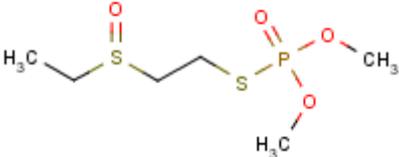


## OXYDEMETON-METHYL – n° CAS : 301-12-2

L'oxydéméton-méthyl été utilisé comme insecticide/acaricide. La décision 2007/392/CE (C.E., 2007) statue sur la non inclusion de l'oxydéméton-méthyl à l'Annexe I de la Directive 91/414/CEE (C.E., 1991).

### IDENTIFICATION DE LA SUBSTANCE

<b>Substance chimique</b>	Oxydéméton-méthyl
<b>Synonymes</b>	S-2-(ethylsulphanyl)ethyl O,O-dimethyl phosphorothioate Demeton-S-methyl sulfoxide
<b>Numéro CAS</b>	301-12-2
<b>Formule moléculaire</b>	C <sub>6</sub> H <sub>15</sub> O <sub>4</sub> PS <sub>2</sub>
<b>Code SMILES</b>	CCS(=O)CCSP(=O)(OC)OC
<b>Structure moléculaire</b>	 <p>The image shows the chemical structure of Oxydemeton-methyl. It consists of a central phosphorus atom (P) double-bonded to an oxygen atom (O) and single-bonded to two other oxygen atoms, each of which is bonded to a methyl group (CH<sub>3</sub>). The phosphorus atom is also single-bonded to a sulfur atom (S), which is part of a chain: -S-CH<sub>2</sub>-CH<sub>2</sub>-S(=O)-CH<sub>2</sub>-CH<sub>3</sub>. The sulfur atom in the chain is double-bonded to an oxygen atom (O).</p>

## EVALUATIONS EXISTANTES ET INFORMATIONS RÉGLEMENTAIRES

<b>Evaluations existantes</b>	<p><u>EU</u> : Directive 91/414/CE. Draft Assessment Report (DAR) - Initial risk assessment provided by the rapporteur Member State France for the existing active substance oxydemeton-méthyl.: EFSA (2005).</p> <p><u>USA</u> : Reregistration Eligibility Decision (RED) for Oxydemeton methyl (US-EPA (2006)).</p>
<b>Phrases de risque et classification</b>	<p><i>Annexe I Directive 67/548/CEE (C.E., 1967)</i>                      T ; R24/25                      N ; R50</p> <p><i>Annexe VI Règlement (CE) No 1272/2008 (C.E., 2008)</i>                      Acute Tox. 3                    H311                      Acute Tox. 3                    H301                      Aquatic Acute 1                H400</p>
<b>Effets endocriniens</b>	<p>L'oxydéméton-méthyl est cité à la table 5 de la stratégie communautaire concernant les perturbateurs endocriniens (E.C., 2004) comme substance non réputée pour avoir des effets endocriniens. L'oxydéméton-méthyl fait partie des substances pour lesquelles les bases scientifiques sont insuffisantes pour pouvoir l'inclure à la liste des perturbateurs endocriniens (catégorie 3a) (Petersen <i>et al.</i>, 2007).</p> <p><u>Pour l'homme</u> : La substance est classée en catégorie 3a (voir ci-dessus).</p> <p><u>Pour la faune sauvage</u> : La substance est classée en catégorie 3b : les informations sur la substance sont insuffisantes pour pouvoir juger du caractère perturbateur endocrinien.</p>
<b>Critères POP / PBT</b>	<p>La substance ne remplit pas les critères PBT/vPvB<sup>1</sup> (C.E., 2006) ou POP<sup>2</sup> (PNUE, 2001).</p>
<b>Normes de qualité existantes</b>	<p><u>UE (Directive 98/83/CE)</u> : 0.1 µg/L pour l'eau destinée à la production d'eau potable (pesticides) (C.E., 1998)</p> <p><u>Allemagne</u> : norme de qualité pour les eaux prélevées destinées à la consommation = 0.1 µg/L (ETOX, 2007<sup>3</sup>),</p> <p><u>Pays-Bas</u> : objectif de qualité pour les eaux prélevées destinées à la consommation = 0.0004 µg/L (valeur cible pour la fraction totale) et 0.035 µg/L (concentration maximale admissible pour la fraction totale et dissoute) (ETOX, 2007<sup>3</sup>).</p>
<b>Mesures 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 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).

<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.

Cette substance a fait l'objet d'une évaluation dont l'Etat membre rapporteur est la France. La version d'avril 2004 de la monographie préparée par la Direction Générale de l'Alimentation (DGAL) du Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche et des Affaires Rurales nous a été communiquée (Direction Générale de l'Alimentation (DGAL), 2004). Cette version adressée à l'EFSA (European Food Safety Authority) a donné lieu à la publication d'un rapport d'évaluation (Draft Assessment Report) qui est publiquement disponible (EFSA, 2005). Ces données ont été soumises à un examen collectif par les états membres de l'Union Européenne et n'ont pas fait l'objet d'une validation supplémentaire.

Il existe également un rapport de l'US-EPA sur cette substance établi dans le cadre de la procédure de "Reregistration Eligibility Decision". (US-EPA, 2006).

## **PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES**

	<b>Valeur</b>	<b>Source</b>
<b>Poids moléculaire [g/mol]</b>	246.3	Direction Générale de l'Alimentation (DGAL), 2004
<b>Hydrosolubilité [mg/L]</b>	$> 1.2 \cdot 10^6$	Direction Générale de l'Alimentation (DGAL), 2004
<b>Pression de vapeur [Pa]</b>	$3.9 \cdot 10^{-7}$ à 20°C $5.2 \cdot 10^{-7}$ à 25°C	Direction Générale de l'Alimentation (DGAL), 2004
<b>Constante de Henry [Pa.m<sup>3</sup>/mol]</b>	$< 4.7 \cdot 10^{-6}$ à 20°C (calculée à partir d'une solubilité $> 200$ g/L et d'une pression de vapeur de $3.8 \cdot 10^{-7}$ Pa)	Direction Générale de l'Alimentation (DGAL), 2004
<b>Log du coefficient de partage Octanol-eau (log Kow)</b>	- 0.74 à 21°C	Direction Générale de l'Alimentation (DGAL), 2004
<b>Coefficient de partage carbone organique-eau (Koc) [L/kg]</b>	10 L/kg (valeur expérimentale)	US-EPA, 2008
<b>Constante de dissociation (pKa)</b>	La substance ne présente pas de propriétés acido-basiques. Aucune valeur de pKa ne peut être déterminée.	EFSA, 2005

## COMPORTEMENT DANS L'ENVIRONNEMENT

### PERSISTANCE

		Source
<b>Hydrolyse</b>	<p>Pither et Puhl (1978) et Babczinski (2001) ont étudié l'hydrolyse de l'oxydéméton-méthyl pour quatre pH différents (4, 5, 7 et 9) et à 25°C. L'oxydéméton-méthyl est rapidement dégradé en condition alcaline : à pH 9, le temps de demi-vie d'hydrolyse est de 2.5 jours. A pH 7, le temps de demi-vie est compris entre 39.6 et 42 jours. A pH 5, le temps de demi-vie est de 96.3 jours.</p> <p>Deux produits majeurs de dégradation ont été identifiés : le desméthyl-oxydéméton-méthyl (principalement à pH acide et neutre) et l'oxydéméton-méthyl-thiol (principalement à pH neutre et alcalin).</p>	<p>Babczinski, 2001 ; Pither et Puhl, 1978</p>
<b>Photolyse</b>	<p>La photolyse de l'oxydéméton-méthyl (dissous dans une solution tamponnée à pH 5 et exposé à un éclairage naturel à 25°C) est lente avec un temps de demi-vie de 187 jours.</p> <p>Le rapport de l'EPA cite un temps de demi-vie de 137 jours.</p>	<p>Kesterson <i>et al.</i>, 1988</p> <p>US-EPA, 2006</p>
<b>Biodégradabilité</b>	<p>L'oxydéméton-méthyl est dégradé rapidement par les microorganismes en de nombreux métabolites (au moins 9). Mais certains de ces métabolites sont persistants. Ainsi, seuls 30% de la substance sont minéralisés après 91 jours en condition aérobies.</p> <p>En conditions anaérobies, environ 10% seulement de la substance sont minéralisés après un an.</p>	<p>EFSA, 2005</p> <p>Direction Générale de l'Alimentation (DGAL), 2004</p>

## DISTRIBUTION DANS L'ENVIRONNEMENT

		Source
<b>Adsorption</b>	D'après le Koc (10 L/kg), la substance semble être peu adsorbable.	-
<b>Volatilisation</b>	Au vu de la valeur de sa constante de Henry ( $< 4.7 \cdot 10^{-6}$ Pa.m <sup>3</sup> /mol), la substance semble peu volatile en solution aqueuse.	-
<b>Bioaccumulation</b>	Une valeur de <b>BCF égale à 3.162</b> (estimée à partir du log Kow (-0.74)), suggère un faible potentiel de bioconcentration pour cette substance.	US-EPA, 2008
<b>Transport</b>	Selon le modèle de fugacité de Mackay niveau III (Mackay et Paterson, 1991), on retrouve l'oxydéméton-méthyl majoritairement dans le sol avec 70.5% (29.4% dans l'eau).	US-EPA, 2008

## 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'un examen collectif européen dans le cadre de la Directive 91/414/CE, elles n'ont donc pas fait l'objet de validation supplémentaire.

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

L'Oxydéméton-méthyl n'est pas stable dans des conditions environnementales normales. Dans l'eau, la dégradation de l'oxydéméton-méthyl mène à la formation de plusieurs métabolites, parmi lesquels l'oxydéméton-méthyl sulphone (M01 : 1% de la substance active) et le déméton-S-méthyl (M02 est formé dans les systèmes eau/sédiment à 3.4% dans des conditions aérobies et à 53.9% dans des conditions anaérobies). Des résultats disponibles sur les métabolites M01 et M02 ont donc également été étudiés.

Cependant, pour l'oxydéméton-méthyl et ses métabolites, aucun résultat d'essai n'est disponible sur les algues en chronique. Toutefois, ces données ne semblent pas nécessaires du fait du mode d'action de la substance et de ses métabolites (organophosphoré) qui laisse penser que les algues ne seront pas l'espèce la plus sensible.

Les résultats d'écotoxicité présentés dans les tableaux qui suivent sont exprimés soit en substance mère (1), soit en métabolite M01 (4), soit en métabolite M02 (2), soit en produit formulé (3) qui contient 50% de solvant et 50% de substance mère.

ECOTOXICITE AQUATIQUE AIGUË

			Source	
Algues & plantes aquatiques	Eau douce	13.36 mg/L <sup>(3)</sup> <i>Scenedesmus subspicatus</i> , E <sub>r</sub> C <sub>50</sub> (72 h)  >100 mg/L <sup>(1)</sup> <i>Scenedesmus subspicatus</i> , E <sub>r</sub> C <sub>50</sub> (96h)	Direction Générale de l'Alimentation (DGAL), 2004	
	Milieu marin	Pas d'information disponible.		
Invertébrés	Eau douce	0.023 mg/L <sup>(2)</sup> <i>Daphnia magna</i> , EC <sub>50</sub> (48 h)  0.11 mg/L <sup>(1)</sup> <i>Daphnia magna</i> , EC <sub>50</sub> (48 h)	Direction Générale de l'Alimentation (DGAL), 2004	
	Milieu marin	Pas d'information disponible.		
	Sédiment	Pas d'information disponible.		
Poissons	Eau douce	0.73 mg/L <sup>(1)</sup> <i>Oncorhynchus mykiss</i> , LC <sub>50</sub> (96 h)	US-EPA, 2006	
	Milieu marin	Pas d'information disponible.		

(1) Substance mère ; (2) M02 ; (3) produit formulé

ECOTOXICITE AQUATIQUE CHRONIQUE

			Source
Algues & plantes aquatiques	Eau douce	Pas d'information disponible.	
	Milieu marin	Pas d'information disponible.	
Invertébrés	Eau douce	0.0056 mg/L <sup>(2)</sup> <i>Daphnia magna</i> , NOEC (21 j)	Direction Générale de l'Alimentation (DGAL), 2004
		0.01 mg/L <sup>(4)</sup> <i>Daphnia magna</i> , NOEC (21 j)	
		0.027 mg/L <sup>(1)</sup> <i>Daphnia magna</i> , NOEC (21 j)	
	Milieu marin	Pas d'information disponible.	
Sédiment	Pas d'information disponible.		
Poissons	Eau douce	1.53 mg/L <sup>(3)</sup> <i>Oncorhynchus mykiss</i> , NOEC (21 j)	Direction Générale de l'Alimentation (DGAL), 2004
		1.8 mg/L <sup>(1)</sup> <i>Oncorhynchus mykiss</i> , NOEC (98 j)	
Milieu marin	Pas d'information disponible.		

(1) Substance mère ; (2) M02 ; (3) produit formulé ; (4) M01

Etant donné que la formation de M01 ne représente qu'1% de la substance active, le risque envers les organismes aquatiques est considéré faible. En revanche, par manque d'information sur le comportement de M02 dans la colonne d'eau, l'évaluation du risque est basée sur le pire cas. Il est supposé que le taux maximum de formation (53.9%) de M02 est atteint dans la colonne d'eau.

Validation groupe d'experts : Octobre 2009

La valeur la plus faible relevée dans la monographie est une donnée chronique (NOEC 21 jours) pour daphnie sur le métabolite M02 : 0.0056 mg substance active/L.

## 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 l'évaluation des risques dus aux substances chimiques (E.C., 2003) et au projet de guide technique européen pour la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2009). 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 tableau 16, page 101, du guide technique européen (E.C., 2003).

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

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

Pour l'oxydéméton-méthyl et ses métabolites, on dispose de données valides pour 3 niveaux trophiques en aigu et pour 2 niveaux trophiques en chronique. D'après les résultats d'essais aigus et compte tenu du mode d'action de la substance, les algues ne représentent probablement pas le niveau trophique le plus sensible en chronique. La NOEC la plus faible est observée pour *Daphnia magna* (NOEC (21 j) à 0.0056 mg/L) pour le métabolite M02. Le groupe d'experts préconise de considérer en pire cas que 100% de la substance mère peut se transformer en métabolite M02 et d'appliquer un facteur d'extrapolation de 10 à cette valeur de NOEC (cf. note d du tableau 16, page 101 de E.C., 2003). On obtient donc :

$$AA-QS_{water\_eco} = 0.0056 \text{ [mg/L]} / 10 = 0.56 \text{ }\mu\text{g/L}$$

- **Concentration Maximum Acceptable (MAC)**

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. Pour la détermination de la MAC, le document guide pour l'évaluation des effets des substances avec des rejets intermittents est utilisée (ECHA, 2008, E.C., 2009)

On dispose de données aiguës sur les trois niveaux trophiques (algues, invertébrés, poissons), la plus faible étant celle obtenue avec le métabolite M02 sur *Daphnia magna*, EC<sub>50</sub> (48 h) = 0.023 mg/L. Comme précédemment, il est proposé de considérer en pire cas que 100% de la substance mère peut se transformer en métabolite M02. Par défaut, un facteur d'extrapolation de 100 s'applique pour calculer la MAC. Cependant, selon le projet de document guide technique pour la détermination des normes de qualité environnementales (E.C., 2009), pour les substances dont le mode d'action est connu et pour lesquelles des données sont disponibles pour le taxon le plus sensible, le facteur peut être diminué. Il est proposé ici d'abaisser le facteur d'extrapolation à 10.

$$MAC = 0.028/10 = 0.0028 \text{ mg/L, soit } 2.8 \text{ }\mu\text{g/L}$$

Proposition de norme de qualité pour les organismes de la colonne d'eau (eau douce)		
Moyenne annuelle [AA-QS <sub>water_eco</sub> ]	0.6	µg/L
Concentration Maximum Acceptable [MAC]	3	µg/L

## VALEUR GUIDE DE QUALITE POUR LE SEDIMENT (QS<sub>SED</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).

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

A défaut, une PNEC sédiment peut être calculée à partir du modèle de l'équilibre de partage.

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

Ce modèle suppose que :

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

*NB: La pollution actuelle peut être suivie dans les matières en suspension et les couches superficielles du sédiment. Les couches profondes intègrent la contamination historique sur des dizaines voire des centaines d'années et ne sont pas jugées pertinentes pour caractériser la pollution actuelle. Les paramètres par défaut préconisés par Lepper (2002) et le guide technique européen (E.C., 2003) ont été choisis empiriquement pour caractériser les matières en suspension et les couches superficielles. Matières en suspension et couches superficielles contiennent relativement plus d'eau et de matière organique que les couches profondes du sédiment.*

Une valeur guide de qualité pour le sédiment peut être alors calculée selon l'équation suivante (adaptation de l'équation 70 page 113 du guide technique européen, E.C., 2003) :

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

Avec

$RHO_{\text{susp}}$  : masse volumique de la matière en suspension en  $[\text{kg}_{\text{sed}}/\text{m}^3_{\text{sed}}]$ . En l'absence d'une valeur exacte, la valeur générique proposée par Lepper, 2002) et le guide technique européen (équation 18 page 44, E.C., 2003) est utilisée :  $1150 \text{ kg}/\text{m}^3$ .

$K_{\text{susp-eau}}$  : coefficient de partage matière en suspension/eau en  $\text{m}^3/\text{m}^3$ . En l'absence d'une valeur exacte, les valeurs génériques proposées par Lepper, 2002) et le guide technique européen (équation 24 page 47, E.C., 2003) sont utilisées. Le coefficient est alors calculé selon la formule suivante :  $0.9 + 0.025 * Koc$  soit  $K_{\text{susp-eau}} = 1.15 \text{ m}^3/\text{m}^3$ .

Ainsi, on obtient :

$$QS_{\text{sed wet weight}} [\mu\text{g/kg}] = \frac{1.15}{1150} * 0.6 * 1000$$

$$QS_{\text{sed wet weight}} [\mu\text{g/kg}] = 0.6 \mu\text{g/kg (poids humide)}$$

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

$$\frac{RHO_{\text{susp}}}{F_{\text{solide}_{\text{susp}}} * RHO_{\text{solide}}} = \frac{1150}{250} = 4.6$$

Avec :

$F_{\text{solide}_{\text{susp}}}$  : fraction volumique en solide dans les matières en suspension en [ $\text{m}^3_{\text{solide}}/\text{m}^3_{\text{susp}}$ ]. En l'absence d'une valeur exacte, la valeur générique proposée par Lepper (2002) et le guide technique européen (tableau 5 page 43, E.C., 2003) est utilisée :  $0.1 \text{ m}^3/\text{m}^3$ .

$RHO_{\text{solide}}$  : 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 Lepper (2002) et le guide technique européen (tableau 5 page 43, E.C., 2003) est utilisée :  $2500 \text{ kg}/\text{m}^3$ .

Pour l'oxydéméton-méthyl, la concentration correspondante en poids sec est :

$$QS_{\text{sed dry\_weight}} = 0.6 * 4.6 = 2.76 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{sed poids sec}}$$

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 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 de qualité pour les sédiments (eau douce)</b>	0.6	$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{sed poids humide}}$
	3	$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{sed poids sec}}$
<b>Conditions particulières</b>	Avec un Koc estimé $10 \text{ L}/\text{kg}$ et un Log Kow = -0.74, la mise en œuvre d'un seuil pour le sédiment n'est pas recommandée par le projet de document guide européen (E.C., 2009).	

## 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 jugées valides.

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 biota 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 (Tableau 22, page 129, E.C., 2003) et le projet de guide technique européen pour la détermination de normes de qualité (E.C., 2009). 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 (tableau 23, page 130, E.C., 2003). 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/LOAEL [mg/kg <sub>corporel</sub> /j]	Source	Facteur de conversion	NOEC [mg/kg <sub>biota</sub> ]
<b>Toxicité sub-chronique et/ou chronique</b>	Chien Inhibition de l'activité cholinestérase (cérébrale et érythrocytaire) Test de toxicité chronique	NOAEL = 0.013	US-EPA, 2006	40	0.52
	Rat Inhibition de l'activité cholinestérase (cérébrale, plasmatique et érythrocytaire) 27 mois	NOAEL = 0.03	EFSA, 2005	NA (données de l'étude)	0.57
<b>Toxicité pour la reproduction</b>	Rat Effets sur l'activité cholinestérase (cérébrale et plasmatique) 10 jours d'exposition	NOAEL = 0.5	EFSA, 2005	20	10

### TOXICITE ORALE POUR LES OISEAUX

	Type de test	NOAEL/LOAEL [mg/kg <sub>corporel</sub> /j]	Source	Facteur de conversion	NOEC [mg/kg <sub>biota</sub> ]
<b>Toxicité sub-chronique et/ou chronique</b>	Pas d'information disponible.				
<b>Toxicité pour la reproduction</b>	<i>Colinus virginianus</i> Effets chroniques sur la reproduction		US-EPA, 2006		1.8 mg/kg <sub>biota</sub>

### 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., 2003). Elle est obtenue en divisant la plus faible valeur de NOEC valide par les facteurs d'extrapolation recommandés dans le tableau 23 page 130 du guide (E.C., 2003).

Pour l'oxydéméton-méthyl, un facteur de 90 est appliqué au résultat du test de toxicité chronique sur chien (NOEC à 0.52 mg/kg<sub>biota</sub>). On obtient donc :

$$QS_{\text{biota\_sec pois}} = 0.52 \text{ [mg/kg}_{\text{biota}}] / 90 = 5.78 \text{ }\mu\text{g/kg}_{\text{biota}}$$

Cette valeur de norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire peut être ramenée à une concentration dans l'eau selon la formule suivante :

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

Avec :

BCF : facteur de bioconcentration,

BMF : facteur de biomagnification.

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, celles-ci peuvent être estimées à partir du BCF selon le tableau 29, page 160, du guide technique européen (E.C., 2003).

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 l'oxydéméton-méthyl, un BCF estimé de 3.162 (US-EPA, 2008) et un BMF de 1 (cf. E.C., 2003) ont été retenus. On a donc :

$$QS_{\text{water sp}} = 5.78 \text{ [}\mu\text{g/kg}_{\text{biota}}] / (3.162 * 1) = 1.83 \text{ }\mu\text{g/L}$$

<b>Proposition de norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire des prédateurs</b>	6	$\mu\text{g/kg}_{\text{biota}}$
valeur correspondante dans l'eau	2	$\mu\text{g/L}$

## 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 <sub>corporel</sub> /j]	Source	Valeur toxicologique de référence (VTR) [µg/kg <sub>corporel</sub> /j]
<b>Toxicité sub-chronique et/ou chronique</b>	Chien Inhibition de l'activité cholinestérase (cérébrale et érythrocytaire) Test de toxicité chronique	NOAEL = 0.013	US-EPA, 2006	0.00013 Avec AF inter-intra espèces = 100

	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 Aucun potentiel oncogène chez les rongeurs.	C.E., 2008 EFSA, 2005
<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 mutagénèse. <i>In vitro</i> , l'oxydéméton-méthyl est susceptible de causer des dommages à l'ADN, d'induire des effets mutagènes et clastogènes à des doses relativement élevées. A contrario, <i>in vivo</i> , la substance n'est pas susceptible de causer des dommages à l'ADN et n'est pas susceptible d'induire des effets clastogènes.	C.E., 2008 EFSA, 2005
<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 reprotoxicité.	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 (Lepper, 2005) :

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

Ce calcul tient compte de :

- la valeur toxicologique de référence (VTR), correspondant à une dose totale admissible par jour ; pour cette substance elle sera considérée égale à 0.13  $\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corporel}}/\text{j}$  (cf. tableau ci-dessus),
- une consommation moyenne de produits de la pêche (poissons, mollusques, crustacés) égale à 115 g par jour,
- un poids corporel moyen de 70 kg,
- 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.

Ce calcul n'est donné qu'à titre indicatif. Il peut être inadapté pour couvrir les risques pour les individus plus sensibles ou plus vulnérables (masse corporelle plus faible, forte consommation de produits de la pêche, voies d'exposition individuelles particulières). Le facteur correctif de 10% n'est donné que par défaut, car la contribution des différentes voies d'exposition varie selon les propriétés de la substance (et en particulier sa distribution entre les différents compartiments de l'environnement), ainsi que selon les populations considérées (travailleurs exposés, exposition pour les consommateurs/utilisateurs, exposition via l'environnement uniquement). L'hypothèse cependant que la consommation des produits de la pêche ne représente pas plus de 10% des apports journaliers contribuant à la dose journalière tolérable apporte une certaine marge de sécurité (E.C., 2009).

Pour l'oxydéméton-méthyl, le calcul aboutit à :

$$QS_{\text{biota hh}} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}] = \frac{0.1 * 0.13 [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corporel}}/\text{j}] * 70 [\text{kg}_{\text{corporel}}]}{0.115 [\text{kg}_{\text{biota}}/\text{j}]} = 7.91 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}$$

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 :

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

Pour l'oxydéméton-méthyl, on obtient donc :

$$QS_{\text{water\_hh food}} = 7.91 / (3.162 * 1) = 2.502 \mu\text{g}/\text{L}$$

<b>Proposition de norme de qualité pour la santé humaine via la consommation de produits de la pêche</b>	8	$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}$
Valeur correspondante dans l'eau	3	$\mu\text{g}/\text{L}$

## NORME DE QUALITE POUR LA SANTE HUMAINE VIA L'EAU DE BOISSON (QS<sub>DW\_HH</sub>)

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

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

Pour le l'oxydéméton-méthyl, la Directive 98/83/CE mentionne une valeur de 0.1 µg/L.

A titre de comparaison, la norme de qualité pour l'eau de boisson est calculée de la façon suivante (Lepper, 2005) :

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

Ce calcul tient compte de :

- la valeur toxicologique de référence (VTR) ; pour cette substance elle sera considérée égale à 0.13 µg/kg<sub>corporel</sub>/j,
- 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.

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

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 l'oxydéméton-méthyl, on obtient :

$$NQ_{\text{santé}} QS_{\text{dw\_hh}} = \frac{0.1 * 0.13 * 70}{2 * (1 - 0)} = 0.455 \mu\text{g/L}$$

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

<b>Proposition de norme de qualité pour l'eau destinée à l'eau potable</b>	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
<b>PROPOSITION DE NORMES DE QUALITE</b>			
Organismes aquatiques (eau douce) moyenne annuelle	AA-QS <sub>water_eco</sub>	0.6	µg/L
Organismes aquatiques (eau douce) Concentration Maximum Acceptable	MAC	3	µg/L
Empoisonnement secondaire des prédateurs valeur correspondante dans l'eau	QS <sub>biota sec pois</sub>	6	µg/kg <sub>biota</sub>
	QS <sub>water_sp</sub>	2	µg/L
Santé humaine via la consommation de produits de la pêche valeur correspondante dans l'eau	QS <sub>biota hh</sub>	8	µg/kg <sub>biota</sub>
	QS <sub>water hh food</sub>	3	µg/L
Santé humaine via l'eau destinée à l'eau potable	QS <sub>dw_hh</sub>	0.1	µg/L

Pour l'oxydéméton-méthyl, la norme de qualité pour l'eau potable mentionnée dans la Directive 98/83/CE (C.E., 1998) est la valeur la plus faible pour l'ensemble des approches considérées.

Selon le projet de document guide pour la détermination des norme de qualité environnementale (E.C., 2009), la norme pour l'eau de boisson ne doit être adoptée comme norme de qualité environnementale que pour les eaux destinées au captage des eaux de boissons. Pour les autres eaux, la valeur de 0.6 µg/L dans l'eau correspondant à la valeur de norme de qualité pour les organismes aquatiques peut être considérée.

Il faut rappeler que la valeur de la norme de qualité pour l'eau destinée à l'eau potable a été dérivée en l'absence d'information sur la fraction éliminée. Par défaut, la fraction éliminée pour le traitement de l'eau a donc été fixée à zéro. Ce qui implique que l'eau brute du milieu doit respecter le critère pour l'eau de boisson et que l'on néglige donc la possibilité d'éliminer une certaine fraction lors du traitement.

### **PROPOSITION DE NORME DE QUALITE ENVIRONNEMENTALE**

**Moyenne Annuelle dans l'eau (eau destinée à la production d'eau potable) :** **NQE<sub>EAU</sub> = 0.1 µg/L**

**Moyenne Annuelle dans l'eau (eau non destinée à la production d'eau potable) :** **NQE<sub>EAU</sub> = 0.6 µg/L**

**Concentration Maximale Acceptable dans l'eau :** **MAC = 3 µg/L**

### **VALEURS GUIDES POUR LE SEDIMENT**

Avec un Koc estimé 10 L/kg et un Log Kow = -0.74, la mise en œuvre d'un seuil pour le sédiment n'est pas recommandée par le projet de document guide européen (E.C., 2009).

## **BIBLIOGRAPHIE**

Babczynski, P. (2001). Oxydemeton-methyl [Metasystox R] : Hydrolysis of Oxydemeton-methyl in Sterile Aqueous Buffer Solutions, Bayer AG (unpublished).

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. (2007). Décision de la Commission du 21 mai 2007 (2007/392/CE) concernant la non-inscription de l'oxydéméton-méthyl à l'annexe I de la directive 91/414/CEE du Conseil et le retrait des autorisations de produits phytopharmaceutiques contenant cette substance [notifiée sous le numéro C(2007) 2098] (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE), Journal officiel n° L 148 du 09/06/2007: 0007 - 0008.

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.

Direction Générale de l'Alimentation (DGAL) (2004). European Union - Monograph prepared in the context of the inclusion of the following active substance in Annex I of the Council Directive 91/414/CEE - Oxydemeton-methyl - Volume I - Draft Report and Proposed Decision, Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche et des Affaires Rurales: 111.

E.C. (2003). Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) N° 1488/94 on Risk Assessment for existing substances, Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities.

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. (2009). Draft Technical Guidance Document for deriving Environmental Quality Standards (July 2009 version). Not yet published.

ECHA (2008). Chapter R.10: Characterisation of dose [concentration]-response for environment. Guidance on information requirements and chemical safety assessment., European Chemicals Agency: 65.

EFSA (2005). Draft Assessment Report (DAR) - Initial risk assessment provided by the rapporteur Member State France for the existing active substance oxydemeton-methyl: 123.

ETOX. (2007). "Datenbank für ökotoxikologische Wirkungsdaten und Qualitätsziele." from <http://webetox.uba.de/webETOX/index.do>.

Kesterson, A., J. D. Marsh, *et al.* (1988). Solution Photolysis of [<sup>14</sup>C] Metasystox-R in Natural Sunlight, Bayer AG (unpublished).

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). Schmallingenberg, Germany., Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology.

Mackay, D. and S. Paterson (1991). "Evaluating the Multimedia Fate of Organic Chemicals: A Level III Fugacity Model." *Environ Sci Technol* **25**(3): 427-436.

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.

Pither, K. M. and R. J. Puhl (1978). Stability of METASYSTOX-R in Sterile Aqueous Buffer Solutions, Bayer AG (unpublished).

PNUE (2001). Convention de Stockholm sur les Polluants Organiques Persistants: pp 47.

US-EPA (2006). Reregistration Eligibility Decision (RED) for Oxydemeton methyl, Office of pesticides programs: 208.

US-EPA (2008). EPI Suite, v.4, EPA's office of pollution prevention toxics and Syracuse Research Corporation (SRC).