


FORMALDÉHYDE - n° CAS : 50-00-0

Le formaldéhyde est un gaz qui est formé naturellement dans les combustions incomplètes de substances contenant du carbone et dans l'atmosphère sous l'action des rayons solaires et de l'oxygène sur le méthane atmosphérique ainsi que sur d'autres hydrocarbures. De petites quantités sont produites par le métabolisme de la plupart des organismes, dont l'organisme humain.

Il est utilisé principalement pour la production de polymères et de produits chimiques. Mais il est également utilisé en solution comme germicide, bactéricide et fongicide. Le formaldéhyde a été évalué dans le cadre des travaux OCDE réalisés pour les substances produites à fort tonnage (programme HPVC) en octobre 2002 (OECD, 2002).

Suite à la décision n°2008/681/CE du 28/07/08, le formaldéhyde n'a pas été inscrit aux annexes I, IA ou IB de la directive 98/8/CE du Parlement Européen et du Conseil concernant la mise sur le marché des produits biocides (C.E., 2008).

IDENTIFICATION DE LA SUBSTANCE

Substance chimique	Formaldéhyde
Synonymes	formol Aldéhyde formique Méthanal Formic aldehyde Methylene oxide Oxymethylene Methyl aldehyde
Numéro CAS	50-00-0
Formule moléculaire	CH ₂ O
Code SMILES	O=C
Structure moléculaire	

EVALUATIONS EXISTANTES ET INFORMATIONS REGLEMENTAIRES

Evaluations existantes	<p><u>US-EPA, 2008</u>: Reregistration Eligibility Decision (RED) for Formaldehyde and Paraformaldehyde. Washington DC, 20460, United States Environmental Protection Agency, Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances.</p> <p><u>ATSDR, 1999</u>: Toxicological profile for Formaldehyde. Reregistration Eligibility Decision for Formaldehyde and Paraformaldehyde</p> <p><u>OECD, 2002</u>: Formaldehyde. SIDS Initial assessment report For SIAM 14. Paris, France, March 2002.</p> <p><u>Robert Chénier, 2003</u>: An ecological Risk Assessment of Formaldehyde.</p>												
Phrases de risque et classification	<p><i>Annexe I Directive 67/548/CEE (C.E., 1967)</i></p> <p>Carc. Cat. 3 R40 R23/24/25 R34 R43</p> <p><i>Annexe VI Règlement (CE) No 1272/2008 (C.E., 2008)</i></p> <table> <tr> <td>Carc.2</td> <td>H351</td> </tr> <tr> <td>Acute Tox. 3</td> <td>H331</td> </tr> <tr> <td>Acute Tox. 3</td> <td>H311</td> </tr> <tr> <td>Acute Tox. 3</td> <td>H301</td> </tr> <tr> <td>Skin Corr. 1B</td> <td>H314</td> </tr> <tr> <td>Skin Sens 1</td> <td>H317</td> </tr> </table>	Carc.2	H351	Acute Tox. 3	H331	Acute Tox. 3	H311	Acute Tox. 3	H301	Skin Corr. 1B	H314	Skin Sens 1	H317
Carc.2	H351												
Acute Tox. 3	H331												
Acute Tox. 3	H311												
Acute Tox. 3	H301												
Skin Corr. 1B	H314												
Skin Sens 1	H317												
Effets endocriniens	<p>Le formaldéhyde n'est pas citée dans la stratégie communautaire concernant les perturbateurs endocriniens (E.C., 2004) et dans le rapport d'étude de la DG ENV sur la mise à jour de la liste prioritaire des perturbateurs endocriniens à faible tonnage (Petersen <i>et al.</i>, 2007).</p>												
Critères PBT / POP	<p>La substance ne remplit pas les critères PBT/vPvB¹ (C.E., 2006) ou POP² (PNUE, 2001).</p>												
Normes de qualité existantes	-												
Mesure de restriction	-												
Substance(s) associée(s)	-												

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).

PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES

	Valeurs	Source
Poids moléculaire [g/mol]	30.03	HSDB, 2011
Hydrosolubilité [mg/L]	4.10 ⁵ à 20°C	HSDB, 2011
Pression de vapeur [Pa]	5.18 .10 ⁵ à 25°C	HSDB, 2011
Constante de Henry [Pa.m3/mol]	0.034 à 25°C	Betterton, 1988 cité dans OECD, 2002
Log du coefficient de partage Octanol-eau (log Kow)	0.35 à 20°C	HSDB, 2011
Coefficient d'adsorption (carbone organique) (Koc) [L/kg]	37 (valeur calculée)	ATSDR, 1999; HSDB, 2011
Constante de dissociation (pKa)	13.27 à 25°C	HSDB, 2011

COMPORTEMENT DANS L'ENVIRONNEMENT

PERSISTANCE

		Source
Hydrolyse	Le formaldéhyde n'est pas censé se dégrader par hydrolyse. Cela est dû à l'absence de groupe hydrolysable dans sa structure chimique. Par contre, le formaldéhyde dans l'eau est hydraté en méthylène glycol (CH ₂ (OH) ₂)	OECD, 2002; FOOTPRINT, 2011; HSDB, 2011
Photolyse	Le formaldéhyde absorbe les UV aux longueurs d'ondes supérieures à 360 nm, il est donc susceptible d'être dégradé par photolyse. Un temps de demi-vie de 6 h a été mesuré en lumière naturelle simulée. Calvert (1972) a également mesuré un temps de demi-vie en photolyse de 1.6 h en atmosphère basse à 40°C.	HSDB, 2011
Biodégradabilité	Le formaldéhyde est facilement biodégradable avec 90% de biodégradation observée dans un essai OECD 301D (essai en flacon fermé).	OECD, 2002; HSDB, 2011

DISTRIBUTION DANS L'ENVIRONNEMENT

		Source
Adsorption	Le faible Koc (37 L/kg) du formaldéhyde suggère que la substance ne s'adsorbera pas sur le sédiment et la matière en suspension dans l'eau. La substance aura également une mobilité importante dans le sol.	HSDB, 2011
Volatilisation	La constante d'Henry indique que le formaldéhyde n'est pas volatil depuis un milieu aqueux, mais qu'il l'est depuis un sol sec puisqu'il est à l'état gazeux en conditions ambiantes.	HSDB, 2011
Bioaccumulation/ Biomagnification	La faible valeur du logKow indique un faible potentiel de bioaccumulation de la substance. Un BCF calculé de 3 suggère une faible tendance du formaldéhyde à se bioconcentrer dans les organismes aquatiques. Ce BCF de 3 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.	OECD, 2002 HSDB, 2011

ECOTOXICITÉ ET TOXICITÉ

ORGANISMES AQUATIQUES

Dans les tableaux ci-dessous, sont reportés pour chaque taxon uniquement les résultats des tests d'écotoxicité montrant la plus forte sensibilité à la substance.

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

Plusieurs essais référencés dans la base de données américaine des pesticides (IPMCenter³) n'ont pas pu être utilisés. En effet, ceux-ci n'ont pas été suffisamment renseignés, notamment en ce qui concerne la composition des solutions utilisées (dans ces tests, les solutions indiquent des concentrations de formaldéhyde de 18 à 37% mais n'indiquent pas la nature du diluant). 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>Scenedesmus quadricauda</i>	EC ₅₀ (24 h)	14.7	Valide	Tisler et J., 1997 cité dans OECD, 2002
	Milieu marin	<i>Phyllospora comosa</i>	LC ₅₀ (96 h)	1	Non valide	Burridge <i>et al.</i> , 1995b
Invertébrés	Eau douce	<i>Cypridopsis sp.</i>	LC ₅₀ (96h)	(1.05 ¹) 0.42	Non valide	Bills <i>et al.</i> , 1977 cité dans OECD, 2002
		<i>Daphnia pulex</i>	EC ₅₀ (48 h)	5.8	Valide	Tisler <i>et J.</i> , 1997 cité dans OECD, 2002
			EC ₅₀ (48 h)	14.8	Valide	Cooney et Bourgoin, 2001 cité dans Hohreiter et Rigg, 2001
			EC ₅₀ (48 h)	12.2	Valide	Cooney et Bourgoin, 2001 cité dans Hohreiter et Rigg, 2001
			EC₅₀ (48 h)	10.2	Moyenne géométrique	
		<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ (24 h)	18.2	Valide	Bringmann et Kühn, 1977 cité dans OECD, 2002
			EC ₅₀ (24 h)	14.7	Valide	Bringmann et Kühn, 1982 cité dans OECD, 2002
			EC ₅₀ (48 h)	29	Valide	Janssen et Persoone, 1993 cité dans Hohreiter et Rigg, 2001

³ (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>.)

Organisme	Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source
		EC ₅₀ (48 h)	7.6	Valide	Nazarenko, 1960 cité dans Hohreiter et Rigg, 2001
		EC ₅₀ (96 h)	20	Valide	Prasad, 1980 cité dans Hohreiter et Rigg, 2001
		EC ₅₀ (96 h)	16.4	Moyenne géométrique	
	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	EC ₅₀ (48 h)	11.9	Valide	Vasu, 1990 cité dans Hohreiter et Rigg, 2001
		EC ₅₀ (48 h)	11.4	Valide	Vasu, 1990 cité dans Hohreiter et Rigg, 2001
		EC ₅₀ (48 h)	12.9	Valide	Vasu, 1990 cité dans Hohreiter et Rigg, 2001
		EC ₅₀ (48 h)	9.5	Valide	Cooney et Bourgoin, 2001 cité dans Hohreiter et Rigg, 2001
		EC ₅₀ (48 h)	9.6	Valide	Cooney et Bourgoin, 2001 cité dans Hohreiter et Rigg, 2001
		EC ₅₀ (48 h)	11	Moyenne géométrique	
	<i>Cypridopsis vidua</i>	LC ₅₀ (96 h)	68.6	Valide	Cooney et Bourgoin, 2001 cité dans Hohreiter et Rigg, 2001
		LC ₅₀ (96 h)	54.4	Valide	Cooney et Bourgoin, 2001 cité dans Hohreiter et Rigg, 2001
		LC ₅₀ (96 h)	68.2	Valide	Cooney et Bourgoin, 2001 cité dans Hohreiter et Rigg, 2001
		LC ₅₀ (96 h)	63.4	Moyenne géométrique	
	<i>Palaemonetes kadiakensis</i>	LC ₅₀ (96 h)	(465 ¹)187.6	Valide	Bills et al., 1977 cité dans Hohreiter et Rigg, 2001

Organisme		Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source
		<i>Corbicula sp.</i>	LC ₅₀ (96 h)	(126 ¹) 50.8	Valide	Bills et al., 1977 cité dans Hohreiter et Rigg, 2001
			LC ₅₀ (96 h)	35.2	Valide	Chandler et Marking, 1979 cité dans Hohreiter et Rigg, 2001
			LC ₅₀ (96 h)	46.7	Valide	Chandler et Marking, 1979 cité dans Hohreiter et Rigg, 2001
		<i>Helisoma sp.</i>	LC ₅₀ (96 h)	(93 ¹) 37.5	Valide	Bills et al., 1977 cité dans Hohreiter et Rigg, 2001
		<i>Notonecta sp.</i>	LC ₅₀ (96 h)	(835 ¹) 336.8	Valide	Bills et al., 1977 cité dans Hohreiter et Rigg, 2001
Milieu marin	Pas d'information disponible					
Sédiment	<i>Chironomus sp.</i>	LC ₅₀ (96 h)	450	Valide	Prasad, 1980 cité dans Hohreiter et Rigg, 2001	
Poissons	Eau douce	<i>Ameiurus melas</i>	LC ₅₀ (96 h)	(62.1 ¹) 24.8	Valide	Bills et al., 1977
		<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀ (96 h)	(100 ¹) 40.25	Valide	Bills et al., 1977 cité dans Hohreiter et Rigg, 2001
		<i>Salmo salar</i>	LC ₅₀ (96 h)	(173 ¹) 69.2	Valide	Bills et al., 1977 cité dans Hohreiter et Rigg, 2001
		<i>Micropterus dolomieu</i>	LC ₅₀ (96 h)	(136 ¹) 54.74	Valide	Bills et al., 1977
		<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀ (48 h)	50	Valide	Tisler et J., 1997 cité dans OECD, 2002
			LC ₅₀ (96 h)	(117.26 ¹) 47.2	Valide	Bills et al., 1977
			LC ₅₀ (96 h)	1020	Valide	McKim et al., 1976
<i>Micropterus salmoides</i>	LC ₅₀ (96 h)	(143 ¹) 57.56	Valide	Bills et al., 1977		

Organisme		Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source
		<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀ (96 h)	24.1	Valide	Geiger <i>et al.</i> , 1990 cité dans Hohreiter et Rigg, 2001
		<i>Ictalurus punctatus</i>	LC ₅₀ (96 h)	(65.8 ¹) 26.48	Valide	Bills <i>et al.</i> , 1977 cité dans Hohreiter et Rigg, 2001
		<i>Ictarus melas</i>	LC ₅₀ (96 h)	(62.1 ¹) 24.99	Valide	Bills <i>et al.</i> , 1977
		<i>Lepomis cyanellus</i>	LC ₅₀ (96 h)	(173 ¹) 69.64	Valide	Bills <i>et al.</i> , 1977
		<i>Salmo gairdneri</i>	LC ₅₀ (96 h)	(118 ¹) 47.50	Valide	Bills <i>et al.</i> , 1977
		<i>Salvelinus namaycush</i>	LC ₅₀ (96 h)	(100 ¹) 40.25	Valide	Bills <i>et al.</i> , 1977
Milieu marin	<i>Morone saxatilis</i>	LC₅₀ (96 h.)	6.7	Valide	Wellborn, 1969	

(1) Valeur en µl/L de formaldéhyde (solution à 37% de formaldéhyde) indiquée pour information. Celle-ci a ensuite été rapportée en concentration (µg/L) pour une solution de formaldéhyde pure.

ECOTOXICITE AQUATIQUE CHRONIQUE

Organisme		Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source
Algues & plantes aquatiques	Eau douce	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	NOEC (8 j)	0.88	Non valide	Bringmann et Kühn, 1978
		<i>Scenedesmus quadricauda</i>	EC₁₀ (24 h)	3.6	Valide	Tisler and J., 1997 cité dans OECD, 2002
		<i>Microcystis aeruginosa</i>	NOEC (8 j)	0.14	Non valide	Bringmann et Kühn, 1978
	Milieu marin	<i>Phyllospora comosa</i>	NOEC (96 h.)	0.1	Non valide	Burridge <i>et al.</i> , 1995b
Invertébrés	Eau douce	<i>Cerodaphnia dubia</i>	NOEC (7j)	1 à 3	Non valide	Hohreiter et Rigg, 2001
	Milieu marin	Pas d'information disponible.				
	Sédiment	Pas d'information disponible.				
Poissons	Eau douce	Pas d'information disponible.				
	Milieu marin	Pas d'information disponible.				

NORMES DE QUALITÉ 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 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 de document guide technique pour la détermination de 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 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}) :**

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

Pour le formaldéhyde, seules des données valides chroniques sont disponibles pour les algues marines. En revanche, des données valides aiguës sont disponibles pour trois niveaux trophiques. La donnée issue du test aigu sur *Cypridopsis sp.*, est jugé non valide car cet essai n'est pas reproductible (Hohreiter et Rigg, 2001, OECD, 2002). Les essais sur *Daphnia pulex* seront préférés en utilisant comme EC₅₀ la moyenne géométrique de toutes les EC₅₀ valides disponibles sur cette espèce. La donnée sélectionnée pour le calcul de l'AA-QS_{water_eco} est donc une EC₅₀ (48 h) d'une valeur de 10.2 mg/L, un facteur de sécurité de 1000 lui sera appliqué :

$$AA-QS_{water_eco} = 10.2 \mu\text{g/L}$$

En ce qui concerne les organismes marins, un essai est disponible pour un seul niveau trophique en aigu. Le jeu de données disponible ne permet pas de montrer une différence de sensibilité. Conformément au guide technique (E.C., 2010), un facteur de sécurité de 10000 sera appliqué à la moyenne géométrique des EC₅₀ (10.2 mg/L) obtenues sur un test sur *Daphnia pulex* afin de déterminer l'AA-QS_{marine_eco} :

$$AA-QS_{marine_eco} = 1.02 \mu\text{g/L}$$

- **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 trois niveaux trophiques (plantes, invertébrés et poissons), la plus faible étant celle sur *Daphnia pulex* EC₅₀ (48 h) = 10.2 mg/L (moyenne géométrique). Par défaut, un facteur d'extrapolation de 100 s'applique pour calculer la MAC. Pour le formaldéhyde :

$$MAC = 5.8/100 \text{ soit } 0.058 \text{ mg/L}$$

$$MAC = 102 \mu\text{g/L}$$

De la même manière, un facteur d'extrapolation de 1000 s'applique pour calculer la MAC_{marine} . Pour le formaldéhyde on a donc :

$$MAC_{\text{marine}} = 10.2/1000 \text{ soit } 0.0102 \text{ mg/L}$$

$$MAC_{\text{marine}} = 10.2 \text{ } \mu\text{g/L}$$

Proposition de norme de qualité pour les organismes de la colonne d'eau (eau douce)		
Moyenne annuelle [AA-QS_{water_eco}]	10	$\mu\text{g/L}$
Concentration Maximum Acceptable [MAC]	100	$\mu\text{g/L}$
Proposition de norme de qualité pour les organismes de la colonne d'eau marine		
Moyenne annuelle [AA-QS_{marine_eco}]	1	$\mu\text{g/L}$
Concentration Maximum Acceptable [MAC_{marine}]	10	$\mu\text{g/L}$

VALEUR GUIDE DE QUALITÉ POUR LE SÉDIMENT (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 pertinente 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.

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 : $0.8 + 0.025 * K_{\text{oc}}$ soit $K_{\text{sed-eau}} = 1.725 \text{ m}^3/\text{m}^3$.

Ainsi, on obtient:

$$QS_{\text{sed wet weight}} = 13.5 \mu\text{g/kg} \text{ (poids humide)}$$

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., 2010) 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., 2010) est utilisée : $2500 \text{ kg}/\text{m}^3$.

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

$$QS_{\text{sed dry_weight}} = 7.69 * 2.6 = 35.2 \mu\text{g/kg}_{\text{sed poids sec}}$$

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 :

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

$$QS_{\text{sed-marin wet weight}} = 1.3 \mu\text{g/kg} \text{ (poids humide)}$$

La concentration correspondante en poids sec est alors la suivante :

$$QS_{\text{sed-marin dry_weight}} = 3.5 \mu\text{g/kg}_{\text{sed poids sec}}$$

Le logKow 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 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)	13	$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{sed}}$ poids humide
	35	$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{sed}}$ poids sec
Proposition de valeur guide de qualité pour les sédiments (eau marine)	1.3	$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{sed}}$ poids humide
	3.5	$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{sed}}$ poids sec
Conditions particulières	Avec un Koc de 37 L/kg et un log Kow < 3, la mise en œuvre d'un seuil pour le sédiment n'est pas jugée nécessaire par le projet de document 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 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 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 LOEL plutôt que d'une NOAEL.

ECOTOXICITE POUR LES VERTÉBRÉS 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	Etude de deux ans chez le rat par ingestion, Paramètre étudié : Irritation gastrique <u>Mâles</u> doses d'exposition : 0, 1.2, 15, 82 (mg/kg _{corporel} /j)	15	Til <i>et al.</i> , 1989 Cité dans EFSA, 2006	20	300
	<u>Femelles</u> doses d'exposition : 0, 1.8, 21, 109 (mg/kg _{corporel} /j)	21			420
Toxicité sur la reproduction	Rats mâles Administration orale Durée : 10 jours doses d'exposition : 100 ; 200 (mg/kg _{corporel} /j) Augmentation du nombre total de spermatozoïdes ainsi que de spermatozoïdes anormaux.	100	Cassidy <i>et al.</i> , 1983 Cité dans ATSDR, 1999	20	2000

TOXICITE ORALE POUR LES OISEAUX

	Type de test	NOAEL [mg/kg _{corporel} /j]	Source	Facteur de conversion	NOEC [mg/kg _{biota}]
Toxicité sub-chronique et/ou chronique	Pas d'information disponible				
Toxicité sur la reproduction	Pas d'information disponible				

NORME DE QUALITÉ 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., 2010). Elle est obtenue en divisant la plus faible valeur de NOEC valide par les facteurs d'extrapolation recommandés (E.C., 2010).

Pour le formaldéhyde, un facteur de 30 est appliqué sur la NOEC la plus faible de 300 mg/kg_{biota}. On obtient donc :

$$QS_{biota_sec\ pois} = 300 \text{ [mg/kg}_{biota}] / 30 = 10 \text{ mg/kg}_{biota}$$

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

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

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

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

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

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 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., 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 le formaldéhyde, un BCF de 3 et un $BMF_1 = BMF_2$ de 1 (E.C., 2010) ont été retenus. On a donc :

$$QS_{\text{water sp}} = 10 \text{ [mg/kg}_{\text{biota}}] / (3 * 1) = 3.3 \text{ mg/L}$$

$$QS_{\text{marine sp}} = 10 \text{ [mg/kg}_{\text{biota}}] / (3 * 1 * 1) = 3.3 \text{ mg/L}$$

Proposition de norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire des prédateurs	10000	µg/kg _{biota}
valeur correspondante dans l'eau (douce et marine)	3300	µg/L

SANTÉ 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	Etude de deux ans chez le rat par ingestion, Effet observé : Irritation gastrique <u>Mâles</u> doses d'exposition : 0, 1.2, 15, 82 (mg/kg _{corporel} /j)	15	Til <i>et al.</i> , 1989 Cité dans EFSA, 2006	150 ⁽¹⁾ Facteur d'incertitude utilisé : 100 10 : AF intraespèces 10 : AF interespèces

(1) Cette VTR a été déterminée par l'OMS (2006)

	Classement CMR	Source
Cancérogène	La substance est inscrite à l'Annexe VI du règlement (CE) No 1272/2008 elle fait l'objet d'un classement catégorie 2 (H351, effets cancérogènes suspectés) pour la cancérogénèse.	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 mutagénèse.	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

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) :

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

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 cancérogène 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 journalier contribuant à la dose journalière tolérable apporte une certaine marge de sécurité (E.C., 2010).

Pour le chlordane, le calcul aboutit à :

$$QS_{\text{biota hh}} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}] = \frac{0.1 * 150 [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corporel}}/\text{j}] * 70 [\text{kg}_{\text{corporel}}]}{0.115 [\text{kg}_{\text{biota}}/\text{j}]} * \frac{1}{10} = 913 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}$$

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 :

$$QS_{\text{water_hh food}} = 913 / (3*1) = 304 \mu\text{g}/\text{L}$$

$$QS_{\text{marine_hh food}} = 913 / (3*1*1) = 304 \mu\text{g}/\text{L}$$

Proposition de norme de qualité pour la santé humaine via la consommation de produits de la pêche	913	$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}$
Valeur correspondante dans l'eau (douce et marine)	304	$\mu\text{g}/\text{L}$

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

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

$$\text{MPC}_{\text{dw, hh}} [\mu\text{g}/\text{L}] = \frac{0.1 * \text{VTR} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corporel}}/\text{j}] * \text{poids corporel} [\text{kg}_{\text{corporel}}]}{\text{Cons.moy.eau} [\text{L}/\text{j}]} * \frac{1}{F_{\text{securité}}}$$

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 150 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,
- F_{sécurité} : facteur de sécurité supplémentaire de 10 pour tenir compte de l'effet cancérogène 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.

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

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 le formaldéhyde, on obtient :

$$QS_{dw_hh} = \frac{0.1 * 150 * 70}{2 * (1 - 0) * 10} = 52.5 \mu\text{g/L}$$

Proposition de norme de qualité pour l'eau destinée à l'eau potable	52.5	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 QUALITÉ			
Organismes aquatiques (eau douce) moyenne annuelle	AA-QS _{water_eco}	10	µg/L
Organismes aquatiques (eau douce) Concentration Maximum Acceptable	MAC	100	µg/L
Organismes aquatiques (eau marine) moyenne annuelle	AA-QS _{marine_eco}	1	µg/L
Organismes aquatiques (eau marine) Concentration Maximum Acceptable	MAC _{marine}	10	µg/L
Empoisonnement secondaire des prédateurs	QS _{biota sec pois}	10000	µg/kg _{biota}
valeur correspondante dans l'eau (douce et marine)	QS _{water_sp} QS _{marin_sp}	3333	µg/L
Santé humaine via la consommation de produits de la pêche	QS _{biota hh}	913	µg/kg _{biota}
valeur correspondante dans l'eau (douce et marine)	QS _{water hh food} QS _{marine hh food}	304	µg/L
Santé humaine via l'eau destinée à l'eau potable	QS _{dw_hh}	52.5	µg/L

Pour le formaldéhyde, 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 formaldéhyde est donc la suivante :

PROPOSITION DE NORME DE QUALITE ENVIRONNEMENTALE

EAU DOUCE

Moyenne Annuelle dans l'eau : $NQE_{EAU-DOUCE} = 10 \mu\text{g/L}$

Concentration Maximale Acceptable dans l'eau: $MAC_{EAU-DOUCE} = 100 \mu\text{g/L}$

EAU MARINE

Moyenne Annuelle dans l'eau : $NQE_{EAU-MARINE} = 1 \mu\text{g/L}$

Concentration Maximale Acceptable dans l'eau: $MAC_{EAU-MARINE} = 10 \mu\text{g/L}$

VALEURS GUIDES POUR LE SÉDIMENT

Avec un Koc de 37 L/kg et un log Kow < 3, la mise en œuvre d'un seuil pour le sédiment n'est pas jugée nécessaire par le projet de document guide européen (E.C., 2010).

BIBLIOGRAPHIE

ATSDR (1999). Toxicological profile for formaldehyde. Atlanta, GA, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (ATSDR) U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.

Bills, D., L. Marking, *et al.* (1977). Investigation in fish control. 73. Formalin: Its toxicity to nontarget aquatic organisms, persistence, and counteraction. Washington, DC, US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service: 1-7.

Bringmann, G. and R. Kühn (1978). "Testing of substances for their toxicity threshold: Model organisms *Microcystis (Diplocystis) aeruginosa* and *Scenedesmus quadricauda*." Mitt. Internat. Verein. Limnol. **21**: 275-284.

Burridge, T. R., T. Lavery, *et al.* (1995b). "Acute toxicity tests using *Phyllospora comosa* (Labillardiere) C. Agardh (Phaeophyta: Fucales) and *Allorchestes compressa* Dana (Crustacea: Amphipoda)." Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology **55**: 621-628.

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. (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 2008/681/CE. Décision de la commission du 28 juillet 2008 concernant la non-inscription de certaines substances actives à l'annexe I, I A, I B de la directive 98/8/CE du Parlement européen et du Conseil concernant la mise sur le marché des produits biocides [notifiée sous le numéro C(2008) 3854].

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.

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

EFSA (2006). "Opinion of the Scientific Panel on food additives, flavourings, processing aids and materials in contact with food (AFC) on a request from the Commission related to Use of formaldehyde as a preservative during the manufacture and preparation of food additives.. (Question N° EFSA-Q-2005-032)." The EFSA Journal **415**: 1-10.

FOOTPRINT, P. P. D. (2011). "General Information, Environmental Fate, Ecotoxicology and Human Health." 2011, from <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/fr/index.htm>.

Hohreiter, D. W. and D. K. Rigg (2001). "Derivation of ambient water quality criteria for formaldehyde." Chemosphere **45**(4-5): 471-486.

HSDB (2011). Hazardous Substances Data Bank, National Library of Medicine.

McKim, J. M., R. L. Anderson, *et al.* (1976). "Effects of pollution on freshwater fish." J. Water Pollut. Control Fed. **48**: 1544-1620.

OECD (2002). SIDS Initial Assessment Report for formaldehyde.

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.

Til, H. P., R. A. Woutersen, *et al.* (1989). "Two-year drinking-water study of formaldehyde in rats." Food and Chemical Toxicology **27**(2): 77-87.

Tisler, T. and Z.-K. J. (1997). "Comparative assessment of toxicity of phenol, formaldehyde and industrial wastewater to aquatic organisms." Water, Air and Soil Poll. **97**: 315-322.

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>.

Wellborn, T. L. J. (1969). "Toxicity of nine therapeutic and herbicidal compounds to striped bass." Prog. Fish Cult. **31**(1): 27-32.