



*Loi canadienne sur la protection de l'environnement  
(1999)*

**Recommandations fédérales pour la qualité de  
l'environnement**

*Siloxane D4*

(Octaméthylcyclotétrasiloxane)

**Environnement et Changement climatique Canada**

**Août 2022**

## Introduction

Les recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement (RFQE) décrivent ce qu'est une qualité acceptable de l'environnement ambiant. Elles sont basées uniquement sur les effets toxicologiques ou les dangers de substances ou de groupes de substances spécifiques. Les RFQE ont trois fonctions : premièrement, elles peuvent aider à prévenir la pollution en fournissant des cibles pour une qualité environnementale acceptable; deuxièmement, elles peuvent contribuer à évaluer l'importance de concentrations de substances chimiques actuellement présentes dans l'environnement (surveillance des eaux, des sédiments, des sols et des tissus biologiques); troisièmement, elles peuvent servir de mesures de l'efficacité des activités de gestion des risques. L'utilisation des RFQE est volontaire, sauf en cas de prescription dans des permis ou d'autres outils de réglementation. Les RFQE, qui s'appliquent à l'environnement ambiant, ne sont donc pas des limites ou des valeurs « à ne jamais dépasser » pour les effluents, mais peuvent être utilisées pour calculer des limites pour les effluents. Le développement des RFQE est de la responsabilité du ministre fédéral de l'Environnement en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* (LCPE 1999) (gouvernement du Canada [GC] 1999). L'intention est de développer des RFQE en tant que complément pour l'évaluation ou la gestion des risques des substances d'intérêt prioritaire identifiées dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques (PGPC) ou d'autres initiatives fédérales.

Quand les données le permettent, les RFQE sont calculées en suivant les protocoles du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). Les RFQE sont développées quand il existe au niveau fédéral le besoin d'une recommandation (p. ex. en soutien à des activités de surveillance et de gestion des risques au niveau fédéral) et que les recommandations du CCME pour la substance n'ont pas encore été développées ou ne devraient pas être mises à jour dans un futur proche. Pour de plus amples renseignements, veuillez vous rendre sur la page des [Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement](#).

Dans le présent document, nous décrivons les recommandations fédérales pour la qualité de l'eau, des sédiments, des tissus du biote aquatique et de l'alimentation de la faune pour la protection de la vie aquatique et des mammifères consommateurs de nourriture aquatique pour l'octaméthylcyclotétrasiloxane (D4) (tableau 1). Elles sont largement basées sur les données de l'évaluation préalable publiée dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques du Canada (Environnement Canada, Santé Canada [EC, SC] 2008), ainsi que sur d'autres données et renseignements identifiés jusqu'en janvier 2018.

Tableau 1. Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement pour le D4.

Eau (µg/L)	Tissu du biote aquatique <sup>a</sup> (µg/g poids lipide)	Sédiments <sup>b</sup> (mg/kg en poids sec)	Alimentation de la faune mammifère (mg/kg d'aliments en poids humide)
0,20	210 (0,72 µmol/g poids lipides)	0,03	1,9

<sup>a</sup> La recommandation pour le tissu du biote, exprimée en µg/g poids lipides ou en µmol/g poids lipides, peut être appliquée au D4. Étant donné le mode d'action narcotique commun des méthylsiloxanes cycliques volatils (MSCV), la recommandation exprimée en µmol/g lipides peut être appliquée à la somme des concentrations des MSCV mesurées dans les tissus.

<sup>b</sup> Normalisé à 1 % de carbone organique (CO). Les données de surveillance devraient être normalisées à 1 % de CO pour évaluer si la recommandation est dépassée.

## Identité de la substance

L'octaméthylcyclotétrasiloxane ou D4 (n° CAS 556-67-2) est un produit chimique industriel qui appartient au groupe des méthylsiloxanes cycliques volatils (MSCV). Il a une masse moléculaire relativement faible (< 600 g/mol) et une pression de vapeur élevée. Les MSCV sont des fluides de type silicone de faible viscosité constitués d'unités structurelles [-Si(CH<sub>3</sub>)<sub>2</sub>O-] dans une configuration cyclique (EC, SC 2008). Le D4 comporte quatre unités [-Si(CH<sub>3</sub>)<sub>2</sub>O-], alors que d'autres siloxanes bien connus, comme le décamméthylcyclopentasiloxane (D5, n° CAS 541-02-6) et le dodécamméthylcyclohexasiloxane (D6, n° CAS 540-97-6) en ont respectivement cinq et six. À l'exception de la recommandation pour le tissu du biote

(exprimée en  $\mu\text{mol/g}$  lipides) qui peut être appliquée à la somme de MSCV (voir la note en bas du tableau 1), le présent document et les RFQE associées ne s'appliquent qu'au D4. Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) et Santé Canada (SC; 2008) ont évalué les effets potentiels du D4 sur l'environnement et la santé humaine dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques. En se basant sur l'évaluation préalable du D4, il a été déterminé en vertu des critères du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada 2000) en application de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* (LCPE) que cette substance est persistante dans l'air et les sédiments, mais pas dans l'eau ni dans le sol. De plus, étant donné son facteur de bioconcentration (FBC) empirique et son facteur de bioaccumulation modélisé (FBA) supérieurs à 5000 L/kg, le D4 peut avoir un potentiel élevé d'accumulation dans les organismes aquatiques (EC, SC 2008). Toutefois, en raison d'éléments de preuve contradictoires pour divers paramètres de bioaccumulation empiriques et prédits (bioconcentration, bioaccumulation et bioamplification) chez les poissons et les invertébrés, il a été impossible de conclure dans l'évaluation préalable (complétée en 2008) que le D4 satisfait aux critères de bioaccumulation (FBC ou  $\text{FBA} \geq 5000$ ) établis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada 2000) en application de la LCPE. Néanmoins, le potentiel de bioaccumulation du D4 reste quelque peu incertain, la recherche sur la bioaccumulation des MSCV continuant d'évoluer. Il a été conclu dans l'évaluation préalable que le D4 satisfait aux critères de l'alinéa 64a) de la LCPE, car il pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique. Toutefois, il a aussi été conclu que le D4 ne satisfait pas aux critères de l'alinéa 64b) de la LCPE, car il ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

### Sources et utilisations

Les principales sources de D4 dans l'environnement incluent des processus industriels, pendant lesquels il réagit pour former des silicones (polymères), des opérations de mélange, de formulation et d'emballage, ainsi que l'utilisation et l'élimination de produits de consommation tels que des produits de soins personnels (EC, SC 2008). Le D5, le D6 et d'autres MSCV peuvent aussi être des sources du D4 observé dans l'environnement au Canada, le D4 étant une impureté de ces substances (ECHA 2019).

Les données indiquent qu'en 2006 aucune entreprise n'a produit du D4 au Canada en une quantité supérieure au seuil de déclaration de 100 kg, mais qu'entre 1 000 000 et 10 000 000 kg y ont été importés en tant que substance essentiellement pure, dans des mélanges avec d'autres MSCV, comme résidu dans des silicones et dans des produits de consommation finis (EC 2007).

Au Canada, l'utilisation la plus courante du D4 de haute pureté est comme matière brute pour la production de silicones et de copolymères, qui contiennent des traces de D4 n'ayant pas réagi. Les silicones peuvent être regroupés en fluides, gommes et résines. Les silicones fluides sont utilisés dans des produits de soins personnels, des produits pharmaceutiques, des adjuvants tels que des additifs antimousses, des agents tensio-actifs et des agents de démoulage, des lubrifiants, des polirs et des revêtements, des produits d'étanchéité, des fluides mécaniques, pour le transfert de chaleur ou diélectriques et pour la reprographie. Parmi les utilisations biomédicales des silicones sous forme de gel ou de liquide, on retrouve des dispositifs médicaux, de l'équipement pour la manipulation du sang, des agents antimousses pour le sang, des barrières protectrices, des lubrifiants et des agents de traitement de surface pour enduit cicatrisant (Will et al. 2007, cité dans EC, SC 2008). Les silicones sous forme de gomme sont utilisés pour la production d'élastomères (pour des agents d'étanchéité et des adhésifs), de caoutchouc silicone moulé, de revêtements et d'agents d'encapsulation. Les silicones sous forme de résine sont principalement utilisés dans des revêtements spéciaux et pour la production de polymères modifiés avec du silicone (EC, SC 2008).

L'utilisation de préparations de silicone contenant du D4 dans certains produits pesticides est réglementée en vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires* (Canada 2002).

Le cyclométicone est un mélange de siloxanes cycliques volatils de faible masse moléculaire, dont les principaux ingrédients sont le D4, le D5 et le D6, en diverses proportions. Au Canada, les mélanges de siloxanes cycliques volatils de faible masse moléculaire, qui peuvent contenir une teneur élevée de D4 ou de D5, sont les plus couramment utilisés pour la préparation de produits de soins personnels, dont des produits capillaires, de soin de la peau et des antisudorifiques (EC 2007, EC et SC 2008).

### Devenir, comportement et répartition dans l'environnement

En se basant sur ses propriétés physico-chimiques et ses profils d'utilisation, les principaux milieux récepteurs du D4 devraient être l'air, les eaux usées et les sols agricoles (EC, SC 2008). La majorité du D4 se volatilise dans l'air lors de l'utilisation de produits de consommation comme des crèmes pour la peau, des écrans solaires ou des poliss. Des rejets dans les eaux usées ont lieu sur place lors de la formulation de produits de soins personnels et à partir de sources diffuses associées à l'utilisation de ces produits (EC, SC 2008). L'application de pesticides contenant du D4 et l'élimination de boues d'eaux usées par épandage sur des terres agricoles ou dans des sites d'enfouissement conduira au rejet de D4 dans les milieux de l'environnement (EC, SC 2008).

Dans l'air, le D4 est persistant, avec une demi-vie atmosphérique calculée de plus de cinq jours. De plus, il peut être transporté sur de longues distances dans l'atmosphère. Toutefois, il a un faible potentiel de dépôt dans l'eau ou le sol dans des régions éloignées (EC, SC 2008). Sa demi-vie, sa pression de vapeur (140 Pa) (Flaningam 1986) et sa constante de Henry (1 220 000 Pa·m<sup>3</sup>/mol) (EC, SC 2008) indiquent que toute la fraction massique émise dans l'air y restera jusqu'à ce qu'elle soit dégradée par des radicaux hydroxyles (EC, SC 2008). Son log  $K_{AE}$  (coefficient de partage air-eau) est de 2,69 à 25 °C (Xu et Kropscott 2007).

Dans l'eau, les demi-vies d'hydrolyse dans les conditions des eaux canadiennes (pH 6-9, température 5-25 °C) sont estimées être dans la gamme de quelques heures à 45 jours, indiquant que le D4 n'est pas persistant dans l'eau. L'hydrolyse est le principal processus de dégradation du D4 dans l'eau. Le diméthylsilanediol est le produit final de l'hydrolyse et devrait être dégradé lentement. D'après son log  $K_{oc}$  modéré de 4,22 (Miller 2007), le D4 devrait être adsorbé sur les solides en suspension, comme des boues d'eaux usées et des sédiments, quand il est rejeté dans l'eau. La modélisation de la fugacité suggère que, quand il est rejeté dans l'eau, environ 10 % se retrouveront dans l'air, 40 % dans les sédiments et 50 % resteront en phase aqueuse (New EQC 2011). Étant donné que le log  $K_{oc}$  du D4 se situe dans la gamme de sorption modérée à élevée et que son rejet dans des environnements aquatiques devrait provenir principalement des usines de traitement des eaux usées (UTEU), une proportion significative du D4 devrait être déjà sorbée sur des particules en suspension quand il est rejeté dans l'eau. Il se déposera donc dans les sédiments de fond avec pour conséquence la création d'une source de rejet continue dans l'eau par les sédiments. Le D4 est peu soluble dans l'eau (limite de solubilité de 56,2 µg/L) (Varaprath et al. 1996). D'autres valeurs expérimentales de la solubilité résumées dans l'évaluation sont spécifiques à l'eau douce (74 µg/L) et à l'eau salée (33 µg/L) (Hobson et Silberhorn 1995). Le D4 est lipophile (log  $K_{oc}$  de 6,49) (Kozerski et Shawl 2007) et très volatil (pression de vapeur de 140 Pa). Un FBC à l'équilibre de 12 400 L/kg a été calculé expérimentalement pour la tête-de-boule (Fackler et al. 1995). Depuis, il y a eu débat quant à savoir si le D4 avait atteint l'équilibre lors de cette étude. Les résultats de cette étude ont été réévalués par Smit et al. (2012) et un FBC cinétique révisé de 14 900 L/kg a été établi pour la tête-de-boule, suggérant un fort potentiel d'accumulation dans le biote aquatique.

Dans les sédiments, les demi-vies vont de 49 à 588 jours, indiquant que le D4 peut y être persistant. Les valeurs calculées des facteurs d'accumulation dans le biote et les sédiments (FABS), qui varient de 0,7 à 2,1 chez *Chironomus tentans* semblent indiquer une bioaccumulation faible chez les macroinvertébrés vivant dans les sédiments (Kent *et al.* 1995; EC, SC 2008). Le D4 n'est pas persistant dans les sols. Quand il est rejeté dans un sol, seule une petite proportion devrait y rester en raison de sa partition dans l'air ainsi que de l'hydrolyse catalysée par l'argile (EC, SC 2008).

### Concentrations mesurées

Il n'existe pas de sources naturelles connues de D4. Des concentrations de D4 mesurées au Canada étaient disponibles pour divers milieux, dont les eaux usées, les sédiments, le sol et le biote.

Des concentrations de D4 allant de < 2 à 24 µg/L dans les influents et de < 2 à 2,92 µg/L dans les effluents ont été mesurés dans des échantillons prélevés dans neuf usines de traitement des eaux usées du sud-ouest de l'Ontario à l'automne et à l'hiver 2005. Une variation saisonnière a été observée dans les influents, avec des concentrations plus élevées en hiver qu'en automne (EC, SC 2008). Des concentrations de D4 allant de 0,282 à 6,69 µg/L dans l'influent, de < 0,009 à 0,045 µg/L dans l'effluent et de < 0,009 à 0,023 µg/L dans les eaux

réceptrices ont été mesurées dans des échantillons prélevés dans onze UTEU du sud de l'Ontario et du sud du Québec en 2010 (Wang et al. 2013). L'efficacité moyenne d'élimination du D4 était de 98 % (Wang et al. 2013). Dans une UTEU rejetant ses effluents dans le lac Ontario, les concentrations de D4 mesurées à l'hiver 2011 allaient de 0,166 à 1,13 µg/L dans l'influent et de < 0,009 à 0,026 µg/L dans l'effluent final (Wang et al. 2015).

La concentration de D4 dans les sédiments de surface échantillonnés dans le lac Ontario dans le port de Toronto en 2006 était de 0,29 mg/kg poids sec (ps), alors que celle dans les sédiments de surface du bassin Kingston de ce lac était inférieure à la limite de détection de 0,006 mg/kg ps (Powell et Kozerski 2007). Les sédiments de surface et les sédiments moyens d'un lac en zone éloignée échantillonnés en 2007 (lac Opeongo dans le Parc provincial Algonquin en Ontario) ne contenaient pas de D4 (limite de détection < 0,001 mg/kg poids humide (ph) (Powell 2010). Le D4 n'a pas non plus été détecté dans le zooplancton échantillonné sur ce site (Powell 2008). La concentration de D4 dans des échantillons de sédiments de surface prélevés en 2010 à 11 endroits adjacents à des sites de rejets d'UTEU dans le sud de l'Ontario et le sud du Québec allait de < 0,003 à 0,049 mg/kg ps (Wang et al. 2013). D'autres données non publiées de la surveillance faite par ECCC faisaient état à divers endroits de concentrations de D4 allant de < 0,0002 à 0,0044 mg/kg ps dans les provinces de l'Atlantique (n = 20, échantillonnage en 2011-2015), de < 0,0002 à 0,22 mg/kg ps en Ontario (n = 206, échantillonnage de 2011-2016), de < 0,0002 à 0,061 mg/kg ps dans la région du Pacifique (n = 10, échantillonnage de 2009-2011) et de < 0,0002 à 0,026 mg/kg ps au Québec (n = 169, échantillonnage de 2010-2015) (ECCC non publié). Les concentrations de D4 dans des sédiments en suspension allaient de < 0,0005 à 0,063 mg/kg ps en Ontario (n = 25, rivière Détroit et port de Hamilton, échantillonnage de 2012) et de < 0,0006 à 0,097 mg/kg ps au Québec (n = 34, Montréal, échantillonnage de 2012) (ECCC non publié). Dans une UTEU à Montréal (QC), les concentrations de D4 dans les sédiments en suspension et les sédiments de fond, mesurées dans le panache de l'UTEU, étaient respectivement de 0,058 et 0,0067 mg/kg ps, comparativement à 0,001 et 0,0005 mg/kg ps en dehors du panache (ECCC non publié). La concentration de D4 dans des échantillons de sédiments de surface collectés à 5 endroits du lac Ontario de 2011 à 2016 allait de 0,0038 à 0,012 mg/kg ps dans le port de Hamilton et étaient inférieures à la limite de détection de 0,002 mg/kg ps) sur des sites intérieurs du lac (CES 2018).

En Ontario, les concentrations dans des sols agricoles sur lesquels avaient été appliqués des biosolides provenant d'UTEU allaient de < 0,008 à 0,017 mg/kg ps (Wang et al. 2013).

Les concentrations de D4 dans des invertébrés collectés dans une UTEU proche de Montréal (QC) étaient de 22,8 ng/g ph dans le panache de l'usine et de 9,0 ng/g ph en dehors du panache (ECCC non publié). La concentration de D4 dans des mysis effilées collectées en 2011-2016 dans le lac Ontario était en moyenne de 1,42 ng/g ph (20,1 ng/g poids lipides [pl]) (CES 2018).

La concentration de D4 a été mesurée dans des homogénats du corps entier de poissons collectés en 2009-2010 dans 16 plans d'eau au Canada. Les plans d'eau comprenaient des lacs, des rivières et des réservoirs situés dans des endroits éloignés, des zones d'agriculture intense et des zones d'activités industrielles. Le D4 a été détecté dans tous les échantillons de poisson, et les concentrations étaient les plus élevées dans ceux des Grands Lacs laurentiens. La concentration chez la truite grise collectée près de Niagara on the Lake était toujours celle rapportée la plus importante, allant de 2,5 à 28 ng/g ph (McGoldrick et al. 2014a). Du biote aquatique de divers niveaux trophiques a été collecté dans le lac Érié, les concentrations de MSCV mesurées ont mis en évidence une bioamplification. Les concentrations de D4 dans des échantillons composites de plancton étaient inférieures à la limite de détection (< 2 ng/g), de 7,0 ng/g ph chez l'éphémère vulgaire fousseuse *Hexagenia* (McGoldrick et al. 2014b) et de 9 à 13 ng/g ph chez le poisson. Il n'était pas clair qu'une bioamplification avait lieu (McGoldrick et al. 2014b). Les concentrations moyennes de D4 mesurées de 2008 à 2012 chez la truite grise du lac Ontario, du lac Huron, du lac Supérieur et chez le doré jaune du lac Érié allaient de 2,3 à 14 ng/g ph (McGoldrick et al. 2016). Les concentrations de D4 chez les poissons échantillonnés dans le panache d'une UTEU de Montréal (QC) étaient respectivement de 2,8, 10,9, 7,3 et 33,2 ng/g ph chez le gobie à taches noires, la perchaude, le grand brochet et le doré jaune (ECCC non publié), en dehors du panache les concentrations étaient respectivement de 2,0, 1,8, 1,2 et 4,0 ng/g ph. Dans le lac Ontario, les concentrations moyennes de D4 chez le gobie à taches noires, la truite brune, le gaspareau et la truite arc-en-ciel mesurées de 2011 à 2016 allaient de 0,677 à 8,16 ng/g ph (20,3 à 43,7 ng/g pl) (CES 2018). Les concentrations moyennes de D4 chez le petit gobie (longueur totale < 10 cm), le gobie, la truite

brune, le gaspateau et l'anchois du Nord étaient de 0,677, 1,12, 8,16, 1,91 et 1,10 ng/g ph, respectivement (27,5, 33,5, 43,7, 24,3 et 20,3 ng/g pl, respectivement) (CES 2018).

Le D4 a été mesuré dans des œufs d'oiseaux prélevés à divers endroits à travers le Canada. Les concentrations moyennes dans les œufs de diverses espèces de mouettes prélevés sur des sites de la Colombie-Britannique, du Nunavut, de l'Ontario, du Québec, de l'Alberta, des Territoires du Nord-Ouest, du Manitoba, du Nouveau-Brunswick et de Terre-Neuve allaient de 1,11 à 5,85 ng/g ph. Les concentrations moyennes dans les œufs d'étourneaux sansonnets collectés sur des sites d'utilisations diverses, dont des sites d'enfouissement, des sites industriels urbains et des sites situés à 40 km de principaux centres urbains, à travers la Colombie-Britannique, l'Alberta, l'Ontario, le Québec et la Nouvelle-Écosse allaient d'une concentration inférieure au seuil de détection à 5,16 ng/g ph (Lu et al. 2017). Les concentrations de D4 dans les œufs de goélands argentés prélevés sur le site d'une UTEU à Montréal étaient de 4,1 ng/g ph dans le panache de l'usine et de 4,2 ng/g ph en dehors du panache (ECCC non publié).

Du D4 a été mesuré dans le sang de tortues, de cormorans et de phoques, tous des piscivores de niveau trophique supérieur. Les concentrations moyennes dans les échantillons de sang des tortues prélevés dans les ports de Hamilton et de Toronto (ON) (considérés par l'étude comme des sites contaminés) étaient respectivement de 0,122 et 0,091 ng/g ph, comparativement à 0,077 ng/g ph sur un site de référence. Les concentrations moyennes dans les échantillons de sang des cormorans prélevés dans les ports de Toronto et de Hamilton étaient respectivement de 0,051 et 0,085 ng/g ph, peu différentes de celle de 0,083 ng/g ph sur un site de référence. La concentration moyenne dans les échantillons de sang des phoques (*Phoca vitulina concolor*) prélevés dans des ports du nord-ouest Atlantique était de 0,314 ng/g ph dans l'estuaire du Saint-Laurent (considéré par l'étude comme un site contaminé), comparativement à 0,186 ng/g ph sur un site de référence dans le nord du golfe du Saint-Laurent (Wang et al. 2017).

### Mode d'action

Le mode d'action toxique du D4 est une narcose non spécifique et non polaire, due à l'accumulation de cette substance dans les tissus jusqu'à une charge corporelle critique (toxique) qui exerce ses effets par interférence non spécifique avec des membranes cellulaires (Hobson et Silberhorn 1995, Fairbrother et Woodburn 2016, Redman et al. 2012). Ceci est corroboré par les éléments suivants : i) observations de toxicité chez des poissons et des daphnés uniquement après une exposition soutenue; ii) profil temporel de mortalité correspondant à la cinétique d'absorption et à la durée pour arriver à la charge corporelle critique; iii) observation d'autres symptômes de toxicité comme une coloration plus sombre et une perte d'équilibre (Hobson et Silberhorn 1995, Fackler et al. 1995, Sousa et al. 1995). Bien que certaines juridictions considèrent le D4 comme un perturbateur de la fonction endocrine (PFE) ou suspectent qu'il en soit un chez les mammifères (Hass et al. 2017), il n'existe pas de consensus quant au potentiel de PFE du D4 (Borgert et al. 2018, Franzen et al. 2017). À ce jour, il n'y a aucun test définitif confirmant l'activité de perturbateur de la fonction endocrine du D4 chez des organismes aquatiques.

### Calcul des recommandations fédérales pour la qualité de l'eau

Les recommandations fédérales pour la qualité de l'eau (RFQEau) sont des valeurs de référence pour les écosystèmes aquatiques qui doivent assurer une protection de toutes les formes de vie aquatique (vertébrés, invertébrés et plantes/algues) contre les effets nocifs directs pendant une durée d'exposition indéfinie dans la colonne d'eau. Les RFQEau sont développées de préférence en suivant les protocoles du CCME (2007) en utilisant des données sur des paramètres sans effet ou à faible effet provenant d'études sur la toxicité chronique aquatique. Une recherche bibliographique faite jusqu'en janvier 2018 n'a pas permis d'identifier d'études publiées depuis l'évaluation préalable du D4 faite par le gouvernement du Canada (EC, SC 2008). Les données sur la toxicité disponibles pour le calcul des recommandations étaient limitées à celles des études documentées dans le tableau 10a de l'évaluation préalable du D4 (EC, SC 2008) reproduit ci-dessous pour consultation.

Tableau 2 : Données empiriques de toxicité en milieu aquatique pour le D4 (EC, SC 2008).

Organisme soumis à l'essai	Type d'essai	Durée	Critère de toxicité <sup>1</sup>	Valeur (mg/L)	Référence
Truite arc-en-ciel <i>Oncorhynchus mykiss</i>	Aigu	14 j	CL <sub>50</sub>	0,010	Sousa et al. 1995
Truite arc-en-ciel <i>Oncorhynchus mykiss</i>	Aigu	14 j	CSEO	0,0044	Sousa et al. 1995
Embryons de truite arc-en-ciel <i>Oncorhynchus mykiss</i>	Chronique	93 j	CSEO	0,0044	Sousa et al. 1995
Crevette <i>Mysidopsis bahia</i>	Aigu	96-h	CL <sub>50</sub>	> 0,0091	Sousa et al. 1995
Mené tête-de-mouton <i>Cyprinodon variegatus</i>	Aigu	14-j	CSEO	0,063	Sousa et al. 1995
Mené tête-de-mouton <i>Cyprinodon variegatus</i>	Aigu	14-j	CL <sub>50</sub>	> 0,063	Sousa et al. 1995
Cladocère <i>Daphnia magna</i>	Aigu	48-h	CSEO	0,015	Sousa et al. 1995
Cladocère <i>Daphnia magna</i>	Chronique	21-j	CSEO	0,008	Sousa et al. 1995
Cladocère <i>Daphnia magna</i>	Chronique	21-j	CME0	0,015	Sousa et al. 1995
Moucheron <i>Chironomus tentans</i>	Chronique	14-j	CSEO	≥ 0,015	Kent et al. 1994
Algue d'eau douce <i>Selenastrum capricornutum</i>	Aigu	96-h	CE <sub>50</sub>	Non valide	Springborn Laboratories 1990

Chaque étude sur la toxicité a fait l'objet d'un examen exhaustif, et un résumé de toutes les études évaluées, y compris un classement de leur qualité, est disponible sur simple demande à [ec.rqe-egg.ec@canada.ca](mailto:ec.rqe-egg.ec@canada.ca). Malheureusement, la base de données aquatiques sur le D4 était inadéquate pour calculer une recommandation de type A ou B conformément au protocole du CCME (2007). Spécifiquement, il n'a même pas été possible de calculer une recommandation de type B2, dont les exigences sur les données sont les moins strictes, puisque les recommandations de type B sont basées sur des paramètres chroniques à effet faible. Les exigences minimales en matière de données pour une recommandation de type B sont les critères d'effet chronique faible chez deux espèces de poissons (dont un salmonidé) et deux espèces d'invertébrés aquatiques ou semi-aquatiques (dont un crustacé planctonique). Dans le cas du D4, il n'existait qu'un seul critère d'effet chronique faible de disponible (à savoir la CME0 à 21 j pour *D. magna*) pour le développement d'une recommandation de type B<sup>1</sup>.

Étant donné le besoin de développer une RFQ Eau en soutien à la gestion des risques posés par cette substance, la concentration estimée sans effet (CESE) calculée pour l'évaluation du D4 a été adoptée comme RFQ Eau. Comme décrit dans l'évaluation préalable du D4, la CESE était basée sur une CL<sub>50</sub> à 14 jours de 10 µg/L pour la truite arc-en-ciel (Sousa et al. 1995), à laquelle un facteur d'évaluation (FE) de 50 a été appliqué, conduisant à une CESE de 0,2 µg/L (EC, SC 2008). Cette RFQ Eau s'applique aux systèmes d'eau douce. Le FE de 50 a été retenu pour extrapoler la CL<sub>50</sub> pour la truite arc-en-ciel à un niveau sans effet à long terme

<sup>1</sup> Comme indiqué au tableau 2, nous avons trouvé trois études de toxicité chronique pour le D4 : un essai de 93 j sur la truite arc-en-ciel aux premiers stades de vie, un essai de 21 j sur le cycle de vie de *Daphnia magna* et un essai de 14 j sur le moucheron *Chironomus tentans*. Aucun effet n'a été constaté à la dose la plus élevée des essais administrée à la truite arc-en-ciel (4,4 µg/L) et le moucheron (15 µg/L). Par conséquent, aucune CME0 n'a été trouvée dans ces études.

pour plusieurs espèces. Le FE est une combinaison de trois facteurs, facteur de normalisation des paramètres d'effet ( $F_{NP}$ ), facteur de variation entre les espèces ( $F_{VE}$ ) et facteur de mode d'action ( $F_{MA}$ ), calculé ainsi :

$$FE = F_{NP} \times F_{VE} \times F_{MA} \quad \text{Équation 1}$$

La standardisation des paramètres fait référence au facteur appliqué pour extrapoler une valeur de toxicité à une valeur à long terme, sous-létale, sans effet ou avec peu d'effet. Il y a donc trois extrapolations possibles à prendre en compte quand on détermine ce facteur (c.-à-d. de court à long terme, de létal à subléthal, d'effet médian à effet faible ou sans effet). Si une ou deux extrapolations sont requises, le  $F_{NP}$  est de 5. Si les trois extrapolations sont requises, le  $F_{NP}$  est de 10. Dans le cas du D4, puisque l'étude avec la truite arc-en-ciel nécessite les trois extrapolations, le  $F_{NP}$  est de 10. Le  $F_{VE}$  tient compte de l'incertitude de la base de données sur la toxicité due au nombre et à la diversité des espèces représentées. Ce facteur peut aller de 1 à 50. Le facteur le plus faible sera assigné à une substance chimique pour laquelle il existe un ensemble conséquent de données sur la toxicité (p. ex. sept espèces ou plus de trois groupes taxonomiques), alors que le  $F_{VE}$  le plus élevé sera assigné aux substances pour lesquelles l'ensemble de données sur la toxicité est minime (p. ex., ne représentant qu'une seule espèce). Pour déterminer le  $F_{VE}$ , les espèces marines et d'eau douce ainsi que les études d'exposition chronique ou aiguë sont prises en compte. Le  $F_{VE}$  pour le D4 est de 5, étant donné qu'il y a cinq espèces de deux groupes taxonomiques représentés dans la base de données sur la toxicité du D4. Enfin, le  $F_{MA}$  fait référence au mode d'action d'une substance. Un  $F_{MA}$  de 1 est assigné aux substances ayant un mode d'action narcotique. Étant donné que le D4 est considéré être un narcotique, son  $F_{MA}$  est de 1. En conséquence, d'après l'équation 1, le FE du D4 est :

$$FE = 10 \times 5 \times 1 = 50$$

Le modèle des lipides ciblés (TLM) de McGrath et al. (2018), décrit en détail dans la section Calcul des recommandations fédérales pour les tissus du biote aquatique ci-après, fournit un élément de preuve pour la RFQEau, car il prédit une recommandation de 0,3 µg/L pour le D4, basée sur son log  $K_{OE}$  de 6,49.

### Calcul des recommandations fédérales pour les tissus du biote aquatique

En général, les recommandations fédérales pour les tissus des poissons sont développées pour des écosystèmes aquatiques afin de protéger les poissons contre les effets nocifs directs de contaminants bioaccumulés et elles fournissent une valeur de référence supplémentaire pour les recommandations pour la qualité de l'eau pour évaluer les effets nocifs potentiels. De préférence, les recommandations pour les tissus des poissons sont calculées à partir des études faisant un lien entre les concentrations dans les tissus des poissons et les effets nocifs. Cependant, il n'existe pas de telles études pour pouvoir calculer une telle recommandation pour le D4. Des recommandations pour les tissus des poissons ont donc été développées en suivant une approche de partage à l'équilibre, afin de pouvoir estimer la concentration dans le corps entier à partir de la RFQEau et du degré avec lequel le poisson accumule la substance. Toutefois, aucun FBA de terrain ou expérimental n'est disponible pour le D4. Bien que certains chercheurs suivant l'approche de partage à l'équilibre pour calculer des recommandations puissent substituer un BFC par un FBA, Arnot et Gobas (2006) ont recommandé de ne pas le faire. L'incertitude de la mesure et la variabilité naturelle associées aux études sur le FBC conduisent à sous-estimer le FBC réel et, en conséquence, le FBA (Arnot et Gobas 2006). Donc, même si un FBC empirique était disponible pour le D4, il n'a pas été utilisé pour calculer une recommandation pour les tissus des poissons en suivant une approche de partage à l'équilibre.

Toutefois, puisque le mode d'action du D4 est la narcose (Hobson et Silberhorn 1995) et que l'utilisation du TLM a été validée pour le D4 (Redman et al. 2012), ce modèle peut être utilisé pour estimer une charge corporelle critique de lipides ciblés (CCCLC) [ $C^*_L$  (5 %)] pour le D4 dans les tissus du biote.

Le TLM est un modèle quantitatif structure-activité (QSAR) développé pour des narcotiques non polaires, basés sur les prémisses de la théorie de la charge corporelle critique (McCarty et al. 1991 et 1992, Di Toro et al. 2000, McGrath et al. 2018). Ce modèle prédit des concentrations sans effet dans l'eau basées sur le  $K_{OE}$  d'une substance. Le TLM ayant été développé pour des hydrocarbures, l'ensemble d'apprentissages ne contient pas de substances contenant du silicone. Néanmoins, en se basant sur des données limitées sur la toxicité, Redman et al. (2012) ont validé l'application du TLM au MSCV en montrant que les toxicités aiguës mesurées du D4 et du D5 correspondent aux prédictions du TLM. De plus, le rapport toxicité aiguë sur



toxicité chronique (RAC) médian utilisé pour le TLM (5,2, fourchette de 1,0 à > 95,2) est plus prudent que le RAC médian (2,5, fourchette de 1,4 à 6,1) des MSCV calculé par Redman et al. (2012), rendant plus prudentes les prédictions du TLM pour le D4. L'équation suivante du TLM permet de calculer les concentrations sans effet à long terme dans l'eau (c.-à-d. le HC<sub>5</sub><sup>2</sup>) pour des substances narcotiques de type I (ayant un log K<sub>OE</sub> < 6,5) (McGrath et al. 2018) :

$$\log(HC_5) \text{ chronique} = E[m]\log(K_{OE}) + E[\log(C_L^*)] + \Delta_c - E[\log(RAC)] \quad \text{Éq. 2}$$

$$- K_Z \sqrt{V[m] \log(K_{OE})^2 + V[\log(C_L^*)] + V[\log(RAC)] + 2 \log(K_{OE}) [Cov(m, \log(C_L^*))]}$$

dans laquelle la pente de la narcose universelle est E[m] = - 0,940 avec une variance V[m] de 0,000225, le log de la valeur moyenne de 79 de la CCCLC est E[log(C<sub>L</sub><sup>\*</sup>)] = 1,85 avec une variance V[log(C<sub>L</sub><sup>\*</sup>)] de 0,135, le log du RAC est E[log(RAC)] = 0,718 avec une variance V[log(RAC)] de 0,149, la covariance entre la pente et le log CCCLC Cov(m, log(C<sub>L</sub><sup>\*</sup>)) est de - 0,0079 et la limite de confiance à 95 % dans le facteur d'extrapolation dépendant de la taille k<sub>Z</sub> est de 2,396 (McGrath et al 2018).

En calculant HC<sub>5</sub> quand le log K<sub>OE</sub> et Δ<sub>c</sub> sont tous les deux nuls, l'équation conduit à une CCCLC chronique universelle ou C<sub>L</sub><sup>\*</sup> (5 %) de 0,72 μmol/g poids lipides<sup>3</sup>, car quand log K<sub>OE</sub>=0 la concentration présente dans l'eau (HC<sub>5</sub>) est égale à la concentration des lipides ciblés [C<sub>L</sub><sup>\*</sup> (5 %)].

La recommandation fédérale pour les tissus du biote aquatique (RFTB) pour le D4 est obtenue en multipliant C<sub>L</sub><sup>\*</sup> (5 %) par la masse moléculaire respective :

$$\text{RFTB} = C_{L}^* (5 \%) \times \text{masse moléculaire de D4} \quad \text{Équation 3}$$

$$= 0,72 \mu\text{mol/g pl} \times 296 \text{ g/mol}$$

$$= 213 \mu\text{g/g pl}$$

Le TLM incluant des données sur la toxicité de 79 espèces marines et d'eau douce de divers groupes taxonomiques (poissons, invertébrés, algues, plantes) et C<sub>L</sub><sup>\*</sup> (5 %) exprimé sur une base de lipides, la RFTB peut être appliquée aux concentrations ajustées pour les lipides de D4 dans les tissus du biote d'eau douce ou marin. Bien que la RFTB soit calculée pour le D4, étant donné le mode d'action narcotique commun des MSCV, la RFTB exprimée en μmol/g pl (0,72 μmol/g pl) peut aussi être comparée à la somme des concentrations des MSCV dans un échantillon de tissu. La non-prise en compte du métabolisme chimique constitue une importante limite du TLM. Toutefois, les études sur la bioconcentration et/ou la métabolisation du D4 chez la tête-de-boule ou la truite arc-en-ciel (Fackler *et al.* 1995; Domoradzki *et al.* 2017) et sur sa bioamplification chez la truite arc-en-ciel (Drottar 2007; Compton 2019) suggèrent que le métabolisme du D4 chez le poisson est très limité.

### Toxicité des sédiments

Les données sur la toxicité pour le développement d'une recommandation fédérale pour la qualité des sédiments (RFQSe) pour le D4 ont été tirées de l'évaluation préalable (EC, SC 2008). Une recherche bibliographique mise à jour jusqu'en janvier 2018 a été faite et de nouvelles données ont été identifiées. Pour

<sup>2</sup> HC<sub>5</sub> représente une concentration dans l'eau en dessous de laquelle des effets nocifs sont improbables suite à une exposition chronique, répétée.

<sup>3</sup> Le TLM a été révisé, conduisant à des améliorations qui ont fait passer la C<sub>L</sub><sup>\*</sup> (5 %) chronique de 2,6 à 0,72 μmol/g pl (McGrath *et al.* 2018).

le calcul de la recommandation pour la qualité des sédiments, la qualité et l'exhaustivité de toutes les données ont été examinées en suivant le protocole du CCME (1995). Chaque étude sur la toxicité a fait l'objet d'un examen complet. Un résumé de toutes les études évaluées, incluant un classement de leur qualité, peuvent être disponible sur simple demande : [ec.rqe-egq.ec@canada.ca](mailto:ec.rqe-egq.ec@canada.ca). Des données acceptables sur la toxicité tirées de quatre études étaient disponibles pour trois espèces d'invertébrés, moucheron (*Chironomus tentans* et *C. riparius*) et le ver noir (*Lumbriculus variegatus*) (Kent et al. 1994, Krueger et al. 2008 et 2009, Picard 2009). Les paramètres préférés du protocole du CCME (1995) sont donnés dans le tableau 3.

Kent et al. (1994) ont étudié l'effet de la teneur en carbone organique (CO), allant de 0,27 à 4,1 %, sur la toxicité du D4 dans les sédiments pour *C. tentans*. Pour une exposition en présence d'une teneur basse en CO (TBCO = 0,27 %), aucun effet sur la survie n'a été observé à la plus forte concentration testée (130 mg/kg ps), et la CMEO à 14 jours pour la biomasse était de 130 mg/kg ps. Pour une exposition en présence d'une teneur moyenne en CO (TMCO = 2,3% OC) ou élevée en OC (TECO = 4,1 %), aucun effet sur la croissance n'a été observé, et la CMEO à 14 jours pour la survie était respectivement de 250 et 170 mg/kg ps. Les auteurs ont conclu que la teneur en CO n'avait pas d'influence sur la toxicité du D4. Toutefois, étant donné les taux de récupération variables (respectivement 16, 35 et 26 % pour les études à TBCO, TMCO et TECO) et des différences dans les systèmes d'exposition (fermé pour les études à TBCO et TMCO et ouvert pour celles à TECO), les concentrations mesurées variaient considérablement d'une étude à l'autre pour chaque concentration nominale, rendant difficile toute conclusion sur l'influence de la teneur en CO sur la toxicité du D4 dans les sédiments pour *C. tentans*. En dépit de cela, la teneur en CO semble avoir une influence sur la toxicodynamique du D4. Quand les concentrations mesurées étaient maintenues environ constantes (respectivement 17, 18 et 19 mg/kg ps pour une TBCO, une TMCO et une TECO), les concentrations dans les tissus diminuaient quand la teneur en CO augmentait. Les concentrations dans les tissus mesurés à ce niveau d'exposition étaient respectivement de 30, 22 et 13 mg/kg pour une TBCO, une TMCO et une TECO (Kent et al. 1994).

Pour *C. riparius*, une CMEO à 28 jours de 131 mg/kg ps pour l'émergence et de 355 mg/kg ps pour la période avant émergence ont été rapportées par Krueger et al. (2008), à une teneur en CO de 4 %. Pour *L. variegatus*, une CMEO à 28 jours > 38 mg/kg ps pour la biomasse et de 0,73 mg/kg ps pour la survie et la reproduction ont été rapportées par Krueger et al. (2009), à une teneur en CO de 2,4 %. Picard (2009) a rapporté une CMEO à 28 jours de 19 mg/kg ps pour *L. variegatus* pour des effets sur la survie, à une teneur en CO de 2,2 %.

Tableau 3. Paramètres pour les organismes exposés au D4 dans des sédiments

Espèces	% CO <sup>a</sup>	Paramètre	Concentration (mg/kg ps)	Concentration ajustée pour CO (mg/kg ps) <sup>b</sup>	Référence
<i>Chironomus tentans</i>	0,27	CMEO 14 j (poids humide de biomasse)	130	481	Kent et al. (1994)
<i>C. tentans</i>	4,1	CMEO 14 j (survie)	170	41	Kent et al. (1994)
<i>C. riparius</i>	4	CMEO 28 j (émergence)	131 <sup>c</sup>	33	Krueger et al. (2008)
<i>C. riparius</i>	4	CMEO 28 j (période avant émergence)	355	89	Krueger et al. (2008)
<i>Lumbriculus variegatus</i>	2,4	CMEO 28 j (poids sec de biomasse)	> 38	> 16	Krueger et al. (2009)
<i>L. variegatus</i>	2,4	CMEO 28 j (survie et reproduction)	0,73	0,3	Krueger et al. (2009)

<i>L. variegatus</i>	2,2	CME0 28 j (survie)	19	8,6	Picard (2009)
----------------------	-----	-----------------------	----	-----	---------------

<sup>a</sup> Carbone organique

<sup>b</sup> Concentration ajustée à 1 % de carbone organique dans les sédiments

<sup>c</sup> Une CL<sub>50</sub> à 28 jours de 114 mg/kg ps a aussi été rapportée dans cette étude, indiquant que la CME0 ne représente pas un faible effet. Spécifiquement, à 131 mg/kg ps, il y avait une mortalité de 55 % des organismes traités.

### Calcul de la recommandation fédérale pour la qualité des sédiments

La recommandation fédérale pour la qualité des sédiments (RFQSe) a pour but de protéger le biote vivant dans des sédiments (tableau 1). La RFQSe s'applique à des périodes d'exposition indéfinies dans des sédiments, et spécifie la concentration de D4 présente dans des sédiments (poids sec) qui ne devrait pas entraîner d'effets nocifs. Cette recommandation peut ne pas convenir pour évaluer les impacts du D4 sur des plantes aquatiques poussant dans des sédiments, car il n'existe pas de données publiées sur la toxicité pour ces espèces. La RFQSe s'applique aux sédiments dans des eaux douces.

Pour les tests de toxicité de sédiments dopés, les paramètres à faible effet sont le type préféré pour le calcul d'une recommandation en suivant le protocole du CCME (1995). Aucune CESE pour les sédiments n'a été rapportée dans l'évaluation préalable (EC, SC 2008). Des données étaient disponibles pour trois espèces d'invertébrés, *Chironomus tentans*, *C. riparius* et *Lumbriculus variegatus*. Bien qu'il soit plus classique de ne représenter que le paramètre le plus bas pour chaque espèce, étant donné les données limitées sur la toxicité des sédiments, tous les paramètres à faible effet acceptables sont donnés dans le tableau 3 afin de mettre en évidence la variabilité de la toxicité du D4 dans les sédiments due à la variation intraspécifique et au choix du paramètre.

La CME0 la plus sensible de 0,73 mg/kg ps pour la survie de *Lumbriculus variegatus* (2,4 % CO) a été ajustée à 1,0 % CO (0,3 mg/kg ps) et un facteur de sécurité de 10 a été appliqué pour conduire à une recommandation pour la qualité des sédiments de 0,03 mg/kg ps. Un facteur de sécurité (FS) de 10 a été retenu pour l'extrapolation du laboratoire au terrain et en raison des limites de l'ensemble de données (une espèce de crustacé n'était pas représentée) (CCME 1995). Selon le protocole relatif aux sédiments pour la méthode d'essai sur la toxicité dans des sédiments enrichis (en présupposant que les exigences minimales en matière de données sont satisfaites), si on s'appuie sur une étude de toxicité chronique pour calculer les recommandations, un FS de 5 est recommandé et tient compte de la variation intraspécifique, de la variation due à la sélection du critère de toxicité, de l'extrapolation à partir de la concentration médiane létale à la CSEO et des extrapolations entre les données de laboratoire et les données recueillies sur le terrain (CCME 1998). Cependant, puisque l'une des études requises manquait (c.-à-d., sur les crustacés) afin de satisfaire aux exigences minimales en matière de données pour l'élaboration des recommandations, nous avons augmenté le FS à 10 pour tenir compte des données manquantes. En général, les RFQSe sont normalisées à 1 % de CO afin de fournir une valeur de référence prudente à laquelle comparer les données de surveillance. Pour la comparaison avec la RFQSe, les données de surveillance devraient donc être normalisées à 1 % de CO pour voir si la recommandation est dépassée ou non.

En tant qu'élément de preuve supplémentaire pour s'assurer de la validité de la RFQSe pour le D4, si le partage à l'équilibre (DiToro et al. 1991) est appliqué à la RFQEau pour calculer la RFQSe, une valeur très similaire est obtenue, de la manière suivante :

$$\begin{aligned}
 \text{RFQSe} &= \text{RFQEau (mg/L)} \times K_{\text{OC}} \text{ (L/kg)} \times \% \text{ CO} && \text{Éq. 4} \\
 &= 0,0002 \text{ mg/L} \times 10^{4,22} \text{ L/kg} \times 0,01 \\
 &= 0,03 \text{ mg/kg ps}
 \end{aligned}$$

Le log K<sub>CO</sub> de 4,22 (K<sub>CO</sub> de 16596) pour le D4 a été utilisé dans l'équation 4.

## Recommandation fédérale pour la qualité de l'alimentation de la faune

La recommandation fédérale pour la qualité de l'alimentation de la faune (RFQAF) a pour but de protéger les consommateurs mammifères non humains du biote aquatique. C'est une concentration de référence d'une substance dans un biote aquatique (corps complet, poids humide) pouvant être consommée par la faune terrestre ou semi-aquatique. La RFQAF pour les mammifères peut ne pas être appropriée pour extrapoler les impacts du D4 à d'autres consommateurs terrestres (p. ex., oiseaux ou reptiles). Des données sur la toxicité par voie orale n'étaient pas disponibles pour des espèces aviaires et, en conséquence, aucune recommandation pour l'alimentation de la faune aviaire n'a pu être calculée.

Les données sur la toxicité pour le développement des RFQAF pour le D4 ont été tirées de l'évaluation préalable (EC, SC 2008). Une mise à jour de la recherche bibliographique jusqu'en janvier 2018 a été faite, mais aucune nouvelle donnée n'a été identifiée. La qualité et l'exhaustivité de toutes les données ont été évaluées en suivant le protocole du CCME (1998) pour le calcul de recommandations pour les résidus dans les tissus. Chaque étude sur la toxicité a fait l'objet d'un examen exhaustif et un résumé de toutes les études évaluées, y compris leur niveau de qualité, qui peut être obtenu sur simple demande : [ec.rqe-ecg.ec@canada.ca](mailto:ec.rqe-ecg.ec@canada.ca). Des paramètres acceptables sur la toxicité du D4 par voie orale pour les mammifères provenant de quatre études par gavage étaient disponibles pour deux espèces, trois études avec des rats et une avec des lapins blancs de Nouvelle-Zélande (tableau 4).

Tableau 4. Paramètres pour la toxicité par voie orale pour des mammifères exposés à du D4

Espèce	Administration	Paramètre	Dose (mg/kg pc <sup>a,j</sup> )	Référence
Rat (S-D) <sup>b</sup>	Gavage par voie orale	DMENO/DSENO 14 j (diminution du poids corporel)	1600/400	Dow Corning 1990 <sup>c</sup>
Lapin (blanc de N.-Z.) <sup>d</sup>	Gavage par voie orale	DMENO 14 j (diminution du poids corporel, consommation moindre d'aliments)	500 (concentration testée la plus basse)	Dow Corning 1992
Rat (S-D, F344) <sup>b,e</sup>	Gavage par voie orale	DMENO/DSENO 4 j (diminution du poids corporel)	1000/500	McKim et al. 2001
Rat (S-D) <sup>b</sup>	Gavage par voie orale	DMENO/DSENO 8 j (Poids corporel fœtal moindre)	100/20	Falany et Li 2005

<sup>a</sup> pc = poids corporel

<sup>b</sup> S-D = Sprague-Dawley

<sup>c</sup> Dans l'évaluation du D4 (EC, SC 2008), il a aussi été noté une augmentation du poids du foie à 100 et 25 mg/kg pc chez les mâles et les femelles respectivement. Toutefois, étant donné l'incertitude sur le fait que des augmentations du poids du foie dues au traitement au D4 étaient adaptives ou nocives, cet effet a été considéré collectivement avec des effets observés sur d'autres organes à des doses similaires lors de l'établissement du niveau d'effet critique du D4 pour une exposition à dose répétée.

<sup>d</sup> N.-Z. = Nouvelle-Zélande

<sup>e</sup> F344 = Fischer 344

EC et SC (2008) ont retenu la valeur de 100 mg/kg poids corporel (pc)•j comme niveau d'effet critique pour l'exposition par voie orale à dose répétée lors de l'évaluation ayant trait à la santé humaine. La dose journalière admissible (DJA) utilisée pour le calcul de la RFQAF pour le D4 est la même que celle donnée dans l'évaluation préalable et est basée sur la dose minimale entraînant un effet nocif observé (DMENO) de 100 mg/kg pc/j et une dose sans effet nocif observé (DSENO) de 20 mg/kg pc/j pour un poids corporel fœtal moindre (Falany et Li 2005), car elle représente le paramètre pertinent le plus sensible pour l'environnement de l'ensemble des données acceptables. La DJA pour les mammifères non humains a été calculée comme la moyenne géométrique de la DMENO et de la DSENO, avec un facteur d'incertitude (FI) de 100 appliqué pour tenir compte de différences interspécifiques (FI = 10) et de l'extrapolation d'un effet subchronique à un effet chronique (FI = 10) (CCME 1998). La DJA a ensuite été ajustée au moyen du rapport absorption d'aliments/poids corporel (AA/PC) le plus grand pour des consommateurs aquatiques mammifères, celui pour le vison d'Amérique (0,24 kg proie/kg poids corporel du prédateur/jour) (CCME 1998). La RFQAF est de 1,86 mg/kg aliments ph (RFQAF = dose journalière admissible/AA/PC). En résumé, la DJA et la RFQAF ont été calculées de la manière suivante :

DJA = moyenne géométrique (DMENO, DSENO) mg/kg pc/j / FI  
= moyenne géométrique (100, 20) mg/kg pc/j / 100  
= 0,447 mg/kg pc/j

Éq. 5

RFQAF = DJA / AA/PC (vison d'Amérique)  
Éq. 6  
= 0,447 mg/kg pc/j / 0,24 aliments ph/pc/j  
= 1,86 mg/kg aliments ph

## Références

- Arnot J.A. et Gobas F.A.P.C.; 2006; A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms; *Environ. Rev.*, 14, p. 257–297.
- Borgert C.J., Matthews J.C. et Baker S.P.; 2018; Human-relevant potency threshold (HRPT) for ER $\alpha$  agonism; *Arch. Toxicol.*, 92, p. 1685-1702.
- Canada; 1999; *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*, L.C. 1999, ch. 33; *Gazette du Canada*, Partie III, vol. 22, n° 3.
- Canada; 2000; *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*, C.P. 2000-348, 23 mars 2000, DORS/2000-107.
- Canada; 2002; [Loi sur les produits antiparasitaires](#), L.C. 2002, ch. 28; *Gazette du Canada*, Partie III, vol. 25, no 3.
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement; 1995; Protocol for the derivation of Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life, CCME EPC-98E; préparé par Environnement Canada, Division des recommandations, secrétariat technique du groupe de travail du CCME sur les recommandations pour la qualité de l'eau, Ottawa [Reproduit dans les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, chapitre 6, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg].
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement; 1998; Protocol for the Derivation of Canadian Tissue Residue Guidelines for the Protection of Wildlife that Consume Aquatic Biota; dans les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, Winnipeg.
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement; 2007; A protocol for the derivation of water quality guidelines for the protection of aquatic life; dans les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, chapitre 6, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement; 2019; Scientific Criteria Document for the Development of the Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: manganese; Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, MB.
- CES; 2018; Long-Term Research Monitoring of Octamethylcyclotetrasiloxane (D4) in Lake Ontario: Trend Analyses for Samples Collection Years 2011-2016; étude numéro NS000320; étude réalisée par DowDuPont (Kim J) au nom du CES.
- Compton, K.L. 2019. Dietary Biotransformation and Bioaccumulation of Cyclic Siloxanes in Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). Master's Thesis Simon Fraser University, Vancouver, British Columbia, Canada.
- Domoradzki, J.Y., J.M. Sushynski, L.M. Thackery, T.A. Springer, T.L. Ross, K.B. Woodburn, J.A. Durham and D.A. McNett. 2017. Metabolism of 14C-octamethylcyclotetrasiloxane ([<sup>14</sup>C]D4) or 14C-decamethylcyclopentasiloxane ([<sup>14</sup>C]D5) orally gavaged in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Toxicology Letter* 279S:115-124.
- Dow Corning Corporation; 1990; A 14-day subchronic oral gavage study with D4 in rats; rapport n° 1990-I0000-35072.
- Dow Corning Corporation; 1992; A 14-day oral gavage study of D4 in female rabbits; rapport n° 1992-I0000-37117.
- Di Toro D.M., Zarba C.S., Hansen D.J., Berry W.J., Swartz R.C., Cowan C.E., Pavlou S.P., Allen H.E., Thomas N.A. et Paquin P.R.; 1991; Technical basis for the equilibrium partitioning method for establishing sediment quality criteria; *Environ. Toxicol. Chem.*, 11, p. 1541–1583.
- Di Toro D.M., McGrath J.A et Hansen D.J.; 2000; Technical basis for narcotic chemicals and PAH criteria. I. Water and tissue; *Environ. Toxicol. Chem.*, 19, p. 1951–1970.
- Drottler K.; 2007; 14C-Octamethylcyclotetrasiloxane (14C-D4): dietary bioaccumulation in the rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) under flow-through conditions; Dow Corning Report No. 2007-I0000-57314.
- [EC] Environnement Canada; 2007; Data for Batch 2 substances collected under the Canadian Environmental Protection Act, 1999, Section 71: Notice with respect to certain Batch 2 Challenge substances; données préparées par le Programme des substances existantes d'Environnement Canada..
- [EC, SC] Environnement Canada, Santé Canada; 2008; Screening Assessment for the Challenge. Octamethylcyclotetrasiloxane (D4). Chemical Abstracts Service Registry Number 556-67-2; Ottawa (ON) : gouvernement du Canada [consulté le 13 mars 2019].
- [ECHA] Agence européenne des produits chimiques; 2019; Annex XV Restriction Report. Proposal for a Restriction. Substance name(s): Octamethylcyclotetrasiloxane (D4); Decamethylcyclopentasiloxane (D5); Dodecamethylcyclohexasiloxane (D6), version numéro 1, 11 janvier 2019.
- [New EQC] New Equilibrium Criterion Model; 2011; ver. 1.00 (bêta); Peterborough (ON) : Université Trent, Canadian Centre for Environmental Modelling and Chemistry.
- Fackler P.H., Dionne E., Hartley D.A. et Hamelink J.L.; 1995; Bioconcentration by fish of a highly volatile silicone compound in a totally enclosed aquatic exposure system; *Environ. Toxicol. Chem.*, 14, p. 1649-1656.
- Falany C.N. et Li G.; 2005; Effects of age and pregnancy on cytochrome P450 induction by octamethyltetraacyclosiloxane in female Sprague-Dawley rats; *J. Biochem. Mol. Toxicol.*, 19, p. 129-138.
- Flaningam O.L.; 1986; Vapor pressure of poly(dimethylsiloxane) oligomers; *J. Chem. Eng. Data*, 31, p. 266–272.
- Fairbrother A. et Woodburn K.B.; 2016; Assessing the aquatic risks of the cyclic volatile methyl siloxane D4; *Environ. Sci. Tech. Letters*, 3, p. 359-363.
- Franzen A., Greene T., Van Landingham C. et Gentry R.; 2017; Toxicology of octamethylcyclotetrasiloxane (D4); *Toxicology Letters*, 279, p. 2-22.

- Hass U., Christiansen S., Andersen M.D., Rosenberg S.A., Egebjerg K.M., Brandt S., Nikolov N.G., Holbechand H. et Morthorst J.E.; 2017; List of Endocrine Disrupting Chemicals; Danish Centre on Endocrine Disrupters, 29 p.
- Hobson J.F. et Silberhorn E.M.; 1995; Octamethylcyclotetrasiloxane (OMCTS), a case study: Summary and aquatic risk assessment; Environ. Toxicol. Chem., 14, p. 1667-1673.
- Kent D.J., McNamara P.C., Putt A.E., Hobson J.F. et Silberhorn E.M.; 1994; Octamethylcyclotetrasiloxane in aquatic sediments: Toxicity and risk assessment; Ecotox. Environ. Saf., 29, p. 372-389.
- Kozerski G. et Shawl H.; 2007; Determination of the 1-octanol/water partition coefficient of octamethylcyclotetrasiloxane (D4) by the slow-stirring method using gas chromatography and mass spectrometry; SEHSC, Dow Corning Study No. 10198-102.
- Krueger H.O., Thomas S.T. et Kendall T.Z.; 2008; D4: a prolonged sediment toxicity test with *Chironomus riparius* using spiked sediment; rapport final, projet numéro 570A-107; Silicones Environmental, Health and Safety Council.
- Krueger H.O., Thomas S.T. et Kendall T.Z.; 2009; Octamethylcyclotetrasiloxane (D4): A prolonged sediment toxicity test with *Lumbriculus variegatus* using spiked artificial sediment; rapport final, numéro de projet 570A-110B; Centre Européen des Silicones.
- Lu Z., Martin P.A., Burgess N.M., Champoux L., Elliott J.E., Baressi E., De Silva A.O., de Solla S.R. et Letcher R.J.; 2017; Volatile methylsiloxanes and organophosphate esters in the eggs of European Starlings (*Sturnus vulgaris*) and congeneric gull species from locations across Canada; Environ. Sci. Tech., 51, p. 9836-9845.
- McCarty L., Mackay D., Smith A., Ozburn G. et Dixon D.; 1991; Interpreting aquatic toxicity QSARs: the significance of toxicant body residues at the pharmacologic endpoint; Science of the Total Environ., 109/110, p. 515-525.
- McCarty L.S., Mackay D., Smith A.D., Ozburn G.W. et Dixon G.D.; 1992; Residue-based interpretation of toxicity and bioconcentration QSARs from aquatic bioassays: Neutral narcotic organics; Environ. Toxicol. Chem., 11, p. 917-930.
- McGoldrick D.J., Letcher R.J., Barresi E., Keir M.J., Small J., Clark M.G., Sverko E. et Backus S.M.; 2014a; Organophosphate flame retardants and organosiloxanes in predatory freshwater fish from locations across Canada; Environ. Pollut., 193, p. 254-261.
- McGoldrick D.J., Chan C., Drouillard K.G., Keir M.J., Clark M.G. et Backus S.M.; 2014b; Concentrations and trophic magnification of cyclic siloxanes in aquatic biota from the Western Basin of Lake Erie, Canada; Environ. Pollut., 186, p. 141-148.
- McGoldrick D.J. et Murphy E.W.; 2016; Concentration and distribution of contaminants in lake trout and walleye from the Laurentian Great Lakes (2008-2012); Environ. Pollut., 217, p. 85-96.
- McGrath J.A., Fanelli C.J., Di Toro D.M., Parkerton T.F., Redman A.D., Leon Paumen M., Comber M., Eadsforth C.V. et den Haan K.; 2018; Re-evaluation of Target Lipid Model-derived HC5 predictions for hydrocarbons; Environ. Toxicol., 37, p. 1579-1593.
- McKim J.M., Wilga Jr P.C., Breslin W.J., Plotzke K.P., Gallavan R.H. et Meeks R.G.; 2001; Potential estrogenic and antiestrogenic activity of the cyclic siloxane octamethylcyclotetrasiloxane (D4) and the linear siloxane hexamethyldisiloxane (HMDS) in immature rats using the uterotrophic assay; Toxicological Sciences, 63, p. 37-46.
- Miller J.; 2007; Soil-water distribution of octamethylcyclotetrasiloxane (D4) using a Batch Equilibrium Method. Draft Report; Centre européen des silicones (CES).
- Picard C.R.; 2009; D4- Sediment-Water Lumbriculus Toxicity Test using Spiked Natural Sediment, Following OECD Guideline 225; étude Springborn Smithers n° 13937.6103, soumis au Centre européen des silicones, Conseil européenne de l'industrie chimique.
- Powell D. et Kozerski G.; 2007; Cyclic methylsiloxane (cVMS) materials in surface sediments and cores for Lake Ontario. Draft Report; Centre européen des silicones (CES).
- Powell D.E.; 2008; Interim update on cyclic methylsiloxane (cVMS) materials in surface sediment, cores, and zooplankton for Lake Opeongo, Ontario, Canada; Centre européen des silicones (CES), 4 juillet 2008.
- Powell D.E.; 2010; Preliminary assessment of cyclic volatile methylsiloxane (cVMS) materials in surface sediments, cores, zooplankton and fish of Lake Opeongo, Ontario, Canada; Centre européen des silicones (CES), 12 janvier 2010.
- Redman A.D., Mihaich E., Woodburn K., Paquin P., Powell D., McGrath J.A. et Di Toro D.M.; 2012; Tissue-based risk assessment of cyclic volatile methyl siloxanes; Environmental Toxicology and Chemistry, 31, p. 1911-1919.
- Smit C.E., Posthuma-Doodeman C.J.A.M. et Verbruggen E.M.J.; 2012; Environmental risk limits for octamethylcyclotetrasiloxane in water. A proposal for water quality standards in accordance with the Water Framework Directive; RIVM Letter Report 601714020/2012.
- Sousa J.V., McNamara P.C., Putt A.E., Machado M.W., Surprenant D.C., Hamelink J.L., Kent D.J., Silberhorn E.M. et Hobson J.F.; 1995; Effects of Octamethylcyclotetrasiloxane (OMCTS) on freshwater and marine organisms; Environ. Toxicol. Chem., 14, p. 1639-1647.
- Varaparth S., Frye C.L. et Hamelink J.; 1996; Aqueous solubility of permethylsiloxanes (silicones); Short Communication, Environ. Toxicol. Chem., 15, p. 1263-1265.
- Wang D.G., Steer H., Tait T., Williams Z., Pacepavicius G., Young T., Ng T., Smyth S.A., Kinsman L. et Alae M.; 2013; Concentrations of cyclic volatile methylsiloxanes in biosolid amended soil, influent, effluent, receiving water, and sediment of wastewater treatments plants in Canada; Chemosphere, 93, p. 766-773.

- Wang D.G., Aggarwal M., Tait T., Brimble S., Pacepavicius G., Kinsman L., Theocharides M., Smyth S.A. et Alae M.; 2015; Fate of anthropogenic cyclic volatile methylsiloxanes in a wastewater treatment plant; *Water Research*, 72, p. 209-217.
- Wang D.G., de Solla S.R., Lebeuf M., Bisbicos T., Barrett G.C. et Alae M.; 2017; Determination of linear and cyclic volatile methylsiloxanes in blood of turtles, cormorants, and seals from Canada; *Science of the Total Environ.*, 574, p. 1254-1260.
- Will R., Löchner U. et Masahiro Y.; 2007; CEH Marketing Research Report Siloxanes; Menlo Park (CA), SRI Consulting.
- Xu S. et Kropscott G.; 2007; Simultaneous determination of partition coefficients for octamethylcyclotetrasiloxane and decamethylcyclopentasiloxane; Draft Report, Dow Corning non-regulated technical report, étude DCC numéro 10336-101.

---

### Liste des acronymes et des abréviations

- AA/PC – absorption d'aliments/poids corporel  
CCCLC – charge corporelle critique de lipides cible  
CCME – Conseil canadien des ministres de l'environnement  
CESE – concentration estimée sans effet  
CL – concentration létale  
CMEO – concentration minimale avec effet observé  
CO – carbone organique  
DJA – dose journalière admissible  
DMENO – dose minimale avec effet nocif observé  
DSENO – dose sans effet nocif observé  
ECHA – Agence européenne des produits chimiques  
FBA – facteur de bioaccumulation : le rapport de la concentration d'une substance chimique dans un organisme par rapport à sa concentration dans le milieu d'exposition, basé sur l'absorption à partir du milieu environnant et des aliments  
FBC – facteur de bioconcentration : le rapport de la concentration d'une substance chimique dans un organisme par rapport à sa concentration dans le milieu d'exposition (p. ex. sol, eau)  
FE – facteur d'évaluation  
FI – facteur d'incertitude  
K<sub>AE</sub> – coefficient de partage air-eau  
K<sub>CO</sub> – coefficient de partage carbone organique-eau  
K<sub>OE</sub> – coefficient de partage octanol-eau  
LCPE – *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*  
MSCV – méthylsiloxanes cycliques volatils  
N° CAS – numéro de registre du Chemical Abstracts Service  
PGPC – Plan de gestion des produits chimiques  
RCA – rapport toxicité chronique/toxicité aiguë  
RFQAF – recommandation fédérale pour la qualité de l'alimentation de la faune  
RFQE – recommandation fédérale pour la qualité de l'environnement  
RFQEau – recommandation fédérale pour la qualité de l'eau  
RFQSe – recommandation fédérale pour la qualité des sédiments  
RFQTB – recommandation fédérale pour la qualité des tissus du biote  
SPE – substance perturbant le système endocrinien  
TLM – modèle des lipides cibles  
UTEU – usine de traitement des eaux usées