



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

Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement

Triclocarban

Environnement et Changement climatique Canada

Mars 2023

Introduction

Les Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement (RFQE) fournissent des seuils de qualité acceptable de l'environnement ambiant. Elles sont basées uniquement sur les effets toxicologiques ou la dangerosité de substances spécifiques ou de groupes de substances. Les RFQE ont trois fonctions : premièrement, elles peuvent aider à prévenir la pollution en fournissant des objectifs de qualité environnementale acceptable; deuxièmement, elles peuvent permettre d'évaluer les niveaux de concentration des substances chimiques actuellement présentes dans l'environnement (surveillance de l'eau, des sédiments et des tissus biologiques); et troisièmement, elles peuvent servir à mesurer l'efficacité des activités de gestion des risques. L'utilisation des RFQE est facultative, sauf si elle est une condition à l'obtention de permis ou si elle est imposée par d'autres outils réglementaires. Ainsi, les RFQE, qui s'appliquent à l'environnement ambiant, ne sont pas des limites de concentration ou des valeurs « à ne jamais dépasser » dans les effluents, mais peuvent être utilisées pour établir ces mêmes limites. L'élaboration des RFQE est du ressort du ministre de l'Environnement en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999* (LCPE) (Canada, 1999). L'objectif est d'élaborer des RFQE en complément de l'évaluation et de la gestion des risques liés aux produits chimiques prioritaires mentionnés dans le Plan de gestion des produits chimiques (PGPC) ou dans le cadre d'autres initiatives fédérales.

Lorsque les données le permettent, les RFQE sont calculées conformément aux protocoles du CCME. Les RFQE sont élaborées lorsque le gouvernement fédéral a besoin de recommandations concernant une substance (p. ex. dans le cadre des activités fédérales de gestion des risques ou de surveillance) et que les recommandations du CCME visant cette dernière n'ont pas encore été élaborées ou qu'il n'est pas prévu qu'elles soient mises à jour dans un avenir proche. Pour de plus amples renseignements, veuillez consulter la page Web des Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement (RFQE).

La présente fiche d'information décrit les RFQE qui s'appliquent à l'eau et les sédiments et visent à protéger la vie aquatique contre les effets néfastes du triclocarban (tableau 1). Il n'existe pas de RFQE ou de recommandations du CCME concernant le triclocarban. Les données relatives à la toxicité dans l'eau et les sédiments présentées dans cette fiche sont à jour jusqu'en mars 2020 (pour l'eau) et mars 2021 (pour les sédiments). Aucune RFQE n'a été élaborée pour le sol ou les tissus biologiques pour le moment. Bien qu'une recommandation pour le sol soit souhaitable étant donné le devenir environnemental du triclocarban, un examen de la littérature jusqu'en mars 2021 a montré qu'il n'existait pas suffisamment de données sur la toxicité du sol pour pouvoir établir une valeur de recommandation. Étant donné que la bioaccumulation du triclocarban chez les gastéropodes et les invertébrés est documentée, il serait également souhaitable de formuler une recommandation concernant les tissus biologiques. Toutefois, il n'a pas été possible d'élaborer une telle recommandation en raison du manque de données toxicologiques permettant de mesurer l'accumulation de la substance dans les tissus.

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

Eau (µg/L)	Sédiment ^a (mg/kg ps)
0,15	0,09

^aNormalisation à 1 % de carbone organique (CO). Les données de surveillance devraient être normalisées à 1 % de CO pour qu'il soit possible de déterminer si la valeur recommandée est dépassée.

Description de la substance

Le triclocarban (C₁₃H₉C₁₃N₂O; numéro CAS : 101-20-2; 3-(4-chlorophényl)-1-(3,4-dichlorophényl)urée) est un composé aromatique chloré formé d'un groupe fonctionnel, l'urée, positionné entre deux cycles phényles (figure 1). Il n'existe aucune source naturelle connue de triclocarban et sa présence dans l'environnement est exclusivement due à l'activité anthropique. Au Canada, l'évaluation du triclocarban a été jugée prioritaire, car cette substance répond aux critères de catégorisation énoncés au paragraphe 73(1) de la LCPE. Environnement et Changement climatique Canada

(ECCC) et Santé Canada (2022) ont achevé la version finale de l'évaluation préalable du triclocarban. Compte tenu de son profil d'exposition actuel au Canada, le triclocarban ne répond à aucun des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE (ECCC, SC, 2022). Cependant, la caractérisation des risques pour l'environnement associés au triclocarban a permis de déterminer que ce dernier présentait un danger élevé en raison de sa toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques et de son potentiel élevé de bioaccumulation chez les invertébrés et gastéropodes aquatiques (ECCC, SC, 2022).

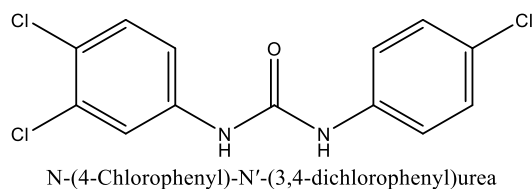


Figure 1. Structure du triclocarban

Sources et utilisations

Le triclocarban est un composé antimicrobien, couramment utilisé dans les cosmétiques, les produits de soins personnels et les produits pharmaceutiques. Il est le plus fréquemment utilisé dans les produits de soins personnels, principalement les pains de savon, les déodorants, les lotions nettoyantes, les lingettes, les shampooings, les crèmes, les bains de bouche et le dentifrice (Chu et Metcalfe, 2007; Rochester et coll., 2017; Yang et coll., 2020). Le triclocarban est ajouté à ces produits à des concentrations comprises entre 0,5 et 5 % (p/p) en raison de ses propriétés germicides (Triclocarban Consortium, 2002). Il a été signalé que le triclocarban avait été importé au Canada à raison de 10 000 à 100 000 kg en 2008 et de 1 000 à 10 000 kg en 2015, pour être utilisé comme ingrédient actif dans les produits de santé naturels, agent antibactérien dans les savons et déodorant (Canada, 2009, 2017). Selon les déclarations soumises à Santé Canada en vertu du Règlement sur les cosmétiques de décembre 2015 à décembre 2018, le triclocarban est utilisé au Canada dans sept produits cosmétiques, dont des pains de savon et des nettoyants pour le visage (ECCC, SC, 2022). Le triclocarban est également déclaré comme ingrédient actif d'un seul savon médicamenteux en vente libre, lequel est approuvé, mais n'est pas actuellement commercialisé au Canada (ECCC, SC, 2022).

En Europe, la concentration de triclocarban dans les cosmétiques est limitée à moins de 1,5 % dans les produits à rincer lorsque celui-ci n'est pas utilisé comme conservateur (Commission européenne, 2018a) et limitée à 0,2 % au maximum dans les cosmétiques lorsque cette substance est utilisée comme conservateur (Commission européenne, 2018b). Toujours en Europe, le triclocarban est également utilisé dans d'autres catégories de produits, notamment les revêtements et peintures, les produits d'assainissement de l'air, les charges, les mastics, les plâtres, la pâte à modeler, les peintures appliquées avec les doigts, les encres et toners, ainsi que les produits de lavage et de nettoyage (ministère de la Transition écologique et solidaire, 2018). Au Canada, le triclocarban n'a pas été décelé dans ces produits ou dans des produits de consommation autres que ceux décrits ci-dessus. L'USFDA a publié un règlement définitif indiquant que l'utilisation du triclocarban (et de 18 autres ingrédients actifs) dans les nettoyants antiseptiques destinés aux consommateurs (pour les mains et le corps) n'est pas généralement reconnue comme sûre ou efficace en raison d'un manque de données prouvant la sécurité et l'efficacité d'un tel usage (USFDA, 2016).

Devenir, comportement et répartition dans l'environnement

Les rejets de triclocarban dans l'environnement comprennent les rejets « dans les égouts » provenant de la transformation ou fabrication industrielle de produits contenant du triclocarban et de l'utilisation de ces produits par les consommateurs. Les taux d'élimination du triclocarban dans les stations de traitement des eaux usées (STEU) varient d'un système de traitement à l'autre, les systèmes à boues activées démontrant une plus grande efficacité d'élimination du triclocarban (taux ≥ 88 %) par rapport aux stations équipées de filtres à ruissellement où des taux d'élimination plus variables ont été mesurés (entre 65 et 93 %) (Triclocarban Consortium, 2002; Heidler et coll., 2006). Cependant, la majeure partie du triclocarban éliminé des eaux traitées dans les STEU passe dans les biosolides au cours du processus de traitement des eaux usées en raison de sa forte sorption sur les matières particulaires (Gledhill 1975; Heidler et coll., 2006). Bien qu'une étude antérieure ait montré que le triclocarban subissait une dégradation importante dans les boues activées (Gledhill, 1975), une étude plus récente a montré que seulement 21 % du triclocarban étaient transformés et que 76 % de celui-ci étaient captés par les boues d'épuration dans une STEU où la digestion anaérobie durait 19 jours (Heidler et coll., 2006). Ainsi, la majeure partie du triclocarban entrant dans les

STEU serait libérée dans le sol par l'intermédiaire des boues d'épuration (biosolides). Ogunyoku et Young (2014) ont étudié la dégradation du triclocarban dans des systèmes typiques de traitement des boues en comparant les concentrations initiales de triclocarban dans les boues (corrigées pour tenir compte de la réduction des solides volatils) aux concentrations de la substance dans les biosolides en fin de traitement. Ils ont mesuré un taux d'élimination de 15 à 68 % pour divers systèmes de digestion où les demi-vies du triclocarban variaient de 8 à 46 jours.

Les taux d'élimination du triclocarban ont été déterminés en hiver et en été pour six STEU canadiennes utilisant des bassins d'aération, des bassins facultatifs, des systèmes de traitement primaire physico-chimique, des procédés de traitement secondaire avec boues activées (n=2) ou des systèmes de traitement avancés. À l'exception d'un faible taux d'élimination observé en hiver pour une seule station de traitement secondaire, les bassins facultatifs, les systèmes de traitement secondaire et les systèmes de traitement avancés présentaient une efficacité d'élimination du triclocarban ≥ 70 %, quelle que soit la saison. En revanche, les bassins d'aération et les systèmes de traitement primaire présentaient une efficacité d'élimination moindre, le traitement primaire atteignant un taux d'élimination de 57 % en été et le bassin d'aération présentant respectivement des taux d'élimination de 4 % et 33 % en été et en hiver (Guerra et coll., 2014). En outre, une STEU comprenant une zone humide artificielle et située à Whitehorse (Yukon) a atteint un taux d'élimination du triclocarban de 87 % (Yacura, 2017). Aux États-Unis, une STEU dotée d'un système à boues activées, située dans la région du Grand Baltimore et utilisant un procédé de traitement tertiaire a atteint un taux d'élimination du triclocarban ≥ 97 % (Halden et Paull, 2005; Heidler et coll., 2006).

Dans le sol, le triclocarban semble stable et relativement immobile et sa dégradation est ralentie lorsqu'il est introduit dans le sol par l'intermédiaire de biosolides. Dans une étude de laboratoire réalisée dans des conditions aérobies, il a été constaté que la demi-vie du triclocarban dans un sol loameux était de 108 jours (Ying et coll., 2007). Dans de mêmes conditions d'étude, les taux de dégradation du triclocarban étaient < 2 % au bout de 42 jours dans un loam sablonneux et < 4 % après 7,5 mois dans des sols loameux composés de sable fin, de limon et d'argile et amendés avec des biosolides enrichis au triclocarban radiomarqué au ^{14}C (Al-Rajab et coll., 2009; Snyder et coll., 2010a). Les concentrations de triclocarban étaient beaucoup plus faibles en profondeur (au-delà de 30 cm) qu'à la surface du sol dans un champ amendé avec des biosolides pendant 33 années consécutives, ce qui laisse supposer une mobilité limitée à travers le profil de sol (Xia et coll., 2010). De plus, une étude en laboratoire a permis de confirmer que le triclorocarban était peu mobile dans un loam fin et sablonneux enrichi avec cette substance ou des biosolides et que les sols amendés avec des biosolides ralentissaient la dégradation du triclocarban (Kwon et Xia, 2012). Il existe des preuves démontrant que le triclocarban subit une déchloration réductrice et une hydrolyse dans le sol, qui génèrent des produits de dégradation, respectivement le carbanilide et la 3,4-dichloroaniline (3,4-DCA). Cependant, il est supposé que ces deux voies de transformation sont mineures puisque la carbanilide et la 3, 4-DCA représentaient chacune une proportion $\leq 0,7$ % (en moles) du triclocarban transformé (Kwon et Xia, 2012).

En ce qui concerne le devenir du triclocarban dans d'autres milieux, la présence de dichlorocarbanilide, de monochlorocarbanilide et de carbanilide non substituée dans des carottes de sédiments estuariens prélevées près de stations d'épuration des eaux usées dans la baie de Chesapeake (Maryland) et dans la baie de Jamaica (New York) a fourni la preuve que le triclocarban subissait une déchloration réductrice dans les sédiments profonds (Miller et coll., 2008).

Bien que les concentrations de triclocarban dans les effluents des STEU soient généralement de l'ordre du ng/L en raison des taux d'élimination élevés et vu que sa dangerosité élevée pour les organismes aquatiques est documentée, il est souhaitable de surveiller le triclocarban dans les plans d'eau récepteurs pour s'assurer que les concentrations dans l'environnement et les risques pour ce dernier restent faibles. Bien que le triclocarban résiste à l'hydrolyse (Audu et Heyn, 1988; Craig et coll., 1989), il est sensible à la photolyse. En outre, les produits de la photolyse du triclocarban obtenus en présence de MOD sont plus toxiques pour *Daphnia magna* (CL50 96h de $0,032 \pm 0,015$ μM) que les produits de la photolyse générés en l'absence de MOD (96 h d'exposition; CL50 de $2,67 \pm 0,6$ μM) (Albanese et coll., 2017). Dans les solutions de triclocarban photolysé en présence de MOD, parmi les métabolites identifiés, la 4-chloroaniline semble présenter la plus grande partie de la toxicité, tandis que la 3,4-DCA, l'isocyanate de chlorophényle et l'isocyanate de 3,4-dichlorophényle présentent une toxicité moindre (Albanese et coll., 2017).

Le triclocarban présente des valeurs de solubilité dans l'eau faibles, comprises entre 0,045 à 11 mg/L (Roman et coll., 1957; Triclocarban Consortium, 2002; Snyder et coll., 2010b; REACH, 2019) un potentiel de sorption élevé et un log

K_{oc} très élevé de 4,8 (tableau 5). Compte tenu de son pK_a de 12,7 (PubChem, 2021), le triclocarban ne devrait pas s'ioniser dans la plupart des plans d'eau naturels. Vu les faibles valeurs prédites de sa constante de Henry ($4,6 \times 10^{-6}$ Pa·m³/mol) (PubChem 2021) et sa pression de vapeur ($4,8 \times 10^{-7}$ Pa à 25 °C), le triclocarban est peu susceptible de se volatiliser à partir des eaux de surface (PubChem, 2021). Le triclocarban est censé persister dans l'environnement et ses demi-vies prédites sont de 60 jours dans l'eau, 120 jours dans le sol et 540 jours dans les sédiments (Halden et Paull, 2005). Les demi-vies mesurées sont de 108 jours dans le sol et de plus de 225 jours dans un sol amendé avec des biosolides (Ying et coll., 2007; Snyder et coll., 2010a).

Le triclocarban est un composé hydrophobe dont le $\log K_{ow}$ mesuré a une valeur modérée de 3,5 à 3,6 (Snyder et coll., 2010b; REACH, 2019) et dont la bioaccumulation chez les algues, les escargots, les moules, les poissons et *Lumbriculus variegatus* a été démontrée. Il a été rapporté que le triclocarban provenant de l'eau douce et des biosolides s'accumulait dans les algues, les escargots, les poissons et les vers de terre, en raison de sa forte lipophilie. Des logarithmes de facteur de bioaccumulation (FBA) variant entre 3,2 et 4,4 ont été mentionnés pour les algues (*Cladophora spp.*), les escargots (*Helisoma trivolvis*) et les moules d'eau douce (*Lasmigona costata*) (Coogan et coll., 2007; Coogan et La Point, 2008; de Solla et coll., 2016). Schebb et coll. (2011) mentionnent également un $\log FBC$ de $2,86 \pm 0,05$ pour les poissons (*Oryzias latipes*). Higgins et coll. (2009) ont démontré que le triclocarban se bioaccumulait chez *Lumbriculus variegatus*, les FABS normalisés en fonction de la teneur en lipides, mesurés directement et à l'état d'équilibre, étant respectivement de $1,6 \pm 0,6$ et $2,2 \pm 0,2$. Dans un champ agricole traité avec des biosolides pendant sept années consécutives, le triclocarban était présent dans tout le réseau trophique terrestre (Sherburne et coll., 2016). Plus précisément, sur le site de traitement, les concentrations de triclocarban étaient cinq fois plus élevées dans les œufs d'étourneau sansonnet (*Sturnus vulgaris*) que sur le site de référence (exempt de biosolides) et la présence de triclocarban a été détectée dans des vers de terre (*Lumbricus*) et le foie de souris sylvestres (*Peromyscus maniculatus*), mais pas chez ces mêmes espèces sur le site de référence. Bien que les concentrations de triclocarban aient été respectivement trois et quatre fois plus élevées dans le foie de souris sylvestres et les œufs d'étourneau (consommateurs secondaires) que dans le ver de terre (consommateur primaire), la taille de l'échantillon était insuffisante pour permettre de tirer des conclusions concernant la bioamplification dans cette chaîne alimentaire. Compte tenu de sa toxicité et des données probantes sur son devenir, le triclocarban est considéré comme persistant, bioaccumulable et intrinsèquement toxique, tandis que son potentiel de bioamplification est incertain.

Concentrations mesurées dans l'environnement

Les rejets de triclocarban dans les écosystèmes aquatiques proviennent principalement des effluents des STEU. Les concentrations en entrée et en sortie de procédé de traitement et dans les biosolides mesurées dans six STEU canadiennes dotées de divers systèmes de traitement étaient respectivement comprises entre 14,2 et 271 ng/L, 3,6 et 32,9 ng/L et 1 200 et 8900 ng/g ps (Guerra et coll., 2014). Les données mesurées existantes sur les eaux de surface au Canada montrent que les concentrations de triclocarban sont inférieures à la limite de détection déclarée de 0,006 µg/L (Garcia-Ac et coll., 2009; Ahmadi et coll., 2017). Au Canada, 120 échantillons de sédiments présentaient des concentrations détectables de triclocarban, comprises entre 1 et 500 µg/kg ps, et une concentration médiane de 16 µg/kg ps (ECCC, 2019).

Mode d'action

À ce jour, le mode d'action du triclocarban reste largement inconnu, seuls quelques aspects ayant été élucidés, comme sa capacité à inhiber in vitro (Morisseau et coll., 1999) et in vivo (Liu et coll., 2011) l'époxyde hydrolase soluble, une enzyme qui métabolise les époxydes nocifs et les transforme en diols en raison de son rôle de médiatrice de l'inflammation (Morisseau et coll., 1999). Il a été suggéré que le triclocarban avait des effets nocifs non spécifiques en raison de sa capacité à inhiber l'absorption, la synthèse et l'oxydation des acides gras (Xie et coll., 2018) et à interrompre l'activité des protéines interstitielles (Commission européenne, Direction générale de la santé et de la protection des consommateurs, 2005). Malgré ses effets similaires à ceux des narcotiques, le triclocarban est également un perturbateur endocrinien et produit des effets ciblés, en augmentant par exemple l'activité hormonale du fait de son rôle suggéré de cofacteur (Ahn et coll., 2008; Chen et coll., 2008; Cao et coll., 2020). Certaines données indiquent que le triclocarban se lie de manière non compétitive aux récepteurs endocriniens, tels que le récepteur des androgènes

(Chen et coll., 2008), un facteur de transcription essentiel au développement du système reproducteur, tandis que d'autres données montrent que le triclocarban exerce des effets œstrogéniques en se liant de manière compétitive au récepteur apparenté aux récepteurs des œstrogènes- γ (ERR γ), un régulateur important du métabolisme énergétique et de la croissance tumorale (Cao et coll., 2020). En outre, le triclocarban peut stimuler l'activité des hormones endogènes en augmentant la transcription, comme en témoignent l'augmentation de 45 % de l'activité transcriptionnelle induite par la testostérone lors d'une exposition simultanée au triclocarban et à la testostérone in vitro (Chen et coll., 2008) et l'augmentation de l'expression du gène de la luciférase induite par l'œstradiol lorsque ce dernier est incubé avec du triclocarban in vitro (Ahn et coll., 2008). Il a été démontré que le triclocarban induisait, entre autres effets perturbateurs sur le système endocrinien, l'expression du gène de la vitellogénine chez les poissons (Zenobio et coll., 2014; Yang et coll., 2016), ce qui ne semble pas être le cas chez la majorité des têtes-de-boule (Ankley et coll., 2010; Schultz et coll., 2012; Villeneuve et coll., 2017). Les autres effets nocifs du triclocarban comprennent la génotoxicité (Gao et coll., 2015; Xu et coll., 2015), la toxicité pour la thyroïde (Hinther et coll. 2011; Wu et coll., 2016; Dong et coll., 2018) et la cytotoxicité (Morita et coll., 2012; Kanbara et coll., 2013).

Élaboration des Recommandations fédérales pour la qualité de l'eau

Les Recommandations fédérales pour la qualité de l'eau (RFQEau) sont élaborées de préférence conformément au protocole du CCME (2007) et visent à protéger toutes les formes de vie aquatique pendant des périodes d'exposition indéfinies. De plus, dans le cadre de ce protocole, les recommandations de type A sont privilégiées, car elles reposent sur une DSE considérée comme une méthode d'élaboration de recommandation plus fiable sur le plan statistique que les méthodes déterministes (de type B). Pour une recommandation de type A concernant l'eau douce, il est au minimum exigé de disposer de données sur la toxicité à long terme chez trois poissons (dont un salmonidé et un non-salmonidé), trois invertébrés (dont un crustacé planctonique) et une espèce végétale ou algale vivant tous en eau douce.

Un examen de la littérature existante jusqu'en mars 2020 a permis de recenser 18 études présentant des données acceptables sur les effets à court et à long terme, respectivement pour dix et sept espèces, du triclocarban sur la vie aquatique en eau douce. Chaque étude toxicologique a fait l'objet d'un examen complet; un résumé de toutes les études évaluées, comportant leur cote de qualité, est présenté sous forme d'une feuille Excel, qui peut être fournie sur demande. La base de données existante sur la toxicité à long terme du triclocarban en eau douce concerne deux poissons (*Pimephales promelas*, *Danio rerio*), quatre invertébrés (*Potamopyrgus antipodarum*, *Daphnia magna*, *Ceriodaphnia dubia*, *Caenorhabditis elegans*) et une espèce d'algue (*Pseudokirchneriella subcapitata*) (tableau 2). Malheureusement, il manque une espèce de salmonidé dans l'ensemble de données sur la toxicité à long terme du triclocarban par rapport aux exigences minimales (CCME, 2007). Compte tenu de cette lacune, une autre approche a été utilisée pour l'élaboration d'une recommandation de type A en ce qui concerne le triclocarban. L'ensemble de données sur la toxicité à long terme a été complété par des données obtenues à partir des paramètres à court terme, qui concernaient notamment le salmonidé requis, et extrapolé à des niveaux à effets faibles, non létaux et à long terme à l'aide de rapports entre la toxicité aiguë et chronique (RTAC) respectivement de 20 et 30 pour les poissons et les invertébrés. Les données de toxicité aquatique utilisées pour développer la RFQEau pour le triclocarban sont présentées dans le tableau 2. L'ensemble des données sur la toxicité à long terme (n = 7) se trouve dans les sept lignes à fond vert. Le paramètre pour *C. elegans* est classé comme chronique, mais a été corrigé, passant de médian à faible, à l'aide d'un FE de 10. Les sept autres études à court terme, notamment l'étude requise sur les salmonidés, ont été extrapolées à l'effet faible non léthal à long terme à partir de l'effet léthal médian à court terme à l'aide d'un RTAC de 20 pour les poissons et de 30 pour les invertébrés (voir les tableaux 3 et 4).

Tableau 2. Données sur la toxicité aquatique à long terme utilisées pour l'élaboration des recommandations fédérales pour la qualité de l'eau pour le triclocarban.

Espèce	Groupe	Paramètre	Concentration (µg/L)	Concentration finale (extrapolée) (ug/L)	Référence
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	Invertébré (escargot)	CMAT sur 28 jours (reproduction)	0,15	0,15	Geiss et coll., 2016

Espèce	Groupe	Paramètre	Concentration (µg/L)	Concentration finale (extrapolée) (ug/L)	Référence
<i>Daphnia magna</i>	Invertébré (escargot)	CSEO sur 21 jours (reproduction)	0,25	0,25	EG&G Bionomics, 1978a
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Invertébré (escargot)	CSEO sur 8 jours (reproduction)	1,9	1,9	Tamura et coll., 2013a
<i>Pimephales promelas</i>	Poisson	CSEO sur 22 jours (reproduction)	1,0	1,0	Villeneuve et coll., 2017
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Végétal (algues vertes)	CSEO sur 3 jours (inhibition de la croissance)	5,7	5,7	Tamura et coll., 2013a
<i>Caenorhabditis elegans</i>	Invertébré (nématode)	CE50 sur 96 heures (reproduction)	119	12	Vingskes et Spann, 2018
<i>Danio rerio</i>	Poisson	CSEO sur 9 jours (survie et reproduction)	24	24	Tamura et coll., 2013a
<i>Gammarus fasciatus</i>	Invertébré (amphipode)	CL50 sur 96 heures (mortalité)	13	0,4	Springborn Life Sciences, Inc., 1987
<i>Chironomus plumosus</i>	Invertébré (insecte)	CE50 sur 48 heures (immobilisation)	97	3,2	Fan et coll., 2019
<i>Lepomis macrochirus</i>	Poisson	CL50 sur 96 heures (mortalité)	70 ^a	3,5	EG&G Bionomics, 1976; EG&G Bionomics, 1978b-g; Monsanto Co., 1978
<i>Oryzias latipes</i>	Poisson	CL50 sur 96 heures (mortalité)	85	4,3	Tamura et coll., 2013a
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Poisson	CL50 sur 96 heures (mortalité)	120	6,0	EG&G Bionomics, 1976
<i>Ictalurus punctatus</i>	Poisson	CL50 sur 96 heures (mortalité)	140	7,0	Springborn Life Sciences, Inc., 1988b
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	Invertébré (annélide)	CL50 sur 96 heures (mortalité)	10 622	354	Fan et coll., 2019

^a Moyenne géométrique (n = 8)

Les RTAC du triclocarban ont été calculés à l'aide des bases de données existantes sur la toxicité aquatique à court et à long terme pour les espèces d'eau douce et marines, notamment les espèces indigènes et non indigènes. Les RTAC individuels ont été calculés pour chaque espèce pour laquelle des données sur la toxicité à court et à long terme appariées étaient disponibles et les RTAC moyens ont été déterminés à partir de la moyenne géométrique des RTAC spécifiques aux espèces pour les poissons et les invertébrés (tableau 3 et tableau 4).

Tableau 3. Rapports entre la toxicité aiguë et chronique du triclocarban chez les poissons

Espèce	Paramètre Aigu	Conc. Aigu (ug/L)	Référence Aigu	Paramètre Chronique	Conc. Chronique (ug/L)	Référence Chronique	RTAC spécifique à l'espèce
<i>Gobiocypris rarus</i>	CL50 sur 96 heures (mortalité)	110,3	Fan et coll., 2019	CSEO sur 28 jours (survie)	41,24	Fan et coll., 2019	3
<i>Oryzias latipes sinensis</i>	CL50 sur 96 heures (mortalité)	1189	Fan et coll., 2019	CL10 sur 28 jours (survie)	32,73	Fan et coll., 2019	36
<i>Pimephales promelas</i>	CL50 sur 96 heures (mortalité)	92	Springborn Life Sciences, Inc., 1988c	CSEO sur 21 jours (croissance) CSEO sur 22 jours (reproduction)	1,6 ^a 1 ^a	Schultz et al. 2012 Villeneuve et al. 2017	73
						Moyenne géométrique des RTACs poissons	≈ 20

^a Moyenne géométrique de deux valeurs (i.e, 1,3) utilisée pour calculer la RTAC de *P. promelas*

Tableau 4. Rapports entre la toxicité aiguë et chronique du triclocarban chez les invertébrés

Espèce	Paramètre Aigu	Conc. Aigu (ug/L)	Référence Aigu	Paramètre Chronique	Conc. Chronique (ug/L)	Référence Chronique	RTAC spécifique à l'espèce
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	CE50 sur 48 heures (immobilité)	3,1	Springborn Life Sciences, Inc., 1988a	CSEO sur 8 jours (reproduction)	1,9	Tamura et coll., 2013a	2
<i>Paratanytarsus parthenogenetica</i>	CL50 sur 48 heures (mortalité)	96	Monsanto Co., 1980	CMAT sur 21 jours (émergence)	2,0	Monsanto Co., 1980	49
<i>Daphnia magna</i>	CL50 sur 48 heures (mortalité)	13	EG&G Bionomics, 1978a	CSEO sur 21 jours (reproduction)	0,25	EG&G Bionomics, 1978a	52
<i>Mysidopsis bahia</i>	CL50 sur 96 heures (mortalité)	15	EG&G Bionomics, 1980	CMAT sur 28 jours (survie)	0,08	EG&G Bionomics, 1980	177
						Moyenne géométrique des RTACs invertébrés	≈ 30

Le paramètre sur 96 h pour *C. elegans* a été considéré comme un paramètre à long terme, étant donné la durée de vie relativement courte de cette espèce (entre 12 et 18 jours) (Kenyon, 1997). Cependant, comme ce paramètre correspond à un effet médian, il a été extrapolé à un effet faible à l'aide d'un FE plus petit, à savoir 10, d'après Okonski et coll. (2021). Le FE associe trois facteurs, le F_{NP} , le F_{VP} et le F_{MA} , selon l'équation suivante :

$$FE = F_{NP} \times F_{VP} \times F_{MA}$$

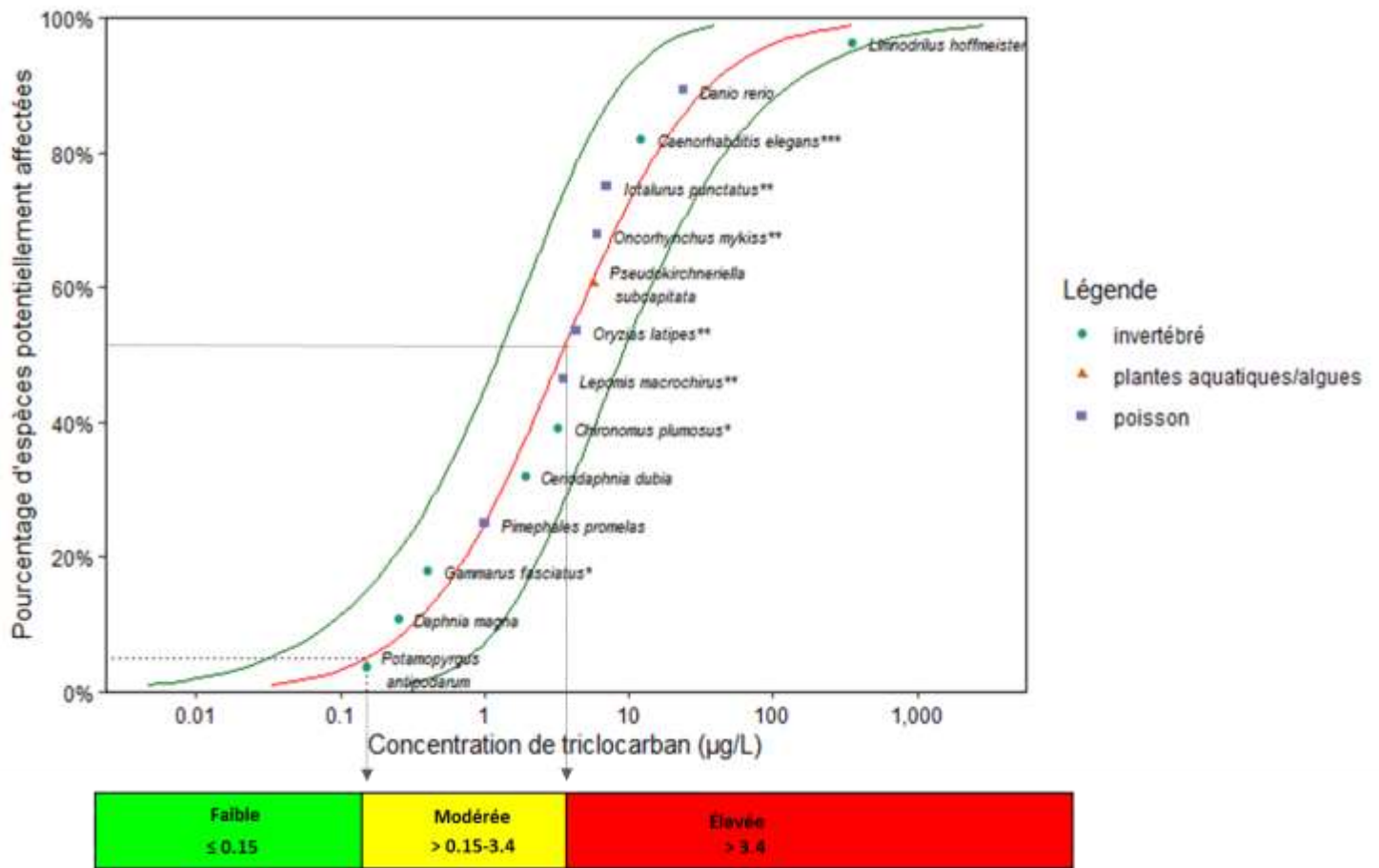
Éq. 1

La normalisation des paramètres fait référence au facteur appliqué permettant d'extrapoler une valeur de toxicité pour obtenir 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 (court à long terme, létal à sous-létal, effet médian à sans effet ou peu d'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. Comme l'étude sur *C. elegans* ne nécessite qu'une seule extrapolation (effet médian à peu d'effet), le

F_{NP} est de 5. Le F_{VP} tient compte de l'incertitude concernant le nombre et à la diversité des espèces représentées dans la base de données sur la toxicité. Ce facteur peut varier entre 1 et 50. Une substance chimique dont les données de toxicité sont fiables (c.-à-d. qu'elles concernent sept espèces ou plus réparties dans trois groupes taxonomiques) se voit attribuer le facteur le plus faible (x 1), tandis qu'une substance chimique dont les données de toxicité sont peu fiables (c.-à-d. qu'elles ne portent que sur une seule espèce) se voit appliquer le F_{VE} le plus élevé. Les espèces marines et d'eau douce, ainsi que les études sur l'exposition à court et à long terme sont prises en compte lors de la détermination de la F_{VP} . Le F_{VP} pour le triclocarban est de 1, étant donné que 18 espèces de trois groupes taxonomiques sont représentées dans la base de données sur la toxicité de cette substance. Enfin, le F_{MA} fait référence au mode d'action (MA) d'une substance chimique. Un F_{MA} de 2 est attribué aux substances ayant un mode d'action non narcotique. Étant donné que les éléments de preuve concernant le triclocarban suggèrent qu'il s'agit d'un perturbateur endocrinien et qu'il présente des modes d'action plus spécifiques en plus de son action narcotique, il est classé comme substance non narcotique et son F_{MA} est de 2. Par conséquent, selon l'équation 1, le FE permettant d'extrapoler *C. elegans* à un effet à long terme se calcule comme suit :

$$FE = 5 \times 1 \times 2 = 10$$

Une DSE correspondant à la moyenne de plusieurs modèles a été ajustée, à l'aide de l'application web ssdtools (version 0.3.3), aux données de toxicité à long terme et aux données de toxicité à court terme extrapolées (figure 1 et tableau 2) (Dalgarno, 2018). Cette application web ajuste les données de toxicité à plusieurs fonctions de distribution cumulative (p. ex. log-normale, log-logistique, gamma) et réalise une estimation moyenne de la DSE et de l'HC5 basée sur la qualité relative de l'ajustement de chaque modèle respectif. Plus de renseignements sur cette approche peuvent être obtenus auprès du CCME (2019). Dans le cas du triclocarban, les données de toxicité s'ajustent de manière relativement égale aux modèles log-normale et log-logistique, mais s'ajustent mal à la distribution gamma. Le modèle log-logistique est le plus pondéré, suivi de près par le log-normale, et le 5^e centile de la DSE correspondant à la moyenne de plusieurs modèles est de 0,15 µg/L.



Probabilité d'effets nocifs sur la vie aquatique

Figure 2. DSE pour la toxicité à long terme du triclocarban et probabilité relative d'effets nocifs du triclorocarban sur les espèces d'eau douce. * Les paramètres pour ces espèces ont été extrapolés à la concentration ayant un effet faible à long terme à partir de la concentration ayant un effet faible à court terme à l'aide d'un RTAC de 30 (tableau 3). * Les paramètres pour ces espèces ont été extrapolés à la concentration ayant un effet faible à long terme à partir de la concentration ayant un effet faible à court terme à l'aide d'un RTAC de 20 (tableau 4). *** Le paramètre pour *C. elegans* a été extrapolé à une concentration ayant un effet faible à partir d'une concentration ayant un effet médian à l'aide d'un FE = 10, selon Okonski et coll. (2021). Voir le texte pour avoir plus de contexte sur le choix du FE.

Le 5^e centile calculé à partir de la DSE (0,15 µg/L) est la RFQEau qui permet de protéger les organismes d'eau douce (figure 2). La recommandation représente la concentration jusqu'à laquelle on n'observerait aucun ou quasiment aucun effet nocif sur la vie aquatique. Outre cette recommandation, deux autres intervalles de concentration sont fournis à des fins de gestion des risques. À des concentrations supérieures au 5^e centile et inférieures ou égales au 50^e percentile de la DSE (c.-à-d. > 0,15 µg/L et ≤ 3,4 µg/L), il existe une probabilité modérée d'effets nocifs sur la vie aquatique. Les concentrations supérieures au 50^e percentile (> 3,4 µg/L) sont plus susceptibles de causer des effets nocifs.

Élaboration de la Recommandation fédérale pour la qualité des sédiments

La Recommandation fédérale pour la qualité des sédiments (RFQSe; tableau 1) a pour but de protéger le biote vivant dans les sédiments. La RFQSe s'applique à des périodes d'exposition des sédiments indéfinies et spécifie la concentration de triclocarban mesurée dans des sédiments bruts (en poids sec) qui ne devrait pas entraîner d'effets nocifs. Cette recommandation peut ne pas convenir à l'évaluation des impacts du triclocarban sur les plantes aquatiques qui poussent dans les sédiments, car il n'existe pas de données de toxicité publiées pour ces espèces.

Deux approches permettent d'élaborer des recommandations pour la qualité des sédiments (CCME, 1995) : 1) l'approche du Programme national sur les normes et tendances (NSTP) ou 2) l'approche des Essais de toxicité sur des sédiments dopés. Comme on ne disposait pas de suffisamment de données sur les sédiments pour suivre l'approche du NSTP, celle-ci n'a pas été davantage examinée. Pour les essais de toxicité sur des sédiments dopés, les paramètres associés à un faible effet sont le type de paramètre privilégié pour l'élaboration de recommandations à l'aide du protocole du CCME (1995). Plus précisément, quatre études (dont deux doivent porter sur le cycle de vie partiel ou complet) sont requises et doivent concerner au moins deux espèces d'invertébrés nord-américains vivant dans des sédiments (dont un arthropode et un crustacé).

Les données fiables sur la toxicité du triclocarban dans les sédiments d'eau douce sont rares. Un examen de la littérature existante jusqu'en mars 2021 a permis de trouver quatre études de qualité variable qui ont évalué la toxicité du triclocarban dans les sédiments pour trois espèces (tableau 5). EG&G Bionomics (1979) a mesuré une diminution de la longueur des larves de *Paratanytarsus parthenogenetica* à la plus faible dose testée dans l'étude et a déterminé une DSEO non bornée < 0,12 mg/kg ps pour la croissance. Bien que ce paramètre corresponde à la concentration la plus faible de l'ensemble de données sur la toxicité du triclocarban dans les sédiments, des observations inhabituelles dans les groupes exposés pourraient révéler la présence de problèmes de conception de l'étude pouvant fausser les résultats. Un essai de 28 jours sur des sédiments naturels (0,92 % de CO) dopés a permis de mesurer respectivement une DSEO de 2,8 mg/kg en ps et une DMEO de 5,9 mg/kg ps pour la reproduction (c.-à-d. une réduction du nombre d'œufs/masse) chez *P. parthenogenetica* (Monsanto Co., 1980). Tamura et coll. (2013b) ont réalisé un essai de toxicité de 28 jours avec des sédiments artificiels (2 % de CO) sur *Chironomus yoshimatsui* conformément à la directive 218 de l'OCDE en matière d'essais et ont respectivement mesuré une DSEO et une DMEO de 2,5 et 5,0 mg/kg ps pour la réduction de l'émergence des mouches adultes. Enfin, Higgins et coll. (2009) ont étudié la bioaccumulation du triclocarban dans les sédiments pour *Lumbriculus variegatus*. Afin de déterminer un niveau d'exposition sûr dans le cadre de l'étude de bioaccumulation, ils ont effectué un test préliminaire de toxicité à court terme de 10 jours qui n'a entraîné aucune mortalité chez *L. variegatus* à des concentrations de triclocarban dans les sédiments pouvant atteindre 100 mg/kg ps. Cette dernière étude ne comportait aucun renseignement supplémentaire permettant d'en évaluer la qualité.

Tableau 5. Paramètres pour les organismes exposés au triclocarban dans les sédiments

Espèce	% de CO ^a	Paramètre		Concentration (mg/kg ps)	Concentration ajustée en fonction du CO (mg/kg ps) ^b	Référence
<i>P. parthenogenetica</i>	0,92 ^c	CSEO 10 jours (croissance)	sur	< 0,16	< 0,17	EG Bionomics, 1979
<i>P. parthenogenetica</i>	0,92	CME0 28 jours (reproduction)	sur	5,9	6,4	Monsanto Co., 1980
<i>C. yoshimatsui</i>	2	CME0 20 jours (émergence)	sur	5,0	2,5	Tamura et coll., 2013b
<i>L. variegatus</i>	3,3	CL50 sur 10 jours (mortalité)		> 100	> 30	Higgins et coll., 2009

^a Carbone organique

^b Concentration normalisée à 1 % de carbone organique dans les sédiments

^c Pourcentage de CO non indiqué dans l'étude; le % de CO est supposé égal à celui indiqué par Monsanto Co. (1980) puisque le même sédiment (fond du lit de la rivière Missouri) a été utilisé dans les deux études.

Vu le manque de données disponibles, le nombre d'études était insuffisant pour satisfaire aux exigences minimales en matière de données et permettre l'élaboration de recommandations sur la qualité des sédiments fondées sur l'approche des Essais de toxicité sur des sédiments dopés décrite dans le protocole du CCME (CCME, 1995). Par conséquent, l'approche utilisée a consisté à calculer une valeur permettant de protéger les organismes exposés à l'eau interstitielle des sédiments en se basant sur la concentration dans la colonne d'eau, concentration protectrice de tous les organismes aquatiques (soit la RFQEau de 0,15 µg/L), et à convertir cette valeur pour l'eau interstitielle en une concentration dans les sédiments bruts à l'aide de la méthode de partage à l'équilibre (Di Toro et coll., 1991).

Tableau 6. Coefficient d'adsorption dans le sol (K_{CO}) pour le triclocarban

K_{CO} (L/kg ps)	Log K_{CO}	Référence
3060	3,5	Agence européenne des produits chimiques, 2021
54 800	4,7	Triclocarban Consortium, 2002
111200	5,0	Triclocarban Consortium, 2002
48 900	4,7	Wu et coll., 2009
64 000	4,8	Wu et coll., 2009
58 700	4,8	Wu et coll., 2009
71 700	4,9	Wu et coll., 2009
Médiane = 58 700	Médiane = 4,8	

En utilisant le K_{CO} médian pour le triclocarban, soit 58 700 L/kg (Tableau 6), et en normalisant la valeur à 1 % de CO dans les sédiments ($RFQSe = 0,01 \times 58700 \text{ L/kg ps} \times 0,00015 \text{ mg/L}$), la RFQSe obtenue est de 0,09 mg/kg ps.

Bibliographie

- Ahmadi, F., C. Sparham, E. Boyaci and J. Pawliszyn. 2017. Time weighted average concentration monitoring based on thin film solid phase microextraction. *Environ. Sci. Technol.* 51 : 3929–3937. (Disponible en anglais seulement)
- Ahn, K.C., B. Zhao, J. Chen, G. Cherednichenko, E. Sanmarti, M.S. Denison, B. Lasley, I.N. Pessah, D. Kùltz, D.P.Y. Chang, S.J. Gee and B.D. Hammock. 2008. In vitro biologic activities of the antimicrobials triclocarban, its analogs, and triclosan in bioassay screens: Receptor-based bioassay screens. *Environ. Health Persp.* 116: 1203–1210. (Disponible en anglais seulement)
- Albanese, K.A., R.P. Lanno, C.M. Hadad and Y.-P. Chin. 2017. Photolysis- and dissolved organic matter-induced toxicity of triclocarban to *Daphnia magna*. *Environ. Sci. Technol. Lett.* 4: 457–462. (Disponible en anglais seulement)
- Al-Rajab, A.J., L. Sabourin, A. Scott, D.R. Lapen and E. Topp. 2009. Impact of biosolids on the persistence and dissipation pathways of triclosan and triclocarban in an agricultural soil. *Sci. Total Environ.* 407 : 5978–5985. (Disponible en anglais seulement)
- Ankley, G.T., K.M. Jensen, M.D. Kahl, E.J. Durhan, E.A. Makynen, J.E. Cavallin, D. Martinović, L.C. Wehmas, N.D. Mueller and D.L. Villeneuve. 2010. Use of chemical mixtures to differentiate mechanisms of endocrine action in a small fish model. *Aquat. Toxicol.* 99: 389–396. (Disponible en anglais seulement)
- Audu, A.A. and A.H.A. Heyn. 1988. Comparative hydrolysis of substituted ureas in a mixed alcoholic-water solution. *Water Res.* 22: 1155–1162. (Disponible en anglais seulement)
- Canada, ministère de l'Environnement. 2009. Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certaines substances inanimées (chimiques) inscrites sur la *Liste intérieure*. *Gazette du Canada, Partie I*, vol. 143, n° 40, p. 2945-2956.
- Canada, ministère de l'Environnement. 2017. Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant les substances visées par la mise à jour de l'inventaire de 2017. *Gazette du Canada, Partie I*, vol. 151, n° 2.
- 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.
- Cao, L.-Y., Y.-H. Xu, S. He, X.-M. Ren, Y. Yang, S. Luo, X.-D. Xie and L. Luo. 2020. Antimicrobial triclocarban exhibits higher agonistic activity on estrogen-related receptor γ than triclosan at human exposure levels: A novel estrogenic disruption mechanism. *Environ. Sci. Technol. Lett.* 7: 434–439. (Disponible en anglais seulement)
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1995. Protocole pour l'élaboration de recommandations pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique. CCME EPC-98F. Préparé par Environnement Canada, Division des recommandations, Secrétariat technique du CCME, Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux, Ottawa. [Repris 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. 2007. Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique. CCME, Winnipeg (Manitoba).
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2019. Document scientifique pour le développement de recommandations canadiennes pour la qualité des eaux visant la protection de la vie aquatique : manganèse. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg (Manitoba).
- Chen, J., K.C. Ahn, N.A. Gee, M.I. Ahmed, A.J. Duleba, L. Zhao, S.J. Gee, B.D. Hammock and B.L. Lasley. 2008. Triclocarban enhances testosterone action: a new type of endocrine disruptor? *Endocrinology* 149: 1173–1179. (Disponible en anglais seulement)
- Chu, S. and C.D. Metcalfe. 2007. Simultaneous determination of triclocarban and triclosan in municipal biosolids by liquid chromatography tandem mass spectrometry. *J. Chromatogr. A* 1164: 212–218. (Disponible en anglais seulement)
- Coogan, M.A., R.E. Edziyie, T.W. La Point and B.J. Venables. 2007. Algal bioaccumulation of triclocarban, triclosan, and methyltriclosan in a North Texas wastewater treatment plant receiving stream. *Chemosphere* 67: 1911–1918. (Disponible en anglais seulement)

- Coogan, M.A. and T.W. La Point. 2008. Snail bioaccumulation of triclocarban, triclosan, and methyltriclosan in a North Texas, USA, stream affected by wastewater treatment plant runoff. *Environ. Toxicol. Chem.* 27: 1788. (Disponible en anglais seulement)
- Craig, J.C., L.D. Gruenke, H. North-Root and N.C. Corbin. 1989. Synthesis and hydrolytic behavior of the sulfate conjugate of 2'-hydroxy-3,4,4'-trichlorocarbanilide. *Drug Metab. Dispos.* 17 : 345–347. (Disponible en anglais seulement)
- Dalgarno S. 2018. ssdtools: A shiny web app to analyse species sensitivity distributions. Prepared by Poisson Consulting for the Ministry of the Environment, British Columbia. Viewed 2021-03-10. (Disponible en anglais seulement)
- Di Toro, D.M., C.S. Zarba, D.J. Hansen, W.J. Berry, R.C. Swartz, C.E. Cowan, S.P. Pavlou, H.E. Allen, N.A. Thomas and P.R. Paquin. 1991. Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environ. Toxicol. Chem.* 10: 1541–1583. (Disponible en anglais seulement)
- Dong, X., H. Xu, X. Wu and L. Yang. 2018. Multiple bioanalytical method to reveal developmental biological responses in zebrafish embryos exposed to triclocarban. *Chemosphere* 193: 251–258. (Disponible en anglais seulement)
- [ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2019. Triclocarban Sediment Data [non publié]. Gatineau (Québec) : Environnement et Changement climatique Canada, Plan de gestion des produits chimiques. (Disponible en anglais seulement)
- [ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. 2020. [Ébauche d'évaluation préalable du 3-\(4-chlorophényl\)-1-\(3,4-dichlorophényl\)urée \(triclocarban\)](#). Numéro de registre du Chemical Abstracts Service : 101-20-2. Environnement et Changement climatique Canada, Gatineau (Québec). [consulté le 19 mars 2021].
- [ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. 2022. Évaluation préalable du 3-(4-chlorophényl)-1-(3,4-dichlorophényl)urée (triclocarban). N° CAS : 101-20-2. Ottawa (Ontario) : gouvernement du Canada.
- EG&G Bionomics. 1976. Acute toxicity of TCC-QM-769 to bluegill (*Lepomis macrochirus*) and rainbow trout (*Salmo gairdneri*). No. 88–920008326. (Disponible en anglais seulement)
- EG&G Bionomics. 1978a. The chronic toxicity of 1218033 to the water flea (*Daphnia magna*). No. 88–920007397. (Disponible en anglais seulement)
- EG&G Bionomics. 1978b. Acute toxicity of TCC (1218033) in a pH 6.0 dilution water to bluegill (*Lepomis macrochirus*). No. 88–920007553. (Disponible en anglais seulement)
- EG&G Bionomics. 1978c. Acute toxicity of TCC (1218033) to bluegill (*Lepomis macrochirus*) in dilution water with a pH of 8.0. No. 88–920008508. (Disponible en anglais seulement)
- EG&G Bionomics. 1978d. Acute toxicity of TCC (1218033) to bluegill (*Lepomis macrochirus*) in dilution water with a total hardness (as calcium carbonate) of 250 milligrams per liter. No. 88–920008507. (Disponible en anglais seulement)
- EG&G Bionomics. 1978e. Acute toxicity of TCC (1218033) to bluegill (*Lepomis macrochirus*) in dilution water with a total hardness (as calcium carbonate) of 100 milligrams per liter. No. 88–920008503. (Disponible en anglais seulement)
- EG&G Bionomics. 1978f. Acute toxicity of TCC (1218033) to bluegill (*Lepomis macrochirus*) at 30 °C. No. 88–920008606.
- EG&G Bionomics. 1978g. Acute toxicity of TCC (1218033) to bluegill (*Lepomis macrochirus*). No. 88–920008331. (Disponible en anglais seulement)
- EG&G Bionomics. 1979. Chronic toxicity of sediment-sorbed TCC to the midge (*Paratanytarsus parthenogenica*). No. 88–920007763. (Disponible en anglais seulement)
- EG&G Bionomics. 1980. Acute and chronic toxicity of TCC to mysid shrimp (*Mysidopsis bahia*) in flow-through tests. No. 88–920007499. (Disponible en anglais seulement)
- European Chemicals Agency. 2021. [Triclocarban—Brief Profile](#). (Disponible en anglais seulement)
- European Commission - Health & Consumer Protection Directorate-General. 2005. [Opinion on triclocarban \(P29\) for other uses than as a preservative](#) [PDF]. Scientific Committee on Consumer Products. (Disponible en anglais seulement)
- European Commission. 2018a. Annex III: List of substances which cosmetics must not contain except subject to the restrictions laid down. [Mise à jour le 24 octobre 2018; cité le 13 avril 2021]. (Disponible en anglais seulement)

- European Commission. 2018b. Annex V: List of preservatives allowed in cosmetic products. [Mise à jour le 23 novembre 2018; cité le 13 avril 2021]. (Disponible en anglais seulement)
- Fan, B., J. Li, X. Wang, X. Gao, J. Chen, S. Ai, W. Li, Y. Huang and Z. Liu. 2019. Study of aquatic life criteria and ecological risk assessment for triclocarban (TCC). *Environ. Pollut.* 254 : 112956. (Disponible en anglais seulement)
- Gao, L., T. Yuan, P. Cheng, Q. Bai, C. Zhou, J. Ao, W. Wang and H. Zhang. 2015. Effects of triclosan and triclocarban on the growth inhibition, cell viability, genotoxicity and multixenobiotic resistance responses of *Tetrahymena thermophila*. *Chemosphere* 139: 434–440. (Disponible en anglais seulement)
- Garcia-Ac, A., P.A. Segura, L. Viglino, A. Fürtös, C. Gagnon, M. Prévost and S. Sauvé. 2009. On-line solid-phase extraction of large-volume injections coupled to liquid chromatography-tandem mass spectrometry for the quantitation and confirmation of 14 selected trace organic contaminants in drinking and surface water. *J. Chromatogr. A* 1216: 8518–8527. (Disponible en anglais seulement)
- Geiss, C., K. Ruppert, T. Heidelberg and J. Oehlmann. 2016. The antimicrobial agents triclocarban and triclosan as potent modulators of reproduction in *Potamopyrgus antipodarum* (Mollusca: Hydrobiidae). *J. Environ. Sci. Health A* 51: 1173–1179. (Disponible en anglais seulement)
- Gledhill, W.E. 1975. Biodegradation of 3,4,4'-trichlorocarbanilide, TCC®, in sewage and activated sludge. *Water Res.* 9: 649–654. (Disponible en anglais seulement)
- Guerra, P., M. Kim, A. Shah, M. Alaei and S.A. Smyth. 2014. Occurrence and fate of antibiotic, analgesic/anti-inflammatory, and antifungal compounds in five wastewater treatment processes. *Sci. Total Environ.* 473–474 : 235–243. (Disponible en anglais seulement)
- Halden, R.U. and D.H. Paull. 2005. Co-occurrence of triclocarban and triclosan in US water resources. *Environ. Sci. Technol.* 39 : 1420–1426. (Disponible en anglais seulement)
- Heidler, J., A. Sapkota and R.U. Halden. 2006. Partitioning, persistence, and accumulation in digested sludge of the topical antiseptic triclocarban during wastewater treatment. *Environ. Sci. Technol.* 40: 3634–3639. (Disponible en anglais seulement)
- Higgins, C.P., Z.J. Paesani, T.E. Abbott, Chalew and R.U. Halden. 2009. Bioaccumulation of triclocarban in *Lumbriculus variegatus*. *Environ. Toxicol. Chem.* 28 : 2580. (Disponible en anglais seulement)
- Hinther, A., C.M. Bromba, J.E. Wulff and C.C. Helbing. 2011. Effects of triclocarban, triclosan, and methyl triclosan on thyroid hormone action and stress in frog and mammalian culture systems. *Environ. Sci. Technol.* 45 : 5395–5402. (Disponible en anglais seulement)
- Kanbara, Y., K. Murakane, Y. Nishimura, M. Satoh and Y. Oyama. 2013. Nanomolar concentration of triclocarban increases the vulnerability of rat thymocytes to oxidative stress. *J. Toxicol. Sci.* 38: 49–55. (Disponible en anglais seulement)
- Kenyon, C. 1997. Environmental factors and gene activities that influence life span. *In C. elegans II*, 2nd edition. Edited by D.L. Riddle, T. Blumenthal, B.J. Meyer, and J.R. Priess. Cold Spring Harbor Laboratory Press, Cold Spring Harbor (NY). (Disponible en anglais seulement)
- Kwon, J.-W. and K. Xia. 2012. Fate of triclosan and triclocarban in soil columns with and without biosolids surface application. *Environ. Toxicol. Chem.* 31: 262–269. (Disponible en anglais seulement)
- Liu, J.-Y., H. Qiu, C. Morisseau, S.H. Hwang, H.-J. Tsai, A. Ulu, N. Chiamvimonvat and B.D. Hammock. 2011. Inhibition of soluble epoxide hydrolase contributes to the anti-inflammatory effect of antimicrobial triclocarban in a murine model. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 255: 200–206. (Disponible en anglais seulement)
- Miller, T.R., J. Heidler, S.N. Chillrud, A. DeLaquil, J.C. Ritchie, J.N. Mihalic, R. Bopp and R.U. Halden. 2008. Fate of triclosan and evidence for reductive dechlorination of triclocarban in estuarine sediments. *Environ. Sci. Technol.* 42 : 4570–4576. (Disponible en anglais seulement)
- Ministère de la Transition écologique et solidaire. 2018. Risk management option analysis conclusion document - Triclocarban. European Chemicals Agency. (Disponible en anglais seulement)
- Monsanto Co. 1978. Acute toxicity of TCC (1218033) to bluegill (*Lepomis macrochirus*). No. 88–920007646. (Disponible en anglais seulement)

- Monsanto Co. 1980. The chronic toxicity of TCC to the midge (*Paratanytarsus parthenogenetica*) via water, food and sediment exposure. No. 88-920007067. (Disponible en anglais seulement)
- Morisseau, C., M.H. Goodrow, D. Dowdy, J. Zheng, J.F. Greene, J.R. Sanborn and B.D. Hammock. 1999. Potent urea and carbamate inhibitors of soluble epoxide hydrolases. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 96: 8849-8854. (Disponible en anglais seulement)
- Morita, J., A. Teramachi, Y. Sanagawa, S. Toyson, H. Yamamoto and Y. Oyama. 2012. Elevation of intracellular Zn²⁺ level by nanomolar concentrations of triclocarban in rat thymocytes. *Toxicol. Lett.* 215: 208-213. (Disponible en anglais seulement)
- Ogunyoku, T.A. and T.M. Young. 2014. Removal of triclocarban and triclosan during municipal biosolid production. *Water Environ. Res.* 86: 197-203. (Disponible en anglais seulement)
- Okonski, A.I., D.B. MacDonald, K. Potter and M. Bonnell. 2021. Deriving predicted no-effect concentrations (PNECs) using a novel assessment factor method. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 27: 1613-1635. (Disponible en anglais seulement)
- [PubChem] National Center for Biotechnology Information. PubChem Compound Database; CID=7547 (consulté le 12 mars 2021). (Disponible en anglais seulement)
- [REACH] Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals. 2019. A registration dossier for Triclocarban [CAS RN 101-20-2] submitted to REACH. [Cité le 2 février 2019]. (Disponible en anglais seulement)
- Rochester, J.R., A.L. Bolden, K.E. Pelch and C.F. Kwiatkowski. 2017. Potential developmental and reproductive impacts of triclocarban: A scoping review. *J. Toxicol.* 2017: 1-15. (Disponible en anglais seulement)
- Roman, D.P., E.H. Barnett and R.J. Balske. 1957. Cutaneous antiseptic activity of 3,4,4'-trichlorocarbanilide. In *Proceedings of the Scientific Section. The Toilet Goods Association, Rockefeller Center, New York 20, NY* (Disponible en anglais seulement)
- Schebb, N.H., I. Flores, T. Kurobe, B. Franze, A. Ranganathan, B.D. Hammock and S.J. Teh. 2011. Bioconcentration, metabolism and excretion of triclocarban in larval Qurt medaka (*Oryzias latipes*). *Aquat. Toxicol.* 105 : 448-454. (Disponible en anglais seulement)
- Schultz, M.M., S.E. Bartell and H.L. Schoenfuss. 2012. Effects of triclosan and triclocarban, two ubiquitous environmental contaminants, on anatomy, physiology, and behavior of the fathead minnow (*Pimephales promelas*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 63 : 114-124. (Disponible en anglais seulement)
- Sherburne, J.J., A.M. Anaya, K.J. Fernie, J.S. Forbey, E.T. Furlong, D.W. Kolpin, A.M. Dufty and C.A. Kinney. 2016. Occurrence of triclocarban and triclosan in an agro-ecosystem following application of biosolids. *Environ. Sci. Technol.* 50: 13206-13214. (Disponible en anglais seulement)
- Snyder, E.H., G.A. O'Connor and D.C. McAvoy. 2010a. Fate of 14C-triclocarban in biosolids-amended soils. *Sci. Total Environ.* 408 : 2726-2732. (Disponible en anglais seulement)
- Snyder, E.H., G.A. O'Connor and D.C. McAvoy. 2010b. Measured physicochemical characteristics and biosolids-borne concentrations of the antimicrobial triclocarban (TCC). *Sci. Total Environ.* 408 : 2667-2673. (Disponible en anglais seulement)
- de Solla, S.R., È.A.M. Gilroy, J.S. Klinck, L.E. King, R. McInnis, J. Struger, S.M. Backus and P.L. Gillis. 2016. Bioaccumulation of pharmaceuticals and personal care products in the unionid mussel *Lasmigona costata* in a river receiving wastewater effluent. *Chemosphere* 146: 486-496. (Disponible en anglais seulement)
- Springborn Life Sciences, Inc. 1987. Acute toxicity of 3,4,4' trichlorocarbanilide to amphipods (*Gammarus fasciatus*). No. 88-920008374. (Disponible en anglais seulement)
- Springborn Life Sciences, Inc. 1988a. Static acute toxicity of 3,4,4' trichlorocarbanilide to ceriodaphnids (*Ceriodaphnia dubia*). No. 88-920008511. (Disponible en anglais seulement)
- Springborn Life Sciences, Inc. 1988b. Static acute toxicity of 3,4,4' trichlorocarbanilide to channel catfish (*Ictalurus punctatus*). No. 88-920008550. (Disponible en anglais seulement)
- Springborn Life Sciences, Inc. 1988c. Static acute toxicity of 3,4,4' trichlorocarbanilide to fathead minnow (*Pimephales promelas*). No. 88-920008373. (Disponible en anglais seulement)

- Tamura, I., K. Kagota, Y. Yasuda, S. Yoneda, J. Morita, N. Nakada, Y. Kameda, K. Kimura, N. Tatarazako and H. Yamamoto. 2013a. Ecotoxicity and screening level ecotoxicological risk assessment of five antimicrobial agents: triclosan, triclocarban, resorcinol, phenoxyethanol and p-thymol. *J. Appl. Toxicol.* 33: 1222–1229. (Disponible en anglais seulement)
- Tamura, I., K. Kimura, Y. Kameda, N. Nakada and H. Yamamoto. 2013b. Ecological risk assessment of urban creek sediments contaminated by untreated domestic wastewater: potential contribution of antimicrobials and a musk fragrance. *Environ. Technol.* 34: 1567–1575. (Disponible en anglais seulement)
- TCC Consortium. 2002. High Production Volume (HPV) chemical challenge program data availability and screening level assessment for triclocarban, CAS #: 101-20-2. (Disponible en anglais seulement)
- [US FDA] United States Food and Drug Administration. 2016. Safety and effectiveness of consumer antiseptics; Topical antimicrobial drug products for over-the-counter human use. 21 CFR Part 310. (Disponible en anglais seulement)
- Villeneuve, D.L., K.M. Jensen, J.E. Cavallin, E.J. Durhan, N. Garcia-Reyero, M.D. Kahl, R.L. Leino, E.A. Makynen, L.C. Wehmas, E.J. Perkins and G.T. Ankley. 2017. Effects of the antimicrobial contaminant triclocarban, and co-exposure with the androgen 17 β -trenbolone, on reproductive function and ovarian transcriptome of the fathead minnow (*Pimephales promelas*): Reproductive impacts of triclocarban alone and in mixture. *Environ. Toxicol. Chem.* 36: 231–242. (Disponible en anglais seulement)
- Vingskes, A.K. and N. Spann. 2018. The toxicity of a mixture of two antiseptics, triclosan and triclocarban, on reproduction and growth of the nematode *Caenorhabditis elegans*. *Ecotoxicology* 27: 420–429. (Disponible en anglais seulement)
- Wang, P., Z. Du, S. Gao, X. Zhang and J.P. Giesy. 2016. Impairment of reproduction of adult zebrafish (*Danio rerio*) by binary mixtures of environmentally relevant concentrations of triclocarban and inorganic mercury. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 134 : 124–132. (Disponible en anglais seulement)
- Wu, C., A.L. Spongberg and J.D. Witter. 2009. Adsorption and degradation of triclosan and triclocarban in soils and biosolids-amended soils. *J. Agric. Food Chem.* 57: 4900–4905. (Disponible en anglais seulement)
- Wu, Y., F.A. Beland and J.-L. Fang. 2016. Effect of triclosan, triclocarban, 2,2',4,4'-tetrabromodiphenyl ether, and bisphenol A on the iodide uptake, thyroid peroxidase activity, and expression of genes involved in thyroid hormone synthesis. *Toxicol. in Vitro* 32: 310–319. (Disponible en anglais seulement)
- Xia, K., L.S. Hundal, K. Kumar, K. Armbrust, A.E. Cox and T.C. Granato. 2010. Triclocarban, triclosan, polybrominated diphenyl ethers, and 4-nonylphenol in biosolids and in soil receiving 33-year biosolids application. *Environ. Toxicol. Chem.* 29: 597–605. (Disponible en anglais seulement)
- Xie, W., W. Zhang, J. Ren, W. Li, L. Zhou, Y. Cui, H. Chen, W. Yu, X. Zhuang, Z. Zhang, G. Shen and H. Li. 2018. Metabonomics indicates inhibition of fatty acid synthesis, β -oxidation, and tricarboxylic acid cycle in triclocarban-induced cardiac metabolic alterations in male mice. *J. Agric. Food Chem.* 66: 1533–1542. (Disponible en anglais seulement)
- Xu, X., Y. Lu, D. Zhang, Y. Wang, X. Zhou, H. Xu and Y. Mei. 2015. Toxic assessment of triclosan and triclocarban on *Artemia salina*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 95: 728–733. (Disponible en anglais seulement)
- Yacura, D.J. 2017. Occurrence and fate of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) at a northern wastewater treatment facility. Master of Science in Conservation Biology, University of Alberta, Edmonton, Alberta. (Disponible en anglais seulement)
- Yang, H., K.Z. Sanidad, W. Wang, M. Xie, M. Gu, X. Cao, H. Xiao and G. Zhang. 2020. Triclocarban exposure exaggerates colitis and colon tumorigenesis: roles of gut microbiota involved. *Gut Microbes* 12: 1690364. (Disponible en anglais seulement)
- Ying, G.-G., X.-Y. Yu and R.S. Kookana. 2007. Biological degradation of triclocarban and triclosan in a soil under aerobic and anaerobic conditions and comparison with environmental fate modelling. *Environ. Poll.* 150: 300–305. (Disponible en anglais seulement)
- Zenobio, J.E., B.C. Sanchez, L.C. Archuleta and M.S. Sepulveda. 2014. Effects of triclocarban, N,N-diethyl-meta-toluamide, and a mixture of pharmaceuticals and personal care products on fathead minnows (*Pimephales promelas*): Effects of pharmaceuticals on fish. *Environ. Toxicol. Chem.* 33: 910–919. (Disponible en anglais seulement)

Liste des sigles et abréviations

CCME : Conseil canadien des ministres de l'environnement

CE : concentration avec effet

CL : concentration létale

CMAT : concentration maximale acceptable de toxiques

CMEO ou DMEO : concentration ou dose minimale avec effet observé

CO : carbone organique

CSEO ou DSEO : concentration ou dose sans effet observé

DSE : distribution de la sensibilité des espèces

FABS : facteur d'accumulation biote-sédiments

FBA : facteur de bioaccumulation

FBC : facteur de bioconcentration

FE : facteur d'évaluation

F_{MA} : facteur de mode d'action

F_{NP} : facteur de normalisation des paramètres

F_{VE} : facteur de variation entre les espèces

K_{CO} : Coefficient d'adsorption dans le sol, K_d, normalisé selon la teneur de carbone organique dans le sol

K_{OE} : coefficient de partage octanol-eau

LCPE : Loi canadienne sur la protection de l'environnement

MOD : matière organique dissoute

NSTP : Programme national sur les normes et tendances

Pa : Pascal

PGPC : Plan de gestion des produits chimiques

pK_a : grandeur égale à -log K_a, où K_a est la constante d'acidité

ps : en poids sec

RFQE : Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement

RFQEau : Recommandations fédérales pour la qualité de l'eau

RFQSe : Recommandation fédérale pour la qualité des sédiments

STEU : station de traitement des eaux usées

USEPA : United States Environmental Protection Agency

USFDA : United States Food and Drug Administration