

**1,1,2,2-TETRACHLOROETHANE – n° CAS : 79-34-5****VALEUR GUIDE ENVIRONNEMENTALE****EAU DOUCE**

<b>Moyenne Annuelle dans l'eau :</b>	<b>VGE<sub>EAU-DOUCE</sub> =</b>	<b>0.02 µg/L</b>
<b>fondée sur la protection de la santé humaine via la consommation de produits de la pêche et d'eau potable</b>	<b>VGE<sub>BIOTE</sub> =</b>	<b>0.3 µg/kg<sub>biota</sub></b>

**Concentration Maximale Acceptable dans l'eau:** **MAC<sub>EAU-DOUCE</sub> = 140 µg/L**

**EAU MARINE**

<b>Moyenne Annuelle dans l'eau :</b>	<b>VGE<sub>EAU-MARINE</sub> =</b>	<b>0.02 µg/L</b>
<b>fondée sur la protection de la santé humaine via la consommation de produits de la pêche</b>	<b>VGE<sub>BIOTE</sub> =</b>	<b>0.3 µg/kg<sub>biota</sub></b>

**Concentration Maximale Acceptable dans l'eau:** **MAC<sub>EAU-MARINE</sub> = 14 µg/L**

**VALEURS GUIDES POUR LE SEDIMENT**

Avec un Koc de 79 L/kg et un log Kow de 2.51, la mise en œuvre d'un seuil pour le sédiment n'est pas recommandée par le document guide européen (E.C., 2011).

**1,1,2,2-TETRACHLOROETHANE – n° CAS : 79-34-5**

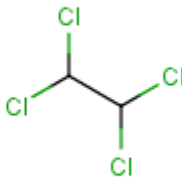
Le 1,1,2,2-tétrachloroéthane est produit essentiellement pour être utilisé comme intermédiaire de synthèse chimique pour la fabrication de trichloroéthylène, de tétrachloroéthylène et de 1,2-dichloroéthylène.

Il est formé soit :

- par addition de chlore à de l'acétylène,
- par chloration de l'éthylène,
- par chloration du 1,2-dichloroéthane.

En raison de sa forte toxicité, de la disponibilité sur le marché d'autres solvants moins toxiques et des nouveaux procédés de fabrication des éthylènes chlorés, l'utilisation du 1,1,2,2- tétrachloroéthane est actuellement très réduite.

**IDENTIFICATION DE LA SUBSTANCE**

<b>Substance chimique</b>	1,1,2,2-Tétrachloroéthane
<b>Autres dénominations/synonymes</b>	Acetylene tetrachloride, Dichloro-2,2-dichloroethane, 1,1-Dichloro-2,2-dichloroethane, Ethane, 1,1,2,2-tetrachloro, s-Tetrachloroethane, sym-Tetrachloroethane.
<b>Numéro CAS</b>	79-34-5
<b>Formule moléculaire</b>	C <sub>2</sub> H <sub>2</sub> Cl <sub>4</sub>
<b>Code SMILES</b>	C(C(Cl)Cl)(Cl)Cl
<b>Structure moléculaire</b>	 <p>Diagramme de structure moléculaire du 1,1,2,2-tétrachloroéthane. Les atomes de carbone sont représentés par des lignes noires, et les atomes de chlore (Cl) sont représentés par des lettres vertes. Les deux atomes de carbone sont liés l'un à l'autre. Le premier atome de carbone est lié à deux atomes de chlore (un en haut, un à gauche). Le second atome de carbone est lié à deux atomes de chlore (un à droite, un en bas).</p>

**EVALUATIONS EXISTANTES ET INFORMATIONS REGLEMENTAIRES**

<b>Evaluations existantes</b>	-
<b>Phrases de risque et classification</b>	<p><i>Annexe I Directive 67/548/CEE (C.E., 1967)</i>  T+ ; R26/27  N ; R51/53</p> <p><i>Annexe VI Règlement (CE) No 1272/2008 (C.E., 2008)</i>  Acute Tox. 2            H330  Acute Tox. 1            H310  Aquatic Chronic 2    H411</p>
<b>Effets endocriniens</b>	Le 1,1,2,2-tétrachloroéthane n'est pas cité 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).
<b>Critères PBT / POP</b>	La substance ne remplit pas les critères PBT/vPvB <sup>1</sup> (C.E., 2006) ou POP <sup>2</sup> (PNUE, 2001).
<b>Normes de qualité existantes</b>	<p><u>Allemagne</u> : Norme de qualité pour les eaux prélevées destinées à la consommation = 10 µg/L</p> <p><u>Etats-Unis</u> : Normes de qualité pour la consommation d'eau et de poissons = 0.17 µg/L</p> <p><u>Etats-Unis</u> : Norme de qualité pour la consommation de poisson et la protection de la santé humaine = 11 µg/L (ETOX, 2007<sup>3</sup>)</p>
<b>Mesure de restriction</b>	-
<b>Substance(s) associée(s)</b>	-

<sup>1</sup> 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).

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

<sup>3</sup> 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]	167.86	Verschueren, 1996
Hydrosolubilité [mg/L]	665 à 20°C 802 à 25°C	Verschueren, 1996 ATSDR, 1996
Pression de vapeur [Pa]	2900 à 20°C 2974 à 25°C	Verschueren, 1996 ATSDR, 1996
Constante de Henry [Pa.m <sup>3</sup> /mol]	40.5	Verschueren, 1996
Log du coefficient de partage Octanol-eau (log Kow)	2.51	ATSDR, 1996
Coefficient de partage carbone organique-eau (Koc) [L/kg]	79 <sup>(1)</sup>	ATSDR, 1996
Constante de dissociation (pKa)	La molécule n'est pas ionisable.	

(1) Moyenne de valeurs mesurées sur différents types de sols.

**COMPORTEMENT DANS L'ENVIRONNEMENT****PERSISTANCE**

		Source
Hydrolyse	Pas d'information disponible.	
Photolyse	Pas d'information disponible.	
Biodégradabilité	Un test a montré que le 1,1,2,2-tétrachloroéthane n'est pas biodégradé après 28 jours lors d'un essai MITI (OCDE 301C) basé sur la mesure de la consommation d'oxygène dissous.	MITI, 1992

**DISTRIBUTION DANS L'ENVIRONNEMENT**

		Source
<b>Adsorption</b>	D'après la valeur du Koc (79 L/kg), en milieu aquatique le 1,1,2,2-tétrachloroéthane est très peu adsorbé sur les sédiments et les matières en suspension.	-
<b>Volatilisation</b>	Le 1,1,2,2-tétrachloroéthane est facilement volatilisable à partir d'un environnement aqueux et des terrains humides. Son temps demi-vie en milieu aqueux est de l'ordre de quelques jours à quelques semaines dans les eaux naturelles.  En milieu aqueux, les pertes de 1,1,2,2-tétrachloroéthane sont principalement dues à l'évaporation du produit.	INERIS, 2005
<b>Bioaccumulation</b>	Lors d'un essai dynamique sur <i>Cyprinus carpio</i> de 42 jours le CITI a mesuré des BCF de 4.5 à 13.2.  Barrows <i>et al.</i> ont mesuré un BCF de 8 sur <i>Lepomis macrochirus</i> lors d'un essai dynamique en système fermé de 14 jours.  <b>Un BCF de 13.2 est utilisé dans la détermination des normes de qualité.</b>  <b>En l'absence de BMF mesuré, le document guide technique européen pour la dérivation des NQE recommande l'utilisation des valeurs par défaut suivantes pour ce qui est de la prise en compte de la biomagnification : <math>BMF_1 = BMF_2 = 1</math>.</b>	MITI, 1992  Barrows <i>et al.</i> , 1980   E.C., 2011

**ECOTOXICITE ET TOXICITE****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. Toutes les données présentées ont fait l'objet d'une validation.

Ces résultats d'écotoxicité sont principalement exprimés sous forme de NOEC (*No Observed Effect Concentration*), concentration sans effet observé, d'EC<sub>10</sub> concentration produisant 10% d'effets et équivalente à la NOEC, ou de EC<sub>50</sub>, 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 EC<sub>50</sub> sont plutôt utilisées pour caractériser les effets à court terme.

## ECOTOXICITE

## ECOTOXICITE AQUATIQUE AIGUË

Organisme		Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source
Algues & plantes aquatiques	Eau douce	<i>Skeletonema costatum</i>	EC <sub>50</sub> (96 h)	6.44	Valide	Leblanc, 1984
	Milieu marin	Pas d'information disponible.				
Invertébrés	Eau douce	<i>Daphnia magna</i>	LC <sub>50</sub> (48 h)	9.3	Valide	LeBlanc, 1980
	Milieu marin	<i>Mysidopsis bahia</i>	EC <sub>50</sub> (96 h)	9.02	Valide	Leblanc, 1984
	Sédiment	Pas d'information disponible.				
Poissons	Eau douce	<i>Lepomis macrochirus</i>	LC <sub>50</sub> (24-96 h)	20	Valide	Buccafusco <i>et al.</i> , 1981
	Milieu marin	Pas d'information disponible.				

## ECOTOXICITE AQUATIQUE CHRONIQUE

Organisme		Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source
Algues & plantes aquatiques	Eau douce	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	EC <sub>10</sub> (96 h)	9.8	Valide	Behechti <i>et al.</i> , 1995
	Milieu marin	Pas d'information disponible.				
Invertébrés	Eau douce	<i>Daphnia magna</i>	NOEC (28 j)	6.9	Valide	Richter <i>et al.</i> , 1983
	Milieu marin	Pas d'information disponible.				
	Sédiment	Pas d'information disponible.				
Poissons	Eau douce	<i>Pimephales promelas</i>	NOEC (33 j)	1.4	Valide	Ahmad <i>et al.</i> , 1984
	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 guide technique européen pour la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2011). Elles sont obtenues en divisant la plus faible valeur de NOEC ou d'EC<sub>50</sub> valide par un facteur d'extrapolation (AF, *Assessment Factor*).

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

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

- **Moyenne annuelle (AA-QS<sub>water\_eco</sub> et AA-QS<sub>marine\_eco</sub>) :**

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

Pour le 1,1,2,2-tétrachloroéthane, on dispose de données aiguës et chroniques pour trois niveaux trophiques. En aigu les algues semblent être les plus sensibles alors qu'en chronique se sont les poissons. Cependant, on n'observe pas de différence de sensibilité marquée entre les différents taxa. Conformément au guide technique européen pour la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2011), un facteur d'extrapolation de 10 est appliqué sur la plus faible NOEC disponible (NOEC (33j) à 1,4 mg/L obtenue pour *Pimephales promelas*) pour calculer la AA-QS<sub>water\_eco</sub>. L'INERIS propose donc la valeur suivante :

$$\begin{aligned} \text{AA-QS}_{\text{water\_eco}} &= 1.4 / 10 = 0.14 \text{ mg/L, soit} \\ \text{AA-QS}_{\text{water\_eco}} &= 140 \text{ } \mu\text{g/L} \end{aligned}$$

En ce qui concerne les organismes marins une seule donnée aiguë est disponible (invertébrés). Le jeu de données disponible ne permet pas de mettre en évidence une différence de sensibilité entre les espèces marines et dulçaquicoles. Pour le milieu marin, le facteur d'extrapolation appliqué doit prendre en compte les incertitudes additionnelles telles que la sous-représentation des taxons clés et une diversité d'espèces plus importante. Par conséquent et conformément au guide technique européen pour la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2011) un facteur d'extrapolation de 100 est appliqué sur la plus faible NOEC disponible (NOEC (33j) à 1,4 mg/L obtenue pour *Pimephales promelas*) pour calculer la AA-QS<sub>marine\_eco</sub>. L'INERIS propose donc la valeur suivante :

$$\begin{aligned} \text{AA-QS}_{\text{marine\_eco}} &= 1.4 / 100 = 0.014 \text{ mg/L, soit} \\ \text{AA-QS}_{\text{marine\_eco}} &= 14 \text{ } \mu\text{g/L} \end{aligned}$$

- **Concentration Maximum Acceptable (MAC et MAC<sub>marine</sub>) :**

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

Pour le 1,1,2,2-tétrachloroéthane, on dispose de données aiguës pour trois niveaux trophiques. La plus faible donnée est prise en compte pour le calcul de la MAC, soit l'EC<sub>50</sub> (96h) de 6.44 mg/L obtenue pour *Skeletonema costatum*. Par défaut, un facteur d'extrapolation de 100 s'applique pour

calculer la MAC. Cependant, selon le document guide technique pour la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2011), pour les substances qui n'ont pas de mode d'action spécifique et pour lesquelles les données disponibles montrent que la variation interspécifique est faible, le facteur peut être diminué. Pour le 1,1,2,2-Tetrachloroéthane, l'écart-type des valeurs Log de L(E)C50 est < 0.5 et cette variation peut être considérée comme faible.

Cependant, bien que la substance ne soit pas classée comme cancérigène selon l'Annexe VI du Règlement (CE) No 1272/2008 (C.E., 2008), la VTR déterminée par l'US-EPA est fondée sur une augmentation des carcinomes hépatiques. En conséquence, vu le potentiel cancérigène de la substance, le groupe d'experts considère que la présence dans l'eau de telles substances doit être limitée et recommande que le facteur d'extrapolation soit maintenu à 100 pour calculer la MAC. La valeur suivante est donc proposée :

$$\text{MAC} = 6.44 / 100 = 0.0644 \text{ mg/L, soit}$$

$$\text{MAC} = 64.4 \text{ } \mu\text{g/L}$$

Le guide européen pour la détermination des NQE (E.C.2011) indique qu'il n'est pas recommandé de préconiser une MAC qui soit inférieure à l'AA-QS<sub>water\_eco</sub> et qu'il est préférable, le cas échéant, de fixer MAC = AA-QS<sub>water\_eco</sub>.

$$\text{D'où : MAC} = \text{AA-QS}_{\text{water\_eco}} = 140 \text{ } \mu\text{g/L}$$

En ce qui concerne les organismes marins une seule donnée est disponible (invertébrés). Le jeu de données disponible ne permet pas de mettre en évidence une différence de sensibilité entre les espèces marines et dulçaquicoles. Pour le milieu marin, le facteur d'extrapolation appliqué doit prendre en compte les incertitudes additionnelles telles que la sous-représentation des taxons clés et une diversité d'espèces plus importante. Par conséquent et selon le même raisonnement que pour l'eau douce, un facteur d'extrapolation de 1000 est appliqué pour déterminer la MAC<sub>marine</sub>. L'INERIS propose donc la valeur suivante :

$$\text{MAC}_{\text{marine}} = 6.44 / 1000 = 0.00644 \text{ mg/L, soit}$$

$$\text{MAC}_{\text{marine}} = 6.44 \text{ } \mu\text{g/L}$$

Le guide européen pour la détermination des NQE (E.C.2011) indique qu'il n'est pas recommandé de préconiser une MAC<sub>marine</sub> qui soit inférieure à l'AA-QS<sub>marine\_eco</sub> et qu'il est préférable, le cas échéant, de fixer MAC = AA-QS<sub>marine\_eco</sub>.

$$\text{D'où : MAC}_{\text{marine}} = \text{AA-QS}_{\text{marine\_eco}} = 14 \text{ } \mu\text{g/L}$$

<b>Proposition de norme de qualité pour les organismes de la colonne d'eau (eau douce)</b>		
<b>Moyenne annuelle [AA-QS<sub>water_eco</sub>]</b>	140	µg/L
<b>Concentration Maximum Acceptable [MAC]</b>	140	µg/L
<b>Proposition de norme de qualité pour les organismes de la colonne d'eau (eau marine)</b>		
<b>Moyenne annuelle [AA-QS<sub>marine_eco</sub>]</b>	14	µg/L
<b>Concentration Maximum Acceptable [MAC<sub>marine_eco</sub>]</b>	14	µg/L



**VALEUR GUIDE POUR LES ORGANISMES BENTHIQUES (QS<sub>SED</sub> ET QS<sub>SED-MARIN</sub>)**

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) (C.E., 2000).

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

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., 2011) :

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

Avec

$RHO_{\text{sed}}$  : 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 document guide technique européen (E.C., 2011) est utilisée :  $1300 \text{ kg}/\text{m}^3$ .

$K_{\text{sed-eau}}$  : coefficient de partage sédiment/eau en  $\text{m}^3/\text{m}^3$ . En l'absence d'une valeur exacte, les valeurs génériques proposées par le guide technique européen (E.C., 2011) sont utilisées. Le coefficient est alors calculé selon la formule suivante :  $0.8 + 0.025 * K_{\text{oc}}$  soit  $K_{\text{sed-eau}} = 2.77 \text{ m}^3/\text{m}^3$

Pour le 1,1,2,2-tétrachloroéthane, on obtient :

$$QS_{\text{sed wet weight}} [\mu\text{g}/\text{kg}] = \frac{2.77}{1300} * 140 * 1000$$

$$QS_{\text{sed wet weight}} = 299 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{poids humide}}$$

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

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

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

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

Pour le 1,1,2,2-tétrachloroéthane, la concentration correspondante en poids sec est :

$$QS_{sed \text{ dry weight}} = QS_{sed \text{ wet weight}} * 2.6 = 299 * 2.6 = 777 \mu g/kg_{sed \text{ poids sec}}$$

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

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

Pour le 1,1,2,2-tétrachloroéthane, on obtient :

$$QS_{sed\text{-marin wet weight}} [\mu g/kg] = \frac{2.77}{1300} * 14 * 1000$$

$$QS_{sed\text{-marin wet weight}} = 29.9 \mu g/kg_{poids \text{ humide}}$$

La concentration correspondante en poids sec est alors la suivante:

$$QS_{sed\text{-marin dry weight}} = 77.7 \mu g/kg_{sed \text{ poids sec}}$$

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.

<b>Proposition de valeur guide pour les organismes benthiques (eau douce)</b>	300	µg/kg <sub>sed poids humide</sub>
	780	µg/kg <sub>sed poids sec</sub>
<b>Proposition de valeur guide pour les organismes benthiques (eau marine)</b>	30	µg/kg <sub>sed poids humide</sub>
	78	µg/kg <sub>sed poids sec</sub>
<b>Conditions particulières</b>	Avec un Koc de 79 L/kg, un log Kow de 2.51 et compte tenu de la volatilité élevée (constante de Henry de 40.5 Pa.m <sup>3</sup> /mol) la mise en œuvre d'un seuil pour le sédiment n'est pas recommandée par le document guide technique européen (E.C., 2011).	

## EMPOISONNEMENT SECONDAIRE

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

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

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

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

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

## ECOTOXICITE POUR LES VERTEBRES TERRESTRES

### TOXICITE ORALE POUR LES MAMMIFERES

	Type de test	NOAEL <sup>(1)</sup> [mg/kg <sub>corporel</sub> /j]	Source	Facteur de conversion	NOEC [mg/kg <sub>biot a</sub> ]
<b>Toxicité chronique sub-chronique</b>	Rat Durée : 78 semaines. Administration orale par gavage. Effet : gêne respiratoire chez les femelles.	LOAEL = 43 NOAEL <sub>corr</sub> <sup>(2)</sup> = 4.3 ( $AF_{\text{dose-réponse}} = 10$ )	NCI, 1978 cité dans WHO, 1998	20	86

<sup>(1)</sup> NOAEL : No Observed Adverse Effect Level

<sup>(2)</sup> La NOAEL<sub>corr</sub> correspond à la NOAEL déduite à partir de la LOAEL. Cette étude est à l'origine de la VTR qui a été déterminée par l'US-EPA. L'US-EPA a proposé un facteur de 10 pour extrapoler de la LOAEL à la NOAEL.

## TOXICITE ORALE POUR LES OISEAUX

	Type de test	NOAEL/LOAEL <sup>(1)</sup> [mg/kg <sub>corporel</sub> /j]	Source	Facteur de conversion	NOEC [mg/kg <sub>biota</sub> ]
Toxicité sub-chronique et/ou chronique	Pas d'information disponible.				
Toxicité pour la reproduction	Pas d'information disponible.				

<sup>(1)</sup> NOAEL : No Observed Adverse Effect Level; LOAEL : Low Observed Adverse Effect Level

Les données de toxicité autres que pour les effets cancérogènes sont réduites, et comme le souligne l'OMS (WHO, 1998), étant donné les limites des études disponibles sur le potentiel toxicologique des effets associés à l'exposition au 1,1,2,2-tétrachloroéthane, il n'est pas possible de déterminer avec certitude un NOAEL ou LOAEL pour les effets non cancérogènes. En effet, l'*end-point* toxicologique pour lequel la relation dose-réponse est la mieux caractérisée est l'augmentation des carcinomes hépatocellulaires observés dans l'étude du NCI, 1978 (étude à l'appui pour l'ERU, cf. Santé humaine).

NORME DE QUALITE EMPOISONNEMENT SECONDAIRE (QS<sub>BIOTA\_SEC POIS</sub>)

La norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire (QS<sub>biota\_sec pois</sub>) est calculée conformément aux recommandations du guide technique européen (E.C., 2011). Elle est obtenue en divisant la plus faible valeur de NOEC valide par les facteurs d'extrapolation recommandés (E.C., 2011).

Pour le 1,1,2,2-tétrachloroéthane, il est proposé d'appliquer un facteur de sécurité intermédiaire de 60 pour prendre en compte la durée du test retenu (NOEC = 86 mg/kg<sub>biota</sub>) de 1 an et demi sur le rat. Comme indiqué ci-dessus, la caractérisation de l'effet dose/réponse est difficile pour cette étude et bien que le facteur choisi par l'US-EPA pour extrapoler de la LOAEC à la NOAEC soit élevé et donc relativement protecteur, la valeur calculée ci-après doit être considérée avec précaution :

$$QS_{biota\_sec\ pois} = 86 \text{ [mg/kg}_{biota}] / 60 = 1.43 \text{ mg/kg}_{biota} = 1433 \text{ }\mu\text{g/kg}_{biota}$$

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,

BMF<sub>1</sub> : facteur de biomagnification,

BMF<sub>2</sub> : 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 BMF<sub>1</sub> et le BMF<sub>2</sub>, celles-ci peuvent être estimées à partir du BCF selon le guide technique européen (E.C., 2011).

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

Pour le 1,1,2,2-tétrachloroéthane, un BCF de 13.2 et un BMF<sub>1</sub> = BMF<sub>2</sub> de 1 (cf. E.C., 2011) ont été retenus. On a donc :

$$QS_{\text{water sp}} = 1433 [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}] / (13.2 * 1) = 108.5 \mu\text{g}/\text{L}$$

$$QS_{\text{marin sp}} = 1433 [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}] / (13.2 * 1 * 1) = 108.5 \mu\text{g}/\text{L}$$

<b>Proposition de norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire des prédateurs</b>	1433 (valeur indicative)	$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}$
valeur correspondante dans l'eau douce et marine	108	$\mu\text{g}/\text{L}$

## SANTE HUMAINE

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

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

Toutes les données présentées ont été validées.

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

## TOXICITE

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

	Type de test	NOAEL/LOAEL [mg/kg <sub>corporel</sub> /j]	Source	Valeur toxicologique de référence (VTR) [µg/kg <sub>corporel</sub> /j]
<b>Toxicité sub-chronique et/ou chronique</b>	Rat Durée : 78 semaines. Administration orale par gavage. Effet : gêne respiratoire chez les femelles.	LOAEL = 43	NCI, 1978 cité dans WHO, 1998	43 Facteur d'incertitude utilisé : 1000 - AF inter-espèce = 10 - AF intra-espèce = 10 - AF extrapolation LOAEL-NOAEL = 10
<b>Cancérogénèse</b>	Rat et Souris 50/dose/sexe Administration orale par gavage. Effet : carcinome hépatique pour les deux concentrations testées (87 et 174 mg/kg <sub>corporel</sub> /j)	-	NCI, 1978 cité dans US-EPA, 1998	<b>5.10<sup>-3(1)</sup></b> Dose associée à un risque de 10 <sup>-6</sup>

(1) Valeur ERU (Excès de Risque Unitaire) déterminée par US-EPA, 1998.

	Classement CMR	Source
<b>Cancérogénèse</b>	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 cancérogénèse.	C.E., 2008
<b>Mutagénèse</b>	La substance est inscrite à l'Annexe VI du règlement (CE) No 1272/2008 mais ne fait pas l'objet d'un classement pour la mutagenèse.	C.E., 2008
<b>Toxicité pour la reproduction</b>	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<sub>BIOTA\_HH</sub>)

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

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

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 0.005 µg/kg<sub>corporel/j</sub> (cf. tableau ci-dessus),
- un poids corporel moyen de 70 kg,
- F<sub>sécurité</sub> : facteur de sécurité supplémentaire pour tenir compte des potentiels effets CMR ou de perturbation endocrine de la substance. Le résultat d'un test de cancérogénicité a été retenu pour déterminer la VTR. Par conséquent, aucun facteur supplémentaire ne sera appliqué ici.
- 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., 2011).

Pour le 1,1,2,2-tétrachloroéthane, le calcul aboutit à :

$$QS_{\text{biota hh}} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}] = \frac{0.1 * 0.005[\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corporel}/j}] * 70 [\text{kg}_{\text{corporel}}]}{0.115 [\text{kg}_{\text{biota}/j}]} = 0.3 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}$$

Comme pour l'empoisonnement secondaire, la concentration correspondante dans l'eau du milieu peut être estimée en tenant compte de la bioaccumulation de la substance :

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

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

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

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

Pour le 1,1,2,2-tétrachloroéthane, on obtient donc :

$$QS_{\text{water\_hh food}} = 0.3 / (13.2 * 1) = 0.022 \mu\text{g}/\text{L}$$

$$QS_{\text{marine\_hh food}} = 0.3 / (13.2 * 1 * 1) = 0.022 \mu\text{g}/\text{L}$$

<b>Proposition de norme de qualité pour la santé humaine via la consommation de produits de la pêche</b>	0.3	µg/kg <sub>biota</sub>
valeur correspondante dans l'eau douce et marine	0.02	µg/L



**NORME DE QUALITE POUR LA SANTE HUMAINE VIA L'EAU DE BOISSON (QS<sub>dw, hh</sub>)**

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

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

Il n'existe aucune norme de qualité pour la protection de la santé humaine vis-à-vis de la consommation d'eau potable pour le 1,1,2,2-tétrachloroéthane fixée par la directive 98/83/CE ou par l'OMS.

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

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

Ce calcul tient compte de :

- la valeur toxicologique de référence (VTR), correspondant à une dose totale admissible par jour ; pour cette substance elle sera considérée égale à 0.005 µg/kg<sub>corporel</sub>/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.
- F<sub>sécurité</sub> : facteur de sécurité supplémentaire pour tenir compte des potentiels effets CMR ou de perturbation endocrine de la substance. Le résultat d'un test de cancérogénicité a été retenu pour déterminer la VTR. Par conséquent, aucun facteur supplémentaire ne sera appliqué ici.

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.

Ainsi, la norme de qualité correspondante dans l'eau brute se calcule de la manière suivante :

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

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 1,1,2,2-tétrachloroéthane, on obtient :

1,1,2,2-TETRACHLOROETHANE – n° CAS : 79-34-5

$$QS_{dw\_hh} = \frac{0.1 * 0.005 * 70}{2 * (1 - 0)} = 0.0175 \mu\text{g/L}$$

<b>Proposition de norme de qualité pour l'eau destinée à la production d'eau potable</b>	0.02	µg/L
--	------	------

**PROPOSITION DE VALEUR GUIDE ENVIRONNEMENTALE (VGE)**

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

		Valeur	Unité
<b>OBJECTIFS DE PROTECTION INDIVIDUELS</b>			
Organismes aquatiques (eau douce) moyenne annuelle	AA-QS <sub>water_eco</sub>	140	µg/L
Organismes aquatiques (eau douce) Concentration Maximum Acceptable	MAC	140	µg/L
Organismes aquatiques (eau marine) moyenne annuelle	AA-QS <sub>marine_eco</sub>	14	µg/L
Organismes aquatiques (eau marine) Concentration Maximum Acceptable	MAC <sub>marine</sub>	14	µg/L
Empoisonnement secondaire des prédateurs	QS <sub>biota sec pois</sub>	1430	µg/kg <sub>biota</sub>
valeur correspondante dans l'eau (douce et marine)	QS <sub>water_sp</sub> QS <sub>marine_sp</sub>	110	µg/L
<b>Santé humaine via la consommation de produits de la pêche</b>	QS <sub>biota hh</sub>	<b>0.3</b>	<b>µg/kg<sub>biota</sub></b>
valeur correspondante dans l'eau (douce et marine)	QS <sub>water hh food</sub> QS <sub>marine hh food</sub>	<b>0.02</b>	<b>µg/L</b>
<b>Santé humaine via l'eau destinée à la production d'eau potable</b>	QS <sub>dw_hh</sub>	<b>0.02</b>	<b>µg/L</b>

Pour le 1,1,2,2-tétrachloroéthane, les normes de qualité pour la protection de la santé humaine vis-à-vis de la consommation de produits de la pêche et d'eau potable sont les valeurs les plus faibles pour l'ensemble des approches considérées. On notera que celle-ci est largement protectrice par rapport à la valeur indicative déterminée pour la protection des prédateurs par empoisonnement secondaire.

**VALEURS GUIDES POUR LES ORGANISMES BENTHIQUES**

Avec un Koc de 79 L/kg et un log Kow de 2.51, la mise en œuvre d'un seuil pour les organismes benthiques n'est pas recommandée par le document guide européen (E.C., 2011).

## **BIBLIOGRAPHIE**

- Ahmad, N., D. Benoit, et al. (1984). Aquatic toxicity tests to characterize the hazard of volatile organic chemicals in water: a toxicity data summary - Parts I and II. Duluth, Minnesota, US-EPA, office of research and development, Environmental research laboratory.
- ATSDR (1996). 1,1,2,2-Tetrachloroethane - chronic inhalation MRL. Atlanta, GA, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, US department of Health and Human Services, Public Health Services.
- Barrows, M. E., S. R. Petrocelli, et al. (1980). Bioconcentration and elimination of selected water pollutants by the bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). Toxic Chemicals. R. Haque. Michigan, Ann Arbor Science Publishers: 379-392.
- Behechti, A., L. Ballhorn, et al. (1995). "Toxicity of chlorinated alkanes on the alga *Scenedesmus subspicatus* in a closed test vessel." Fresenius Environ. Bull. **4**(3): 148-153.
- Buccafusco, R. J., S. J. Ells, et al. (1981). "Acute Toxicity of Priority Pollutants to Bluegill (*Lepomis macrochirus*)." Bull. Environ. Contam. Toxicol. **26**(4): 446-452.
- C.E. (1967). Directive 67/548/CEE du Conseil, du 27 juin 1967, concernant le rapprochement des dispositions législatives, réglementaires et administratives relatives à la classification, l'emballage et l'étiquetage des substances dangereuses. Journal officiel n° 196 du 16/08/1967 p. 0001 - 0098.
- C.E. (1998). Directive 98/83/CE du conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, Journal Officiel L 330/32 du 5.12.1998: 32-54.
- C.E. (2000). Directive 2000/60/CE du Parlement Européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, JO L 327 du 22.12.2000: 1-86.
- 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.
- 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., European Commission.
- E.C. (2011). Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards. Guidance Document No. 27 for the Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Technical Report - 2011 - 055.  
[http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework\\_directive/guidance\\_documents/tgdeqs\\_cis-wfd/\\_EN\\_1.0\\_&a=d](http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/guidance_documents/tgdeqs_cis-wfd/_EN_1.0_&a=d).
- ETOX. (2007). "ETOX: Datenbank für ökotoxikologische Wirkungsdaten und Qualitätsziele." from <http://webetox.uba.de/webETOX/index.do>.
- INERIS (2005). Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques.
- LeBlanc, G. A. (1980). "Acute toxicity of priority pollutants to water flea (*Daphnia magna*)." Bull. Environ. Contam. Toxicol. **24**(5): 684-691.
- Leblanc, G. A. (1984). "Interspecies relationships in acute toxicity of chemicals to aquatic organisms." Environ. Toxicol. Chem. **3**: 47-60.
- Lepper, P. (2002). Towards the derivation of quality standards for priority substances in the context of the water framework directive., Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology.

- Lepper, P. (2005). Manual on the Methodological Framework to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances in accordance with Article 16 of the Water Framework Directive (2000/60/EC). Schmallenberg, Germany., Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology.
- MITI (1992). Biodegradation and bioaccumulation data of existing chemicals based on the Chemical Substances Control Law (CSCL). Japan, Chemicals Inspection and Testing Institute (CITI) from the Ministry of International Trade and Industry.
- NCI (1978). NCI (National Center Institut). Bioassay of 1,1,2,2-Tetrachloroethane for possible carcinogenicity. U.S. Dept. Health, Education and Welfare. NIH Pub. No. 78-827.
- 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.
- Richter, J. E., S. F. Peterson, et al. (1983). "Acute and chronic toxicity of some chlorinated benzenes chlorinated ethanes and tetrachloroethylene to *Daphnia magna*." Archives of Environmental Contamination and Toxicology **12**(6): 679-684.
- US-EPA (1998). Integrated Risk Information System (IRIS) - 1,1,2,2-tetrachloroethane.
- Verschueren, K. (1996). 1,1,2,2-Tetrachloroethane. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals, 3rd ed. New York, Van Nostrand Reinhold Co.
- WHO (1998). Concise International Chemical Assessment Document No.3 : 1,1,2,2-tetrachloroethane. Geneva, World Health Organization.