



Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique

ENDOSULFAN

L'endosulfan (numéro de registre CAS 115-29-7) est un insecticide organochloré à large spectre. L'endosulfan de qualité pure est un solide cristallin incolore, tandis que le produit de qualité technique se présente sous forme de flocons cristallins dont la couleur varie du beige au brun et présentant une légère odeur de dioxyde de soufre. L'endosulfan de qualité technique est un mélange de deux isomères biologiquement actifs (α et β) dans un rapport d'environ 2:1 à 7:3, en plus d'impuretés et de produits de dégradation (Mackay *et al.*, 1997).

L'endosulfan a été introduit pour la première fois en 1956. Le titulaire d'homologation actuel de l'endosulfan de qualité technique au Canada est Bayer et Makhteshim. À partir de 2007, l'endosulfan a été interdit dans l'Union européenne, aux Philippines, au Cambodge et dans plusieurs autres pays. En juillet, la Commission européenne a proposé d'ajouter l'endosulfan à la liste des produits chimiques frappés d'interdiction aux termes de la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants. Si cet ajout est approuvé, toute utilisation et fabrication d'endosulfan serait interdite à l'échelle mondiale. Le Canada a aussi annoncé qu'il envisageait éliminer progressivement l'utilisation d'endosulfan.

Production et utilisations : L'endosulfan est produit par une addition de type Diels-Alder d'hexachlorocyclopentadiène et de cis-butène-1,4-diol à du xylène. Le produit d'addition est par la suite hydrolysé pour former le cis-diol ou un dialcool. La réaction de ce cis-diol avec le chlorure de thionyle forme le produit final (Agence fédérale allemande pour l'environnement, 2007).

L'endosulfan est disponible sous forme de concentré émulsionnable et de poudre, de particules ou de granulés dispersables dans l'eau (PISSC, 1988). En le mélangeant en solution, il peut être appliqué au moyen d'un pulvérisateur à main haute pression ou d'un appareil à jet d'air. Toutes les préparations de poudre mouillable doivent être emballées dans des sacs solubles dans l'eau (ARLA, 2004).

L'endosulfan est homologué au Canada pour lutter contre un certain nombre d'insectes ravageurs dans diverses cultures : concombres, tomates, laitue,

poivrons, pommiers, poiriers, abricotiers, cerisiers, pruniers, pêchers, vignes, fèves, brocoli, choux de Bruxelles, choux, céleri, maïs, pommes de terre, fraisières et chou-fleur.

Selon Brimble et ses collaborateurs (2005), 22 025,96 kg d'endosulfan ont été vendus au Canada. Sur une base annuelle, les données proviennent principalement d'une des années 2001 à 2003 pour chaque province et territoire, puis elles ont été additionnées pour l'ensemble des provinces et territoires en utilisant les données de la dernière année de collecte de données. L'année 2003 a été celle ayant servi le plus souvent à cette fin. De plus, il est possible que les données sur les ventes ne représentent pas totalement l'utilisation de pesticides pour les applications résidentielles.

Rejets dans l'environnement : Au Canada, l'endosulfan est utilisé pour des applications agricoles et résidentielles. Une application directe sur le sol, la végétation, les arbres et les animaux peut entraîner l'exposition d'organismes non visés.

Tel qu'indiqué dans un ensemble de mesures d'atténuation provisoires prises par l'ARLA en 2004 afin de réduire le risque de contamination possible des milieux aquatiques, il est nécessaire de maintenir une bande tampon végétale de dix mètres entre toutes les surfaces traitées avec l'endosulfan et les habitats

Tableau 1. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux (RCQE) : protection de la vie aquatique - endosulfan ($\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$)

	Exposition à long terme	Exposition à court terme
Eaux douces	0,003*	0,06**
Eaux marines	0,002***	0,09**

* Valeur calculée à partir de paramètres acceptables pour une exposition à long terme, selon la méthode de la distribution de la sensibilité des espèces (DSE).

** Valeur calculée à partir des données sur la CL_{50} , selon la méthode de la DSE.

*** Valeur calculée à partir des doses produisant un effet faible, selon la méthode du paramètre dont la valeur est la plus faible.

sensibles d'eau douce, tels que les lacs, les rivières, les

bourbiers, les étangs, les coulées, les fondrières des Prairies, les ruisseaux, les marais, les réservoirs et les milieux humides, ainsi que les habitats estuariens/marins. Ces mesures exigent également qu'il y ait une zone tampon de trente mètres entre le point d'application directe et la lisière la plus rapprochée en aval d'habitats sensibles d'eau douce, tels que les lacs, les rivières, les bourbiers, les étangs, les coulées, les fondrières des Prairies, les ruisseaux, les marais, les réservoirs et les milieux humides, ainsi que les habitats estuariens/marins. L'application d'endosulfan ainsi que la possibilité de déversement accidentel, de dérive de pulvérisation, de lessivage et de ruissellement provenant d'applications terrestres peuvent exposer le biote aquatique à des résidus (ARLA, 2004).

Devenir, comportement et répartition : L'endosulfan est une molécule hydrophobe et non polaire. Il est peu soluble dans l'eau, les isomères α et β présentant une solubilité dans l'eau respective de 0,32 et 0,33 mg \cdot L⁻¹, à 20 °C (Tomlin, 2000). Le point de fusion de l'endosulfan de qualité technique se situe entre 70 et 100 °C (Mackay *et al.*, 1997).

La pression de vapeur (0,83 mPa à 20 °C) de l'endosulfan de qualité technique indique qu'il a une volatilité moyenne à élevée dans des conditions naturelles (Tomlin, 2000). Les constantes calculées de la loi de Henry de 4,54 x 10⁻⁵ atm \cdot m³ \cdot mol⁻¹ et de 4,39 x 10⁻⁵ atm \cdot m³ \cdot mol⁻¹ ainsi que les valeurs calculées 1/H de 540 et de 560, respectivement pour les isomères α et β , indiquent que les deux isomères d'endosulfan peuvent se volatiliser à partir de la surface de l'eau ou du sol humide (Mackay *et al.*, 1997). L'endosulfan est bioaccumulable dans le biote (log K_{ow} de 3,55) (Mackay *et al.*, 1997). L'endosulfan est un composé non ionique et ne se dissocie donc pas aux valeurs de pH observées dans l'environnement (environ 5,0 à 9,0).

Dans l'environnement, l'endosulfan peut être transformé en de nombreux produits chimiques, le sulfate d'endosulfan (numéro de registre CAS 1031-07-8) étant le produit prédominant. Les autres produits identifiés sont le diol de l'endosulfan, l'acide hydroxycarboxylique de l'endosulfan et le lactone de l'endosulfan (Agence fédérale allemande pour l'environnement, 2007).

Les résidus d'endosulfan sont éliminés rapidement chez les invertébrés aquatiques et les poissons. Toledo et Jonsson (1992) ont fait état de demi-vies de 2,9 et 5,1 jours pour l'élimination des isomères α et β et de

5,9 jours pour le sulfate d'endosulfan chez le poisson-zèbre (*Brachydanio rerio*). Ernst (1977) a signalé une demi-vie de 34 heures pour l'élimination de l'isomère α chez les moules bleues (*Mytilus edulis*).

Méthodes d'analyse : Une des méthodes d'analyse courantes de l'endosulfan consiste à l'extraire de l'eau à l'aide de dichlorométhane puis à le soumettre à une chromatographie en phase gazeuse combinée à une détection à capture d'électrons. Au moment de déterminer le taux de résidus, il faut considérer la somme des isomères α et β de l'endosulfan et du sulfate d'endosulfan (métabolite). Les seuils de détection sont de 0,015 µg m.a. \cdot L⁻¹ pour l'endosulfan α , de 0,024 µg m.a. \cdot L⁻¹ pour l'endosulfan β et de 0,015 µg m.a. \cdot L⁻¹ pour le sulfate d'endosulfan (ATSDR, 2000).

Lee et ses collaborateurs (1995) ont mis au point deux essais immunoenzymatiques pour la détection des résidus d'endosulfan dans l'eau et le sol. Ces essais optimisés ont des seuils de détection de 0,2 µg m.a. \cdot L⁻¹ et peuvent détecter les résidus dans un intervalle de 0,2 à 10 µg m.a. \cdot L⁻¹. Ces essais immunoenzymatiques détectent le sulfate d'endosulfan avec une sensibilité semblable à celle de la détection de l'endosulfan, mais ils sont 4 à 10 fois moins sensibles au diol de l'endosulfan.

You et ses collaborateurs (2004) ont utilisé la chromatographie en phase gazeuse et un détecteur à capture d'électrons pour déterminer le taux d'endosulfan et d'autres pesticides organochlorés dans des sédiments. Quatre échantillons témoins de sédiments provenant de différentes sources ont été enrichis avec un mélange de pesticides et analysés afin de valider la méthode. Le seuil de détection de la méthode se situait entre 0,22 et 0,85 µg m.a. \cdot kg⁻¹ de sédiment sec. Les taux de récupération pour les échantillons enrichis (concentrations de 1 à 400 µg m.a. \cdot kg⁻¹ de sédiment sec) étaient de 71,9 à 129,8 %.

Des échantillons biologiques, comme du tissu animal ou végétal ou du lait, nécessitent habituellement des procédures de nettoyage plus approfondies, telles que les méthodes sur colonne. Des taux de sensibilité de 0,2 à 10 µg m.a. \cdot kg⁻¹ étaient courants avec la plupart des taux de récupération supérieurs à 90 % (Cheng et Braun, 1977; Chopra et Mahfouz, 1977; Frank *et al.*, 1979; Zanini *et al.*, 1980). Des méthodes de nettoyage ayant recours à la chromatographie liquide à haute performance (CLHP) ont été utilisées; ces méthodes réduisent le temps nécessaire pour la préparation de tels

échantillons (Demeter et Heyndrickx, 1979). Les seuils de détection pour les isomères α et β de l'endosulfan sont habituellement différents, l'isomère α étant plus facile à détecter (Goebel *et al.*, 1982). En faible concentration, l'identification des résidus d'endosulfan peut être entravée par d'autres pesticides ou différents composants végétaux. Les résidus d'endosulfan dans les échantillons prélevés dans l'environnement peuvent être considérés valides uniquement si des isomères α et β et du sulfate d'endosulfan sont présents simultanément.

Concentrations ambiantes : L'endosulfan et ses isomères ont été détectés dans les sédiments et dans l'eau partout au Canada à de faibles concentrations. La concentration d'endosulfan β dans les sédiments était comprise entre moins de 0,0029 et 0,0645 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ en Ontario. L'endosulfan α a été détecté dans l'eau en Ontario aux seuils de détection compris entre 12 et 20 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, et l'endosulfan β a été détecté aux seuils de détection compris entre 10 et 60 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. En Colombie-Britannique, les concentrations maximales mesurées dans l'eau étaient de 0,021 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour l'endosulfan α , de 0,0415 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour l'endosulfan β et de 0,312 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour le sulfate d'endosulfan.

Mode d'action : L'endosulfan agit comme un produit chimique toxique lorsqu'il entre en contact avec divers insectes et acariens, et ce, en bloquant les canaux chlorure à récepteurs GABA (acide 4-aminobutanoïque). L'acide 4-aminobutanoïque est un neurotransmetteur inhibiteur présent dans le système nerveux central qui agit par hyperpolarisation de la membrane grâce à une augmentation du flux d'ions chlorure dans les cellules nerveuses. En modifiant l'action inhibitrice de ce complexe, et, ainsi, l'influx d'ions chlorure dans les nerfs, on observe une hyperexcitation qui, lorsqu'elle se prolonge, peut entraîner une insuffisance respiratoire. Les symptômes externes comprennent une diminution du degré d'activité quelques heures après l'exposition suivie d'une hyperexcitabilité, de tremblements et de convulsions (Coats, 1990). Les convulsions peuvent entraîner la mort en empêchant l'échange gazeux pulmonaire et en produisant une acidose métabolique grave (Coats, 1990). La stimulation du système nerveux central, entraînant des convulsions, est la principale caractéristique de la toxicité de l'endosulfan (Ecobichon, 1991).

Les solvants et/ou les agents émulsifiants utilisés avec l'endosulfan dans les formulations commerciales peuvent modifier son taux d'absorption dans le système,

et ce, par toutes les voies. L'endosulfan de qualité technique est absorbé lentement et de façon incomplète dans l'organisme, toutefois, l'absorption est plus rapide en présence d'alcool, d'huile et d'agents émulsifiants (Gupta et Gupta, 1979).

Toxicité en eaux douces : Dans les sections suivantes, toutes les concentrations d'endosulfan sont exprimées en microgramme de matière active (m.a.) par litre ($\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$). Les essais de toxicité utilisés dans le cadre de l'élaboration des recommandations sont basés sur la matière active, et les préparations dont le pourcentage de matière active n'était pas suffisant (< 90 % m.a.) n'ont pas été utilisées pour l'élaboration de ces recommandations.

Un nombre important d'études portant sur la toxicité à court terme pour les poissons ont été menées par l'industrie et par des instituts de recherche non industriels. Les essais portent sur différents systèmes (statiques, avec renouvellement périodique et avec renouvellement continu) et sur de nombreuses espèces. Les données de CL_{50} les plus faibles pour le poisson sont les suivantes : 0,10 $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ pour la carpe (*Cyprinus carpio*) (Sunderam *et al.*, 1992) et 0,20 $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ pour *Nematolosa erebi* (Sunderam *et al.*, 1992). Le tête-de-serpent tacheté (*Channa punctata*) était l'espèce la plus tolérante à l'endosulfan (CL_{50} après 96 heures de 5 780 $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$, Khillare et Wagh, 1987).

Pour ce qui est de la toxicité à long terme pour les poissons, aucune concentration sans effet observé (CSEO) n'a été signalée dans la plage de 0,05 à 0,4 $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$. Une CSEO de 0,05 $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ a été signalée à partir d'un essai d'inhibition de la croissance après 21 jours chez de jeunes truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) (Knacker *et al.*, 1991). Une CSEO de 0,056 $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ a été calculée après une exposition pendant tout le cycle vital (260 jours) de la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) (monographie de l'ARLA, 2004). Plusieurs effets physiologiques, éthologiques et morphologiques associés à l'endosulfan ont été signalés dans la littérature à des concentrations allant de 0,5 à 5 $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ (Joshi *et al.*, 1980; Gill *et al.*, 1991).

Les invertébrés aquatiques semblent être extrêmement sensibles à des concentrations d'endosulfan de l'ordre de 100 $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$, et ce, bien qu'il y ait des variations considérables évidentes couvrant plusieurs ordres de grandeur. La plus faible CL_{50} signalée pour une seule

espèce était de $0,60 \mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ chez la nymphe de l'éphémère (*Atalophlebia australis*) (Leonard *et al.*, 1999). La CL_{50} la plus élevée ($15\,000 \mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$) a été mesurée chez la nymphe de la libellule (*Pantala flavescens*) (Yadwad *et al.*, 1990).

Les paramètres d'effets toxicologiques à long terme acceptables ayant les plus faibles valeurs (CMAT après 6 jours) ont été signalés chez l'hydre d'eau douce (*Hydra vulgaris*) et l'hydre verte (*Hydra viridissima*), à $0,06$ et $0,07 \mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ respectivement (Polino et Holdway, 1999). Le paramètre d'effet dont la valeur est la plus élevée (valeur CE_{50} après 10 jours de $1\,000 \mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$, changements touchant la reproduction) a été signalé chez le rotifère (*Brachionus calyciflorus*) (Fernandez-Casalderrey *et al.*, 1991).

Il y a beaucoup moins de données disponibles sur les algues et les plantes comparativement aux invertébrés et aux poissons. Les algues vertes semblent être assez tolérantes à l'endosulfan. Un essai d'inhibition de croissance après 72 et 96 heures chez *Scenedesmus subspicatus* et *Pseudokirchneriella subcapitata* a permis d'obtenir des CE_{50} respectivement de 560 et de $427,8 \mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ (monographie de l'ARLA, 2004; DeLorenzo *et al.*, 2002).

Aucune étude de toxicité jugée acceptable portant sur les amphibiens n'a été trouvée. Cependant, des études utilisant des formulations commerciales montrent que les amphibiens peuvent être sensibles à l'endosulfan (Gopal *et al.*, 1981; Berrill *et al.*, 1998; Harris *et al.*, 2000b; Park *et al.*, 2001). Étant donné qu'une formulation commerciale a été utilisée, il est impossible de déterminer quelle part des effets observés étaient liés directement à l'endosulfan et non aux autres agents chimiques présents dans la formulation. La toxicité de cette dernière pour les amphibiens semble se situer dans une plage comparable à la toxicité de l'endosulfan pour certains des invertébrés et poissons les plus sensibles.

Toxicité marine : Les estimations en matière de toxicité après une exposition à court terme pour les poissons estuariens ou marins se situaient entre $0,1 \mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ et $0,38 \mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$. Le bar d'Amérique (*Morone saxatilis*) était l'espèce analysée la plus sensible ($\text{CL}_{50} = 0,1 \mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$).

Au moment de l'évaluation de cette information, les seuls paramètres d'effets toxicologiques à long terme pour les poissons estuariens ou marins étaient les suivants : concentration minimale avec effet observable (CMEO) après 28 jours pour la croissance

($0,6 \mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$) et la survie ($1,3 \mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$) (United States Environmental Protection Agency, 1980).

Les estimations de la toxicité pour les invertébrés estuariens ou marins exposés à de l'endosulfan de qualité technique étaient très variables; chacune des CE_{50} estimées pour les huîtres différait d'au moins un ordre de grandeur. Les valeurs de CE_{50} estimées étaient comprises entre $0,45 \mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ et $460 \mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ et représentaient une différence de trois ordres de grandeur. Key et ses collaborateurs (2003) ont étudié la toxicité de l'endosulfan à certains stades de développement de la crevette (*Palaemonetes pugio*), et ils ont observé, après des expositions de 96 heures à l'endosulfan, que les crevettes adultes (CL_{50} de $1,01 \mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$) étaient plus sensibles que les larves (CL_{50} de $2,56 \mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$). On a mesuré chez les embryons de crevettes exposés à l'endosulfan une CL_{50} de $117,0 \mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$, mais avec un large intervalle de confiance à 95 % ($0,73$ à $18\,810 \mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$). La faible toxicité embryonnaire peut s'expliquer en partie par la présence d'une membrane embryonnaire qui protège l'embryon des conditions potentiellement nocives de l'eau ambiante.

Les études disponibles sur la toxicité de l'exposition à long terme pour les organismes marins consistaient en une CL_{50} après 28 jours pour le ver polychète, *Nereis arenaceodentata*, comprise entre 80 et $145 \mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ (Bishop *et al.*, 1983) et une CSEO après 28 jours pour le mysidé, *Mysidopsis bahia*, de $0,33 \mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ (United States Environmental Protection Agency, 1980).

Facteurs influant sur la toxicité : On ne possède pas assez de données sur les effets du pH, de la température, de la dureté et du rayonnement UV sur la toxicité de l'endosulfan pour établir avec fiabilité des profils d'effets influant sur la toxicité ou pour normaliser les données sur la toxicité.

Élaboration des recommandations pour la qualité des eaux : Les Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux (RCQE) en vue de la protection de la vie aquatique pour une exposition à court et à long terme ont été élaborées à l'aide du protocole du CCME (CCME, 2007). La recommandation pour une exposition à court et à long terme en milieu dulcicole, ainsi que la recommandation pour une exposition à court terme en milieu marin, ont été élaborées à l'aide de la méthode statistique de type A fondée sur la distribution de la sensibilité des espèces (DSE). La recommandation pour une exposition à long terme en milieu marin a été

Tableau 2. Paramètres d'effet utilisés dans l'élaboration de la RCQE pour une exposition à court terme à l'endosulfan dans les eaux douces

Espèces	Paramètres d'effet	Concentration ($\mu\text{g a.i.}\cdot\text{L}^{-1}$)
Poissons		
<i>Cyprinus carpio</i>	CL ₅₀ - 96 h	0,10
<i>Nematolosa erebi</i>	CL ₅₀ - 96 h	0,20
<i>Morone saxatilis</i>	CL ₅₀ - 96 h	0,22*
<i>Macquaria ambigua</i>	CL ₅₀ - 96 h	0,39*
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	CL ₅₀ - 96 h	0,73*
<i>Lepomis macrochirus</i>	CL ₅₀ - 96 h	1,20*
<i>Pimephales promelas</i>	CL ₅₀ - 96 h	1,30*
<i>Ictalurus punctatus</i>	CL ₅₀ - 96 h	1,50
<i>Gambusia affinis</i>	CL ₅₀ - 96 h	2,30
<i>Bidyanus bidyanus</i>	CL ₅₀ - 96 h	2,35*
<i>Melanotaenia duboulayi</i>	CL ₅₀ - 96 h	3,11*
<i>Anguilla anguilla</i>	CL ₅₀ - 96 h	33,66*
<i>Channa punctata</i>	CL ₅₀ - 96 h	5 780
Invertébrés		
<i>Atalophlebia australis</i>	CL ₅₀ - 72 h	0,60*
<i>Cheumatopsyche sp.</i>	CL ₅₀ - 48 h	0,85*
<i>Jappa kutera</i>	CL ₅₀ - 96 h	1,47
<i>Pteronarcys californica</i>	CL ₅₀ - 96 h	2,30
<i>Gammarus fasciatus</i>	CL ₅₀ - 96 h	5,80
<i>Gammarus lacustris</i>	CL ₅₀ - 96 h	6,00
<i>Hyalella azteca</i>	CL ₅₀ - 96 h	10,76*
<i>Moinodaphnia macleayi</i>	CL ₅₀ - 48 h	215
<i>Daphnia magna</i>	CL ₅₀ - 24 h	366,33*
<i>Daphnia carinata</i>	CL ₅₀ - 48 h	478
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	CL ₅₀ - 48 h	491*
<i>Procambarus clarkii</i>	CL ₅₀ - 96 h	560*
<i>Hydra viridissima</i>	CL ₅₀ - 96 h	670
<i>Biomphalaria tenagophila</i>	CL ₅₀ - 96 h	852,93*
<i>Brachionus calyciflorus</i>	CL ₅₀ - 24 h	5 150*
<i>Ozietelphusa senex senex</i>	CL ₅₀ - 96 h	5 834,15*
<i>Brachionus plicatilis</i>	CL ₅₀ - 24 h	6 600*
<i>Pantala flavescens</i>	CL ₅₀ - 24 h	15 000
Amphibiens		
<i>Rana tigrina</i>	CL ₅₀ - 96 h	1,80

*Moyenne géométrique des valeurs comparables

élaborée à l'aide de la méthode du paramètre d'effet dont la valeur est la plus faible (Type B2).

Recommandations pour la qualité des eaux douces pour une exposition à court terme : Les recommandations pour des expositions à court terme sont élaborées à partir de données relatives à des effets graves (comme la létalité) et à des périodes d'exposition de courte durée (24 à 96 h). Fondées sur une estimation des effets graves sur l'écosystème aquatique, elles ont pour objectif de donner des indications sur les impacts de situations graves mais passagères (p. ex. déversements dans des milieux aquatiques récepteurs et rejets peu fréquents de substances non persistantes ou ayant une courte durée de vie). Les recommandations pour les expositions à court terme *ne fournissent pas* d'indications sur les concentrations qui assurent la protection des organismes aquatiques, car elles se situent à des niveaux qui ne protègent pas contre les effets nuisibles.

Les exigences minimales en matière de données pour les recommandations de type A ont été satisfaites, et un total de 33 données ont été utilisées pour l'élaboration de ces recommandations. Des études de toxicité répondant aux exigences en matière de données primaires et secondaires, selon le protocole du CCME (2007), ont été utilisées dans la détermination de la DSE pour une exposition à court terme. Chacune des espèces pour lesquelles on disposait d'une valeur de toxicité à court terme appropriée a été classée en fonction de sa sensibilité, et sa position centrale dans la DSE a été déterminée d'après Hazen (estimation de la probabilité cumulative de la position d'un point). La variabilité intraspécifique a été prise en compte en prenant la moyenne géométrique des résultats d'études où sont représentés le stade de développement et le paramètre d'effet les plus sensibles. Le tableau 2 présente les données finales qui ont été utilisées pour obtenir la DSE ajustée pour l'endosulfan. Pour plus de détails, notamment sur les études utilisées pour calculer les moyennes géométriques pour les différentes espèces, veuillez consulter les tableaux 8.5 et 8.6 du document complémentaire. Les études sur la toxicité aquatiques signalées par l'Environmental Fate and Effects Division (EFED) de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (EFED, 2005) et par l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada ont été classées comme étant des données primaires, sauf lorsque des valeurs erronées ou d'autres facteurs suscitaient des préoccupations quant à la qualité des données.

Parmi les douze modèles testés, le modèle log Fisher-Tippett a donné le meilleur ajustement (test d'Anderson-Darling $[A^2] = 0,910$). L'équation du modèle log Fisher-Tippett ajusté est:

$$f(x) = e^{-e^{-\frac{(L-x)}{s}}}$$

où L (3,4913) et s (1,5665) sont respectivement les paramètres de position et d'échelle du modèle, x est le mètre de la concentration, et la fonction, $f(x)$, la proportion de taxons affectés.

Le tableau 3 présente des statistiques sommaires pour la DSE obtenue pour une exposition à court terme. La concentration de $0,059 \mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ n'est pas comprise dans la fourchette des données qui ont servi à l'ajustement du modèle. Par conséquent, le 5^e centile et ses limites de confiance (LC) (limites à l'intérieur desquelles un paramètre est censé être situé) sont des extrapolations.

Par conséquent, la concentration limite établie pour une exposition de courte durée liée à un évènement transitoire, et indiquant un potentiel d'effets graves sur les espèces aquatiques sensibles marines ou d'eaux douces est de $0,06 \mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$, pour le endosulfan.

Tableau 3. RCQE pour une exposition à court terme à l'endosulfan dans les eaux douces, obtenue par la méthode DSE.

	Concentration
DSE 5 ^e centile	$0,06 \mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$
DSE 5 ^e centile, LCI (5 %)	$0,01 \mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$
DSE 5 ^e centile, LCS (95 %)	$0,2 \mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$

Recommandations pour la qualité des eaux douces pour une exposition à long terme : Les recommandations pour une exposition à long terme indiquent des valeurs cibles dans l'écosystème aquatique qui ont pour but de protéger les espèces et les stades de développement les plus sensibles pendant des périodes d'exposition indéfinies. Les exigences minimales en matière de données pour les recommandations de type A ont été satisfaites, et un total de 12 données ont été utilisées pour l'élaboration de ces recommandations; cependant, davantage de données CE_x ou CE_{10} seraient requises pour améliorer les recommandations. Des études de toxicité répondant aux exigences en matière de données primaires et secondaires, selon le protocole du CCME (2007), ont été utilisées dans la détermination de la DSE pour une exposition à long terme. Chacune des espèces pour lesquelles on disposait d'une valeur de toxicité à long terme appropriée a été classée en fonction de sa sensibilité, et sa position centrale dans la DSE a été déterminée selon Hazen. La variabilité intraspécifique a été prise en compte en prenant la moyenne géométrique des résultats d'études où sont représentés le stade de développement et le paramètre d'effet les plus sensibles. Le tableau 4 présente les données finales qui ont été utilisées pour obtenir la DSE ajustée pour l'endosulfan. Pour plus de détails, notamment sur les études utilisées pour calculer les moyennes géométriques pour les différentes espèces, veuillez consulter le tableau 8.8 du document complémentaire. Les études sur la toxicité aquatiques signalées par l'Environmental Fate and Effects Division (EFED) de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (EFED, 2005) et par l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada ont été classées dans la catégorie des données primaires, sauf lorsque des valeurs erronées ou d'autres facteurs suscitaient des préoccupations quant à la qualité des données.

Tableau 4. Paramètres d'effet utilisés dans l'élaboration de la RCQE pour une exposition à long terme à l'endosulfan dans les eaux douces.

Espèces	Paramètre d'effet	Concentration (µg m.a.·L ⁻¹)
Poissons		
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	CSEO - 21 jours (croissance)	0,05
<i>Channa punctata</i>	CMEO - 120 jours (stéroïdogénèse ovarienne)	0,24
<i>Pimephales promelas</i>	CMAT - environ 1 an (survie et longueur totale moyenne réduites)	0,28
Invertébrés		
<i>Hydra vulgaris</i>	CMAT - 6 jours	0,06
<i>Hydra viridissima</i>	CMAT - 6 jours	0,07
<i>Daphnia magna</i>	CMAT - 21 jours (reproduction)	14,10*
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	CMAT - 14 jours	14,10
<i>Moinodaphnia macleayi</i>	CMAT - 14 jours	28,30
<i>Daphnia cephalata</i>	CMAT - 14 jours (taille du naissain)	113,14
<i>Brachionus calyciflorus</i>	CE ₅₀ - 10 jours (changements touchant la reproduction)	1 000*
Plantes aquatiques et algues		
<i>Pseudokirchneriella subcapitatum</i>	CE ₅₀ - 96 h (taux de croissance)	427,80
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	CE ₅₀ - 72 h	560

*Moyenne géométrique des valeurs comparables

Parmi les douze modèles testés, le modèle log-normal a donné le meilleur ajustement (test d'Anderson-Darling [A²] = 0,464). L'équation du modèle log-normal est:

$$f(x) = \frac{1}{2} \left(1 + \operatorname{erf} \left(\frac{x-\mu}{\sigma\sqrt{2}} \right) \right)$$

où μ (3,8089) et $\sigma = 2,0219$, sont respectivement les paramètres de position et d'échelle du modèle, x est le métamètre de la concentration, la fonction, $f(x)$, la proportion de taxons affectés et erf , la fonction d'erreur (fonction d'erreur de Gauss).

Le tableau 5 présente des statistiques sommaires pour la DSE obtenue pour une exposition à long terme. La concentration de 0,003 µg m.a.·L⁻¹ n'est pas comprise dans la fourchette des données qui ont servi à l'ajustement du modèle. Par conséquent, le 5^e centile et ses limites de confiance sont des extrapolations.

Tableau 5. RCQE pour une exposition à long terme à l'endosulfan dans les eaux douces, obtenue par la méthode DSE.

	Concentration
DSE 5 ^e centile	0,003 µg m.a.·L ⁻¹
DSE 5 ^e centile, LCI (5 %)	0,0007 µg m.a.·L ⁻¹
DSE 5 ^e centile, LCS (95 %)	0,01 µg a.i.·L ⁻¹

Par conséquent, la valeur de la RCQE pour la protection de la vie aquatique établie pour une exposition de longue durée est de 0,003 µg m.a.·L⁻¹ pour le endosulfan

Recommandation pour la qualité des eaux marines pour une exposition à court terme : Les recommandations pour des expositions à court terme en milieu marin sont élaborées à partir de données relatives à des effets graves (comme la létalité) et à des périodes d'exposition de courte durée (24 à 96 h). Fondées sur une estimation des effets graves sur l'écosystème aquatique, elles ont pour objectif de donner des indications sur les impacts de situations graves mais passagères (p. ex. déversements dans des milieux aquatiques récepteurs et rejets peu fréquents de substances non persistantes ou ayant une courte durée de vie). Les recommandations pour les expositions à court terme *ne fournissent pas* d'indications sur les concentrations qui assurent la protection des organismes aquatiques.

Les exigences minimales en matière de données pour les recommandations de type A ont été satisfaites, et un total de 16 données a été utilisé pour l'élaboration de

ces recommandations. Des études de toxicité répondant aux exigences en matière de données primaires et secondaires, selon le protocole du CCME (2007), ont été utilisées dans la détermination de la DSE pour une exposition à court terme. Chacune des espèces pour lesquelles on disposait d'une valeur de toxicité à court terme appropriée a été classée en fonction de sa sensibilité, et sa position centrale dans la DSE a été déterminée selon Hazen (estimation de la probabilité cumulative de la position d'un point). La variabilité intraspécifique a été prise en compte en prenant la moyenne géométrique des résultats d'études où sont représentés le stade de développement et le paramètre d'effet les plus sensibles. Le tableau 6 présente les données finales qui ont été utilisées pour obtenir la DSE ajustée pour l'endosulfan. Pour plus de détails, notamment sur les études utilisées pour calculer les moyennes géométriques pour les différentes espèces, veuillez consulter les tableaux 8.10 et 8.11 du document complémentaire. Les études sur la toxicité aquatique signalées par l'Environmental Fate and Effects Division (EFED) de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (EFED, 2005) et par l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada ont été classées dans la catégorie des

données primaires, sauf lorsque des valeurs erronées ou d'autres facteurs suscitaient des préoccupations quant à la qualité des données.

Parmi les 12 modèles testés, le modèle log Fisher-Tippett a donné le meilleur ajustement (test d'Anderson-Darling [A^2] = 0,374). L'équation du modèle log Fisher-Tippett ajusté est :

$$f(x) = e^{-e^{\frac{(L-x)}{s}}}$$

où L (2,585) et s (0,584) sont respectivement les paramètres de position et d'échelle du modèle, x est le métamètre de la concentration, et la fonction, $f(x)$, la proportion de taxons affectés.

Le tableau 7 présente des statistiques sommaires pour la DSE obtenue pour une exposition à court terme. La concentration de 0,104 µg m.a.·L⁻¹ n'est pas comprise dans la fourchette des données qui ont servi à l'ajustement du modèle. Par conséquent, le 5^e centile et ses limites de confiance (LC) (limites à l'intérieur desquelles un paramètre est censé être situé) sont des extrapolations.

Tableau 6. Paramètre d'effet utilisés dans l'élaboration de la RCQE pour une exposition à court terme à l'endosulfan en milieu marin

Espèces	Paramètre d'effet	Concentration (µg m.a.·L ⁻¹)
Poissons		
<i>Morone saxatilis</i>	CL ₅₀ - 48 h	0,1
<i>Leiostomus xanthurus</i>	CL ₅₀ - 48 h	0,232*
<i>Lagodon rhomboides</i>	CL ₅₀ - 48 h	0,3
<i>Mugil cephalus</i>	CL ₅₀ - 48 h	0,38
<i>Mugil curema</i>	CL ₅₀ - 48 h	0,6
<i>Atherinops affinis</i>	CL ₅₀ - 96 h	1,3
<i>Cyprinodon variegatus</i>	CL ₅₀ - 48 h	1,302*
<i>Menidia beryllina</i>	CL ₅₀ - 96 h	1,5
Invertébrés		
<i>Penaeus duorarum</i>	CL ₅₀ - 48 h	0,04
<i>Acartia tonsa</i>	CL ₅₀ - 48 h	0,144*
<i>Crassostrea virginica</i>	CL ₅₀ - 96 h	0,45
<i>Mysidopsis bahia</i>	CL ₅₀ - 48 h	0,692*
<i>Palaemon pugio</i>	CL ₅₀ - 48 h	1,31
<i>Gammarus palustris</i>	CL ₅₀ - 48 h	3,59*
<i>Farfantepenaeus aztecus</i>	CL ₅₀ - 48 h	35
<i>Nereis arenaceodentata</i>	CL ₅₀ - 96 h	730

*Moyenne géométrique des valeurs comparables

Tableau 7. RCQE pour une exposition à court terme à l'endosulfan pour la vie marine, obtenue par la méthode DSE.

	Concentration
DSE 5 ^e centile	0,09 µg m.a.·L ⁻¹
DSE 5 ^e centile, LCI (5 %)	0,04 µg m.a.·L ⁻¹
DSE 5 ^e centile, LCS (95 %)	0,2 µg m.a.·L ⁻¹

Par conséquent, la concentration limite établie pour une exposition de courte durée liée à un événement transitoire, et indiquant un potentiel d'effets graves sur les espèces aquatiques sensibles marines est de 0,09 µg m.a.·L⁻¹ pour endosulfan

Recommandation pour la qualité des eaux marines pour une exposition à long terme : Les études sur une exposition à long terme considérées comme acceptables pour les espèces marines portaient uniquement sur le mysidacé (*Mysidopsis bahia*), le ver polychète (*Nereis arenaceodentata*) et le méné tête-de-mouton (*Cyprinodon variegatus*). Compte tenu des exigences minimales en matière de données (CCME, 2007), il n'y avait pas suffisamment de données pour élaborer une

recommandation pour une exposition à long terme en milieu marin à l'aide de la méthode statistique (type A) et de la méthode du paramètre d'effet dont la valeur est la plus faible (type B1). Par conséquent, selon la démarche à plusieurs volets, on a utilisé la méthode du paramètre d'effet ayant la valeur la plus faible (type B2) pour élaborer la RCQE pour une exposition à long terme en milieu marin.

Dans l'élaboration de la RCQE pour une exposition à long terme, la méthode de type B2 a permis de déterminer le paramètre d'effet critique comme étant la CL_{50} après 48 h de $0,032 \mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ pour le copépode (*Acartia tonsa*) (Schimel, 1980). On a appliqué un facteur de sécurité de 20 à la donnée la plus faible pour élaborer la recommandation de type B2 pour une exposition à long terme à l'endosulfan.

Par conséquent, la valeur de la RCQE pour la protection de la vie marine établie pour une exposition de longue durée dans les eaux de surface est de $0,0016 \mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ pour endosulfan.

Mise en œuvre et autres considérations : La recommandation ci-dessus a été élaborée uniquement à l'aide des données de toxicité obtenues en utilisant la matière active. Les formulations commerciales contenant de l'endosulfan peuvent être plus ou moins toxiques que la matière active. Dans les régions préoccupantes, on peut envisager la prise d'échantillons supplémentaires pour des substances connues dans d'autres formulations commerciales afin de s'assurer que la vie aquatique n'est pas affectée par ces substances.

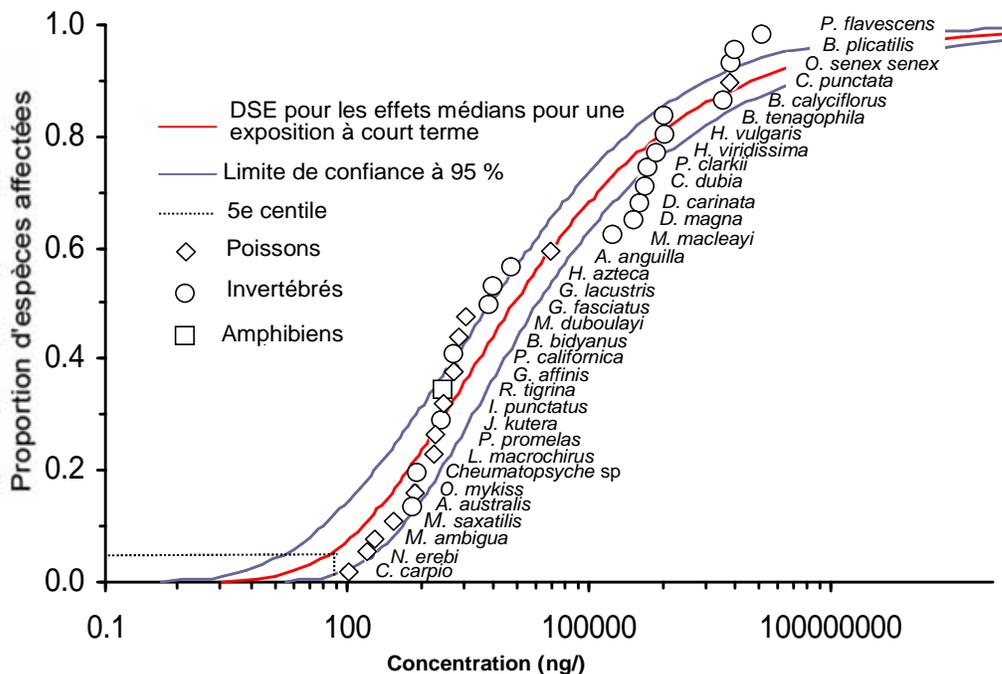


Figure 1. DSE pour une exposition à court terme représentant la toxicité de l'endosulfan en eau douce; valeurs de CL_{50} acceptables pour une exposition à court terme de 33 espèces aquatiques en fonction de la proportion d'espèces affectées

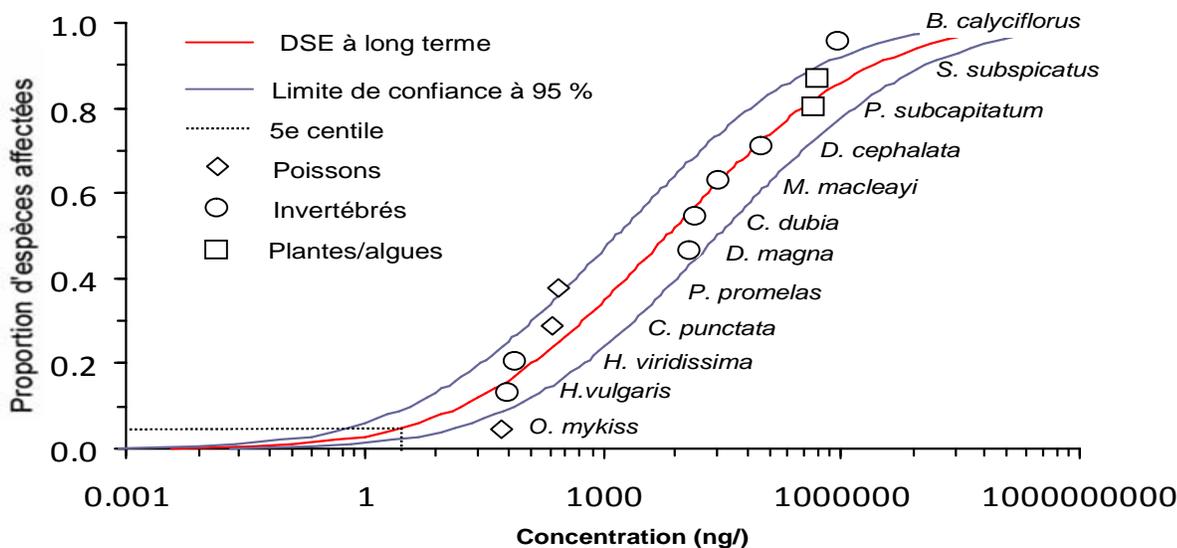


Figure 2. DSE pour une exposition à long terme représentant la toxicité de l'endosulfan en eau douce; paramètres d'effets acceptables pour l'exposition à long terme de 12 espèces aquatiques en fonction de la proportion d'espèces affectées.

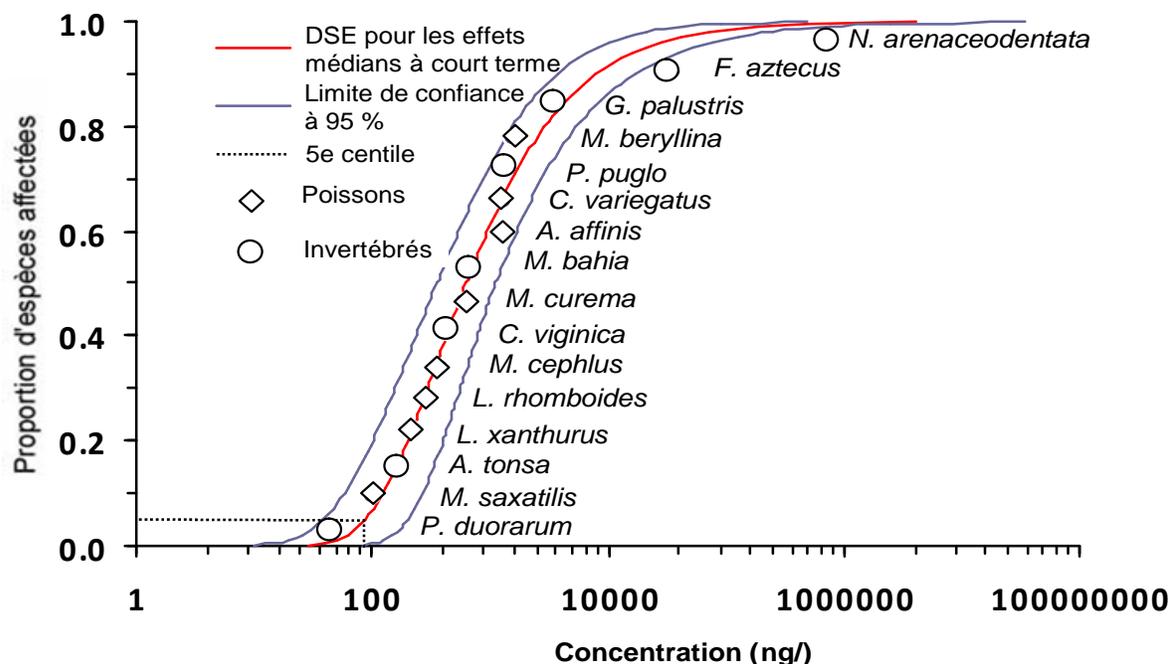


Figure 3. DSE pour une exposition à court terme représentant la toxicité de l'endosulfan pour les organismes marins; valeurs de CL_{50} acceptables pour une exposition à court terme d'espèces aquatiques en fonction de la proportion d'espèces affectées.

Bibliographie

- ATSDR. 2000. Toxicological profile for endosulfan. Atlanta, GA, US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- Berrill, M., D. Coulson, L. McGillivray et B. Pauli. 1998. Toxicity of Endosulfan to Aquatic Stages of Anuran Amphibians. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17(9):1738-1744.
- Bishop, W.E., R.D. Cardwell et B.B. Heidolph (dir. de publ.), *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment*, 6^e Symposium, ASTM STP 802, Philadelphie, PA :482-493, 1983.
- Brimble, S., P. Bacchus et P.-Y. Caux. 2005. Pesticide utilization in Canada: a compilation of current sales and use data. Environnement Canada, Ottawa.
- CCME. 2007. Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique, Conseil canadien des ministres de l'environnement.
- CCME. 2010. Scientific criteria document for the development of the Canadian water quality guidelines for endosulfan. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, MB
- Cheng, H.H. et H.E. Braun. 1977. Chlorpyrifos, carbaryl, endosulfan, leptophos and trichlorfon residues on cured tobacco leaves from field-treated tobacco in Ontario. *Canadian Journal of Plant Science*, 57: 689-695.
- Chopra, N.M. et A.M. Mahfouz. 1977. Metabolism of endosulfan I, endosulfan II, and endosulfan I sulfate in tobacco leaf. *Journal of Agricultural Food Chemistry*, 25: 32-36.
- Coats, J.R. 1990. Mechanisms of toxic action and structure-activity relationships for organochlorine and synthetic pyrethroid insecticides. *Environmental Health Perspectives*, 87:255-262.
- DeLorenzo, M.E., L.A. Taylor, S.A. Lund, P.L. Pennington, E.D. Strozier, M.H. Fulton. 2002. Toxicity and Bioconcentration Potential of the Agricultural Pesticide Endosulfan in Phytoplankton and Zooplankton. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 42:173-181.
- Demeter, J. et A. Heyndrickx. 1979. Selection of a high performance liquid chromatographic cleanup procedure for the determination of organochlorine pesticides in fatty biological extracts. *Veterinary and Human Toxicology*, 21: 151-155.
- Ecobichon, D. 1991. Toxic effects of pesticides. Dans : M.O. Amdur, J. Doull et C. Klaassen (dir. de publ.), *Toxicology The Basic Science of Poisons*. MacMillan Publishing Company, New York. 565-622 pp.
- Ernst, W. 1977. Determination of the bioconcentration potential of marine organisms - a steady state approach. I. Bioconcentration data for seven chlorinated pesticides in mussels (*Mytilus edulis*) and their relation to solubility data. *Chemosphere*, 6:731-740.
- Fernandez-Casalderrey, A., M.D. Ferrando, M. Gamin et E. Andreau-Moliner. 1991. Acute toxicity and bioaccumulation of endosulfan in rotifer (*Brachionus calyciflorus*). *Comparative Biochemistry and Physiology*, 100C:61-63.
- Frank, R., H.E. Braun, M. Holdrinet, G.J. Sirons, E.H. Smith et D.W. Dixon. 1979. Organochlorine insecticide and industrial pollutants in the milk supply of southern Ontario, Canada, 1977. *Journal of Food Protection*, 42: 31-37.
- German Federal Environment Agency-Umweltbundesamt, Berlin. 2004. Endosulfan. Ébauche du dossier. 64 pp.

- Gill, T.S., J. Pande et H. Tewari. 1991. Individual and Combined Toxicity of Common Pesticides to Teleost *Puntius conchoni* Hamilton. *Indian Journal of Experimental Biology*, 29(2):145-148.
- Goebel, H., S. Gorbach, W. Knauf, R.H. Rimpau et H. Huttenbach 1982. Properties, effects, residues, and analytics of the insecticide endosulfan. *Residue Review*, 83: 1-165.
- Gopal, K., R.N. Khanna, M. Anand et G.S.D. Gupta. 1981. The Acute Toxicity of Endosulfan to Fresh-Water Organisms. *Toxicological Letters*, 7:453-456.
- Gupta, P. et R. Gupta. 1979. Pharmacology, toxicology and degradation of endosulfan. A review. *Toxicology* 13: 115-130.
- Harris, M.L., C.A. Bishop, J. Struger, B. Ripley et J.P. Bogart. 1998. The Functional Integrity of Northern Leopard Frog (*Rana pipiens*) and Green Frog (*Rana clamitans*) Populations in Orchard Wetlands. II. Effects of pesticides and eutrophic conditions on early life stage development. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17(7):1351-1363.
- Knacker, T., E. Zietz, H. Schallnass, T. Diehl. 1991. A Study of the Prolonged Toxicity to Fish (*Onkorrhynchus mykiss*) of Endosulfan— substance technical (Hoe 002671 00 ZD98 0005) according to the OECD Guidelines for Testing of Chemicals (Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques). *AgrEvo*, Doc. No. A46835, (résultats inédits).
- Khillare, Y.K. et S.B. Wagh. 1987. Acute Toxicity of the Pesticide Endosulfan to Fishes. *Environmental Ecology*, 5(4):805-806.
- Lee, N., J.H. Skerritt et D.P. McAdam. 1995. Hapten Synthesis and Development of ELISAs for Detection of Endosulfan in Water and Soil. *Journal of Agriculture and Food Chemistry*, 43: 1730-1739.
- Leonard, A.W., R.V. Hyne, R.P. Lim et J.C. Chapman. 1999. Effect of Endosulfan Runoff from Cotton Fields on Macroinvertebrates in the Namoi River. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 42(2):125-134.
- Mackay, D., Shiu, W-Y., Ma, K-C. 1997. *Illustrated Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals*. Vol.5. Pesticide chemicals. Lewis Publishers, New York. 812 pp.
- Park, D., S.C. Hempleman et C.R. Propper. 2001. Endosulfan Exposure Disrupts Pheromonal Systems in the Red-Spotted Newt: A Mechanism for Subtle Effects of Environmental Chemicals. *Environmental Health Perspectives*. 109(7):669-673.
- ARLA (Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire). Monographie 2004 (données inédites).
- ARLA (Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire). 2004. Réévaluation de l'endosulfan-Mesures d'atténuation provisoires. PACR2004-21. 11 pp.
- Polino, C.A. et D.A. Holdway. 1999. Potential of Two Hydra Species as Standard Toxicity Test Animals. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 43(3):309-316.
- Schimmel, S.C. 1980. Final report on results of the acute toxicity round robin using estuarine animals. U.S. Environ. Prot. Agency, Environ. Res. Laboratory, Gulf Breeze, Florida.
- Sunderam, R.I.M., D.M.H. Cheng et G.B. Thompson. 1992. Toxicity of Endosulfan to Native and Introduced Fish in Australia. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 11: 1469-1476.
- Toledo, M.C.F. et C.M. Jonsson. 1992. Bioaccumulation and elimination of endosulfan in zebra fish (*Brachydanio rerio*). *Pesticide Science* 36:207-211.
- Tomlin, C.D.S. 2000. *The pesticide manual: A world compendium*. The British Crop Protection Council, Surrey, Royaume-Uni.
- Yadwad, V.B., V.L. Kallapur et S. Basalingappa. 1990. Inhibition of Gill Na+ K+-ATPase Activity in Dragonfly Larva, *Pantala flavesens*, by Endosulfan. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 44(4):585-589.
- U.S. EPA. 1980. Données de laboratoire inédites. Environ. Res. Laboratory, Gulf Breeze, Florida.
- You, J. D.P. Weston et M.J. Lydy. 2004. A Sonication Extraction Method for the Analysis of Pyrethroid, Organophosphate, and Organochlorine Pesticides from Sediment by Gas Chromatography with Electron-Capture Detection. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 47: 141-147.
- Zanini, E., E. Barberis et C. Ronco. 1980. Gas chromatographic determination of vinclozolin and endosulfan in strawberries. *Journal of Agricultural Food Chemistry*, 28: 464-466.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2010. *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – endosulfan*. Dans : *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.

Pour les questions de nature scientifique, veuillez communiquer avec :

Environnement Canada
Bureau national des recommandations et des normes
200 Sacre-Cœur Blvd.
Gatineau (QC) K1A 0H3
Téléphone : 819-953-1550
Courriel : ceqg-rcqe@ec.gc.ca
Site Web : <http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe>

Pour obtenir d'autres exemplaires de ce document :

www.ccme.ca

Also available in English.