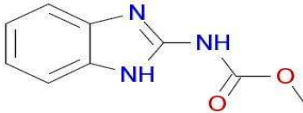


CARBENDAZIME – n° CAS : 10605-21-7

La carbendazime est le nom commun pour la benzimidazole-2-ylcarbamate de méthyle, substance active de produit phytosanitaire qui présente un effet fongicide et qui appartient à la famille des benzimidazoles.

Cette substance a été évaluée dans le cadre de la Directive 91/414/CEE (C.E., 1991). Le rapport d'évaluation proposé par l'Etat membre rapporteur (Allemagne) est publiquement disponible auprès de l'EFSA (EFSA, 2009). La Directive 2006/135/CE (E.C., 2007) conclut que la carbendazime est inclus à l'Annexe I de la Directive 91/414/CEE (C.E., 1991).

IDENTIFICATION DE LA SUBSTANCE

Substance chimique	Carbendazime
Synonymes	Methyl benzimidazole-2-ylcarbamate Methyl 1H-benzimidazole-ylcarbamate Bavistin BCM 2-Benzimidazolecarbamic acid methyl ester 1H-benzimidazol-2-ylcarbamic acid methyl ester BMC Carbamic acid,1H-benzimidazole-2-yl, methyl ester Carbendazol Carbendazole 2-(carbomethoxyamino)benzimidazol 2-MBC MCAB Mercazole 2-(Methoxycarbamoyl)benzimidazole 2-(Methoxy-carbonylamino)-benzimidazol 2-(Methoxycarbonylamino)-benzimidazole Methyl 2-benzimidazolecarbamate Methyl N-2-benzimidazolecarbamate Methylbenzimidazole-2-carbamate Methyl 1H-benzimidazole-2-carbamate Methyl benzimidazolylcarbamate Methylbenzimidazol-2-ylcarbamate Methyl 1H-benzimidazol-2-ylcarbamate Methylcyanocarbamate
Numéro CAS	10605-21-7
Formule moléculaire	C ₉ H ₉ N ₃ O ₂
Code SMILES	O=C(OC)NC1=NC2=CC=CC=C2N1
Structure moléculaire	

EVALUATIONS EXISTANTES ET INFORMATIONS REGLEMENTAIRES

Evaluations existantes	EFSA, 2009 DG-SANCO (E.C., 2007)
Phrases de risque et classification	<i>Annexe I Directive 67/548/CEE (C.E., 1967)</i> T; R43 Muta. Cat.2; R46 Repr. Cat.2; R60/61 N; R50/53 <i>Annexe VI Règlement (CE) No 1272/2008 (C.E., 2008)</i> Muta. 1B H340 Repr. 1B H360FD Skin sens. 1 H317 Aquatic Acute 1 FD Aquatic H400 Chronic 1 H410
Effets endocriniens	La Carbendazime n'est pas citée dans la stratégie communautaire concernant les perturbateurs endocriniens (E.C., 2004, E.C., 2007). Dans le rapport d'étude de la DG ENV, la Carbendazime est citée 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 2 (effets endocriniens potentiels). Pour la faune sauvage, elle fait partie de la catégorie 3 (pas d'effet endocrinien avéré).
Critères PBT / POP	La substance ne remplit pas les critères PBT/vPvB ¹ (C.E., 2006) ou POP ² (PNUE, 2001)
Normes de qualité existantes (ETOX, 2011³)	- <u>Allemagne</u> : Norme de qualité pour la protection des eaux de surface, = 0.3 µg/L - <u>Pays-Bas</u> : Norme de qualité pour les eaux de surface destinées au captage d'eau des digues, = 0.11 µg/L (dissous)
Mesure de restriction	-
Substance(s) associée(s)	[M1] Métabolite 1 : 2-aminobenzimidazole [M2] Métabolite 2 : 5-hydroxymethylbenzimidazole carbamate

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) sont des substances persistantes (aux dégradations biotiques et abiotiques), fortement liposolubles (et donc fortement bioaccumulables), et volatiles (et peuvent donc 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).

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.

PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES

	Valeurs	Source
Poids moléculaire [g/mol]	191.19	HSDB, 2011 E.C., 2007 EFSA, 2009
Hydrosolubilité [mg/L]	29 à 24°C et pH 4 8 à 24°C et pH 7 7 à 24°C et pH 8	
Pression de vapeur [Pa]	9.10^{-5} à 20°C $1.5.10^{-4}$ à 25°C	
Constante de Henry [Pa.m³/mol]	$3.6.10^{-3}$ à 24°C	
Log du coefficient de partage Octanol-eau (log Kow)	1.5 à 20°C à pH 7 et 9	HSDB, 2011 E.C., 2007
Coefficient d'adsorption (carbone organique) (Koc) [L/kg]	200 – 246	E.C., 2007
Constante de dissociation (pKa)	4.2	EFSA, 2009

COMPORTEMENT DANS L'ENVIRONNEMENT

PERSISTANCE

		Source																
Hydrolyse	Temps de demi-vie déterminés sur un essai de 30 jours :	IPCS, 1993																
	<table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <thead> <tr> <th style="text-align: left;">pH \ Température</th> <th style="text-align: center;">22 °C</th> <th style="text-align: center;">50 °C</th> <th style="text-align: center;">70 °C</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td style="text-align: center;">5</td> <td style="text-align: center;">457 jours</td> <td style="text-align: center;">108 jours</td> <td style="text-align: center;">29 jours</td> </tr> <tr> <td style="text-align: center;">7</td> <td style="text-align: center;">/</td> <td style="text-align: center;">43 jours</td> <td style="text-align: center;">12 jours</td> </tr> <tr> <td style="text-align: center;">9</td> <td style="text-align: center;">22 jours</td> <td style="text-align: center;">1.4 jours</td> <td style="text-align: center;">0.3 jours</td> </tr> </tbody> </table>		pH \ Température	22 °C	50 °C	70 °C	5	457 jours	108 jours	29 jours	7	/	43 jours	12 jours	9	22 jours	1.4 jours	0.3 jours
	pH \ Température		22 °C	50 °C	70 °C													
	5		457 jours	108 jours	29 jours													
7	/	43 jours	12 jours															
9	22 jours	1.4 jours	0.3 jours															
DT ₅₀ à 22°C : pH 5 : 350 j pH 7 : 350 j pH 9 : 124 j	E.C., 2007																	
Photolyse	La photodégradation de la carbendazime semble être négligeable (10 % de perte observée après 30 heures d'exposition à la lumière naturelle). La substance est stable dans l'eau à pH 5.	IPCS, 1993 E.C., 2007																
Biodégradabilité	Un test du MITI (I) réalisé avec 100 mg/L de carbendazime a mis en évidence que la carbendazime ne se biodégrade pas (0 % après 4 semaines). Certaines études ont néanmoins montré que la substance se biodégrade plus facilement lorsque les souches microbiennes sont pré-adaptées. La carbendazime peut être considérée comme étant non facilement biodégradable.	HSDB, 2011 E.C., 2007																

DISTRIBUTION DANS L'ENVIRONNEMENT

		Source
Adsorption	Les valeurs de Koc (200 – 246 L/kg), montrent que la carbendazime s'accumule de façon modérée sur les sédiments. L'adsorption augmente quand le pH est faible.	E.C., 2007 EFSA, 2009
Volatilisation	D'après la constante de Henry, la carbendazime est peu volatile à partir des eaux de surface.	HSDB, 2011
Bioaccumulation/ Biomagnification	<p>La bioaccumulation de la carbendazime a été étudiée au cours d'un essai de 28 jours sur <i>Lepomis macrochirus</i> exposés à 0.018 mg/L et 0.17 mg/L (IPCS, 1993). Les concentrations mesurées dans les tissus étaient relativement faibles (BCF compris entre 4 et 27) mais celles retrouvées dans les viscères étaient bien supérieures (BCF compris entre 380 et 460). Une autre étude avec <i>Lepomis macrochirus</i> est répertoriée dans (IPCS, 1993) et montre qu'à des concentrations de 0.05 mg/L et 5 mg/L, aucune bioconcentration significative n'est observée.</p> <p>D'autres BCF expérimentaux allant de 0.6 à 3.5 sont cités dans (HSDB, 2011). Ces valeurs, ainsi que celle calculée par la méthode QSAR à partir d'un log Kow de 1.5 (BCF = 2.9) suggèrent que la bioconcentration chez les organismes aquatiques n'est pas un phénomène important.</p> <p>Un BCF de 23 (EFSA, 2009) est utilisé dans la détermination des normes de qualité ce qui correspond à un BMF₁ de 1 auquel s'ajoute pour les organismes marins un BMF₂ de 1</p>	IPCS, 1993 HSDB, 2011 EFSA, 2009

ECOTOXICITE ET TOXICITE

ORGANISMES AQUATIQUES

Dans les tableaux ci-dessous, les 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 jugées pertinentes pour notre étude.

Organisme	Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source	
Algues & plantes aquatiques	Eau douce	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	EC ₅₀ (48 h) croissance	0.34	Valide	Canton, 1976 cité par EFSA, 2009
		<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	E _b C ₅₀ (72 h)	1.3	Non valide	Douglas et Handley, 1988 cité par EFSA, 2009
			E _b C ₅₀ (120 h)	1.6		
		<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	E _r C ₅₀ (120 h)	> 11	Valide	Bell, 1996 cité par EFSA, 2009
	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	EC ₅₀ (72 h) statique	> 8	Valide	Heusel, 1991 cité par EFSA, 2009 E.C., 2007	
Milieu marin	Pas d'information disponible					
Invertébrés		<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀ (48 h) statique	0.087	Valide	Hutton (1988) cité par EFSA, 2009
		<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ (48 h) statique	0.11	étude supplémentaire de l'US-EPA	US-EPA, 2011
		<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ (48 h) statique	0.15	Valide	Fisher, 1988 cité par EFSA, 2009 E.C., 2007
		<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ (48 h) statique	0.19	Valide	Bell, 1996 cité par EFSA, 2009
		<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ (48 h) statique	0.35	Etude clef de l'US-EPA	Hall et Stahl, 1985 cité par EFSA, 2009 US-EPA, 2011
		<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ (48 h) statique	0.39	Valide	Baer, 1992 cité par EFSA, 2009
		<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ (48 h) statique	0.46	Valide	Canton, 1976 cité par EFSA, 2009

Organisme		Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source
	Milieu marin	<i>Americamysis bahia</i>	LC ₅₀ (96 h) statique	0.098	Etude clef de l'US-EPA	Boeri, 1988 cité par IPCS, 1993 US-EPA, 2011
		<i>Crassostrea virginica</i>	LC ₅₀ (96 h)	> 1.145	Impossible de valider la donnée car le rapport est indisponible	Boeri, 1988 cité par IPCS, 1993
	Sédiment	Pas d'information disponible				
Poissons	Eau douce	<i>Cyprinus carpio</i>	LC ₅₀ (96 h) statique	0.44	Valide	Fisher 1989 cité par EFSA, 2009 E.C., 2007
		<i>Cyprinus carpio</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.61	Impossible de valider la donnée car le rapport est indisponible	AGRITOX, 2001
		<i>Ictalurus punctatus</i> (sac vitellin des alevins)	LC ₅₀ (96 h) statique	0.007	Etude clef de l'US-EPA	Palawski, 1984 cité par EFSA, 2009 US-EPA, 2011
		<i>Ictalurus punctatus</i> (0.2g)	LC ₅₀ (96 h) statique	0.01	Etude clef de l'US-EPA	Palawski, 1984 cité par EFSA, 2009 US-EPA, 2011
		<i>Ictalurus punctatus</i> (alevins)	LC ₅₀ (96 h) statique	0.012	Etude clef de l'US-EPA	Palawski, 1984 cité par EFSA, 2009 US-EPA, 2011
		<i>Ictalurus punctatus</i> (1.2g)	LC ₅₀ (96 h) statique	0.014	Valide	Palawski, 1984 cité par EFSA, 2009
		<i>Ictalurus punctatus</i>	LC ₅₀ (96 h) statique	0.019	Etude clef de l'US-EPA	Palawski, 1984 cité par EFSA, 2009 US-EPA, 2011
		<i>Lebistes reticulatus</i>	LC ₅₀ (96 h)	> 8.0	Impossible de valider la donnée car le rapport est indisponible	AGRITOX, 2001
		<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀ (96 h) statique	> 3.2	Valide	Palawski, 1984 cité par EFSA, 2009
		<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀ (96 h) statique	5.5	Impossible de valider la donnée car le rapport est indisponible	Wetzel et Hutton, 1984 cité par IPCS, 1993
	<i>Lepomis</i>	LC ₅₀ (96 h)	> 17.25	Non valide	Hutton, 1984 cité	

Organisme	Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source
	<i>macrochirus</i>				par EFSA, 2009
	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Sac vitellin des alevins)	LC ₅₀ (96 h) statique	0.145	Etude clef de l'US-EPA	Palawski, 1984 cité par EFSA, 2009 US-EPA, 2011
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.19	Valide	Buccafusco et al., 1976 cité par EFSA, 2009
	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (alevins)	LC ₅₀ (96 h) statique	0.32	Etude clef de l'US-EPA	Palawski, 1984 cité par EFSA, 2009 US-EPA, 2011
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀ (48 h)	1.8	Valide	Canton, 1976 cité par EFSA, 2009 et IPCS, 1993
	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (1.2 g)	LC ₅₀ (96 h) Statique	0.41	Valide	Palawski, 1984 cité par EFSA, 2009
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀ (96 h) Statique	0.36	Impossible de valider la donnée car le rapport est indisponible	Haineman, 1971 cité par IPCS, 1993
	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (0.2 g)	LC ₅₀ (96 h) Statique	0.37	Valide	Palawski, 1984 cité par EFSA, 2009
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.83	Valide	Fisher, 1989 cité par EFSA, 2009
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.87	Valide	Palawski, 1984 cité par EFSA, 2009
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀ (96 h)	0.98	Valide	Bell, 1996 cité par EFSA, 2009
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	EC ₅₀ (96 h)	1.1	Valide	Samel, 2001 cité par EFSA, 2009
Milieu marin	<i>Cyprinodon variegatus</i>	LC ₅₀ (96 h) Statique	> 1158	Donnée valide	Boeri, 1988 cité par EFSA, 2009

ECOTOXICITE AQUATIQUE CHRONIQUE

Organisme		Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source
Algues & plantes aquatiques	Eau douce	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	NOEC (120 h)	0.5	Non valide	Douglas et Handley, 1988 cité par EFSA, 2009
		<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	NOEC (72 h) biomasse	2.5	Valide	Bell, 1996 cité par EFSA, 2009
		<i>Scenedesmus subspicatus</i>	NOEC (72 h)	10	Valide	Heusel, 1991 cité par EFSA, 2009
	Milieu marin	Pas d'information disponible				
Invertébrés	Eau douce	<i>Daphnia magna</i>	NOEC (21 j) reproduction semi-statique	0.0015	Valide	Kelly, 1997 cité par EFSA, 2009 E.C., 2007
		<i>Daphnia magna</i>	EC ₁₀ (21 j)	0.0056	Valide	Baer, 1992 cité par EFSA, 2009
		<i>Daphnia magna</i>	NOEC (18 j)	0.01	Valide	Canton, 1976 cité par EFSA, 2009
		<i>Daphnia magna</i>	NOEC (21 j)	0.013	Valide	Hutton, 1986 cité par EFSA, 2009
		<i>Daphnia magna</i>	NOEC (21 j)	0.01	Valide	Fisher, 1989 cité par EFSA, 2009
		<i>Daphnia magna</i>	LOEC (21 j) statique	0.0066	Etude clef de l'US-EPA	US-EPA, 2011
	Milieu marin	<i>Americamysis bahia</i>	LOEC (28 j) flux continu	0.0504	Etude clef de l'US-EPA	US-EPA, 2011
	Sédiment	<i>Chiromonus riparius</i>	NOEC (28 j)	0.0133	Valide	Sowig et Gosch, 2002 cité par EFSA, 2009
Poissons	Eau douce	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	NOEC (21 j) croissance	0.0032	Valide	Fischer, 1989 cité par EFSA, 2009
		<i>Oncorhynchus mykiss</i>	NOEC (79 j) mortalité embryonnaire flux continu	0.011	Valide	Baer, 1993 cité par EFSA, 2009 E.C., 2007
	Milieu marin	Pas d'information disponible				

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 projet de guide technique européen pour la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2010). 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., 2010).

En ce qui concerne les organismes marins, selon le projet guide technique pour la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2010), 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 appliquée 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 la carbendazime, des données chroniques sont disponibles pour les 3 niveaux trophiques. Etant donné que l'espèce la plus sensible en chronique est *Daphnia magna* (NOEC (21 j) = 0.0015 mg/L), un facteur de sécurité de 10 est appliqué pour la détermination de l'AA-QS_{water_eco} :

AA-QS_{water_eco} = 0.0015 / 10 = 0.00015 mg/L, soit

$$AA-QS_{water_eco} = 0.15 \mu\text{g/L}$$

En ce qui concerne les organismes marins, un seul essai est disponible (crustacés) pour les données de toxicité chronique. Le jeu de données disponible ne permet pas de montrer une différence de sensibilité. La norme de qualité sera donc déterminée conformément au guide technique (E.C., 2010), en appliquant un facteur d'extrapolation de 100 à cette NOEC : AA-QS_{marine_eco} = 0.000015 mg/L, soit :

$$AA-QS_{marine_eco} = 0.015 \mu\text{g/L}$$

- **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., 2010)

On dispose de données aiguës pour les 3 niveaux trophiques (algues, invertébrés, poissons), la plus faible étant celle de *Ictalurus punctatus*, LC₅₀ (96 h) = 0.007 mg/L. Dans le rapport de la RIVM (RIVM, 2008) ce n'est pas cette valeur de LC₅₀ qui est retenue car le stade « alevin dans le sac vitellin » est considéré comme trop sensible. Dans notre cas, nous utiliserons tout de même cette donnée, mais le facteur d'extrapolation de 100 sera diminué alors à 10. Ainsi,

$$MAC = 0.007 / 10 = 0.0007 \text{ mg/L, soit } 0.7 \mu\text{g/L}$$

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

$$MAC_{marine} = 0.007 / 100 = 0.00007 \text{ mg/L, soit } 0.07 \mu\text{g/L}$$

Proposition de norme de qualité pour les organismes de la colonne d'eau (eau douce)		
Moyenne annuelle [AA-QS_{water_eco}]	0.15	µg/L
Concentration Maximum Acceptable [MAC]	0.7	µg/L
Proposition de norme de qualité pour les organismes de la colonne d'eau marine		
Moyenne annuelle [AA-QS_{marine_eco}]	0.015	µg/L
Concentration Maximum Acceptable [MAC_{marine}]	0.07	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) (E.C., 2000).

Le résultat d'essai sur *Chironomus riparius* n'est exploitable pour le calcul d'une valeur guide pour le sédiment. En effet, ce dernier est exprimé en mg/L.

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.

Une valeur guide de qualité pour le sédiment peut être alors calculée selon l'équation suivante (E.C., 2010) :

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

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., 2010) est utilisée : $1300 \text{ kg}/\text{m}^3$.

$K_{\text{sed-eau}}$: 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., 2010) sont utilisées. Le

coefficient est alors calculé selon la formule suivante : $0.8 + 0.025 * K_{oc}$ soit $K_{sed-eau} = 5.9 - 7.05 \text{ m}^3/\text{m}^3$.

Ainsi, on obtient :

$$QS_{sed \text{ wet weight}} = \frac{5.9 - 7.05}{1300} * 0.15 * 1000 = 0.68 - 0.81 \text{ } \mu\text{g/kg (poids humide)}$$

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

$$\frac{RHO_{sed} \quad 1300}{F_{solide_{sed}} * RHO_{solide} \quad 500} = 2.6$$

Avec :

$F_{solide_{sed}}$: fraction volumique en solide dans les sédiments en [$\text{m}^3_{solide}/\text{m}^3_{susp}$]. En l'absence d'une valeur exacte, la valeur générique proposée par le guide technique européen (E.C., 2010) est utilisée : $0.2 \text{ m}^3/\text{m}^3$.

RHO_{solide} : masse volumique de la partie sèche en [$\text{kg}_{solide}/\text{m}^3_{solide}$]. En l'absence d'une valeur exacte, la valeur générique par le guide technique européen (E.C., 2010) est utilisée : $2500 \text{ kg}/\text{m}^3$.

Pour la carbendazime, la concentration correspondante en poids sec est :

$$QS_{sed \text{ dry weight}} = QS_{sed \text{ wet weight}} * 2.6 = 1.77 - 2.11 \text{ } \mu\text{g/kg}_{sed \text{ poids sec}}$$

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

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

$$QS_{sed\text{-marin wet weight}} = 0.068 - 0.081 \text{ } \mu\text{g/kg (poids humide)}$$

La concentration correspondante en poids sec est alors la suivante :

$$QS_{sed\text{-marin dry weight}} = 0.18 - 0.21 \text{ } \mu\text{g/kg}_{sed\text{-marin poids sec}}$$

Le Log Kow de la substance étant inférieur à 5, un facteur additionnel de 10 n'est pas jugé nécessaire.

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 substance adsorbée et la fraction de substance dissoute 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)	0.7	µg/kg _{sed} poids humide
	1.8	µg/kg _{sed} poids sec
Proposition de valeur guide de qualité pour les sédiments (eau marine)	0.07	µg/kg _{sed} poids humide
	0.2	µg/kg _{sed} poids sec
Conditions particulières	Avec un Koc 200 - 246 et un Log Kow de 1.5, la mise en œuvre d'un seuil pour le sédiment n'est pas recommandée selon le projet de guide européen (E.C., 2010).	

EMPOISONNEMENT SECONDAIRE

Ce chapitre traite de la toxicité chronique induite par la substance sur les prédateurs *via* la consommation d'organismes aquatiques contaminés (appelés biota, 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.

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 projet de guide technique européen pour la détermination de normes de qualité (E.C., 2010). 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., 2010). 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 2 ans Adm. orale via la nourriture. Effets : hyperplasie et légères lésions des tissus du foie, diminution du poids corporel...	22	Sherman, 1972 cité par EFSA, 2009	20	440
	Rat 2 ans Adm. orale via la nourriture. Effets : hyperplasie du foie, diminution du poids corporel...	599.8	Til et al. Cité par EFSA, 2009	20	11996
	Souris 18 mois Adm. orale via la nourriture.	22.5	EFSA, 2009	8.3	186.75
	Chien (Beagle) 2 ans Adm. orale via la nourriture. Effets : lésions histopathologiques du foie, diminution du poids corporel, anorexie, mortalité	2.6	Sherman, 1972 cité par EFSA, 2009	40	104
	Chien (Beagle) 2 ans Adm. orale via la nourriture.	9	Reuzel et al., 1976 cité par EFSA, 2009	40	360
Toxicité sur la reproduction	Rat 3 générations Adm. orale via la nourriture.	220	Sherman, 1972 cité par EFSA, 2009	8.33	1832.6
	Rat 3 générations Adm. orale via la nourriture.	100	Til et al., 1976 cité par EFSA, 2009	8.33	833
	Rat 2 générations Adm. orale via la nourriture.	27	Somlyay et Varnagy, 1992 cité par EFSA, 2009	8.33	225

(1) NOEL : No Observed Effect Level

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>Coturnix japonicus</i> Adm. orale via la nourriture.	-	Riedel et Grün, 1986 cité par EFSA, 2009	-	160
	<i>Ana platyrhynchos</i> Adm. orale via la nourriture.	26.4	Frey et al., 1966a cité par EFSA, 2009	Donnée spécifique de l'étude	212
	<i>Colinus virginianus</i> Adm. oral via la nourriture	-	Frey et al. 1966b cité par EFSA, 2009	-	2370
Toxicité pour la reproduction	<i>Coturnix japonicus</i> Adm. orale via la nourriture.	-	Riedel et Grün, 1986 cité par EFSA, 2009	-	400

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 guide technique européen (E.C., 2010). Elle est obtenue en divisant la plus faible valeur de NOEC valide par les facteurs d’extrapolation recommandés (E.C., 2010).

Pour la carbendazime, un facteur de 90 est appliqué car la durée du test retenu est de 2 ans. La NOEC la plus faible est chez le chien (beagle) et est de 104 mg/kg_{biota}.

$$QS_{biota_sec\ pois} = 104 [mg/kg_{biota}] / 90 = 1.15 mg/kg_{biota}$$

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

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

$$QS_{water\ sp} [\mu g/L] = \frac{QS_{biota_sec\ pois} [\mu g/kg_{biota}]}{BCF [L/kg_{biota}] * BMF_1}$$

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

$$QS_{marin\ sp} [\mu g/L] = \frac{QS_{biota_sec\ pois} [\mu g/kg_{biota}]}{BCF [L/kg_{biota}] * BMF_1 * BMF_2}$$

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 biote. 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 biote.

La bioaccumulation tient compte à la fois du facteur de bioconcentration (BCF, ratio entre la concentration dans le biote 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 la BMF₂, celles-ci peuvent être estimées à partir du BCF selon le guide technique européen (E.C., 2010).

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 la carbendazime, un BCF de 23 (EFSA, 2009) et un BMF₁ = BMF₂ de 1 (cf. E.C., 2010) ont été retenus. On a donc :

$$QS_{\text{water sp}} = 1.15 \text{ [mg/kg}_{\text{biota}}] / (23 * 1) = 0.05 \text{ mg/L}$$

$$QS_{\text{marin sp}} = 1.15 \text{ [mg/kg}_{\text{biota}}] / (23 * 1 * 1) = 0.05 \text{ mg/L}$$

Proposition de norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire des prédateurs	1.1	mg/kg _{biota}
valeur correspondante dans l'eau (douce et marine)	50	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 cancérigène 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	Chien (Beagle) 2 ans Adm. orale via la nourriture. Effets : lésions histopathologiques du foie, diminution du poids corporel, anorexie, mortalité	2.5	Sherman, 1972 cité par EFSA, 2009	30 ⁽¹⁾ Facteur d'incertitude utilisé 100 : - 10 : variation inter-espèce - 10 : variation intra-espèce
Toxicité sur la reproduction	Lapin Effets : diminution du taux d'implantation du fœtus, diminution du poids corporel de la mère, augmentation du nombre de malformations (côtes, vertèbres). Rat Effets : augmentation du poids du foie, diminution du taux de gestation, diminution du poids foetal, augmentation de l'incidence des malformations.	20 (mère) 10 (embryo/fœtus)	FAO, 1995 Christian <i>et al.</i> , 1985 Alvarez, 1987 E.C., 2007	20 ⁽²⁾ Facteur d'incertitude utilisé : 500 (sans précision des détails)
Cancérogénèse	Pas d'information disponible. Cependant des études citées dans le rapport EFSA, 2009) et montrant des effets cancérogènes avérés n'ont pu être validées par manque d'information.			

(1) Cette VTR a été déterminée par l'EFSA. (2) Cette VTR a été déterminée par l'UE

	Classement CMR	Source
Cancérogène	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 cancérogène. La carbendazime serait placée dans le groupe C de la classification avec un effet carcinogène possible chez l'Homme.	C.E., 2008 US-EPA, 2006 cité dans HSDB, 2011
Mutagène	La substance est inscrite à l'annexe VI (CE) No 1272/2008. Elle a été proposée pour une classification Mut. 1B H340 (mutagénicité des cellules germinales, anomalies génétiques). La carbendazime est inscrite à l'Annexe I de la Directive 67/548/CEE. Elle a été proposée pour une classification Muta. Cat.2, R46 (peut causer des altérations génétiques héritables).	C.E., 2008 C.E., 1967
Toxicité pour la reproduction	La substance est inscrite à l'Annexe VI (CE) No 1272/2008. Elle a été proposée pour une classification Repr. 1B H360FD (toxicité pour la reproduction avec possible effet sur la fertilité et le fœtus). La carbendazime est inscrite à l'Annexe I de la Directive 67/548/CEE. Elle a été proposée pour une classification Repr. Cat. 2, R60 (possible altération de la fertilité) et R61 (possible effet sur le futur enfant à naître).	C.E., 2008 C.E., 1967; EFSA, 2009

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., 2010) :

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

Ce calcul tient compte de :

- 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.
- la valeur toxicologique de référence (VTR), correspondant à une dose totale admissible par jour ; pour cette substance elle sera considérée égale à 20 $\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corporel}}/\text{j}$ (cf. tableau ci-dessus) (dans le rapport de l'EFSA, 2009, le membre rapporteur (Allemagne) propose de remonter la valeur de la VTR proposée dans E.C., 2007) à 30 $\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corporel}}/\text{j}$, mais n'ayant pas eu une validation des autres états membres, l'INERIS conserve la VTR = 20 $\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corporel}}/\text{j}$,
- un poids corporel moyen de 70 kg,
- 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 journalier contribuant à la dose journalière tolérable apporte une certaine marge de sécurité (E.C., 2010).

Pour la carbendazime, le calcul aboutit à :

$$QS_{\text{biota hh}} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}] = \frac{0.1 * 20 [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corporel}}/\text{j}] * 70 [\text{kg}_{\text{corporel}}]}{0.115 [\text{kg}_{\text{biota}}/\text{j}]} = 1217 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}$$

Comme pour l'empoisonnement secondaire, la concentration correspondante :

- dans l'eau douce 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 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 la Carbendazime, on obtient donc :

$$QS_{\text{water_hh food}} = 121.7 / (23 * 1) = 53 \mu\text{g}/\text{L}$$

$$QS_{\text{marine_hh food}} = 121.7 / (23 * 1 * 1) = 53 \mu\text{g}/\text{L}$$

Proposition de norme de qualité pour la santé humaine via la consommation de produits de la pêche	1.2	mg/kg _{biota}
Valeur correspondante dans l'eau (douce et marine)	53	µg/L

NORME DE QUALITE POUR LA SANTE HUMAINE VIA L'EAU DE BOISSON (QS_{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 (C.E., 1998) 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 µg/L). Pour la Carbendazime, la Directive 98/83/CE (C.E., 1998) fixe une valeur de 0.1 µg/L.

la norme de qualité pour l'eau de boisson est calculée de la façon suivante (E.C., 2010) :

$$QS_{\text{eau brute}} [\mu\text{g}/\text{L}] = \frac{0.1 * \text{VTR} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corporel}}/\text{j}] * \text{poids corporel} [\text{kg}_{\text{corporel}}]}{\text{Cons.moy.eau} [\text{L}/\text{j}]}$$

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 30 µg/kg_{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,
- 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.

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

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 la Carbendazime, on obtient :

$$QS_{dw_hh} = \frac{0.1 * 30 * 70}{2 * (1 - 0)} = 105 \mu g/L$$

La valeur la plus protectrice, fixée par la directive 98/83/CE (C.E., 1998) est proposée comme norme de qualité pour l'eau destinée à la production d'eau potable.

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}	0.15	µg/L
Organismes aquatiques (eau douce) Concentration Maximum Acceptable	MAC	0.7	µg/L
Organismes aquatiques (eau marine) moyenne annuelle	AA-QS _{marine_eco}	0.015	µg/L
Organismes aquatiques (eau marine) Concentration Maximum Acceptable	MAC _{marine}	0.07	µg/L
Empoisonnement secondaire des prédateurs	QS _{biota sec pois}	1.1	mg/kg _{biota}
valeur correspondante dans l'eau (douce et marine)	QS _{water_sp} QS _{marin-sp}	50	µg/L
Santé humaine via la consommation de produits de la pêche	QS _{biota hh}	1.2	mg/kg _{biota}
valeur correspondante dans l'eau (douce et marine)	QS _{water hh food} QS _{marine hh food}	53	µg/L
Santé humaine via l'eau destinée à l'eau potable	QS _{dw_hh}	0.1	µg/L

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

PROPOSITION DE NORME DE QUALITE ENVIRONNEMENTALE

EAU DOUCE

Moyenne Annuelle dans l'eau (eau destinée à la production d'eau potable) : $NQE_{EAU-DOUCE} = 0.1 \mu\text{g/L}$

Moyenne Annuelle dans l'eau (eau non destinée à la production d'eau potable) : $NQE_{EAU-DOUCE} = 0.15 \mu\text{g/L}$

Concentration Maximale Acceptable dans l'eau : $MAC_{EAU-DOUCE} = 0.7 \mu\text{g/L}$

EAU MARINE

Moyenne Annuelle dans l'eau : $NQE_{EAU-MARINE} = 0.015 \mu\text{g/L}$

Concentration Maximale Acceptable dans l'eau : $MAC_{EAU-MARINE} = 0.07 \mu\text{g/L}$

VALEURS GUIDES POUR LE SEDIMENT

Avec un Koc de 200 - 246 L/kg et un Log Kow = 1.5, la mise en œuvre d'un seuil pour le sédiment n'est pas recommandée par le projet de guide européen (E.C., 2010)

BIBLIOGRAPHIE

AGRITOX (2001). AGRITOX - Base de données sur les substances actives phytopharmaceutiques AFSSA - Direction du végétal et de l'environnement.

Alvarez, L. (1987). Teratogenicity study of INE-965 (carbendazim) in rats. Unpublished report from E.I. DuPont de Nemours and Co., Haskell Laboratory, Newark, Delaware, USA.

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. (1991). Directive du conseil du 15 juillet 1991 concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques (91/414/CEE), Journal officiel n° L 230 du 19/08/1991 : p. 0001 – 0032.

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). 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.

Christian, N. S., A. M. Hoberman, *et al.* (1985). Developmental toxicity study of carbendazim administered via gavage to New Zealand white rabbits. Unpublished report from Argus Research Laboratories, Inc., Horsham, Pennsylvania, USA. Submitted to WHO by E.I. DuPont de Nemours and Co., Inc.

E.C. (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy, OJ L 327, 22.12.2000: 1-82.

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. (2007). Review report for the active substance Carbendazim. Finalised in the Standing Committee in the Food Chain and Animal Health at its meeting on 3 March 2006 in view of the inclusion of Carbendazim in Annex I of Directive 91/414/EEC, European Commission - General Health & Consumer Protection Directorate-General. Directorate D - Food Safety : Production and distribution chain. Unit D.3 - Chemicals, contaminants and pesticides.

E.C. (2010). Draft Technical Guidance Document for deriving Environmental Quality Standards (February 2010 version). Not yet published.

EFSA (2009). Draft Re-Assessment Report (DAR) - Initial risk assessment provided by the rapporteur Member State Germany for the existing active substance Carbendazim. **Draft Assessment Report.**

ETOX. (2011). "Datenbank für ökotoxikologische Wirkungsdaten und Qualitätsziele." from <http://webetox.uba.de/webETOX/index.do>.

FAO (1995). Pesticide residues in food : 1995 evaluations Part II Toxicological and Environmental : Carbendazim, No 892 on INCHEM, World Health Organization.

HSDB. (2011). "Hazardous Substances Data Bank." from <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>.

IPCS (1993). Environmental Health Criteria 149: Carbendazim. Geneva, International Programme on Chemical Safety.

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.

RIVM (2008). Environmental risk limits for carbendazim. The Netherlands, RIVM.

US-EPA (2006). Chemicals Evaluated for Carcinogenic Potential. Science Information Management Branch. Health Effects Division. Office of Pesticide Programs, U.S. Environmental Protection Agency: 33.

US-EPA. (2011). "Pesticide Ecotoxicity Database, Environmental Fate and Effects Division of the Office of Pesticide Programs." from <http://www.ipmcenters.org/Ecotox/DataAccess.cfm>.