB mais n'a pas fait l'objet d'une évaluation européenne¹ (C.E., 2006).</p> <p>La substance appartient à la catégorie des POP². Utilisation en tant que : ectoparasiticide local, insecticide, termiticide, termiticide dans les bâtiments et les barrages, termiticide sur les routes, additif dans les adhésifs pour contreplaqués (PNUE, 2001).</p>

¹ Les PBT sont des substances persistantes, bioaccumulables et toxiques et les vPvB sont des substances très persistantes et très bioaccumulables. Les critères utilisés pour la classification des PBT sont ceux fixés par l'Annexe XIII du règlement n° 1907/2006 (REACH)

² Les Polluants Organiques Persistants (POP) (PNUE, 2001) sont des substances persistantes (aux dégradations biotiques et abiotiques), fortement bioaccumulables, et qui peuvent être transportées sur de longues distances et être retrouvée de façon ubiquitaire dans l'environnement. Les critères utilisés pour la classification POP sont ceux fixés par l'Annexe 5 de la Convention de Stockholm placée sous l'égide du PNUE (Programme des Nations Unies pour l'Environnement).

Normes de qualité existantes	<p>U.E. : 0.1 µg/L pour l'eau destinée à la production d'eau potable (pesticides) (C.E., 1998)</p> <p>Allemagne : (ETOX, 2011³)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Critère de qualité des eaux de surface destinées à la consommation d'eau potable = 0.003 µg/L <p>Pays-Bas : (ETOX, 2011)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Norme de qualité pour les eaux prélevées destinées à la consommation = 0.002 µg/L en quantité dissoute (Maximum Permissible Concentration). <p>USA : (ETOX, 2011)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Critère de qualité pour les organismes aquatiques eau douce = 0.0043 µg/L • Critère de qualité pour les organismes aquatiques eau de mer = 0.004 µg/L • Norme de qualité pour l'eau potable et la consommation de poisson = 0.0021 µg/L • Norme de qualité pour la consommation de poisson et a protection de la santé = 0.0022 µg/L
	<p>Mesure de restriction</p> <p>-</p>
	<p>Substance(s) associée(s)</p> <p>-</p>

PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES

	Valeurs	Source
Poids moléculaire [g/mol]	409.8	HSDB, 2011
Hydrosolubilité [mg/L]	0.056 à 25°C	Sanborn <i>et al.</i> , 1976
Pression de vapeur [Pa]	0.0013 à 25 °C	Tomlin, 1994
Constante de Henry [Pa.m ³ /mol]	4.92 à 25°C 27-29 à 25°C	Warner <i>et al.</i> , 1987; Jantunen et Bidleman, 2006
Log du coefficient de partage Octanol-eau (log Kow)	5.54 (calculé) 6.16	US-EPA, 1986 cité dans EFSA, 2007 HSDB, 2011
Coefficient d'adsorption (carbone organique) (Koc) [L/kg]	20 000 – 76 000	HSDB, 2011
Constante de dissociation (pKa)		-

³ Les données issues de cette source (<http://webetox.uba.de/webETOX/index.do>) ne sont données qu'à titre indicatif ; elles n'ont donc pas fait l'objet d'une validation par l'INERIS.

COMPORTEMENT DANS L'ENVIRONNEMENT

PERSISTANCE

		Source
Hydrolyse	Le chlordane n'est pas susceptible d'être dégradé par hydrolyse	HSDB, 2011
Photolyse	Le chlordane est stable sous des conditions de lumière naturelle et n'est pas susceptible d'être dégradé par photolyse directe. Cependant, il est indiqué que la présence d'autres substances comme la benzophénone ou l'acétone augmenterait son taux de photodégradation	IPCS, 1998; HSDB, 2011
Biodégradabilité	Une étude de Tabak <i>et al.</i> , 1981) montre une absence de biodégradation du chlordane après 28 jours d'incubation. En conditions aérobies dans le sol, des temps de demi-vie de biodégradation allant de 0.4 à 3.3 ans ont été estimés.	HSDB, 2011

DISTRIBUTION DANS L'ENVIRONNEMENT

		Source
Adsorption	Les valeurs de Koc (20000-76000 L/kg) indiquent que cette substance aura tendance à s'adsorber de façon importante sur les sédiments.	SRC, 1988; HSDB, 2011
Volatilisation	Les différentes constantes de Henry précitées laissent penser que la substance aura une légère tendance à se volatiliser.	Warner <i>et al.</i> , 1987; Jantunen et Bidleman, 2006
Bioaccumulation/ Biomagnification	<p>HSDB (2011) rapporte des valeurs de BCF allant de 3311 à 19953 mesurées chez les poissons.</p> <p>Un BCF de 38019 a été mesuré chez <i>Pimephales promelas</i> après 32 jours d'exposition (Veith <i>et al.</i>, 1979).</p> <p>Des BCF de 6309 et de 19953 ont été déterminés chez <i>Cyprinodon variegatus</i> pour des juvéniles et des adultes après 28 et 189 jours d'exposition respectivement (Parrish <i>et al.</i>, 1978).</p> <p>Chez les algues vertes, un BCF de 10232 a été mesuré au bout de 24 h d'exposition au chlordane.</p> <p>Ces différentes valeurs de BCF suggèrent un fort potentiel de bioconcentration du chlordane dans les organismes aquatiques.</p> <p>Un BCF de 38000 est utilisé dans la détermination des normes de qualité ce qui correspond à un BMF₁ de 10 auquel s'ajoute un BMF₂ de 10.</p>	<p>HSDB, 2011</p> <p>Parrish <i>et al.</i>, 1978; Veith <i>et al.</i>, 1979</p>

ECOTOXICITE ET TOXICITE**ORGANISMES AQUATIQUES**

Dans les tableaux ci-dessous, sont reportés pour chaque taxon tous les résultats des tests d'écotoxicité liés à la substance. Toutes les données présentées ont été étudiées par l'INERIS.

Ces résultats d'écotoxicité sont principalement exprimés sous forme de NOEC (*No Observed Effect Concentration*), concentration sans effet observé, d'EC₁₀, concentration produisant 10% d'effets et équivalente à la NOEC, ou de EC₅₀, concentration produisant 50% d'effets. Les NOEC sont principalement rattachées à des tests chroniques, qui mesurent l'apparition d'effets sub-létaux à long terme, alors que les EC₅₀ sont plutôt utilisées pour caractériser les effets à court terme.

ECOTOXICITE**ECOTOXICITE AQUATIQUE AIGUË**

Le tableau ci-dessous répertorie les données d'écotoxicité aiguë.

Organisme		Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source
Algues & plantes aquatiques	Eau douce	<i>Euglena elastica</i>	EC ₅₀ (72 h) photosynthèse	100	Non valide	Clegg et Koevenig, 1974
		<i>Chlamydomonas sp.</i>				
		<i>Chlorella elipsoidea</i>				
	Milieu marin	Information indisponible				
Invertébrés	Eau douce	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀	0.035	Valide	Call <i>et al.</i> , 1983
		<i>Neocaridina denticulata</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.000127	Valide	Huang et Chen, 2004
		<i>Palaemonetes kadiakensis</i>	LC ₅₀ (5 j.)	0.0025	Valide	Sanders, 1972
			LC ₅₀ (96 h)	0.004	Valide	Sanders, 1972
		<i>Anopheles quadrimaculatus</i>	LC ₆₀ (48 h)	0.1	Non valide	LaBrecque <i>et al.</i> , 1956
		<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀ (48 h)	0.097	Non valide	Randall <i>et al.</i> , 1979
				0.0984	Non valide	Moore <i>et al.</i> , 1998
				0.156	Non valide	Randall <i>et al.</i> , 1979
		<i>Daphnia pulex</i>	EC ₅₀ (48 h)	0.024	Non valide	Johnson et Finley, 1980
<i>Dugesia tigrina</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.32	Non valide	See <i>et al.</i> , 1974		
<i>Gammarus</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.04	Non valide	Sanders, 1972		

Organisme	Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source
	<i>fasciatus</i>		0.04	Non valide	Johnson et Finley, 1980
	<i>Gammarus lacustris</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.026	Non valide	Sanders, 1969
	<i>Hyalella azteca</i>	LC ₅₀ (48 h)	0.0611	Non valide	Moore <i>et al.</i> , 1998
	<i>Palaemonetes kadiakensis</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.01	Non valide	Sanders, 1972
	<i>Pteronarcys californicus</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.015	Non valide	Sanders et Cope, 1968
	<i>Simocephalus serrulatus</i>	EC ₅₀ (48 h)	0.02	Non valide	Johnson et Finley, 1980
	<i>Anodonta imbecillis</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.88	Etude supplémentaire	Keller, 1993
	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ (96 h)	0.024	Etude supplémentaire	Office of Pesticide Programs, 2000
	<i>Daphnia pulex</i>	EC ₅₀ (48 h)	0.029	Etude supplémentaire	Sanders et Cope, 1966
	<i>Hyalella azteca</i>	EC ₅₀ (168 h)	0.0971	Etude supplémentaire	Cardwell <i>et al.</i> , 1977
	<i>Notonecta sp.</i>	LC ₅₀ (168 h)	0.00079	Etude supplémentaire	Konar et Ghosh, 1968
	<i>Orconectes nais</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.05	Etude supplémentaire	Johnson et Finley, 1980
	<i>Pteronarcys californicus</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.015	Etude supplémentaire	Mayer et Ellersieck, 1986
		LC ₅₀ (48 h)	0.055	Etude supplémentaire	Cope, 1965

Organisme		Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source
	Milieu marin	<i>Crassostrea virginica</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.0062	Valide	Parrish <i>et al.</i> , 1976
			LOEC (24 h)	0.01	Etude supplémentaire	Butler <i>et al.</i> , 1960
		<i>Palaemonetes pugio</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.0048	Valide	Parrish <i>et al.</i> , 1976
		<i>Penaeus duorarum</i>	LC₅₀ (96 h)	0.0004	Valide	Parrish <i>et al.</i> , 1976
		<i>Penaeus vannamei</i>	LC ₅₀ (48 h)	0.0632	Non valide	Galindo <i>et al.</i> , 1996a
		<i>Nereis virens</i>	LC ₅₀ (12 j)	0.22	Non valide	McLeese <i>et al.</i> , 1982
		<i>Cancer magister</i>	EC ₅₀ (96 h)	0.0013	Etude supplémentaire	Caldwell, 1977
			LC ₅₀ (96 h)	0.01	Etude supplémentaire	Caldwell, 1977
	<i>Palaemon macrodactylus</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.011	Etude supplémentaire	Schoettger, 1970	
	Sédiment	<i>Nereis virens</i>	LC ₅₀ (12 j) (eau interstitielle)	0.19	Non valide	McLeese <i>et al.</i> , 1982
			LC ₅₀ (12 j) (sédiment)	≤5.8 (mg/kg)		
		<i>Chironomus tentans</i>	LC ₅₀ (48 h)	0.0058	Non valide	Moore <i>et al.</i> , 1998
		<i>Tubifex tubifex</i>	LC ₅₀ (24 h)	10	Etude supplémentaire	US-EPA, 1980
Poissons	Eau douce	<i>Carassius auratus</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.082	Non valide	Henderson <i>et al.</i> , 1960
		<i>Catla catla</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.012	Non valide	Bansal <i>et al.</i> , 1980
		<i>Cirrhina mrigala</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.015	Non valide	Bansal <i>et al.</i> , 1980
		<i>Cyprinus carpio</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.0029	Non valide	Rao <i>et al.</i> , 1975
				0.016	Non valide	Bansal <i>et al.</i> , 1980
		<i>Gambusia affinis</i>	LC ₅₀ (48 h)	0.041	Non valide	Culley et Ferguson, 1969
		<i>Heteropneustes fossilis</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.42	Non valide	Verma <i>et al.</i> , 1982
<i>Ictalurus punctatus</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.0067	Non valide	Johnson et Finley, 1980		

Organisme	Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source
			0.0458	Non valide	Johnson et Finley, 1980
	<i>Labeo rohita</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.02	Non valide	Bansal <i>et al.</i> , 1980
	<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.022	Non valide	Henderson <i>et al.</i> , 1960
			0.0293	Non valide	Johnson et Finley, 1980
			0.057	Non valide	Johnson et Finley, 1980
			0.041	Non valide	Randall <i>et al.</i> , 1979
			0.062	Non valide	Randall <i>et al.</i> , 1979
	<i>Micropterus salmoides</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.003	Non valide	Johnson et Finley, 1980
	<i>Oncorhynchus clarki</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.027	Non valide	Johnson et Finley, 1980
	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.014	Non valide	Johnson et Finley, 1980
			0.056	Non valide	Katz, 1961
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.0082	Non valide	(Mehrle <i>et al.</i> , 1974)
			0.0249	Non valide	Johnson et Finley, 1980
			0.042	Non valide	Johnson et Finley, 1980
			0.044	Non valide	Katz, 1961
	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.057	Non valide	Katz, 1961
	<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀ (48 h)	0.0214	Non valide	Moore <i>et al.</i> , 1998
		LC ₅₀ (96 h)	0.0248	Non valide	Johnson et Finley, 1980
			0.069	Non valide	Henderson <i>et al.</i> , 1960
			0.052	Non valide	Henderson <i>et al.</i> , 1960
			0.115	Non valide	Johnson et Finley, 1980
	<i>Poecilia reticulata</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.19	Non valide	Henderson <i>et al.</i> , 1960

Organisme	Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source	
	<i>Salmo trutta</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.0111	Non valide	Johnson et Finley, 1980	
	<i>Catostomus commersoni</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.017	Etude supplémentaire	Mayer et Ellersieck, 1986	
	<i>Chana punctatus</i>	LC ₅₀ (168 h)	0.00051	Etude supplémentaire	Konar et Ghosh, 1968	
	<i>Cyprinus carpio</i>	LC ₅₀ (48 h)	1.16	Etude supplémentaire	Ludemann et Neumann, 1960	
	<i>Cyprinus carpio communis</i>	LC ₅₀ (72 h)	0.04	Etude supplémentaire	Ravikumar et Gupta, 1988	
	<i>Heteropneustes fossilis</i>	LC ₅₀ (24 h)	0.014	Etude supplémentaire	Rai et Mandal, 1993	
	<i>Heteropneustes fossilis</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.275	Etude supplémentaire	Mishra et Srivastava, 1984	
	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	LC ₅₀ (72 h)	0.025	Etude supplémentaire	Ravikumar et Gupta, 1988	
	<i>Ictalurus punctatus</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.0008	Etude supplémentaire	Mayer et Ellersieck, 1986	
			0.5	Etude supplémentaire	(Clemens and Sneed, 1959)	
	<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.0191	Etude supplémentaire	Mayer et Ellersieck, 1986	
			0.04	Etude supplémentaire	Cope, 1965	
	<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.056	Etude supplémentaire	Office of Pesticide Programs, 2000	
			LC ₅₀	0.077	Etude supplémentaire	Macek et al., 1969
			LC ₅₀	0.059	Etude supplémentaire	Cardwell et al., 1977
	<i>Oncorhynchus clarki</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.023	Etude supplémentaire	Mayer et Ellersieck, 1986	
	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.0139	Etude supplémentaire	Mayer et Ellersieck, 1986	
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.0029	Etude supplémentaire	Mayer et Ellersieck, 1986	
			0.0078	Etude supplémentaire	Cope, 1965	
			0.009	Etude supplémentaire	Office of Pesticide Programs, 2000	
	<i>Perca flavescens</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.0096	Etude supplémentaire	Mayer et Ellersieck, 1986	

Organisme		Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source
		<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	0.037	Etude supplémentaire	Cardwell et al., 1977
		<i>Poecilia reticulata</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.341	Etude supplémentaire	Gupta et al., 1984
		<i>Salvelinus fontinalis</i>	LC ₅₀	0.045	Etude supplémentaire	Cardwell et al., 1977
	Milieu marin	<i>Lagodon rhomboides</i>	LC₅₀ (96 h)	0.0064	Valide	Parrish et al., 1976
		<i>Cyprinodon variegatus</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.0245	Valide	Parrish et al., 1976
				0.0125	Valide	Parrish et al., 1978
		<i>Gasterosteus aculeatus</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.09	Non valide	Katz, 1961
				0.16	Non valide	Katz, 1961
		<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.0037	Etude supplémentaire	Schoettger, 1970
		<i>Morone saxatilis</i>	LC ₅₀	0.0118	Etude supplémentaire	Korn et Earnest, 1974

ECOTOXICITE AQUATIQUE CHRONIQUE

Organisme		Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source
Algues & plantes aquatiques	Eau douce	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	NOEC (24 h) production d'O ₂	0.01	Non valide	Glooschenko et Lott, 1977
		<i>Chlamydomonas sp.</i>	NOEC (11 j.) croissance	0.05	Non valide	Glooschenko et Lott, 1977
	Milieu marin	Information indisponible				
Invertébrés	Eau douce	<i>Neocaridina denticulata</i>	LOEC (28 j) (< 10% d'effet) perturbations endocriniennes pour les femelles	10 ⁻⁶	Valide	Huang et al., 2006
			LOEC (28 j) (< 10% d'effet) perturbations endocriniennes pour les mâles	10 ⁻⁶	Valide	Huang et al., 2004

Organisme		Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source
		<i>Daphnia magna</i>	NOEC	0.016	Non évaluable	Cardwell et al., 1977
		<i>Daphnia magna</i>	NOEC (21 j)	$1.8 \cdot 10^{-4}$	Valide	Manar et al., 2009
		<i>Orconectes nais</i>	LC ₅₀ (35 j)	0.0316	Non valide	Johnson et Finley, 1980
	Milieu marin	<i>Penaeus vannamei</i>	LOEC (7 j)	0.00027	Non valide	Galindo et al., 1996b
	Sédiment	<i>Dugesia dorotocephala</i>	NOEC (13 j)	0.2	Non valide	Best et al., 1981
Poissons	Eau douce	<i>Labeo rohita</i>	NOEC (30 j)	0.00042	Non valide	Bansal et al., 1980
		<i>Cirrhina mrigala</i>				
		<i>Catla catla</i>				
		<i>Cyprinus carpio</i>				
		<i>Lepomis macrochirus</i>	NOEC	0.0016	non évaluable	Cardwell et al., 1977
	Milieu marin	<i>Cyprinodon variegatus</i>	NOEC (10 j)	0.00063	Valide	Parrish et al., 1978
		<i>Cyprinodon variegatus</i>	NOEC (28 j) ELS	0.0071	Valide	Parrish et al., 1976

NORMES DE QUALITE POUR LA COLONNE D'EAU

Les normes de qualité pour les organismes de la colonne d'eau sont calculées conformément aux recommandations du guide technique européen pour la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2011). Elles sont obtenues en divisant la plus faible valeur de NOEC ou d'EC₅₀ valide par un facteur d'extrapolation (AF, *Assessment Factor*).

La valeur de ce facteur d'extrapolation dépend du nombre et du type de tests pour lesquels des résultats valides sont disponibles. Les règles détaillées pour le choix des facteurs sont données dans le guide technique européen (E.C., 2011).

En ce qui concerne les organismes marins, selon le projet de document guide technique pour la détermination de normes de qualité environnementale (E.C., 2011), la sensibilité des espèces marines à la toxicité des substances organiques peut être considérée comme équivalente à celle des espèces dulçaquicoles, à moins qu'une différence ne soit montrée.

Néanmoins, le facteur d'extrapolation appliqué pour déterminer la AA-QS_{marine_eco} doit prendre en compte les incertitudes additionnelles telles que la sous-représentation de taxons clefs et une diversité d'espèces plus complexe en milieu marin.

- **Moyenne annuelle (AA-QS_{water_eco} et AA-QS_{marine_eco}) :**

Une concentration annuelle moyenne est déterminée pour protéger les organismes de la colonne d'eau d'une possible exposition prolongée.

Pour le chlordane, des données chroniques sont disponibles seulement pour deux niveaux trophiques. Aucune donnée valide n'est disponible sur les algues. Cependant, la substance étant un insecticide, les algues ne seront pas à priori pas les plus sensibles. La substance agira plutôt sur les invertébrés. D'après les données disponibles, l'espèce la plus sensible en aigu et en chronique est *Neocardina denticulata*, un facteur de sécurité de 10 peut alors être appliqué à une NOEC dérivée de la LOEC (10^{-6} mg/L) (10% d'effet étant mesuré, sa valeur est divisée par deux) pour la détermination de la AA-QS_{water_eco}.

$$AA-QS_{water_eco} = 0.5 \cdot 10^{-6} / 10 = 5 \cdot 10^{-8} \text{ mg/L, soit } 5 \cdot 10^{-5} \text{ } \mu\text{g/L}$$

$$AA-QS_{water_eco} = 5 \cdot 10^{-5} \text{ } \mu\text{g/L}$$

En ce qui concerne les organismes marins, des essais sont disponibles pour les poissons en aigu. Le jeu de données disponible ne permet pas de montrer une différence de sensibilité. En l'absence de taxon additionnel (mollusque, échinodermes, ...) et pour les mêmes raisons que lors du calcul de l'AA-QS_{water_eco}, la norme de qualité sera déterminée en appliquant un facteur de sécurité de 100 à une NOEC dérivée de la LOEC (10^{-6} mg/L) (10% d'effet étant mesuré, sa valeur est divisée par deux).

AA-QS_{marine_eco} = $0.5 \cdot 10^{-6} / 100 = 5 \cdot 10^{-9}$ mg/L, soit

$$AA-QS_{marine_eco} = 5 \cdot 10^{-6} \text{ } \mu\text{g/L}$$

- **Concentration Maximum Acceptable (MAC et MAC_{marine})**

La concentration maximale acceptable est calculée afin de protéger les organismes de la colonne d'eau de possibles effets de pics de concentrations de courtes durées (E.C., 2011).

On dispose de données aiguës pour deux niveaux trophiques (invertébrés et poissons), la plus faible étant celle sur *Neocardina denticulata*, LC₅₀ (96 h) = 0.000127 mg/L (mesurée par Huang et Chen, 2004). Par défaut, un facteur d'extrapolation de 100 s'applique pour calculer la MAC. Cependant le document guide pour la détermination de normes de qualité environnementale (E.C., 2011) prévoit que, pour les substances dont le mode d'action est bien connu (ici un insecticide) et pour lesquelles des données sont disponibles pour le taxon le plus sensible (ici les invertébrés), ce facteur puisse être diminué. Pour le chlordane, il est proposé d'abaisser ce facteur à 10 :

MAC = 0.0000127 mg/L soit 0.0127 $\mu\text{g/L}$

$$MAC = 0.0127 \text{ } \mu\text{g/L}$$

De la même manière, pour le milieu marin, un facteur d'extrapolation de 100 s'applique pour calculer la MAC_{marine} :

$$MAC_{marine} = 0.00127 \text{ } \mu\text{g/L}$$

Proposition de norme de qualité pour les organismes de la colonne d'eau (eau douce)		
Moyenne annuelle [AA-QS _{water_eco}]	5.10 ⁻⁵	µg/L
Concentration Maximum Acceptable [MAC]	0.0127	µg/L
Proposition de norme de qualité pour les organismes de la colonne d'eau marine		
Moyenne annuelle [AA-QS _{marine_eco}]	5.10 ⁻⁶	µg/L
Concentration Maximum Acceptable [MAC _{marine}]	0.00127	µg/L

VALEUR GUIDE DE QUALITE POUR LE SEDIMENT (QS_{SED} ET QS_{SED-MARIN})

Un seuil de qualité dans le sédiment est nécessaire (i) pour protéger les espèces benthiques et (ii) protéger les autres organismes d'un risque d'empoisonnement secondaire résultant de la consommation de proies provenant du benthos. Les principaux rôles des normes de qualité pour les sédiments sont de :

1. Identifier les sites soumis à un risque de détérioration chimique (la norme sédiment est dépassée)
2. Déclencher des études pour l'évaluation qui peuvent conduire à des études plus poussées et potentiellement à des programmes de mesures
3. Identifier des tendances à long terme de la qualité environnementale (Art. 4 Directive 2000/60/CE).

Aucune information d'écotoxicité valide pour les organismes benthiques n'a été trouvée dans la littérature.

A défaut, une valeur guide pour le sédiment peut être calculée à partir du modèle de l'équilibre de partage.

Ce modèle suppose que :

- il existe un équilibre entre la fraction de substances adsorbées sur les particules sédimentaires et la fraction de substances dissoutes dans l'eau interstitielle du sédiment,
- la fraction de substances adsorbées sur les particules sédimentaires n'est pas biodisponible pour les organismes et que seule la fraction de substances dissoutes dans l'eau interstitielle est susceptible d'impacter les organismes,
- la sensibilité intrinsèque des organismes benthiques aux toxiques est équivalente à celle des organismes vivant dans la colonne d'eau. Ainsi, la norme de qualité pour la colonne d'eau peut être utilisée pour définir la concentration à ne pas dépasser dans l'eau interstitielle.

NB : La pollution actuelle peut être suivie dans les matières en suspension et les couches superficielles du sédiment. Les couches profondes intègrent la contamination historique sur des dizaines voire des centaines d'années et ne sont pas jugées pertinentes pour caractériser la pollution actuelle. Les paramètres par défaut préconisés par le guide technique européen (E.C., 2011) ont été choisis empiriquement pour caractériser les matières en suspension et les couches superficielles. Matières en suspension et couches superficielles contiennent relativement plus d'eau et de matières organiques que les couches profondes du sédiment.

Une valeur guide de qualité pour le sédiment peut être alors calculée selon l'équation suivante (E.C., 2011) :

$$QS_{\text{sed wet weight}} [\mu\text{g/kg}] = \frac{K_{\text{sed-eau}}}{RHO_{\text{sedusp}}} * AA-QS_{\text{water_eco}} [\mu\text{g/L}] * 1000$$

Avec :

RHO_{sed} : masse volumique du sédiment en $[\text{kg}_{\text{sed}}/\text{m}^3_{\text{sed}}]$. En l'absence d'une valeur exacte, la valeur générique proposée par le guide technique européen (E.C., 2011) est utilisée : 1300 kg/m^3 .

$K_{\text{sed-eau}}$: coefficient de partage sédiment/eau en m^3/m^3 . En l'absence d'une valeur exacte, les valeurs génériques proposées par le guide technique européen (E.C., 2011) sont utilisées. Le coefficient est alors calculé selon la formule suivante : $0.8 + 0.025 * K_{\text{oc}}$ soit $K_{\text{sed-eau}} = 500.8 - 1900.8 \text{ m}^3/\text{m}^3$.

Ainsi, on obtient:

$$QS_{\text{sed wet weight}} = 0.019 - 0.073 \mu\text{g/kg (poids humide)}$$

La concentration correspondante en poids sec peut être estimée en tenant compte du facteur de conversion suivant:

$$\frac{RHO_{\text{sed}}}{F_{\text{solide}_{\text{sed}}} * RHO_{\text{solide}}} = \frac{1300}{500} = 2.6$$

Avec :

$F_{\text{solide}_{\text{sed}}}$: fraction volumique en solide dans le sédiment en $[\text{m}^3_{\text{solide}}/\text{m}^3_{\text{sed}}]$. En l'absence d'une valeur exacte, la valeur générique proposée par le guide technique européen (E.C., 2011) est utilisée : $0.2 \text{ m}^3/\text{m}^3$.

RHO_{solide} : masse volumique de la partie sèche en $[\text{kg}_{\text{solide}}/\text{m}^3_{\text{solide}}]$. En l'absence d'une valeur exacte, la valeur générique proposée par le guide technique européen (E.C., 2011) est utilisée : 2500 kg/m^3 .

Pour le chlordane, la concentration correspondante en poids sec est :

$$QS_{\text{sed dry_weight}} = 0.019 - 0.073 * 2.6 = 0.050 - 0.190 \mu\text{g/kg}_{\text{sed poids sec}}$$

Selon la même approche que pour le sédiment d'eau douce, une valeur guide de qualité pour le sédiment marin peut être calculée selon la formule suivante :

$$QS_{\text{sed-marin wet weight}} [\mu\text{g/kg}] = \frac{K_{\text{sed-eau}}}{RHO_{\text{sed}}} * AA-QS_{\text{marine_eco}} [\mu\text{g/L}] * 1000$$

$$QS_{\text{sed-marin wet weight}} = 1.926.10^{-3} - 7.311.10^{-3} \mu\text{g/kg (poids humide)}$$

La concentration correspondante en poids sec est alors la suivante :

$$QS_{\text{sed-marin dry_weight}} = 5.008.10^{-3} - 1.901.10^{-2} \mu\text{g/kg}_{\text{sed poids sec}}$$

Le logKow de la substance étant supérieur à 5, un facteur additionnel de 10 est jugé nécessaire.

Ainsi :

$$QS_{\text{sed wet weight}} = 0.0019 - 0.0073 \mu\text{g/kg (poids humide)}$$

$$QS_{\text{sed dry_weight}} = 0.005 - 0.019 \mu\text{g/kg}_{\text{sed poids sec}}$$

Validation groupe d'experts : Avril 2012

Version 1 : 02/07/2012

Page 14

DRC-12-126836-07525A

$$QS_{\text{sed-marin wet weight}} = 1.926 \cdot 10^{-4} - 7.311 \cdot 10^{-4} \text{ } \mu\text{g/kg (poids humide)}$$

$$QS_{\text{sed-marin dry_weight}} = 5.008 \cdot 10^{-4} - 1.901 \cdot 10^{-3} \text{ } \mu\text{g/kg}_{\text{sed poids sec}}$$

Il faut rappeler que les incertitudes liées à l'application du modèle de l'équilibre de partage sont importantes. Les sédiments naturels peuvent avoir des propriétés très variables en termes de composition (nature et quantité de matières organiques, composition minéralogique), de granulométrie, de conditions physico-chimiques, de conditions dynamiques (taux de déposition/taux de resuspension). Par ailleurs ces propriétés peuvent évoluer dans le temps en fonction notamment des conditions météorologiques et de la morphologie de la masse d'eau. Si bien que le partage entre la fraction de toxique adsorbé et la fraction de toxique dissous peut être extrêmement variable d'un sédiment à un autre et l'hypothèse d'un équilibre entre ces deux fractions ne semble pas très réaliste pour des conditions naturelles.

Par ailleurs, certains organismes benthiques peuvent ingérer les particules sédimentaires, et donc être contaminés par la fraction de substance adsorbée sur ces particules, ce qui n'est pas pris en compte par la méthode.

Proposition de valeur guide de qualité pour les sédiments (eau douce)	0.0019	$\mu\text{g/kg}_{\text{sed poids humide}}$
	0.005	$\mu\text{g/kg}_{\text{sed poids sec}}$
Proposition de valeur guide de qualité pour les sédiments (eau marine)	$1.9 \cdot 10^{-4}$	$\mu\text{g/kg}_{\text{sed poids humide}}$
	$5 \cdot 10^{-4}$	$\mu\text{g/kg}_{\text{sed poids sec}}$
Conditions particulières	Avec un Koc compris entre 20 000 et 76 000 L/kg et un log Kow = 6.16, la mise en œuvre d'un seuil pour le sédiment est recommandée par le document guide européen (E.C., 2011).	

EMPOISONNEMENT SECONDAIRE

Ce chapitre traite de la toxicité chronique induite par la substance sur les prédateurs *via* la consommation d'organismes aquatiques contaminés (appelés biote, i.e. poissons ou invertébrés vivant dans la colonne d'eau ou dans les sédiments). Il s'agit donc d'évaluer la toxicité chronique de la substance par la voie d'exposition orale uniquement.

Dans les tableaux ci-dessous, ne sont reportés pour chaque type de test que les résultats permettant d'obtenir les NOEC ou la valeur toxicologique de référence (VTR) les plus protectrices. N'ont été recherchés que des tests sur mammifères ou oiseaux exposés par voie orale (exposition par l'alimentation ou par gavage). Toutes les données présentées ont été validées puisqu'elles sont issues de sources fiables.

Les résultats de toxicité sont principalement donnés sous forme de doses journalières : NOAEL (*No Observed Adverse Effect Level*), ou LOAEL (*Lowest Observed Adverse Effect Level*). NOAEL et LOAEL sont exprimées en termes de quantité de substance administrée par unité de masse corporelle de l'animal testé, et par jour.

Pour calculer la norme de qualité liée à l'empoisonnement secondaire des prédateurs, il est nécessaire de connaître la concentration de substance dans le biote n'induisant pas d'effets observés pour les prédateurs (exprimée sous forme de NOEC). Il est possible de déduire une NOEC à partir d'une NOAEL grâce à des facteurs de conversion empiriques variables selon les espèces testées. Les facteurs utilisés ici sont ceux recommandés par le guide technique européen pour la détermination de normes de qualité (E.C., 2011). Les valeurs de ces facteurs de conversion dépendent de la masse corporelle des animaux et de leur consommation journalière de nourriture. Celles-ci peuvent donc varier d'une façon importante selon le niveau d'activité et le métabolisme de l'animal, la valeur nutritive de sa nourriture, etc. En particulier elles peuvent être très différentes entre un animal élevé en laboratoire et un animal sauvage.

Afin de couvrir ces sources de variabilité, mais aussi pour tenir compte des autres sources de variabilité ou d'incertitude (variabilité inter et intra-espèces, extrapolation du court terme au long terme, etc.) des facteurs d'extrapolation sont nécessaires pour le calcul de la $QS_{\text{biota_sec\ pois}}$. Les valeurs recommandées pour ces facteurs d'extrapolation sont données dans le guide technique européen (E.C., 2011). Un facteur d'extrapolation supplémentaire ($AF_{\text{dose-réponse}}$) est utilisé dans le cas où la toxicité a été établie à partir d'une LOAEL plutôt que d'une NOAEL.

ECOTOXICITE POUR LES VERTEBRES TERRESTRES

TOXICITE ORALE POUR LES MAMMIFERES

	Type de test	NOAEL [mg/kg _{corporel} /j]	Source	Facteur de conversion	NOEC [mg/kg _{biota}]
Toxicité sub-chronique et/ou chronique	Rat (<i>Ratus norvegicus</i>) Administration orale pendant 30 mois effet hépatique	0.055	Khasawinah et Grutsch, 1989	20	1.1
	Chien Administration orale via l'alimentation pendant 2 ans. Quantités : 0, 0.3, 3, 15 or 30 mg/kg	0.075	Wazeter, 1967 cité dans EFSA, 2007	Donnée spécifique de l'étude	3
Toxicité sur la reproduction	<i>Mus musculus</i> Etude sur la reproduction de plus d'un an, sur 6 générations Dose d'expo. : 25 – 50 – 100 mg/kg	4.58	Keplinger <i>et al.</i> , 1968 cité par Sample <i>et al.</i> , 1996	Donnée spécifique de l'étude	25

TOXICITE ORALE POUR LES OISEAUX

	Type de test	NOAEL/LOAEL [mg/kg _{corporel} /j]	Source	Facteur de conversion	NOEC [mg/kg _{biota}]
Toxicité sub-chronique et/ou chronique	<i>Agelaius phoeniceus</i> Administration orale via alimentation pendant 84 jours Dose d'expo. : 10 – 50 – 100 ppm	2.14	Stickel <i>et al.</i> , 1983 cité par Sample <i>et al.</i> , 1996	Donnée spécifique de l'étude	10
Toxicité sur la reproduction	Pas d'information disponible.				

NORME DE QUALITE EMPOISONNEMENT SECONDAIRE (QS_{BIOTA_SEC POIS})

La norme de qualité pour l’empoisonnement secondaire (QS_{biota_sec pois}) est calculée conformément aux recommandations du projet de guide technique européen pour la détermination de normes de qualité (E.C., 2011). Elle est obtenue en divisant la plus faible valeur de NOEC valide par les facteurs d’extrapolation recommandés (E.C., 2011).

Pour le chlordane, un facteur de 30 est appliqué sur la NOEC la plus faible de 1.1 mg/kg_{biota} car la durée de l’essai est de 30 mois. On obtient donc :

$$QS_{\text{biota_sec pois}} = 1.1 \text{ [mg/kg}_{\text{biota}}] / 30 = 0.036 \text{ mg/kg}_{\text{biota}}$$

Cette valeur de norme de qualité pour l’empoisonnement secondaire peut être ramenée :

- à une concentration dans l’eau selon la formule suivante :

$$QS_{\text{water sp}} \text{ [mg/L]} = \frac{QS_{\text{biota_sec pois}} \text{ [mg/kg}_{\text{biota}}]}{BCF \text{ [L/kg}_{\text{biota}}] * BMF_1}$$

- à une concentration dans l’eau marine selon la formule suivante :

$$QS_{\text{marin sp}} \text{ [mg/L]} = \frac{QS_{\text{biota_sec pois}} \text{ [mg/kg}_{\text{biota}}]}{BCF \text{ [L/kg}_{\text{biota}}] * BMF_1 * BMF_2}$$

Avec :

BCF : facteur de bioconcentration,

BMF₁ : facteur de biomagnification,

BMF₂ : facteur de biomagnification additionnel pour les organismes marins.

Ce calcul tient compte du fait que la substance présente dans l’eau du milieu peut se bioaccumuler dans le biota. Il donne la concentration à ne pas dépasser dans l’eau afin de respecter la valeur de la norme de qualité pour l’empoisonnement secondaire déterminée dans le biota.

La bioaccumulation tient compte à la fois du facteur de bioconcentration (BCF, ratio entre la concentration dans le biota et la concentration dans l’eau) et du facteur de biomagnification (BMF, ratio entre la concentration dans l’organisme du prédateur en bout de chaîne alimentaire, et la concentration dans l’organisme de la proie au début de la chaîne alimentaire). En l’absence de valeurs mesurées pour le BMF₁ et BMF₂, celles-ci peuvent être estimées à partir du BCF selon le guide technique européen (E.C., 2011).

Ce calcul n’est donné qu’à titre indicatif. Il fait en effet l’hypothèse qu’un équilibre a été atteint entre l’eau et le biote, ce qui n’est pas véritablement réaliste dans les conditions du milieu naturel. Par ailleurs il repose sur un facteur de bioaccumulation qui peut varier de façon importante entre les espèces considérées.

Pour le chlordane, un BCF de 38 000 et un BMF₁ = BMF₂ de 10 (cf. E.C., 2011) ont été retenus. On a donc :

$$QS_{\text{water sp}} = 0.036 \text{ [mg/kg}_{\text{biota}}] / (38\ 000 * 10) = 9.47.10^{-8} \text{ mg/L}$$

$$QS_{\text{marine sp}} = 0.036 \text{ [mg/kg}_{\text{biota}}] / (38\ 000 * 10 * 10) = 9.47.10^{-9} \text{ mg/L}$$

Proposition de norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire des prédateurs	36	µg/kg _{biota}
valeur correspondante dans l'eau douce	9.5.10 ⁻⁵	µg/L
valeur correspondante dans l'eau de mer	9.5.10 ⁻⁶	µg/L

SANTE HUMAINE

Ce chapitre traite de la toxicité chronique induite par la substance sur l'homme soit *via* la consommation d'organismes aquatiques contaminés, soit *via* l'eau de boisson.

Dans les tableaux ci-dessous, ne sont reportés pour chaque type de test que les résultats permettant d'obtenir les NOEC ou la valeur toxicologique de référence (VTR) les plus protectrices. Compte tenu du mode d'exposition envisagée, seuls les tests sur mammifères exposés par voie orale (dans l'alimentation ou par gavage) ont été recherchés.

Toutes les données présentées ont été validées.

Les résultats de toxicité sont principalement donnés sous forme de doses journalières : NOAEL (*No Observed Adverse Effect Level*), ou LOAEL (*Lowest Observed Adverse Effect Level*). NOAEL et LOAEL sont exprimées en termes de quantité de substance administrée par unité de masse corporelle de l'animal testé, et par jour.

TOXICITE

Pour l'évaluation des effets sur la santé humaine, seuls les résultats sur mammifères sont considérés comme pertinents. Contrairement à l'évaluation des effets pour les prédateurs, les effets de type cancérogène ou mutagène sont également pris en compte.

	Type de test	NOAEL/LOAEL [mg/kg _{corporel} /j]	Source	Valeur toxicologique de référence (VTR) [µg/kg _{corporel} /j]
Toxicité sub-chronique et/ou chronique	Etude chez le rat de 30 mois effet hépatique	0.055	Velsicol, 1983; Khasawinah et Grutsch, 1989	0.6 ⁽¹⁾ Facteur d'incertitude utilisé : 100 - interspèce : 10 - intraespèce : 10

(1) Cette VTR a été déterminée par ATSDR, 1994

	Classement CMR	Source
Cancérogène	La substance est inscrite à l'Annexe VI du règlement (CE) No 1272/2008, elle est classé carc. 2 H351 (effets cancérogènes suspectés).	C.E., 2008
Mutagène	La substance est inscrite à l'Annexe VI du règlement (CE) No 1272/2008 mais ne fait pas l'objet d'un classement pour la mutagenèse.	C.E., 2008
Toxicité pour la reproduction	La substance est inscrite à l'Annexe VI du règlement (CE) No 1272/2008 mais ne fait pas l'objet d'un classement pour la reproduction.	C.E., 2008

Validation groupe d'experts : Avril 2012

Version 1 : 02/07/2012

Page 18

DRC-12-126836-07525A

NORME DE QUALITE POUR LA SANTE HUMAINE VIA LA CONSOMMATION DES PRODUITS DE LA PECHE (QS_{BIOTA_HH})

La norme de qualité pour la santé humaine est calculée de la façon suivante (E.C., 2011) :

$$QS_{\text{biota hh}} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}] = \frac{0.1 * VTR [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corporel}}/\text{j}] * \text{poids corporel} [\text{kg}_{\text{corporel}}]}{\text{Cons. Journ. Moy.} [\text{kg}_{\text{biota}}/\text{j}]} * \frac{1}{F_{\text{sécurité}}}$$

Ce calcul tient compte de :

- la valeur toxicologique de référence (VTR), correspondant à une dose totale admissible par jour.
- un facteur correctif de 10% (soit 0.1) : la VTR donnée ne tient compte en effet que d'une exposition par voie orale, et pour la consommation de produits de la pêche uniquement. Mais la contamination peut aussi se faire par la consommation d'autres sources de nourriture, par la consommation d'eau, et d'autres voies d'exposition sont possibles (inhalation ou contact cutané). Le facteur correctif de 10% (soit 0.1) permet de rendre l'objectif de qualité plus sévère d'un facteur 10 afin de tenir compte de ces autres sources de contamination possibles.
- un poids corporel moyen de 70 kg,
- F_{sécurité} : facteur de sécurité supplémentaire de 10 pour tenir compte de l'effet cancérigène de la substance,
- Cons. Journ. Moy : une consommation journalière moyenne de produits de la pêche (poissons, mollusques, crustacés) égale à 115 g par jour.

Ce calcul n'est donné qu'à titre indicatif. Il peut être inadapté pour couvrir les risques pour les individus plus sensibles ou plus vulnérables (masse corporelle plus faible, forte consommation de produits de la pêche, voies d'exposition individuelles particulières). Le facteur correctif de 10% n'est donné que par défaut, car la contribution des différentes voies d'exposition varie selon les propriétés de la substance (et en particulier sa distribution entre les différents compartiments de l'environnement), ainsi que selon les populations considérées (travailleurs exposés, exposition pour les consommateurs/utilisateurs, exposition via l'environnement uniquement). L'hypothèse cependant que la consommation des produits de la pêche ne représente pas plus de 10% des apports journaliers contribuant à la dose journalière tolérable apporte une certaine marge de sécurité (E.C., 2011).

Pour le chlordane, le calcul aboutit à :

$$QS_{\text{biota hh}} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}] = \frac{0.1 * 0.6 [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corporel}}/\text{j}] * 70 [\text{kg}_{\text{corporel}}]}{0.115 [\text{kg}_{\text{biota}}/\text{j}]} * \frac{1}{10} = 3.6 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}$$

Comme pour l'empoisonnement secondaire, la concentration correspondante :

- dans l'eau douce du milieu peut être estimée en tenant compte de la bioaccumulation de la substance :

$$QS_{\text{water_hh food}} [\mu\text{g}/\text{L}] = \frac{QS_{\text{biota hh}} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}]}{\text{BCF} [\text{L}/\text{kg}_{\text{biota}}] * \text{BMF}_1}$$

- dans l'eau marine du milieu peut être estimée en tenant compte de la bioaccumulation de la substance :

$$QS_{\text{marine_hh food}} [\mu\text{g}/\text{L}] = \frac{QS_{\text{biota hh}} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}]}{\text{BCF} [\text{L}/\text{kg}_{\text{biota}}] * \text{BMF}_1 * \text{BMF}_2}$$

Pour le chlordane, on obtient donc :

$$QS_{\text{water_hh food}} = 3.6 / (38\,000 * 10) = 9.47 \cdot 10^{-6} \text{ } \mu\text{g/L}$$

$$QS_{\text{marine_hh food}} = 3.6 / (38\,000 * 10 * 10) = 9.47 \cdot 10^{-7} \text{ } \mu\text{g/L}$$

Proposition de norme de qualité pour la santé humaine via la consommation de produits de la pêche	3.6	$\mu\text{g/kg}_{\text{biota}}$
Valeur correspondante dans l'eau douce	$9.5 \cdot 10^{-6}$	$\mu\text{g/L}$
Valeur correspondante dans l'eau de mer	$9.5 \cdot 10^{-7}$	$\mu\text{g/L}$

NORME DE QUALITE POUR LA SANTE HUMAINE VIA L'EAU DE BOISSON ($QS_{\text{DW_HH}}$)

En principe, lorsque des normes de qualité réglementaires dans l'eau de boisson existent, soit dans la Directive 98/83/CE (C.E., 1998), soit déterminées par l'OMS, elles peuvent être adoptées. Les valeurs réglementaires de la Directive 98/83/CE doivent être privilégiées par rapport aux valeurs de l'OMS qui ne sont que de simples recommandations.

Il faut signaler que ces normes réglementaires ne sont pas nécessairement établies sur la base de critères (éco)toxicologiques (par exemple les normes pour les pesticides avaient été établies par rapport à la limite de quantification analytique de l'époque pour ce type de substance, soit 0.1 $\mu\text{g/L}$).

A titre de comparaison, la norme de qualité pour l'eau de boisson est calculée de la façon suivante (E.C., 2011) :

$$MPC_{\text{dw_hh}} = \frac{0.1 \cdot VTR [\mu\text{g/kg}_{\text{corporel/j}}] * \text{poids corporel} [\text{kg}_{\text{corporel}}]}{\text{Cons.moy.eau} [\text{L/j}]} * \frac{1}{F_{\text{sécurité}}}$$

Ce calcul tient compte de :

- la valeur toxicologique de référence (VTR), correspondant à une dose totale admissible par jour ; pour cette substance elle sera considérée égale à 0.6 $\mu\text{g/kg}_{\text{corporel/j}}$ (Cf. tableau ci-dessus),
- Cons.moy.eau [L/j] : une consommation d'eau moyenne de 2 L par jour,
- un poids corporel moyen de 70 kg,
- $F_{\text{sécurité}}$: facteur de sécurité supplémentaire de 10 pour tenir compte de l'effet cancérigène de la substance,
- un facteur correctif de 10% (soit 0.1) afin de tenir compte de ces autres sources de contamination possibles.

L'eau de boisson est obtenue à partir de l'eau brute du milieu après traitement pour la rendre potable. La fraction éliminée lors du traitement dépend de la technologie utilisée ainsi que des propriétés de la substance.

$$QS_{dw_hh} [\mu g/L] = \frac{MPC_{dw_hh}}{1 - \text{fraction éliminée}}$$

En l'absence d'information, on considèrera que la fraction éliminée est nulle et le critère pour l'eau de boisson s'appliquera alors à l'eau brute du milieu. Par ailleurs, on rappellera que ce calcul n'est donné qu'à titre indicatif et peut s'avérer inadéquat pour certaines substances et certaines populations.

Pour le chlordane, on obtient :

$$QS_{dw_hh} = \frac{0.1 * 0.6 * 70}{2 * (1 - 0) * 10} = 0.21 \mu g/L$$

La norme de qualité réglementaire dans l'eau de boisson fixée par la Directive 98/83/CE (C.E., 1998), est plus faible que la valeur calculée selon le guide technique (E.C., 2011), elle est donc proposée comme norme de qualité pour l'eau de boisson.

Proposition de norme de qualité pour l'eau destinée à l'eau potable	0.1	µg/L
--	-----	------

PROPOSITION DE NORME DE QUALITE ENVIRONNEMENTALE (NQE)

La NQE est définie à partir de la valeur de la norme de qualité la plus protectrice parmi tous les compartiments étudiés.

		Valeur	Unité
PROPOSITION DE NORMES DE QUALITE			
Organismes aquatiques (eau douce) moyenne annuelle	AA-QS _{water_eco}	5.10^{-5}	µg/L
Organismes aquatiques (eau douce) Concentration Maximum Acceptable	MAC	0.0127	µg/L
Organismes aquatiques (eau marine) moyenne annuelle	AA-QS _{marine_eco}	5.10^{-6}	µg/L
Organismes aquatiques (eau marine) Concentration Maximum Acceptable	MAC _{marine}	0.00127	µg/L
Empoisonnement secondaire des prédateurs	QS _{biota sec pois}	36	µg/kg _{biota}
valeur correspondante dans l'eau (douce et marine)	QS _{water_sp}	$9.5.10^{-5}$	µg/L
	QS _{marin_sp}	$9.5.10^{-6}$	
Santé humaine via la consommation de produits de la pêche	QS _{biota hh}	3.6	µg/kg _{biota}
valeur correspondante dans l'eau (douce et marine)	QS _{water hh food}	$9.5.10^{-6}$	µg/L
	QS _{marine hh food}	$9.5.10^{-7}$	
Santé humaine via l'eau destinée à l'eau potable	QS _{dw_hh}	0.1	µg/L

Pour le chlordane, la norme de qualité pour l'eau douce et celle pour l'eau marine sont les valeurs les plus faibles pour l'ensemble des approches considérées et pour les compartiments considérés. La proposition de NQE pour le chlordane est donc la suivante :

PROPOSITION DE NORME DE QUALITE ENVIRONNEMENTALE (CONCENTRATION DISSOUE)**EAU DOUCE**

Moyenne Annuelle dans l'eau :	$NQE_{EAU-DOUCE} =$	$9.5 \cdot 10^{-6} \mu\text{g/L}$
Fondée sur la santé humaine via la consommation des produits de la pêche	$NQE_{BIOTE} =$	$3.6 \mu\text{g/kg}_{\text{biota}}$
Concentration Maximale Acceptable dans l'eau:	$MAC_{EAU-DOUCE} =$	$0.0127 \mu\text{g/L}$

EAU MARINE

Moyenne Annuelle dans l'eau :	$NQE_{EAU-MARINE} =$	$9.5 \cdot 10^{-7} \mu\text{g/L}$
Fondée sur la santé humaine via la consommation des produits de la pêche	$NQE_{BIOTE} =$	$3.7 \mu\text{g/kg}_{\text{biota}}$
Concentration Maximale Acceptable dans l'eau:	$MAC_{EAU-MARINE} =$	$0.00127 \mu\text{g/L}$

Selon la méthodologie, pour les substances fortement hydrophobes ($\log Kow > 6$) et donc fortement adsorbables, il est nécessaire de convertir la norme de qualité environnementale initialement exprimée en concentration dissoute pour l'exprimer en concentration totale conformément au guide technique européen (E.C., 2011).

PROPOSITION DE NORME DE QUALITE ENVIRONNEMENTALE (CONCENTRATION TOTALE)**EAU DOUCE**

Moyenne Annuelle dans l'eau :	$NQE_{EAU-DOUCE} =$	$2.8 \cdot 10^{-7} \mu\text{g/L}$
Fondée sur la santé humaine via la consommation des produits de la pêche	$NQE_{BIOTE} =$	$3.6 \mu\text{g/kg}_{\text{biota}}$
Concentration Maximale Acceptable dans l'eau:	$MAC_{EAU-DOUCE} =$	$3.6 \cdot 10^{-4} \mu\text{g/L}$

EAU MARINE

Moyenne Annuelle dans l'eau :	$NQE_{EAU-MARINE} =$	$5.6 \cdot 10^{-9} \mu\text{g/L}$
Fondée sur la santé humaine via la consommation des produits de la pêche	$NQE_{BIOTE} =$	$3.7 \mu\text{g/kg}_{\text{biota}}$
Concentration Maximale Acceptable dans l'eau:	$MAC_{EAU-MARINE} =$	$3.6 \cdot 10^{-5} \mu\text{g/L}$

VALEURS GUIDES POUR LE SEDIMENT

Avec un Koc compris entre 20 000 et 76 000 L/kg et un log Kow = 6.16, la mise en œuvre d'un seuil pour le sédiment est recommandée par le document guide européen (E.C., 2011).

Proposition de valeur guide de qualité pour les sédiments (eau douce)	0.0019	$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{sed}} \text{ poids humide}$
	0.005	$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{sed}} \text{ poids sec}$
Proposition de valeur guide de qualité pour les sédiments (eau marine)	$1.9 \cdot 10^{-4}$	$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{sed}} \text{ poids humide}$
	$5 \cdot 10^{-4}$	$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{sed}} \text{ poids sec}$

BIBLIOGRAPHIE

ATSDR (1994). Toxicological Profile for Chlordane. Atlanta - Georgia - USA, Agency for Toxic Substances and Disease Registry: 9-121.

Bansal, S. K., S. R. Verma, *et al.* (1980). "Predicting long-term toxicity by subacute screening of pesticides with larvae and early juveniles of four species of freshwater major carp." Ecotoxicology and Environmental Safety **4**: 224-231.

Best, J. B., M. Morita, *et al.* (1981). "Acute Toxic Responses of the Freshwater Planarian, *Dugesia dorotocephala*, to Chlordane." Bull. Environ. Contam. Toxicol. **26**(4): 502-507.

Butler, P. A., A. J. Wilson, *et al.* (1960). "Effect of Pesticides on Oysters." Proc. Natl. Shellfish Assoc. **51**: 23-32.

C.E. (1967). Directive 67/548/CEE du Conseil, du 27 juin 1967, concernant le rapprochement des dispositions législatives, réglementaires et administratives relatives à la classification, l'emballage et l'étiquetage des substances dangereuses. Journal officiel n° 196 du 16/08/1967 p. 0001 - 0098.

C.E. (1998). Directive 98/83/CE du conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, Journal Officiel L 330/32 du 5.12.1998: 32-54.

C.E. (2006). Règlement (CE) N° 1907/2006 du Parlement européen et du Conseil du 18 décembre 2006 concernant l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques, ainsi que les restrictions applicables à ces substances (REACH), instituant une agence européenne des produits chimiques, modifiant la directive 1999/45/CE et abrogeant le règlement (CEE) N° 793/93 du Conseil et le règlement (CE) N° 1488/94 de la Commission ainsi que la directive 76/769/CEE du Conseil et les directives 91/155/CEE, 93/67/CEE, 93/105/CE et 2000/21/CE de la Commission, JO L 396 du 30.12.2006: p. 1-849.

C.E. (2008). Directive 2008/934/CE. Décision de la commission du 5 décembre 2008 concernant la non-inscription de certaines substances actives à l'annexe I de la directive 91/414/CEE du Conseil et le retrait des autorisations de produits phytopharmaceutiques contenant ces substance [notifiée sous le numéro C(2008) 7637].

C.E. (2008). Règlement (CE) no 1272/2008 du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2008 relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage des substances et des mélanges, modifiant et abrogeant les directives 67/548/CEE et 1999/45/CE et modifiant le règlement (CE) no 1907/2006.

Caldwell, R. S. (1977). Biological Effects of Pesticides on the Dungeness Crab. Gulf Breeze, FL, EPA-600/3-77-131, U.S. Environ. Prot. Agency, : 143 p.

Call, D., L. Brooke, *et al.* (1983). "Toxicity, bioconcentration, and metabolism of the herbicide Propanil (3',4'-Dichloropropionanilide) in freshwater fish." Arch. Environ. Contam. Toxicol. **12**: 175-182.

Cardwell, R. D. and al. (1977). Acute and chronic toxicity of chlordane to fish and invertebrates. Duluth, Minesota, EPA 600/3-77-019. EPA Ecol. Res. Ser., U.S. Environ. Prot. Agency.

Clegg, T. J. and J. L. Koevenig (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.

Cope, O. B. (1965). Sport Fishery Investigations. In: Fish and Wildl. Serv. Cicr. 226, Effects of Pesticides on Fish and Wildlife - 1964. Washington, D.C, Research Findings of the Fish and Wildlife Service, : 51-63.

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

E.C. (2004). Commission staff working document on implementation of the Community Strategy for Endocrine Disrupters - a range of substances suspected of interfering with the hormone systems of humans and wildlife (COM(1999) 706). SEC(2004) 1372. Brussels, European Commission.

- E.C. (2007). Commission staff working document on implementation of the "Community Strategy for Endocrine Disrupters" - a range of substances suspected of interfering with the hormone systems of humans and wildlife (COM(1999) 706), COM(2001) 262) and SEC (2004) 1372) SEC(2007) 1635. Brussels, European Commission.
- E.C. (2011). Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards. Guidance Document No. 27 for the Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Technical Report - 2011 - 055.
- EFSA (2007). "Chlordane as undesirable substance in animal feed. Scientific panel on contaminants in the food chain." The EFSA Journal **5**(2): 2-53.
- ETOX. (2011). "Datenbank für ökotoxikologische Wirkungsdaten und Qualitätsziele." from <http://webetox.uba.de/webETOX/index.do>.
- Galindo, J. G. R., A. M. Jasso, *et al.* (1996). "Toxic Effects of Organochlorine Pesticides on *Penaeus vannamei* Shrimps in Sinaloa, Mexico." Chemosphere **33**(3): 567-575.
- Galindo, J. G. R., J. A. Medina, *et al.* (1996). "Physiological and biochemical changes in shrimp larvae (*Penaeus vannamei*) intoxicated with organochlorine pesticides." Marine Pollut. Bull. **32**(12): 872-875.
- Glooschenko, V. and J. N. A. Lott (1977). "The Effects of Chlordane on the Green Algae *Scenedesmus quadricauda* and *Chlamydomonas sp.*" Can. J. Bot. **55**(23): 2866-2872.
- Gupta, P. K., V. S. Mujumdar, *et al.* (1984). "Studies on the Toxicity of Some Insecticides to a Freshwater Teleost *Lebistes reticulatus*." Acta Hydrochim.Hydrobiol. **12**(6): 629-636.
- Henderson, C., Q. H. Pickering, *et al.* (1960). "The toxicity of organic phosphorus and chlorinated hydrocarbon insecticides to fish." In: C.M.Tarzwel (Ed.), Biological Problems in WAtER Pollution, Trans.2nd Seminar, April 20-24, 1959, Tech.Rep.W60-3, U.S.Public Health Service, R.A.Taft Sanitary Engineering Center, Cincinnati, OH :76-88.
- HSDB (2011). Hazardous Substances Data Bank, National Library of Medicine.
- Huang, D. J. and H. C. Chen (2004). "Effects of chlordane and lindane on testosterone and vitellogenin levels in green neon shrimp (*Neocaridina denticulata*)." Int J Toxicol **23**(2): 91-95.
- Huang, D. J., H. C. Chen, *et al.* (2006). "Reproduction obstacles for the female green neon shrimp (*Neocaridina denticulata*) after exposure to chlordane and lindane." Chemosphere **64**: 11-16.
- Huang, D. J., S. Y. Wang, *et al.* (2004). "Effects of the endocrine disrupter chemicals chlordane and lindane on the male green neon shrimp (*Neocaridina denticulata*)." Chemosphere **57**(11): 1621-1627.
- IPCS (1998). Environmental Health Criteria 206: Methyl tertiary-Butyl Ether. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety.: 187.
- Jantunen, L. M. and T. F. Bidleman (2006). "Henry's law constants for hexachlorobenzene, p,p'-DDE and components of technical chlordane and estimates of gas exchange for Lake Ontario." Chemosphere **62**(10): 1689-1696.
- Johnson, W. W. and M. T. Finley (1980). Handbook of acute toxicity of chemicals to fish and aquatic invertebrates. Washington, DC, Resource publication 137.
- Katz, M. (1961). "Acute toxicity of some organic insecticides to three species of salmonids and to the threespine stickleback." Trans.Am.Fish.Soc. **90**(3): 264-268.
- Keller, A. E. (1993). "Acute Toxicity of Several Pesticides, Organic Compounds, and a Wastewater Effluent to the Freshwater Mussel, *Anodonta imbecilis*, *Ceriodaphnia dubia*." Bull.Enviro. Contam.Toxicol. **51**(5): 696-702.
- Keplinger, M. L., W. B. Deichmann, *et al.* (1968). "Effects of combinations of pesticides on reproduction in mice." IMS Ind Med Surg **37**(7): 525.
- Khasawinah, A. M. and J. F. Grutsch (1989). "Chlordane: 24-month tumorigenicity and chronic toxicity test in mice." Regulatory Toxicology and Pharmacology **10**(3): 244-254.
- Konar, S. K. and T. K. Ghosh (1968). "Experimental use of chlordane in fishery management." Prog. Fish. Cult. **30**: 96-99.

- Korn, S. and R. Earnest (1974). "Acute toxicity of twenty insecticides to striped bass, *Morone saxatilis*." Calif. Fish Game **60**: 128.
- LaBrecque, G. C., J. R. Noe, *et al.* (1956). "Effectiveness of Insecticides on Granular Clay Carriers Against Mosquito Larvae." Mosq.News **16**: 1-3.
- Ludemann, D. and H. Neumann (1960). "Acute Toxicity of Modern Contact Insecticides to Carp." Z.Angew.Zool. **47**: 11-33.
- Macek, K. J. and *al.* (1969). "The effects of temperature on the susceptibility of bluegills and rainbow trout to selected pesticides." Bull. Environ. Contam. Toxicol. **4**: 174.
- Manar, R., H. Bessi, *et al.* (2009). "Reproductive effects and bioaccumulation of chlordane in *Daphnia magna*." Environmental Toxicology and Chemistry **28**(10): 2150-2159.
- Mayer, F. L. J. and M. R. Ellersieck (1986). Manual of Acute Toxicity: Interpretation and Data Base for 410 Chemicals and 66 Species of Freshwater Animals. Washington, DC, U.S.Dep.Interior, Fish Wildl.Serv.: 505 p.
- McLeese, D. W., L. E. Burrige, *et al.* (1982). "Toxicities of Five Organochlorine Compounds in Water and Sediment to *Nereis virens*." Bull.Environ.Contam.Toxicol. **28**(2): 216-220.
- Mishra, J. and A. K. Srivastava (1984). "Effects of Chlordane on the Blood and Tissue Chemistry of a Teleost Fish, *Heteropneustes fossilis*." Cell.Mol.Biol. **30**(6): 519-523.
- Moore, M. T., D. B. Huggett, *et al.* (1998). "Comparative Toxicity of Chlordane, Chlorpyrifos, and Aldicarb to Four Aquatic Testing Organisms." Archives of Environmental Contamination & Toxicology **34**(2): 152-157.
- Office of Pesticide Programs (2000). Office of Pesticide Programs Pesticide Ecotoxicity Database (Formerly: Environmental Effects Database (EEDB)), Environmental Fate and Effects Division, U.S.EPA, Washington, D.C.
- Parrish, P. R. and *al.* (1978). Chronic toxicity of chlordane, trifluralin, and pentachlorophenol to sheepshead minnows (*Cyprinodon variegatus*). EPA 600/3-78-010. Cincinnati, Ohio, U.S. Environ. Prot. Agency.
- Parrish, P. R., S. C. Schimmel, *et al.* (1976). "Chlordane : effects on several estuarine organisms." Journal of Toxicology and Environmental Health **1**: 485-494.
- Petersen, G., D. Rasmussen, *et al.* (2007). Study on enhancing the Endocrine Disrupter priority list with a focus on low production volume chemicals, DHI: 252.
- PNUE (2001). Convention de Stockholm sur les Polluants Organiques Persistants: pp 47.
- Rai, U. P. and P. K. Mandal (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.
- Randall, W. F., W. H. Dennis, *et al.* (1979). "Acute toxicity of dechlorinated DDT, chlordane and lindane to bluegill (*Lepomis macrochirus*) and *Daphnia magna*." Bull. Environm. Contam. Toxicol. **21**: 849-854.
- Rao, T. S., M. S. Rao, *et al.* (1975). "Median tolerance limits of some chemicals to the fresh water fish *Cyprinus carpio*." Indian. J. Environ. Health **17**(2): 140-146.
- Ravikumar, S. S. and T. R. C. Gupta (1988). Toxicity of Chlordane and Malathion to Silver Carp and Common Carp. Proceedings of the First Indian Fisheries Forum, Asian Fisheries Society. M. M. Joseph. Indian Branch, Mangalore: 281-283.
- Sample, B. E., D. M. Opresko, *et al.* (1996). "Toxicological benchmarks for wildlife : 1996 revision." Risk Assessment Program, Health Sciences Research Division.
- Sanborn, J. R., R. L. Metcalf, *et al.* (1976). "The fate of chlordane and toxaphene in a terrestrial-aquatic model ecosystem." Entomol. **5**: 533-538.
- Sanders, H. O. (1969). "Toxicity of pesticides to the crustacean *gammarus lacustris*." Tech.Pap.No.25, Bur.Sports Fish.Wildl., Fish Wildl.Serv., U.S.D.I., Washington, D.C :18.

- Sanders, H. O. (1972). "Toxicity of some insecticides to four species of malacostracan crustaceans." Tech.Pap.No.66, Bur.Sports Fish.Wildl., Fish Wildl.Serv., U.S.D.I., Washington, D.C .:19.
- Sanders, H. O. and O. B. Cope (1966). "Toxicities of several pesticides to two species of cladocerans." Trans. Am. Fish. Soc. **95**: 165-169.
- Sanders, H. O. and O. B. Cope (1968). "The relative toxicities of several pesticides to naiads of three species of stoneflies." Limnol. Oceanogr. **13**: 112-117.
- Schoettger, R. A. (1970). "Fish-Pesticide Research Laboratory: Progress in Sport Fishery Research." U.S.Dep.Interior, Bur.Sport Fish.Wildl.Res. **106**: 2-40.
- See, C. L., J. A. L. Buikema, *et al.* (1974). "The Effects of Selected Toxicants on Survival of *Dugesia tigrina* (Turbellaria)." ASB (Assoc. Southeast. Biol.) Bull. **21**(2): 82.
- SRC (1988). Syracuse Research Corporation calculated values.
- Stickel, L. F., W. H. Stickel, *et al.* (1983). "Oxychlorane, HCS-3260, and nonachlor in birds: lethal residues and loss rates." Journal of Toxicology and Environment Health **12**(4-6): 611-622.
- Tabak, H. H., S. A. Quave, *et al.* (1981). "Biodegradability studies with organic priority pollutant compounds." J Water Pollut Control Fed **53**(10): 1503-1518.
- Tomlin, C. D. S. (1994). The Pesticide Manual - World Compendium. Surrey, UK, British Crop Protection Council.
- US-EPA (1980). Ambient water quality criteria for chlordane. Washington, DC, United States Environmental Protection Agency,.
- US-EPA (1986). Ambient water quality criteria for dissolved oxygen. EPA 440/5-88-004. National Technical Information Service. Springfield, VA, US-EPA.
- Veith, G., N. Austin, *et al.* (1979). "A rapid method for estimating log P for organic chemicals." Water Res. **13**: 43-47.
- Veith, G. D., D. L. De Foe, *et al.* (1979). "Measuring and estimating the bioconcentration factors of chemicals in fish." J. Fish. Res. Board Can. **36**(9): 1040-1048.
- Velsicol (1983). Thirty-month chronic toxicity and tumorigenicity test in rats by chlordane technical. Unpublished study by Research Institute for Animal Science in Biochemistry and Toxicology (RIASBT), Japan, Velsicol Chemical Corporation
- Cited in* ATSDR, 1994.
- Verma, S. R., S. K. Bansal, *et al.* (1982). "Bioassay Trials with Twenty Three Pesticides to a Fresh Water Teleost, *Saccobranchus fossilis*." Water Res. **16**(5): 525-529.
- Warner, H. P., J. M. Cohen, *et al.* (1987). Determination of Henry's Law Constants of Selected Priority Pollutants, Office of Science and Development, U.S. EPA: 14.