



Environment and
Climate Change Canada

Environnement et
Changement climatique Canada

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

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

Benzène, toluène, éthylbenzène et xylène (BTEX)

Environnement et Changement climatique Canada

Juillet 2024

Introduction

Les recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement (RFQE) établissent la qualité acceptable de l'environnement ambiant. Elles sont basées uniquement sur les effets ou les dangers toxicologiques de substances ou de groupes de substances spécifiques. En premier lieu, les Recommandations peuvent servir d'outil de prévention de la pollution en fournissant des objectifs acceptables pour la qualité de l'environnement. En deuxième lieu, elles peuvent aider à évaluer l'importance des concentrations des substances chimiques retrouvées actuellement dans l'environnement (surveillance des eaux, des sédiments, du sol et des tissus biologiques). Enfin, elles peuvent servir de mesures de rendement de l'efficacité des activités de gestion des risques. L'utilisation des Recommandations est volontaire à moins d'être requise par un permis ou tout autre outil de réglementation. Puisqu'elles s'appliquent au milieu ambiant, les RFQE ne sont donc pas des limites d'effluents à ne pas dépasser, mais elles peuvent servir à déterminer ces limites. Le développement des RFQE relève du ministre fédéral de l'Environnement en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) (LCPE) (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 élaborées lorsqu'une recommandation fédérale est nécessaire (p. ex. pour appuyer les activités fédérales de gestion des risques ou d'autres activités de surveillance), mais que des lignes directrices du CCME pour la substance n'ont pas encore été développées ou ne seront pas mises à jour dans un proche avenir. Veuillez consulter la page Web [Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement \(RFQE\)](#) pour de plus amples renseignements.

La présente fiche d'information décrit les Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement (RFQE) énoncées dans le but d'assurer la protection de la vie aquatique contre les effets nocifs du benzène, du toluène, de l'éthylbenzène et du xylène (BTEX) (tableau 1). Ces RFQE s'appliquent aux milieux marins et d'eau douce. Il n'existe aucune RFQE préexistante pour les BTEX. Bien que des recommandations provisoires du CCME existent pour les BTEX (CCME 1999a,b,c), celles-ci ont été élaborées d'après le protocole du CCME (CCME 1991), qui n'est plus utilisé. Aucune RFQE concernant les BTEX n'est élaborée pour les tissus biologiques, les sédiments et les sols, puisqu'on ne s'attend pas à ce que ceux-ci s'accumulent dans ces milieux.

Tableau 1. Recommandations fédérales sur la qualité des eaux formulées pour les BTEX

Vie aquatique	Limite pour une exposition de courte durée (mg/L)	Recommandation à long terme (mg/L)
Benzène	6,0	0,59
Toluène	3,0	0,03
Éthylbenzène	1,0	0,07
Xylène	1,0	0,07

On peut ensuite appliquer les recommandations concernant les différentes substances du groupe des BTEX à un échantillon d'eau en utilisant l'indice de danger (ID), selon l'équation suivante :

$$\text{Indice de danger} = \sum_{i=1}^{n=4} \left(\frac{\text{concentration}_i}{\text{recommandation ou valeur de référence}_i} \right)$$

Une valeur $ID \geq 1$ indiquerait que les BTEX totaux mesurés dans un échantillon d'eau sont présents en une concentration qui peut présenter un danger pour les communautés aquatiques, et une valeur totale < 1 indiquerait que l'eau d'où provient l'échantillon ne présente probablement pas de danger pour les communautés aquatiques.

Identité des substances

Les BTEX forment un groupe d'hydrocarbures monoaromatiques composés du benzène (C₆H₆; numéro d'enregistrement NE CAS 71-43-2), du toluène (C₇H₈; NE CAS 108-88-3), de l'éthylbenzène (C₈H₁₀; NE CAS 100-41-4) et du xylène (C₈H₁₀; NE CAS 1330-20-7). Le xylène comporte trois isomères couramment utilisés dans les produits commerciaux (*o*-xylène; NE CAS 95-47-6, *m*-xylène; NE CAS 108-38-3 et *p*-xylène; NR CAS 106-42-3). La recommandation concernant le xylène s'applique à tous ses isomères, car l'ensemble des données sur la toxicité utilisées pour élaborer la recommandation comprenait un composite de tous les isomères du xylène. Les composés de BTEX sont des liquides inflammables, clairs et incolores présents naturellement dans les produits pétroliers et le pétrole brut (Santé Canada [SC], 2014). Les BTEX constituent des composés organiques volatils (COV) qui s'évaporent rapidement dans l'atmosphère en raison de leur pression de vapeur élevée (SC, 2014). Le benzène figure sous son propre nom sur la Liste des substances toxiques de l'annexe 1 de la LCPE, tandis que le toluène, l'éthylène et le xylène sont également toxiques au sens de la LCPE et visés par la liste générale des COV de l'annexe 1 qui participent à des réactions photochimiques.

Sources et utilisations

Au Canada, les BTEX proviennent notamment de sources naturelles et anthropiques. Les sources naturelles comprennent les substances pétrogéniques, dont le charbon et les émissions provenant des volcans et des feux de forêt (SC 2007, 2014; NTP 2016). Les sources anthropiques de BTEX dans l'environnement comprennent les émissions et les rejets des usines pétrochimiques, des centrales électriques au charbon, des sites contaminés, des sites d'enfouissement, des activités industrielles, du raffinage du pétrole et de la combustion de l'essence (ECCC, SC 2016). Les BTEX servent aux opérations pétrolières et gazières, de même que produits par celles-ci, et sont présents dans le pétrole brut, les sables bitumineux, le bitume, le bitume dilué (dilbit) et d'autres produits pétroliers (CAREX Canada 2020a,b). Les BTEX ont été mesurés dans l'eau de traitement des sables bitumineux (OSPW) (Mahaffey et Dubé 2016). Le benzène sert de matériau brut dans la production d'autres substances chimiques, dont l'éthylbenzène (production de styrène), le cumène (production de phénol et d'acétone), et le cyclohexane (production de nylon et de fibres synthétiques) (ATSDR 2007a; CAREX Canada 2020a; NTP 2016). Il sert également à la fabrication de produits comme les détergents, les médicaments, les lubrifiants, les caoutchoucs et les pesticides (ATSDR 2007a; CAREX Canada 2020a). Les sources de benzène dans les eaux de surface proviennent généralement des effluents industriels et de la pollution atmosphérique (SC, 2009). Le toluène sert à la synthèse de substances chimiques comme le benzène et le toluène diisocyanate. On l'utilise également comme solvant dans de nombreux produits et procédés, dont les adhésifs, le vernis à ongles, les laques, le tannage du cuir, les diluants à peinture, les peintures, l'imprimerie et le caoutchouc (ATSDR 2017; SC 2014). L'éthylbenzène est principalement utilisé dans la production de styrène et de mousse de polystyrène (SC 2007, 2014). Il sert également de solvant dans les produits de consommation, bien que cette utilisation soit moins répandue (CAREX Canada 2020b; SC 2007). L'éthylbenzène est présent dans des produits de consommation tels que les adhésifs, les revêtements, les colorants, les parfums, les produits pharmaceutiques, les plastiques, le caoutchouc et les vernis (ATSDR 2007c; CAREX Canada 2020b; SC 2007). Enfin, le xylène sert principalement de solvant dans les agents de nettoyage, les diluants à peinture et les vernis (ATSDR 2007c; SC 2014).

Concentrations ambiantes

Les composés de BTEX ne font usuellement pas l'objet de mesures de routine dans les programmes de surveillance en raison de leur court temps de rétention dans les eaux de surface. En règle générale, on ne surveille les BTEX qu'aux environs des opérations industrielles susceptibles de présenter des concentrations élevées provenant des émissions effluentes. Même dans les zones d'activité industrielle élevée, la plupart des échantillons d'eau ont des concentrations de BTEX sous les limites de détection. La variabilité relative des composés de BTEX individuels devrait dépendre des variations de leurs propriétés physico-chimiques qui donnent lieu à des différences dans leur devenir et leur répartition. Elle devrait dépendre aussi de la variabilité des BTEX dans les sources d'origine (le pétrole brut, le bitume, etc.).

Le tableau 2 présente des renseignements sur les concentrations des composés de BTEX dans les eaux de surface de la région du cours inférieur de l'Athabasca en Alberta, une région où des dépôts de sables bitumineux sont naturellement présents à la surface et sous la surface, et où les sables bitumineux sont exploités et mis en valeur *in situ*. Les données de surveillance des eaux de surface ont été recueillies entre 2011 et 2017 dans le cadre du programme de surveillance aquatique régional (Regional Aquatics Monitoring Program – RAMP) de l'Alberta pour la région Athabasca (RAMP 2021). Les valeurs sous les limites de détection des méthodes (LDM) ont été traitées comme correspondant à la moitié de la limite de détection dans les calculs des concentrations moyenne et médiane de BTEX. ECCC et SC (2016) fournissent également des données ambiantes supplémentaires pour l'éthylbenzène dans les eaux de surface au Canada.

Tableau 2. Concentrations de BTEX dans les eaux de surface de la région Athabasca (Alberta)

	Échantillons (n)	Détections nulles (n)	Valeur médiane (µg/L)	Valeur minimale (µg/L)	Valeur maximale (µg/L)	LDM ¹ (µg/L)
Benzène	1 564	1 411	0,05	< 0,03	3,69	0,03- 0,5
Éthylbenzène	1 564	1 408	0,05	< 0,05	4,63	0,05- 0,5
Toluène	1 564	1 395	0,05	< 0,04	8,76	0,04- 0,5
<i>m+p</i> Xylènes ²	1 564	1 398	0,05	< 0,06	20,9	0,06- 0,5
<i>o</i> -Xylènes ²	1 564	1 395	0,05	< 0,04	8,76	0,04- 0,5
Xylènes	578	424	0,355	< 0,7	33,5	0,7

Source : Données du Regional Aquatics Monitoring Program (RAMP) (2021).

¹ LDM = limite de détection de la méthode.

² Les *m+p* xylènes et le *o*-xylène sont des isomères du xylène.

Mode d'action

À l'instar de la plupart des composés dérivés du pétrole, on croit que le mode d'action toxique des BTEX est la narcose à action non spécifique (Hsieh et al. 2006; Modrzyński et al. 2019; Posthuma et al. 2019). Les BTEX, ainsi que plus de 200 autres substances chimiques narcotiques (McGrath et al. 2018), font partie de la base d'étalonnage du modèle des lipides cibles (MLC). Les substances chimiques narcotiques s'accumulent dans les tissus et exercent des effets par une interférence non spécifique avec les membranes cellulaires (Hsieh et al. 2006; Li et al. 2013). Comme les BTEX sont généralement libérés sous forme de mélanges, on peut attribuer les effets cumulatifs de leur action toxique narcotique à la somme de leurs concentrations. Il existe également des données contradictoires sur le potentiel de l'activité endocrine par BTEX, certaines études laissent croire que les BTEX ont montré de l'activité endocrine (Kassotis et al. 2014; Robert et al. 2019), alors que d'autres supportent le contraire (Mihaich and Borgert 2018). La plupart de ces études ont porté sur les effets sur la santé humaine dus à l'exposition à l'air ambiant (Bolden et al. 2015) plutôt que par la vie aquatique.

Devenir, comportement et répartition dans l'environnement

Les BTEX sont cyclés dans l'air, l'eau et le sol, alimentés par les sources naturelles et d'activités industrielles. Ils se biodégradent rapidement dans l'environnement et sont non persistants dans le milieu aquatique (CCME 1999a,b,c; ECCC et SC 2016). La volatilisation se veut la principale propriété physique des BTEX qui détermine le devenir et la persistance de ces composés dans l'environnement. Les BTEX peuvent rester dans l'atmosphère jusqu'à leur répartition par la photo-oxydation lors d'une réaction avec d'autres substances dans l'air (Bandow et al. 1985). En règle générale, les BTEX dans les eaux de surface se répartissent dans l'atmosphère par volatilisation (ATSDR 2007a; SC 2014). Bien que le benzène soit le composé le plus soluble du groupe, il s'évapore rapidement en raison de sa courte demi-vie de volatilisation dans les eaux de surface (environ 5 heures) (ATSDR 2007a). Le toluène demeure présent dans les eaux de surface de 5 heures à 16 jours avant de se volatiliser dans l'atmosphère, alors que les demi-vies de l'éthylbenzène et du xylène varient dans les eaux statiques et turbulentes de 3,1 heures à 4,1 jours (Santé Canada 2014).

Le benzène, le toluène, l'éthylbenzène et le xylène ont des valeurs d'hydrosolubilité respectives de 1780 mg/L, 515 mg/L, 152 mg/L et 175-198 mg/L, à 20 °C (Headley et al. 2000). Les BTEX ont de faibles coefficients de partage octanol-eau, allant de 1,56 à 2,69 pour le benzène, de 2,82 à 4,10 pour le toluène, de 3,03 à 3,53 pour l'éthylbenzène et de 2,73 à 3,48 pour les xylènes (Mackay et al. 2006; McGrath et al. 2018). En raison des faibles valeurs du log K_{oe} et des facteurs de bioaccumulation/bioconcentration (FBA/FBC) signalés ailleurs (ATSDR 2017; ATSDR 2007a,b,c; ECCC, SC 2016), la bioaccumulation et donc la bioamplification des BTEX dans le biote aquatique devraient être minimales (Gossett et al. 1983). Les BTEX sont sujets à la biodégradation dans l'eau et le sol dans des conditions aérobies (ATSDR 2007a,b). Leurs composés sont mobiles dans les sols saturés d'eau et ils peuvent faire partie des pertes par lessivage vers les eaux souterraines, ce qui peut ensuite entraîner leur écoulement dans les eaux de surface; ils sont autrement généralement très volatils dans le sol sec (ATSDR 2007a,b,c).

Données sur la toxicité aquatique

Le présent document comporte des ensembles de données qui servent à la distribution de la sensibilité des espèces (DSE) et aux rapports entre les toxicités aiguë et chronique (RAC). Ces ensembles reposent sur la collecte et l'évaluation de données sur la toxicité aquatique publiée jusqu'en janvier 2024. ECCC a examiné en détail la qualité des données des études suite aux recommandations du CCME (2007). Les déterminants des essais d'acceptabilité comprennent la durée d'exposition, la consignation de l'intervention de contrôle, l'utilisation de paramètres biologiques convenables et l'ajout d'analyses statistiques appropriées sur les données recueillies dans le cadre de l'étude. Ces composés étant très volatils, une attention spéciale a été accordée à certains éléments : les concentrations étaient-elles mesurées par des méthodes analytiques et maintenues durant toute la période de l'essai, les récipients d'essai étaient-ils conçus pour contenir les produits chimiques (scellés, sous vide, système d'écoulement, etc.) et les procédures normalisées étaient-elles appliquées. Les études ont été classées comme primaires, secondaires ou inacceptables selon les recommandations du CCME (2007).

L'ensemble d'apprentissage du MLC (McGrath et al. 2018) comprend plus de 1000 paramètres provenant de nombreuses études, y compris celles portant sur les BTEX. Le présent document n'évalue pas cet ensemble dans son entièreté de façon indépendante, mais puisqu'un grand nombre des mêmes documents sur les BTEX ont été ajoutés à l'ensemble de données de la DSE, ceux-ci ont par le fait même été évalués par ECCC. Avant leur ajout au MLC, les études étaient évaluées par leurs auteurs à l'aide du système de cotation de Klimisch et al. (1997) et des recommandations de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) (2000); seules les données jugées fiables étaient acceptées (McGrath et al. 2018).

Il existe une certaine incertitude quant aux ensembles de données, puisque la plupart manquent de détails importants sur les essais, plus particulièrement pour les substances chimiques volatiles comme les BTEX. Dans le cas d'une incertitude trop élevée quant au maintien des concentrations d'essais et à la conception d'essais appropriée, l'étude était jugée inacceptable pour l'élaboration de recommandations. L'annexe comporte les données sur la toxicité prises en compte pour le développement des RFQE, y compris la justification de la classification de la qualité des données. La rareté des paramètres sur les durées d'exposition critiques pour toutes les substances chimiques BTEX constitue une incertitude. Les paramètres de toxicité dans l'ensemble des substances chimiques couvrent généralement une portée étroite, probablement en raison des propriétés chimiques et physiques similaires entre les substances chimiques, dont un mode narcotique à action non spécifique. Bien que les paramètres ne variaient pas beaucoup, les invertébrés pélagiques, plus particulièrement les cladocères (p. ex. les puces d'eau), et les amphibiens seraient les plus sensibles aux BTEX.

Nous disposons de données acceptables sur la toxicité chronique dans le cas de deux espèces d'amphibiens (Black et al. 1982; Kennedy 2006) pour le benzène, le toluène et le xylène, mais d'aucunes pour l'éthylbenzène et les expositions aiguës. Dans le cas du benzène et du xylène, les deux études comportaient des paramètres comparables pour *Lithobates pipiens* (grenouille léopard), qui était plus sensible que le reste des espèces dans les ensembles de données. Black et al. (1982) a également mené des essais sur la toxicité du benzène pour *Ambystoma gracile* (salamandre foncée), et les paramètres s'alignaient sur ceux de *L. pipiens*. Dans le cas du toluène, les paramètres des amphibiens et *Oncorhynchus mykiss* (truite arc-en-ciel)

fournis par Black et al. (1982) étaient considérablement moins élevés que le reste des paramètres dans l'ensemble de données des recommandations. Kennedy (2006) semble appuyer la même valeur que Black et al. (1982) pour (valeurs de paramètres similaires). Il n'existe cependant aucun paramètre dans les études (Kennedy 2006 et autres) pour comparer avec les données sur les amphibiens dans le cas du toluène. Les données de Black et al. (1982) ont été incorporées au développement des recommandations provisoires du CCME (CCME 1999a,b), et jugées acceptables, d'après l'évaluation de leur qualité, pour élaborer des recommandations sur les BTEX dans le cadre du présent document. Le MLC ne comprend pas les données de Black et al. (1982) et de Kennedy (2006) pour des raisons inconnues. Le MLC comporte toutefois quelques 1000 paramètres et 72 RAC distincts provenant de plus de 200 substances chimiques; il n'est donc pas certain de l'influence qu'auraient ces données dans les estimations du modèle. Il faudra mener davantage de recherches sur la toxicité des BTEX pour les amphibiens, plus particulièrement dans le cas d'une exposition chronique, y compris des essais de reproduction et de cycle de vie complet afin d'évaluer les effets endocrines potentiels (Robert et al. 2019).

Calcul de la Recommandation fédérale pour la qualité de l'eau

Les RFQE sont, de préférence, élaborées à l'aide du protocole CCME (2007), mais elles peuvent également être émises par d'autres méthodes lorsque les exigences en matière de données ne sont pas satisfaites. Dans le cas des BTEX, il existe suffisamment de données sur la toxicité aiguë pour développer les valeurs de référence de type A, mais insuffisamment sur la toxicité chronique pour développer des recommandations sur l'exposition à long terme de type A ou B (CCME 2007). Dans le cas de ces dernières, cependant, nous avons extrapolé des paramètres sur l'exposition à long terme à l'aide d'un RAC, puis utilisé ce dernier de pair avec les données disponibles sur l'exposition à long terme pour satisfaire aux exigences minimales en matière de données. Les approches fondées sur les RAC ont été utilisées pour l'élaboration des recommandations (ECCC 2024, Warne et al. 2018), l'évaluation des risques (Okonski et al. 2021) et le modèle des lipides cibles lui-même (McGrath et al. 2018). Lorsque les données ne sont pas robustes, cela représente une occasion d'élaborer des RFQE pour l'exposition chronique. Nous avons ensuite retenu le paramètre le plus sensible et privilégié (moyenne géométrique) pour chaque espèce en suivant le protocole du CCME (2007). Nous avons calculé la moyenne géométrique lorsque plusieurs paramètres comparables étaient disponibles pour les mêmes espèces, effets, stades de vie et durées d'exposition. En l'absence de paramètres pour les algues et la flore aquatique dans le cas d'une exposition aiguë (généralement définie comme au plus 24 heures), nous avons incorporé en remplacement des paramètres médians (48 heures) dans les ensembles de données sur la toxicité aiguë, conformément au CCME (2007). ECCC a calculé certains paramètres CE10 à l'aide du programme d'analyse de la relation à la toxicité (Toxicity Relationship Analysis Program – TRAP) de l'USEPA (TRAP version 1.3) (USEPA 2015); ceux-ci sont énumérés dans l'annexe A sous « Notes supplémentaires ».

Distribution de la sensibilité des espèces

Le progiciel « ssdtools » (version 1.0.6) écrit dans le langage R (version 4.03) ainsi que l'application correspondante conviviale sur le Web « shinyssdtools » (shinyssdtools, version 0.1.1) ont servi à créer les DSE depuis les ensembles de données (Dalgarno 2018; Thorley et Schwarz 2018). Grâce à cet ensemble, il est possible de modifier les données au moyen de plusieurs fonctions de distribution cumulatives (FDC) (log-normal, log-logistique, gamma, log-gumbel, Weibull et un mélange log-normal) à l'aide de l'estimation de probabilité maximale (EPM) comme méthode de régression. L'ensemble utilise ensuite le critère d'information d'Aikaike (AIC) pour pondérer chaque modèle afin de représenter le degré de correspondance entre les données. Le meilleur modèle de prévision est celui présentant l'AIC le plus faible (indiqué par le modèle avec une valeur de delta 0). Les distributions qui font correspondre avec succès les données et les valeurs de delta inférieures à 7 sont des moyennes calculées d'après les pondérations respectives. Les estimations CD_p présentant des intervalles de confiance de 95 % sont calculées à l'aide d'auto-amorçage paramétrique (10 000 itérations). La concentration dangereuse à un extrait de 5 % (ci-après CD_5) sert ensuite de valeur de référence ou de recommandation si jugée protectrice. Le script en R complet et tous les résultats figurent à l'annexe. Pour plus d'information sur l'approche, consultez Fox et al. (2020) et Thorley et Schwarz (2018).

Modèle des lipides cibles

Les BTEX étant considérés comme des narcotiques non polaires et les ensembles de données n'étant pas robustes, le MLC a servi à titre d'élément de preuve supplémentaire pour appuyer et, dans certains cas, établir les recommandations sur l'exposition à long terme et les valeurs de référence pour l'exposition à court terme. Le MLC 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). Le modèle prévoit des concentrations sans effet dans l'eau en fonction du KOE d'une substance chimique représentée par la CD_5 à un niveau de confiance moins élevé (la CD_5 fondée sur le MLC dans le présent document), qui a été déterminé comme protégeant 95 % des espèces dans l'ensemble de données du modèle (McGrath et al.). On a utilisé la moyenne géométrique des valeurs $\log K_{oe}$, résumées dans Mackay (2006), et des valeurs estimées (avec EPI Suite Ver 4.11), rapportées dans McGrath et al. (2018), pour chaque substance dans les équations du MLC dans le présent document (voir les calculs du MLC à l'annexe). L'équation MLC ci-dessous dérive des valeurs CD_5 chroniques pour les substances chimiques narcotiques de type I (selon un $\log KOE < 6,5$) (McGrath et al. 2018) :

Équation 1 :

$$\text{Log chronique } (CD_5) = E[m] \log K_{oe} + E[\log(C_L^*)] + \Delta c - E[\log(RAC)] \\ - K_Z \sqrt{V[m] \log(K_{oe})^2 + V[\log(C_L^*)] + V[\log(RAC)] + 2 \log(K_{oe}) [Cov(m, \log(C_L^*))]}$$

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 $E[\log(C^*L)] = 1,85$ avec une variance $V[\log(C^*L)]$ 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 $Cov(m, \log(C^*L))$ est de $-0,0079$ et la limite de confiance à 95 % dans le facteur d'extrapolation dépendant de la taille kZ est de 2,396 (McGrath et al 2018).

La moyenne géométrique d'espèce de 65 RAC définitifs est de 5,22 et sert à l'équation du MLC ci-dessus. L'équation du MLC pour les concentrations à effet aigu dans l'eau (valeurs de CD_5) des substances chimiques narcotiques de type I (d'après un $\log KOE < 6,5$) est la même que l'équation 1, mais sans les termes RAC (McGrath et al. 2018):

Équation 2 :

$$\text{Valeur log } (CD_5) \text{ aiguë} = E[m] \log K_{oe} + E[\log(C_L^*)] + \Delta c \\ - K_Z \sqrt{V[m] \log(K_{oe})^2 + V[\log(C_L^*)] + 2 \log(K_{oe}) [Cov(m, \log(C_L^*))]}$$

Le MLC a été publié dans de nombreux articles de revue révisés par les pairs et comprend des données sur un grand nombre d'espèces et de narcotiques. Le modèle a été validé pour les hydrocarbures monoaromatiques, comme les BTEX, et les données sur la toxicité des BTEX font partie de l'ensemble d'apprentissage. Le MLC offre la possibilité d'élaborer des recommandations pour les narcotiques non polaires à partir de données limitées et il a servi à émettre une recommandation sur les tissus du biote aquatique pour le siloxane D4 (ECCC 2022).

Par mesure de prudence, la valeur de référence correspond à la valeur inférieure déterminée à l'aide des deux méthodes (MLC et DSE) pour chaque ensemble de données sur la toxicité distinct. Les ensembles de données BTEX ont été compilés majoritairement en fonction d'espèces d'eau douce, mais certaines espèces marines en font également partie (comme susmentionné). Cela s'aligne sur le MLC qui comprend aussi des espèces des deux milieux, puisque les narcotiques non polaires ne devraient pas y varier en toxicité. En outre, les ensembles de données des DSE ne montrent pas de regroupement d'espèces marines qui indiquerait une différence de toxicité. Des DSE préliminaires ont été créées avec des espèces d'eau douce uniquement et il n'y avait aucune différence, sinon une différence minime, entre les valeurs DC_5 finales par rapport aux DSE créées avec les espèces marines incluses. Par conséquent, afin d'utiliser autant de données que possible et

parce qu'il n'y a pas de preuve indiquant une différence de toxicité, les espèces d'eau douce et les espèces marines ont été incluses dans l'établissement des recommandations. Les RFQE pour les BTEX s'appliquent autant aux environnements d'eau douce qu'aux environnements marins.

Rapports entre les toxicités aiguë et chronique

Nous avons établi la DSE à la toxicité aiguë pour les quatre substances chimiques BTEX à l'aide de données sur la toxicité aiguë. En l'absence de données suffisantes sur toute la DSE à la toxicité chronique, les données sur la toxicité chronique ont été complétées par des données sur la toxicité aiguë transformée à l'aide d'un RAC. Les paramètres sur les toxicités aiguë et chronique d'une même étude ont servi à déterminer les RAC, puis une moyenne géométrique a été faite d'après tous les RAC disponibles à utiliser avec toutes les substances chimiques BTEX.

Dans le cas du benzène, nous disposons de paramètres appariés de toxicité aiguë et chronique provenant d'une même étude pour deux espèces : *Ceriodaphnia dubia* (puce d'eau, invertébré) et *Pimephales promelas* (tête-de-boule, poisson). Nous avons dérivé un RAC de 3,4 en divisant le paramètre de toxicité létale aiguë de *C. dubia* (CL_{50} 48 h = 17,3 mg/L) d'après la concentration toxique maximale acceptable chronique (7 j CMAT = 5,14 mg/L) pour la reproduction, soit deux valeurs obtenues de Niederlehner et al. (1998). On a obtenu le deuxième RAC, soit 1,5, en divisant le critère d'évaluation de la létalité aiguë pour *P. promelas* (CL_{50} 96 h = 15,59 mg/L) par la concentration d'effet chronique de 25 % (CE_{25} 7 j = 10,6 mg/L) pour la biomasse, ces deux valeurs provenant de Marchini et al. (1992).

Nous disposons de paramètres appariés de toxicités aiguë et chronique provenant d'une même étude pour le toluène dans le cas de trois espèces : *C. dubia*, *P. promelas* et *Oncorhynchus kisutch* (saumon coho, poisson). Nous avons dérivé un RAC de 2,6 en divisant le paramètre de toxicité létale aiguë de *C. dubia* (CL_{50} 48 h = 3,78 mg/L) par la CMAT acceptable (7 j CMAT = 1,43 mg/L) pour la reproduction, soit deux valeurs obtenues de Niederlehner et al. (1998). Le paramètre de toxicité létale aiguë (CL_{50} 96 h = 17,03 mg/L) a été divisé par la concentration entraînant un effet de 25 % de toxicité chronique (CE_{25} 7 j = 6,53 mg/L) pour la biomasse obtenue pour le *P. promelas* de Marchini et al. (1992), ce qui a résulté en un RAC de 2,6. Le paramètre de toxicité létale aiguë (96 h CL_{50} = 6,3) a été divisé par la CMAT (40 j CMAT = 2,28 mg/L), toutes deux obtenues pour *O. kisutch* de Moles (1981), ce qui a résulté en un RAC de 2,8.

Il n'existe aucun paramètre apparié de toxicités aiguë et chronique pour l'éthylbenzène et le xylène. Nous avons donc fait une moyenne géométrique des RAC calculés de 3,4, 1,5, 2,6, 2,7 et 2,8, ce qui a résulté en un RAC moyen de 2,5 à appliquer à toutes les substances chimiques BTEX pour transformer les données de toxicité aiguë aux fins de la DSE de toxicité chronique.

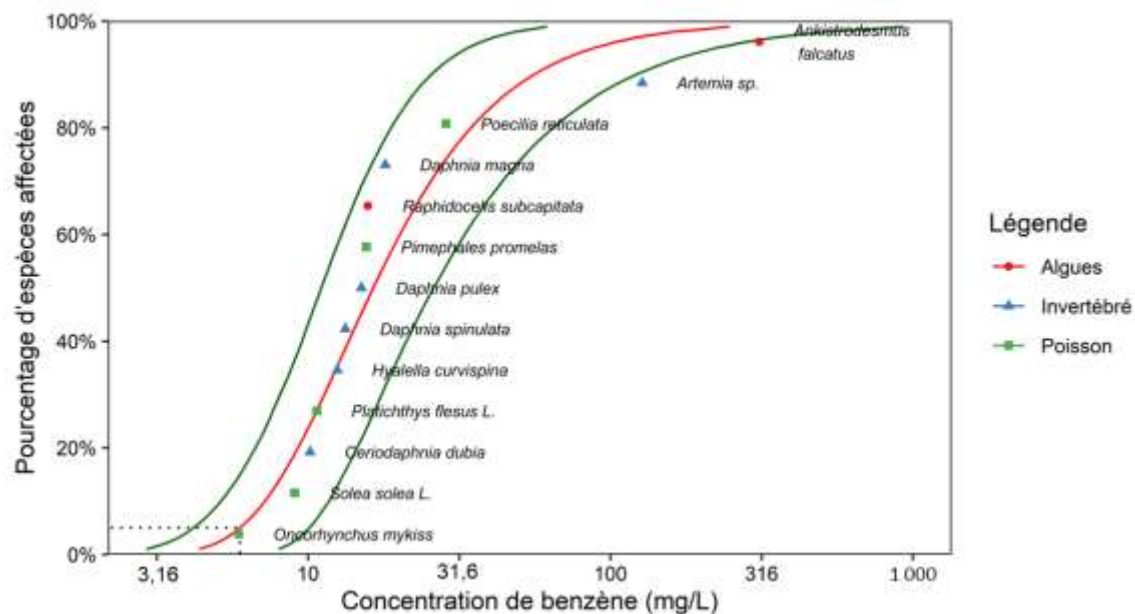
Benzène

Valeurs de référence pour l'exposition à court terme

Au total, 13 paramètres pour 13 espèces (5 poissons, 6 invertébrés et 2 végétaux aquatiques/algues) provenant de 9 études ont été ajoutés à l'ensemble de données de la DSE (résumés au tableau 3). Trois espèces marines et 10 espèces d'eau douce ont été incluses dans l'ensemble de données de la DSE. L'espèce la plus sensible était *O. mykiss* (poisson) dans l'ensemble de données, avec une concentration médiane entraînant un effet de 5,9 mg/L. L'invertébré *Artemia* sp était l'espèce la moins sensible de l'ensemble de données avec une concentration moyenne entraînant un effet de 127,3 mg/L. La figure 1 montre les DSE à la toxicité aiguë pour le benzène avec une CD_5 de 6 (entre 4,2 et 10) mg/L. La concentration aiguë CD_5 de 9,45 mg/L, basée sur le MLC, a été calculée à l'aide de l'équation 2, avec une valeur de 2,10 pour le log K_{oc} (voir l'annexe). Les CD_5 de la toxicité aiguë fondées sur la DSE (6 mg/L) et le MLC (9,45 mg/L) concordent bien.

Tableau 3. Données sur la toxicité aiguë du benzène

Famille	Espèces	Durée	Paramètre	Concentration entraînant un effet (mg/L)	Référence
Poisson	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	96 h	CL ₅₀	5,9	Galassi et al. 1988
Poisson (marin)	<i>Solea solea</i> L.	96 h	CL ₅₀	9,03	Furay et Smith 1995
Invertébré	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	48 h	CL ₅₀	10,15	Rose et al. 1998
Poisson (marin)	<i>Platichthys flesus</i> L.	96 h	CL ₅₀	10,69	Furay et Smith 1995
Invertébré	<i>Hyalella curvispina</i>	96 h	CL ₅₀	12,5	Marzio et Saenz 2006
Invertébré	<i>Daphnia spinulata</i>	48 h	CL ₅₀	13,28	Marzio et Saenz 2006
Invertébré	<i>Daphnia pulex</i>	96 h	CL ₅₀	15	Trucco et al. 1983
Poisson	<i>Pimephales promelas</i>	96 h	CL ₅₀	15,59	Marchini et al. 1992
Algue	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	48 h	CE ₅₀ (inhibition de la croissance)	15,77	Tsai et Chen 2007
Invertébré	<i>Daphnia magna</i>	24 h	CL ₅₀	18	Galassi et al. 1988
Poisson	<i>Poecilia reticulata</i>	96 h	CL ₅₀	28,6	Galassi et al. 1988
Invertébré (marin)	<i>Artemia</i> sp.	24 h	CL ₅₀	127,3	Abernethy et al. 1986
Algue	<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	4 h	CE ₅₀ (production primaire)	310	Wong et al. 1984

Figure 1. DSE à la toxicité aiguë pour le benzène. La CD₅ (ligne pointillée) est de 6,0 mg/L.

Valeurs de référence pour l'exposition à long terme

Nous disposons de très peu de données sur la toxicité chronique, et les ensembles de données ne satisfaisaient pas aux exigences du CCME pour l'élaboration de recommandations sur l'exposition à long terme de type A (au moins deux paramètres sur les espèces de poisson et deux pour les invertébrés étaient absents des études acceptables). Nous avons dérivé une DSE par la combinaison des données sur la toxicité chronique et les données sur la toxicité aiguë transformées à l'aide d'un RAC de 2,5, conformément aux procédures ci-haut. Le tableau 4 comprend des données sur la toxicité chronique pour 6 espèces et des données transformées sur la toxicité aiguë pour 10 espèces. La figure 2 montre les DSE sur la toxicité chronique pour le benzène avec une CD_5 résultante de 0,59 (entre 0,22 et 2,0) mg/L. Nous avons utilisé l'équation 1 pour calculer une CD_5 de 0,67 mg/L fondée sur le MLC. Les CD_5 fondées sur la DSE et sur le MLC correspondent bien (bien en deçà d'un facteur de deux).

Les deux amphibiens (*L. pipiens* et *A. gracile*) ont présenté une plus grande sensibilité que le reste des espèces dans l'ensemble de données (comme il a été indiqué précédemment), leur valeur se situant juste sous la CD_5 de la DSE et sous l'estimation du MLC. Les paramètres des poissons, des invertébrés et des algues disponibles étaient au-dessus des deux estimations de CD_5 , de même que supérieurs à tous les paramètres de toxicité aiguë de l'ensemble de données sur la toxicité aiguë. La population *L. pipiens* (grenouille léopard) des Rocheuses est considérée comme une espèce en péril, et celle des régions boréales et des prairies de l'Ouest, comme une espèce préoccupante d'après l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP, LC 2002, ch.29). Les populations de l'Est *L. pipiens* et *A. gracile* ne sont pas en péril. La CL10 de 0,55 mg/L et la CL20 (sous-chronique) de 0,4 mg/L (Kennedy 2006) pour *L. pipiens* ne font pas partie de l'ensemble de données de la DSE et sont inférieures à la CD_5 fondée sur la DSE de 0,59 mg/L, la clause de protection du CCME (CCME 2007) ne devrait donc pas être prise en compte. Cette clause énonce que, dans le cas d'une exposition à long terme pour une espèce en péril au Canada, si un paramètre acceptable de niveau sans effet ou à faible effet est inférieur à la recommandation proposée, il devient la valeur recommandée. Toutefois, des incertitudes entachent la fiabilité des résultats de Black et al. (1982) et par conséquent la recommandation basée entièrement sur cette étude est elle aussi incertaine. Ces incertitudes et le fait que la CD_5 fondée sur la DSE soit plus élevée de façon négligeable par rapport au paramètre fondé sur la DSE le moins élevé, nous avons adopté l'estimation fondée sur la DSE de 0,59 mg/L à titre de recommandation pour l'exposition à long terme au benzène.

Tableau 4. Données sur la toxicité chronique du benzène

Famille	Espèces	Type d'exposition (durée)	Paramètre (effet) ^b	Concentration entraînant un effet (mg/L)	Concentration transformée entraînant un effet (mg/L) ^a	Données de toxicité fondées sur la DSE (mg/L)	Référence
Amphibien	<i>Lithobates pipiens</i>	Chronique (9 j)	CL ₁₀	0,55	-	0,55	Black et al. 1982
Amphibien	<i>Ambystoma gracile</i>	Chronique (9 j)	CL ₁₀	0,56	-	0,56	Black et al. 1982
Poisson	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Aiguë (96 h)	CL ₅₀	5,9	2,36	2,36	Galassi et al. 1988
Poisson (marin)	<i>Solea solea</i> L.	Aiguë (96 h)	CL ₅₀	9,03	3,61	3,61	Furay et Smith 1995
Poisson (marin)	<i>Platichthys flesus</i> L.	Aiguë (96 h)	CL ₅₀	10,69	4,28	4,28	Furay et Smith 1995
Invertébré	<i>Hyalella curvispina</i>	Aiguë (96 h)	CL ₅₀	12,5	5,00	5,00	Marzio et Saenz 2006
Invertébré	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Chronique (7 j)	CMAT ^c (Reprod)	5,14	-	5,14	Niederlehner et al. 1998

Famille	Espèces	Type d'exposition (durée)	Paramètre (effet) ^b	Concentration entraînant un effet (mg/L)	Concentration transformée entraînant un effet (mg/L) ^a	Données de toxicité fondées sur la DSE (mg/L)	Référence
Invertébré	<i>Daphnia spinulata</i>	Aiguë (48 h)	CL ₅₀	13,28	5,31	5,31	Marzio et Saenz 2006
Invertébré	<i>Daphnia pulex</i>	Aiguë (96 h)	CL ₅₀	15	6,00	6,00	Trucco et al. 1983
Invertébré	<i>Daphnia magna</i>	Aiguë (24 h)	CL ₅₀	18	7,20	7,20	Galassi et al. 1988
Poisson	<i>Pimephales promelas</i>	Chronique (7 j)	CI ₂₅ (Biomasse)	10,57	-	10,57	Marchini et al. 1992
Poisson	<i>Poecilia reticulata</i>	Aiguë (96 h)	CL ₅₀	28,6	11,44	11,44	Galassi et al. 1988
Algue	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Chronique (72 h)	CE ₅₀ (Croissance)	29	-	29	Galassi et al. 1988
Invertébré (marin)	<i>Artemia</i> sp.	Aiguë (24 h)	CL ₅₀	127,3	37,89	50,93	Abernethy et al. 1986
Algue	<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	Aiguë (4 h)	CE ₅₀ (Production primaire)	310	124	124	Wong et al. 1984
Algue	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Chronique (96 h)	CE ₅₀ (Croissance)	157	-	157	Marzio et Saenz 2006

^a Les concentrations de toxicité aiguë entraînant un effet ont été transformées à l'aide d'un RAC de 2,5. Les concentrations de toxicité chronique n'ont pas été transformées.

^b Si l'effet du paramètre n'est pas léthal (CL_x), l'effet est indiqué entre parenthèses.

^c Calculée par ECCC d'après la moyenne géométrique de la CSEO (2,97 mg/L) et la CMEQ (8,9 mg/L) de l'étude.

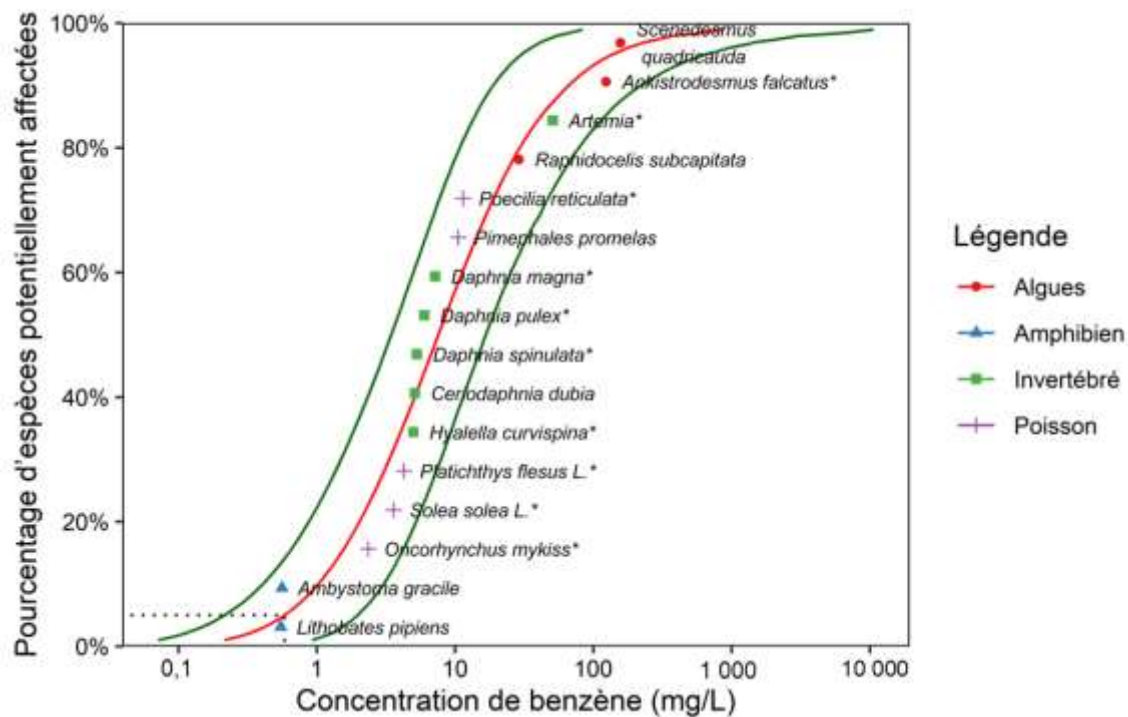


Figure 2. DSE à la toxicité chronique pour le benzène comprenant des données transformées sur la toxicité aiguë (indiquée par *). La CD₅ (ligne pointillée) est de 0,59 mg/L.

Tableau 5. Résumé des estimations des CD₅ fondées sur le MLC et la DSE pour les expositions chronique et aiguë au benzène. Les valeurs soulignées sont les valeurs les plus basses et celles adoptées à titre de valeur de référence et de RFQE.

	Estimation de la toxicité aiguë fondée sur le MLC (mg/L)	Estimation de la CD ₅ aiguë fondée sur la DSE (mg/L)	Estimation de la toxicité chronique fondée sur le MLC (mg/L)	Estimation de la CD ₅ chronique fondée sur la DSE (avec RAC) (mg/L)
Benzène	9,45	<u>6,0</u>	0,67	<u>0,59</u>

Toluène

Valeurs de référence pour l'exposition à court terme

Au total, 14 paramètres pour 14 espèces (5 poissons, 7 invertébrés et 2 végétaux aquatiques/algues) provenant de 11 études ont été ajoutés à l'ensemble de données DSE (résumés au tableau 6). *Ceriodaphnia dubia* (invertébré) était l'espèce la plus sensible de l'ensemble de données avec une concentration moyenne entraînant un effet de 3,78 mg/L. *Scenedesmus subspicatus* (algue), quant à elle, était la moins sensible dans l'ensemble de données avec une concentration moyenne entraînant un effet de 125 mg/L. Deux espèces marines et 12 d'eau douce ont été ajoutées à l'ensemble de données de la DSE. La figure 3 montre les DSE à la toxicité aiguë pour le toluène avec une CD₅ résultante de 3,0 (entre 1,7 et 6,9) mg/L. La CD₅ aiguë de 3,2 mg/L, basée sur le MLC, a été calculée à l'aide de l'équation 2, avec une valeur de 2,63 pour le log K_{oe} (voir l'annexe). La CD₅ aiguë basée sur la DSE (3,0 mg/L) et la CD₅ aiguë basée sur le MLC (3,2 mg/L) concordent bien, différant seulement d'une valeur de 0,2 entre elles.

Tableau 6. Ensemble de données sur la toxicité aiguë pour le toluène

Famille	Espèces	Durée	Paramètre	Concentration entraînant un effet (mg/L)	Référence
Invertébré	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	48 h	CL ₅₀	3,78	Niederlehner et al. 1998
Invertébré	<i>Hyalella curvispina</i>	48 h	CL ₅₀	5,53	Marzio et Saenz 2006
Invertébré	<i>Daphnia spinulata</i>	48 h	CL ₅₀	5,53	Marzio et Saenz 2006
Poisson	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	96 h	CL ₅₀	5,8	Galassi et al. 1988
Poisson	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	96 h	CL ₅₀	6,3	Moles et al. 1981
Invertébré	<i>Daphnia magna</i>	24 h	CL ₅₀	7	Galassi et al. 1988
Poisson	<i>Pimephales promelas</i>	96 h	CL ₅₀	17,03	Marchini et al. 1992
Poisson	<i>Carassius auratus</i>	96 h	CL ₅₀	22,8	Brenniman et al. 1976
Invertébré (marin)	<i>Homarus americanus</i>	48 h	CL ₅₀	26,1	Philibert et al. 2021

Algue	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	48 h	CE ₅₀ (inhibition de la croissance)	26,3	Hsieh et al. 2006
Poisson	<i>Poecilia reticulata</i>	96 h	CL ₅₀	28,2	Galassi et al. 1988
Invertébré (marin)	<i>Artemia</i> sp.	24 h	CL ₅₀	59,06	Abernethy et al. 1986
Invertébré	<i>Chironomus plumosus</i>	48 h	CL ₅₀	64,9	Li et al. 2013
Algue	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	48 h	CE ₅₀ (inhibition de la croissance)	125	Kuhn et Pattard 1990

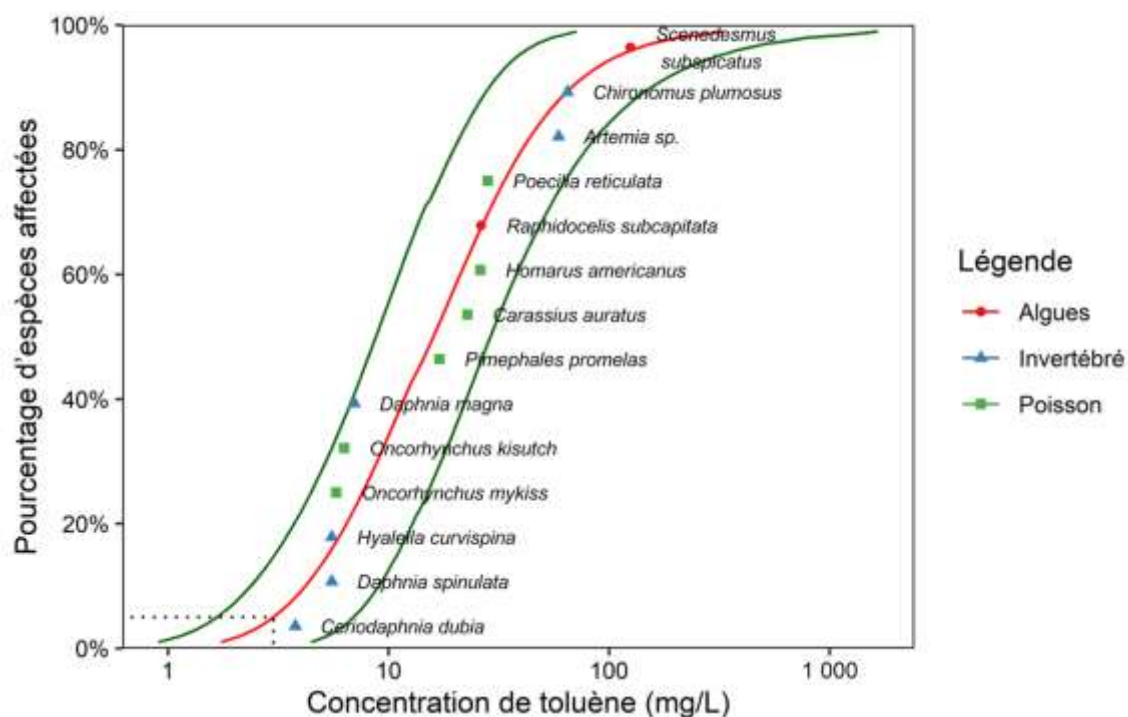


Figure 3. DSE à la toxicité aiguë pour le toluène. La CD₅ (ligne pointillée) est de 3,0 mg/L.

Valeurs de référence pour l'exposition à long terme

Nous disposons de très peu de données sur la toxicité chronique, et les ensembles de données ne satisfaisaient pas aux exigences du CCME pour l'élaboration de recommandations (au moins deux paramètres pour les invertébrés étaient absents des études acceptables). Nous avons calculé une DSE en combinant les données sur la toxicité chronique et les données transformées sur la toxicité aiguë à l'aide d'un RAC de 2,5, conformément aux procédures ci-haut. Le tableau 7 comprend des données sur la toxicité chronique pour 8 espèces et des données transformées sur la toxicité aiguë pour 9 espèces. La figure 4 montre les DSE sur la toxicité chronique pour le toluène avec une CD₅ résultante 0,03 (entre 0,002 et 0,55) mg/L.

Nous avons calculé une CD_5 de 0,22 mg/L pour la toxicité chronique fondée sur le MLC à l'aide de l'équation 1. La CD_5 basée sur la DSE (0,03 mg/L) est ~ 7 fois plus faible que la CD_5 basée sur le MLC (0,22 mg/L). Les paramètres de DSE des deux espèces (*L. pipiens* et *O. mykiss*) sont inférieurs à la CD_5 fondée sur la DSE, et les paramètres de trois espèces (en plus de *A. gracile*) sont inférieurs à la CD_5 fondée sur le MLC. Les populations *L. pipiens* (Rocheuses et régions boréales/des prairies de l'Ouest) et *O. mykiss* (rivière Athabasca) figurent à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP, LC 2002, ch.29), de sorte que la clause de protection du CCME (CCME 2007) devrait être prise en compte. Cependant, à l'instar du benzène, il existe certaines incertitudes quant à l'ensemble de données en raison du manque de données robustes sur la toxicité chronique et du fait que les paramètres des espèces les plus sensibles sont grandement inférieurs aux autres de l'ensemble. La concentration minimale de 0,005 mg/L entraînant un effet est plus de 40 fois inférieure à la CD_5 estimée à l'aide du MLC (0,22 mg/L) et 6 fois inférieure à la CD_5 basée sur la DSE (0,03 mg/L). Nous avons adopté l'estimation de 0,03 mg/L reposant sur la DSE à titre de recommandation sur l'exposition à long terme pour le toluène afin d'équilibrer le besoin d'être conservateur et la reconnaissance des incertitudes sur la fiabilité des données disponibles. Des considérations supplémentaires, notamment l'examen d'autres sources de données pour évaluer le risque, l'élaboration de recommandations propres au site ou l'application de la clause de protection du CCME (2007), peuvent être justifiées pour les sites où les amphibiens et les truites arc-en-ciel sont en voie de disparition.

Tableau 7. Données sur la toxicité chronique pour le toluène

Famille	Espèces	Type d'exposition (durée)	Paramètre (effet) ^b	Concentration entraînant un effet (mg/L)	Concentration transformée entraînant un effet (mg/L) ^a	Données de toxicité fondées sur la DSE (mg/L)	Référence
Poisson	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Chronique (27 j)	CL ₂₀	0,005	-	0,005	Kennedy 2006
Amphibien	<i>Lithobates pipiens</i>	Chronique (9 j)	CL ₁₀	0,006	-	0,006	Black et al. 1982
Amphibien	<i>Ambystoma gracile</i>	Chronique (9 j)	CL ₁₀	0,06	-	0,06	Black et al. 1982
Invertébré	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Chronique (7 j)	CMAT ^c (Reproduction)	1,43	-	1,43	Niederlehner et al. 1998
Invertébré	<i>Daphnia spinulata</i>	Aiguë (48 h)	CL ₅₀	5,53	2,09	2,09	Marzio et Saenz 2006
Invertébré	<i>Hyalella curvispina</i>	Aiguë (96 h)	CL ₅₀	5,53	2,09	2,09	Marzio et Saenz 2006
Poisson	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	Chronique (40 j)	CMAT ^c (Poids)	2,28	-	2,28	Moles et al. 1981
Invertébré	<i>Daphnia magna</i>	Aiguë (24 h)	CE ₅₀ (Immobilisation)	7	2,64	2,64	Galassi et al. 1988
Poisson	<i>Pimephales promelas</i>	Chronique (7 j)	CL ₂₅ (Biomasse)	6,53	-	6,53	Marchini et al. 1992
Poisson	<i>Carassius auratus</i>	Aiguë (96 h)	CL ₅₀	22,8	8,77	8,77	Brenniman et al. 1976
Algue	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Chronique (8 j)	CE ₅₀ (Croissance)	9,4	-	9,4	Herman et al. 1990
Poisson	<i>Homarus americanus</i>	Aiguë (48 h)	CL ₅₀	26,1	10,0	10,0	Philibert et al. 2021

Famille	Espèces	Type d'exposition (durée)	Paramètre (effet) ^b	Concentration entraînant un effet (mg/L)	Concentration transformée entraînant un effet (mg/L) ^a	Données de toxicité fondées sur la DSE (mg/L)	Référence
Poisson	<i>Poecilia reticulata</i>	Aiguë (96 h)	CL ₅₀	28,2	10,8	10,8	Galassi et al. 1988
Invertébré (marin)	<i>Artemia</i> sp.	Aiguë (24 h)	CL ₅₀	59,06	22,29	22,29	Abernethy et al. 1986
Invertébré	<i>Chironomus plumosus</i>	Aiguë (48 h)	CL ₅₀	64,9	24,5	24,5	Li et al. 2013
Algue	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Chronique (96 h)	CE ₅₀ (Croissance)	25,8	-	25,8	Marzio et Saenz 2006
Algue	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Aiguë (48 h)	CE ₅₀ (Croissance)	125	50	50	Kuhn et Pattard 1990

^a Les concentrations à effet aigu entraînant un effet pour les poissons et les invertébrés ont été transformées à l'aide d'un RAC de 2,5. Les concentrations de toxicité chronique n'ont pas été transformées.

^b Si l'effet du paramètre n'est pas léthal (CL_x), l'effet est indiqué entre parenthèses.

^c Valeur calculée par ECCC d'après la moyenne géométrique de la CSEO et la CMEO.

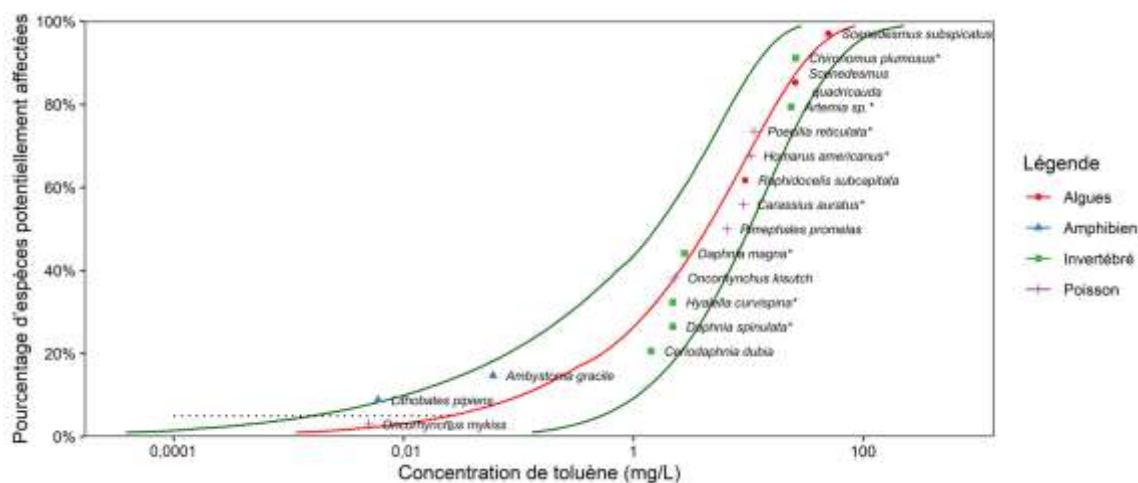


Figure 4. DSE à la toxicité chronique pour le toluène comprenant des données transformées sur la toxicité aiguë (indiquée par *). La CD₅ (ligne pointillée) est de 0,03 mg/L.

Tableau 8. Résumé des estimations des CD₅ fondées sur le MLC et la DSE pour les expositions chronique et aiguë au toluène. Les valeurs soulignées sont les valeurs les plus basses et celles adoptées à titre de valeur de référence et de RFQE.

	Estimation de la toxicité aiguë fondée sur le MLC (mg/L)	Estimation de la CD ₅ aiguë fondée sur la DSE (mg/L)	Estimation de la toxicité chronique fondée sur le MLC (mg/L)	Estimation de la CD ₅ chronique fondée sur la DSE (avec RAC) (mg/L)
Toluène	3,2	<u>3,0</u>	0,22	<u>0,03</u>

Éthylbenzène

Valeurs de référence pour l'exposition à court terme

Au total, 12 paramètres pour 12 espèces (3 poissons, 7 invertébrés et 2 végétaux aquatiques/algues) provenant de 7 études ont été ajoutés à l'ensemble de données de la DSE (résumés au tableau 9). *Daphnia magna* (invertébré) était l'espèce la plus sensible dans l'ensemble de données avec une concentration moyenne entraînant un effet de 2,12 mg/L. *Chironomus plumosus* (invertébré), quant à elle, était la moins sensible de l'ensemble avec une concentration moyenne entraînant un effet de 37,8 mg/L. 3 espèces marines et 9 d'eau douce ont été ajoutées à l'ensemble de données. La figure 5 montre les DSE à la toxicité aiguë pour l'éthylbenzène avec une CD₅ résultante de 1,9 (entre 1,2 et 3,5) mg/L. La CD₅ aiguë basée sur le MLC a été calculée à l'aide de l'équation 2, avec une valeur de 3,19 pour le log K_{oc} (voir l'annexe). Il en résulte une CD₅ basée sur le MLC de 1,0 mg/L.

Tableau 9. Ensemble de données sur la toxicité aiguë pour l'éthylbenzène

Famille	Espèces	Durée	Paramètre	Concentration entraînant un effet (mg/L)	Référence
Invertébré	<i>Daphnia magna</i>	48 h	CL ₅₀	2,12	Abernethy et al. 1986
Invertébré (marin)	<i>Mysidopsis bahia</i>	96 h	CL ₅₀	2,6	Masten et al. 1994
Invertébré	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	48 h	CL ₅₀	3,18	Niederlehner et al. 1998
Poisson	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	96 h	CL ₅₀	4,2	Galassi et al. 1988
Invertébré	<i>Daphnia spinulata</i>	48 h	CL ₅₀	4,25	Marzio et al. 2006
Invertébré	<i>Hyalella curvispina</i>	96 h	CL ₅₀	4,25	Marzio et al. 2006
Poisson (marin)	<i>Menidia menidia</i>	96 h	CL ₅₀	5,1	Masten et al. 1994
Algue	<i>Skeletonema costatum</i>	24 h	CE ₅₀ (Croissance)	8	Masten et al. 1994
Poisson	<i>Poecilia reticulata</i>	96 h	CL ₅₀	9,6	Galassi et al. 1988
Algue	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	24 h	CE ₅₀ (Croissance)	13,4	Masten et al. 1994
Invertébré (marin)	<i>Artemia</i> sp.	24 h	CL ₅₀	15,39	Abernethy et al. 1986
Invertébré	<i>Chironomus plumosus</i>	48 h	CL ₅₀	37,8	Li et al. 2015

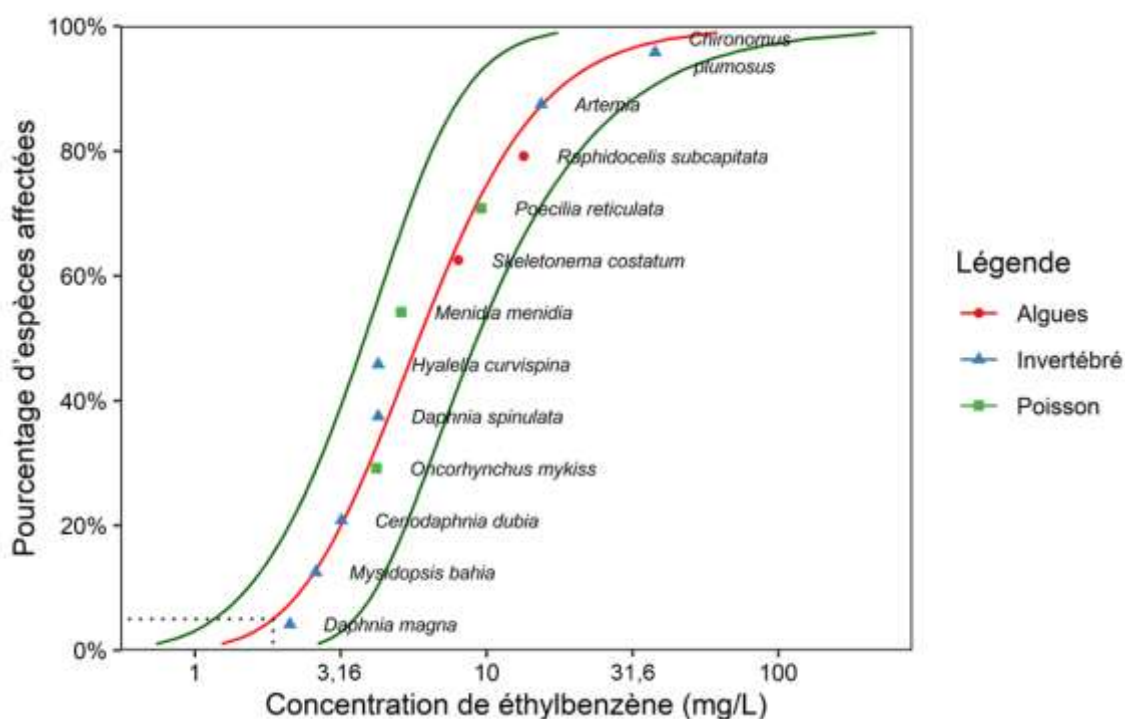


Figure 5. DSE à la toxicité aiguë pour l'éthylbenzène. La CD_5 (ligne pointillée) est de 1,9 mg/L.

Valeurs de référence pour l'exposition à long terme

Nous disposons de très peu de données sur la toxicité chronique, et l'ensemble de données ne satisfaisait pas aux exigences du CCME pour l'élaboration de recommandations (des données sur les poissons et au moins un invertébré étaient manquantes). Nous avons dérivé une DSE par la combinaison des données sur la toxicité chronique et les données sur la toxicité aiguë transformées à l'aide d'un RAC de 2,5, conformément aux procédures ci-haut. Le tableau 10 comprend des données sur la toxicité chronique pour 4 espèces et des données transformées sur la toxicité aiguë pour 9 espèces. La figure 6 montre les DSE à la toxicité chronique pour l'éthylbenzène avec une CD_5 résultante de 0,37 (entre 0,1 et 1,2) mg/L. Nous avons utilisé l'équation 1 pour calculer une CD_5 de 0,07 mg/L fondée sur le MLC. Toutes les données sur les toxicités aiguë et chronique disponibles étaient supérieures à l'estimation fondée sur le MLC. Toutefois, un paramètre, la CMAT de 21 jours (reproduction) de 0,2 mg/L pour *D. magna* (Kennedy 2006) se trouvait sous la CD_5 fondée sur la DSE. *Daphnia magna* n'est pas une espèce considérée comme en péril au Canada et le paramètre ne vise que la reproduction (et non la mortalité); la clause de protection du CCME (2007) ne s'applique donc pas. L'estimation selon le MLC est inférieure à la CD_5 établie selon la DSE, et c'est donc l'estimation de la CD_5 de 0,07 mg/L basée sur le MLC qui a été adoptée comme recommandation pour l'éthylbenzène.

Tableau 10. Ensemble de données sur la toxicité chronique pour l'éthylbenzène

Famille	Espèces	Type d'exposition (durée)	Paramètre (effet) b	Concentration entraînant un effet (mg/L)	Concentration transformée entraînant un effet (mg/L)a	Données de toxicité fondées	Référence
---------	---------	---------------------------	---------------------	--	---	-----------------------------	-----------

							sur la DSE (mg/L)
Invertébré	<i>Daphnia magna</i>	Chronique (21 d)	CMAT (Reproduction)	0,2	-	0,2	Kennedy 2006
Invertébré	<i>Mysidopsis bahia</i>	Aiguë (96 h)	CL ₅₀	2,6	1,0	1,0	Masten et al. 1994
Invertébré	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Aiguë (48 h)	CL ₅₀	3,18	1,27	1,27	Niederlehner et al. 1998
Poisson	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Aiguë (96 h)	CL ₅₀	4,2	1,7	1,7	Galassi et al. 1988
Invertébré	<i>Daphnia spinulata</i>	Aiguë (48 h)	CL ₅₀	4,25	1,70	1,70	Marzio et al. 2006
Invertébré	<i>Hyalella curvispina</i>	Aiguë (96 h)	CL ₅₀	4,25	1,70	1,70	Marzio et al. 2006
Poisson	<i>Menidia menidia</i>	Aiguë (96 h)	CL ₅₀	5,1	2,0	2,0	Masten et al. 1994
Algue	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Chronique (96 h)	CE ₅₀ (inhibition de la croissance)	3,6	-	3,6	Masten et al. 1994
Poisson	<i>Poecilia reticulata</i>	Aiguë (96 h)	CL ₅₀	9,6	3,8	3,8	Galassi et al. 1988
Algue	<i>Skeletonema costatum</i>	Chronique (72 h)	CE ₅₀ (inhibition de la croissance)	4,9	-	4,9	Masten et al. 1994
Invertébré	<i>Artemia</i> sp.	Aiguë (24 h)	CL ₅₀	15,39	6,156	6,156	Abernethy et al. 1986
Algue	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Chronique (96 h)	CE ₅₀ (inhibition de la croissance)	8,49	-	8,49	Marzio et al. 2006
Invertébré	<i>Chironomus plumosus</i>	Aiguë (48 h)	CL ₅₀	37,8	15,1	15,1	Li et al. 2015

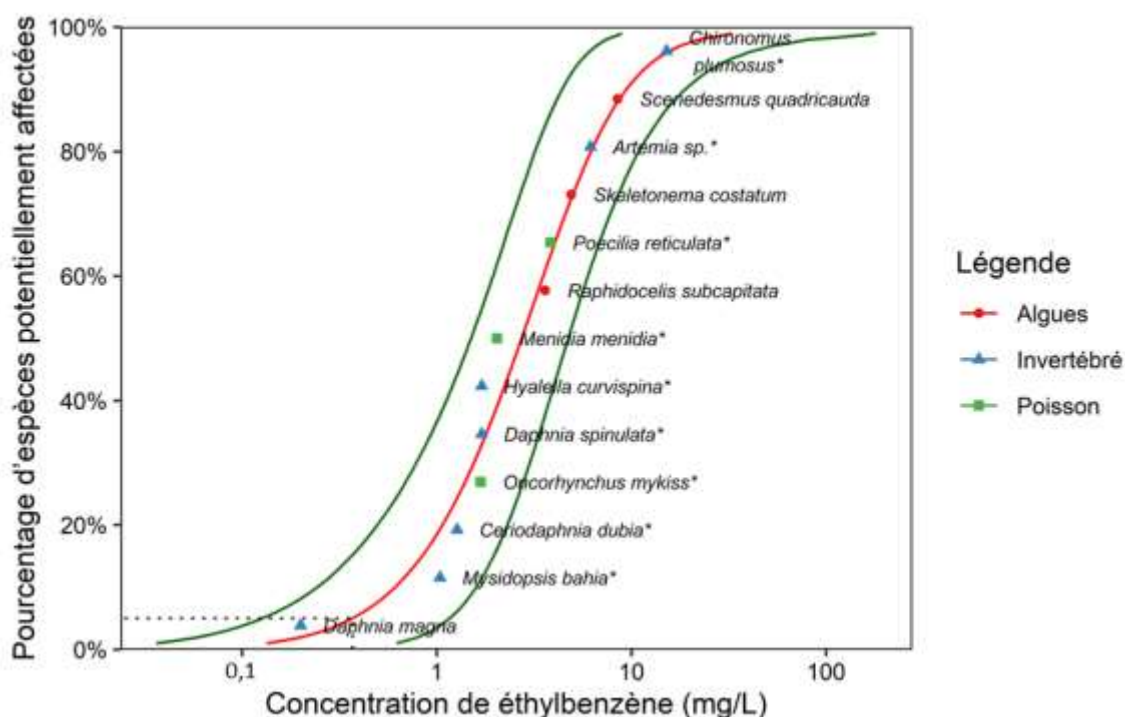


Figure 6. DSE à la toxicité chronique pour l'éthylbenzène comprenant des données transformées de toxicité aiguë (*). La CD_5 (ligne pointillée) est de 0,37 mg/L.

Tableau 11. Résumé des estimations des CD_5 fondées sur le MLC et la DSE pour les expositions chronique et aiguë à l'éthylbenzène. Les valeurs **soulignées** sont les valeurs les plus basses et celles adoptées à titre de valeur de référence et de RFQE.

	Estimation de la toxicité aiguë fondée sur le MLC (mg/L)	Estimation de la CD_5 aiguë fondée sur la DSE (mg/L)	Estimation de la toxicité chronique fondée sur le MLC (mg/L)	Estimation de la CD_5 chronique fondée sur la DSE (avec RAC) (mg/L)
Éthylbenzène	<u>1,0</u>	1,9	<u>0,07</u>	0,37

Xylène

Valeurs de référence pour l'exposition à court terme

Au total, 23 paramètres pour 12 espèces (6 poissons et 6 invertébrés) provenant de 7 études ont été ajoutés à l'ensemble de données de la DSE (résumés au tableau 12). Certaines études mesuraient les trois isomères (o-, m- et p-) distinctement, alors que d'autres les mesuraient globalement. Les données disponibles ne laissent pas croire que l'un des isomères serait plus toxique que les autres, un fait également soutenu par le mode d'action narcotique. De plus, nous ne disposons pas d'une quantité suffisante de données pour créer des DSE distinctes pour les trois isomères. C'est pourquoi nous avons regroupé ceux-ci dans un même ensemble de données. Nous avons calculé une moyenne géométrique lorsque des paramètres comparables existaient pour une même espèce. À titre d'exemple, une moyenne géométrique pour les paramètres des isomères o-, m- et

p- a été calculée à plusieurs reprises et utilisée dans la DSE. *Ceriodaphnia dubia* (invertébré) était l'espèce la plus sensible de l'ensemble de données avec une concentration moyenne entraînant un effet de 2,44 mg/L. *Chironomus plumosus* (invertébré), quant à elle, était la moins sensible de l'ensemble avec une concentration moyenne entraînant un effet de 42 mg/L. Une espèce marine et 11 d'eau douce ont été ajoutées à l'ensemble de données. La figure 7 montre les DSE pour la toxicité aiguë du xylène avec une CD_5 résultante de 2,3 (entre 1,1 et 5,5) mg/L. La CD_5 aiguë basée sur le MLC a été calculée à l'aide de l'équation 2, avec une valeur de 3,21 pour le log K_{oc} (voir l'annexe). Il en résulte une CD_5 basée sur le MLC de 1,0 mg/L.

Tableau 12. Ensemble de données sur la toxicité aiguë pour le xylène

Famille	Espèces	Durée	Paramètre	Concentration entraînant un effet (mg/L)	Isomère	Référence
Invertébré	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	48 h	CL ₅₀	2,44	o-xylène	Rose et al. 1998
Invertébré	<i>Daphnia magna</i>	48 h	CL ₅₀	3,82	p-xylène	Holcombe et al. 1987
Invertébré	<i>Daphnia spinulata</i>	48 h	CL ₅₀	4,86	Moyenne géométrique de o-, m- et p-xylène	Marzio et Saenz 2006
Invertébré	<i>Hyalella curvispina</i>	96 h	CL ₅₀	4,86	Moyenne géométrique de o-, m- et p-xylène	Marzio et Saenz 2006
Poisson	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	96 h	CL ₅₀	5,50	Moyenne géométrique de o-, m- et p-xylène	Galassi et al. 1988
Poisson	<i>Poecilia reticulata</i>	96 h	CL ₅₀	11,09	Moyenne géométrique de o-, m- et p-xylène	Galassi et al. 1988
Poisson	<i>Catostomus commersoni</i>	96 h	CL ₅₀	16,10	o-xylène	Holcombe et al. 1987
Poisson	<i>Lepomis macrochirus</i>	96 h	CL ₅₀	16,10	p-xylène	Holcombe et al. 1987
Poisson	<i>Pimephales promelas</i>	96 h	CL ₅₀	16,10	Xylènes totaux	Holcombe et al. 1987
Poisson	<i>Carassius auratus</i>	96 h	CL ₅₀	16,94	Xylènes totaux	Brenniman et al. 1976
Invertébré (marin)	<i>Artemia</i> sp.	24 h	CL ₅₀	22,42	Moyenne géométrique de o-, m- et p-xylène	Abernethy et al. 1986
Invertébré	<i>Chironomus plumosus</i>	48 h	CL ₅₀	42,0	Xylènes totaux	Li et al. 2013

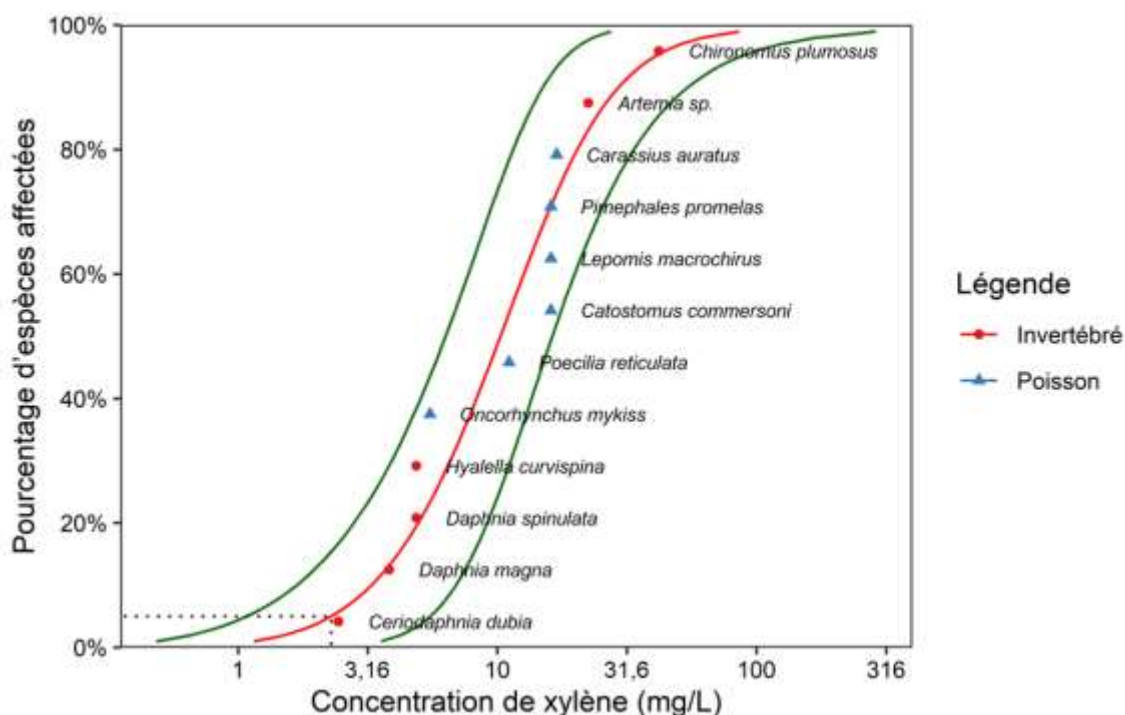


Figure 7. DSE à la toxicité aiguë pour le xylène. La CD_5 (ligne pointillée) est de 2,3 mg/L.

Valeurs de référence pour l'exposition à long terme

Nous disposons de très peu de données sur la toxicité chronique, et l'ensemble de données ne satisfaisait pas aux exigences du CCME pour l'élaboration de recommandations (des données sur au moins deux poissons et deux invertébrés étaient manquantes). Nous avons dérivé une DSE par la combinaison des données sur la toxicité chronique et les données sur la toxicité aiguë transformées à l'aide d'un RAC de 2,5, conformément aux procédures ci-haut. Le tableau 13 comprend des données sur la toxicité chronique pour 4 espèces et des données transformées sur la toxicité aiguë pour 11 espèces. La figure 8 montre les DSE pour la toxicité chronique du xylène avec une CD_5 résultante de 0,61 (entre 0,22 et 1,8) mg/L. Nous avons utilisé l'équation 1 pour calculer une CD_5 de 0,07 mg/L fondée sur le MLC. Toutes les données de toxicité aiguë et chronique disponibles étaient supérieures à l'estimation fondée sur le MLC. Toutefois, un paramètre, la CL20 de 6 jours (mortalité des embryons et larves) de 0,31 mg/L pour *L. pipiens* (amphibien) (Kennedy 2006) était inférieur à la CD_5 fondée sur la DSE. À l'instar du benzène et du toluène, la clause de protection (CCME 2007) a été prise en compte. Cependant, la valeur la plus faible (0,31 mg/L) est encore 4,5 fois plus élevée que l'estimation d'après le MLC, valeur qui, par souci de prudence et de cohérence, a été adoptée comme recommandation pour le xylène.

Tableau 13. Ensemble de données sur la toxicité chronique du xylène

Famille	<i>Lithobates pipiens</i>	Type d'exposition (durée)	Paramètre (effet) b	Concentration entraînant un effet (mg/L)	Concentration transformée entraînant un effet (mg/L) ^a	Données de toxicité fondées sur la DSE (mg/L)	Référence
Amphibien	<i>Lithobates pipiens</i>	Sous chronique (6 j)	CL ₂₀	0,31	-	0,31	Kennedy 2006
Invertébré	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Aiguë (48 h)	CL ₅₀	2,44	0,98	0,98	Rose et al. 1998
Invertébré	<i>Daphnia magna</i>	Aiguë (48 h)	CL ₅₀	3,82	1,53	1,53	Holcombe et al. 1987
Invertébré	<i>Daphnia spinulata</i>	Aiguë (48 h)	CL ₅₀	4,86	1,95	1,95	Marzio et Saenz 2006
Invertébré	<i>Hyalella curvispina</i>	Aiguë (96 h)	CL ₅₀	4,86	1,95	1,95	Marzio et Saenz 2006
Poisson	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Chronique (23 j)	CL ₁₀	3,22	-	3,22	Black et al. 1982
Algue	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Chronique (8 j)	CE ₅₀ (inhibition de la croissance)	4,16	-	4,16	Herman et al. 1990
Poisson	<i>Poecilia reticulata</i>	Aiguë (96 h)	CL ₅₀	11,09	4,43	4,43	Galassi et al. 1988
Poisson	<i>Catostomus commersoni</i>	Aiguë (96 h)	CL ₅₀	16,10	6,44	6,44	Holcombe et al. 1987
Poisson	<i>Lepomis macrochirus</i>	Aiguë (96 h)	CL ₅₀	16,10	6,44	6,44	Holcombe et al. 1987
Poisson	<i>Pimephales promelas</i>	Aiguë (96 h)	CL ₅₀	16,10	6,44	6,44	Holcombe et al. 1987
Poisson	<i>Carassius auratus</i>	Aiguë (96 h)	CL ₅₀	16,94	6,78	6,78	Brenniman et al. 1976
Invertébré	<i>Artemia</i> sp.	Aiguë (24 h)	CL ₅₀	22,42	8,97	8,97	Abernethy et al. 1986
Algue	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Chronique (96 h)	CE ₅₀ (inhibition de la croissance)	12,51	-	12,51	Marzio et Saenz 2006
Invertébré	<i>Chironomus plumosus</i>	Aiguë (48 h)	CL ₅₀	42,0	16,8	16,8	Li et al. 2013

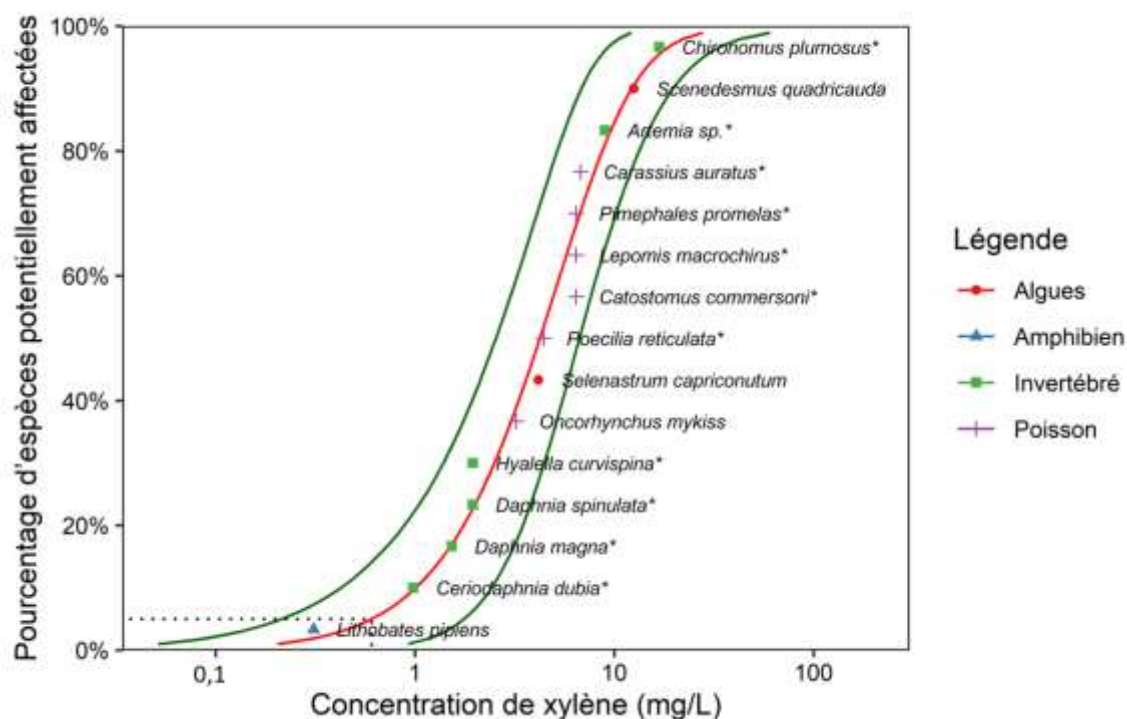


Figure 8. DSE à la toxicité chronique pour le xylène comprenant des données transformées de toxicité aiguë (*). La CD_5 (ligne pointillée) est de 0,61 mg/L.

Tableau 14. Résumé des estimations des CD_5 fondées sur le MLC et la DSE pour les expositions chronique et aiguë au xylène. Les valeurs **soulignées** sont les valeurs les plus basses et celles adoptées à titre de valeur de référence et de RFQE.

	Estimation de la toxicité aiguë fondée sur le MLC (mg/L)	Estimation de la CD_5 aiguë fondée sur la DSE (mg/L)	Estimation de la toxicité chronique fondée sur le MLC (mg/L)	Estimation de la CD_5 chronique fondée sur la DSE (avec RAC) (mg/L)
Xylène	<u>1,0</u>	2,3	<u>0,07</u>	0,61

Recommandations fédérales pour la qualité des eaux

Les concentrations de référence, pour les expositions à court terme, et les RFQE, pour celles à long terme, assurent des lignes directrices quant aux expositions aiguë et chronique, respectivement. La valeur d'exposition à court terme vise à protéger la plupart des espèces, et non les individus, contre la létalité lors d'événements graves, mais transitoires, par exemple des déversements ou une utilisation/élimination inappropriée de la substance en question. Les recommandations à long terme visent à protéger les espèces les plus sensibles à tous les stades de vie. Bien que les BTEX ne soient pas persistants, la faune aquatique peut être exposée de manière chronique à une substance en raison d'une libération progressive à partir des sols ou des sédiments, d'une pénétration progressive par les eaux souterraines ou par le ruissellement, les rejets par les installations municipales et les rejets provenant de procédés industriels. Les RFQE et les concentrations

de référence dans le cas d'expositions à court terme pour les BTEX sont des outils d'évaluation et d'interprétation des données de surveillance des BTEX dans l'eau.

Il n'a pas été possible d'établir des recommandations de type A ou B pour le CCME pour les BTEX en raison de l'absence de certaines données sur la toxicité chronique. Toutefois, nous disposons de données appropriées pour calculer un RCA afin de remplir les exigences minimales en matière de données pour calculer des DSE. Puisque les BTEX sont considérés comme des narcotiques non polaires, le MLC a servi à corroborer les recommandations fondées sur la DSE ou à dériver des RFQE, lorsque l'estimation était plus conservatrice.

Les valeurs de référence finales pour l'exposition à court terme et les recommandations pour celle à long terme aux composés de BTEX sont inférieures aux estimations fondées sur la DSE et le MLC. Les valeurs de références fédérales pour l'exposition à court terme et les recommandations pour celle à long terme aux composés de BTEX ont été arrondies à deux chiffres significatifs et figurent au tableau 1. Ces RFQE s'appliquent aux milieux marins et d'eau douce.

Approche de l'indice de danger : application à un mélange

On peut appliquer les recommandations (à long terme) et les valeurs de référence (à court terme) pour les différents membres du groupe des BTEX à un échantillon d'eau en utilisant l'indice de danger, selon l'équation suivante :

$$\text{Indice de danger} = \sum_{i=1}^{n=4} \left(\frac{\text{concentration}_i}{\text{recommandation ou valeur de référence}_i} \right)$$

On développe l'équation comme suit :

Indice de danger à court terme

$$= \sum_{i=1}^{n=4} \left(\frac{\text{Concentration}_{\text{Benzène}}}{\text{Valeur de référence}_{\text{Benzène}}} + \frac{\text{Concentration}_{\text{Toluène}}}{\text{Valeur de référence}_{\text{Toluène}}} + \frac{\text{Concentration}_{\text{Éthylbenzène}}}{\text{Valeur de référence}_{\text{Éthylbenzène}}} + \frac{\text{Concentration}_{\text{Xylène}}}{\text{Valeur de référence}_{\text{Xylène}}} \right)$$

Indice de danger à long terme

$$= \sum_{i=1}^{n=4} \left(\frac{\text{Concentration}_{\text{Benzène}}}{\text{RFQE}_{\text{Benzène}}} + \frac{\text{Concentration}_{\text{Toluène}}}{\text{RFQE}_{\text{Toluène}}} + \frac{\text{Concentration}_{\text{Éthylbenzène}}}{\text{RFQE}_{\text{Éthylbenzène}}} + \frac{\text{Concentration}_{\text{Xylène}}}{\text{RFQE}_{\text{Xylène}}} \right)$$

Comme les termes des équations ci-dessus sont des rapports, les unités (p. ex. en mg/L) doivent être les mêmes au numérateur et au dénominateur. Un ID final ≥ 1 indiquerait que les BTEX totaux mesurés dans un échantillon d'eau sont présents en une concentration qui peut présenter un danger pour les communautés aquatiques, et une valeur totale < 1 indiquerait que l'eau d'où provient l'échantillon ne présente probablement pas de danger pour les communautés aquatiques. Cette approche est incluse dans le Cadre d'évaluation des risques cumulatifs publié par l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) (Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire de Santé Canada 2017).

Références

- Abernethy, S., A. Bobra, W. Shiu, P. Wells and D. Mackay. 1986. Acute lethal toxicity of hydrocarbons and chlorinated hydrocarbons to two planktonic crustaceans: The key role of organism-water partitioning. *Aquatic Toxicol.* 8: 163-174. (disponible en anglais seulement)
- [ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2007a. Toxicological Profile for Benzene. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta, GA. (disponible en anglais seulement)
- [ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2007b. Toxicological Profile for Ethylbenzene. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta, GA. (disponible en anglais seulement)
- [ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2007c. Toxicological Profile for Xylenes. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta, GA. (disponible en anglais seulement)
- [ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2017. Toxicological profile for Toluene. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta, GA. (disponible en anglais seulement)
- Bandow, H., N. Washida and H. Akimoto. 1985. Ring-cleavage reactions of aromatic hydrocarbons studied by FT-IR spectroscopy: I. Photooxidation of toluene and benzene in the NO_x-air system. *Bul. Chem. Soc. Japan* 58: 2531-2540. (disponible en anglais seulement)
- Black, J.A., W.J. Birge, W.E. McDonnell, A.G. Westerman, B.A. Ramey and D.M. Bruser. 1982. The aquatic toxicity of organic compounds to embryo-larval stages of fish and amphibians. University of Kentucky Water Resources Research Institute, Report No. 133. (disponible en anglais seulement)
- Bolden, A.L., C.F. Kwiatkowski and T. Colborn. 2015. New Look at BTEX: Are Ambient Levels a Problem? *Environ. Sci. Tech.* 49: 5261-5276 (disponible en anglais seulement)
- Brenniman, G., R. Hartung and W.J. Weber. 1976. A continuous flow bioassay method to evaluate the effects of outboard motor exhausts and selected aromatic toxicants on fish. *Water Research* 10: 165-169. (disponible en anglais seulement)
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1991. Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Recommandations pour la qualité des eaux au Canada.
- [CCME] Canadian Council of Ministers of the Environment. 1999a. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: Benzene. Canadian Environmental Quality Guidelines, 2005 Update (disponible en anglais seulement)
- [CCME] Canadian Council of Ministers of the Environment. 1999b. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Toluene. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg. (disponible en anglais seulement)
- [CCME] Canadian Council of Ministers of the Environment. 1999c. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Ethylbenzene. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg. (disponible en anglais seulement)
- [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. Dans : Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.
- CAREX Canada. 2020a. Benzene Profile. Accessible sur : <https://www.carexcanada.ca/profile/benzene/> [consulté le 7 juin 2022]. (Disponible en anglais seulement.)
- CAREX Canada. 2020b. Ethylbenzene Profile. Accessible sur : <https://www.carexcanada.ca/profile/ethylbenzene/> [consulté le 7 juin 2022]. (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. Accessible sur : <https://bcgov-env.shinyapps.io/ssdtools/> [consulté le 16 décembre 2020]. (Disponible en anglais seulement.)
- Di Toro, D.M., J.A. McGrath and D.J. Hansen. 2000. Technical basis for narcotic chemicals and PAH criteria. I. Water and tissue. *Environ. Toxicol. Chem.* 19: 1951-1970. (disponible en anglais seulement)
- [ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2024. Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement – Triclocarban, Bureau national des recommandations et des normes, Environnement et Changement climatique Canada, Gatineau (Qué.).
- [ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2022. Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement : Siloxane D4 (Octaméthylcyclotétrasiloxane). Bureau national des recommandations et des normes, Environnement et Changement climatique Canada, Gatineau (QC).
- [ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. 2016. Rapport d'évaluation préalable : Éthylbenzène. Ottawa (ON), gouvernement du Canada.
- Fox, D.R., R.A. van Dam, R. Fisher, G.E. Batley, A.R. Tillmanns, J. Thorley, C.J. Schwarz, D.J. Spry and K. McTavish. 2021. Recent developments in species sensitivity distribution modeling. *Environ. Toxicol. Chem.* 40: 293-308. (disponible en anglais seulement)
- Furay, V. and S. Smith. 1995. Toxicity and QSAR of chlorobenzenes in two species of benthic flatfish, flounder (*Platichthys flesus* L.) and sole (*Solea solea* L.). *Bull. Environ. Cont. Toxicol.* 54: 36-42. (disponible en anglais seulement)

- Galassi, S., M. Mingazzini, L. Vigano, D. Cesareo and M.L. Tosato. 1988. Approaches to modelling toxic responses of aquatic organisms to aromatic hydrocarbons. *Ecotox. Environ. Saf.* 16: 158-169. (disponible en anglais seulement)
- Gossett, R.W., D.A. Brown and D.R. Young. 1983. Predicting the bioaccumulation of organic compounds in marine organisms using octanol/water partition coefficients. *Marine Poll. Bull.* 14: 387-392. (disponible en anglais seulement)
- Government of Alberta. 2011. Draft Lower Athabasca integrated region plan 2011-2021. No. 1/511. Edmonton. (disponible en anglais seulement) (disponible en anglais seulement)
- [GC] Gouvernement du Canada. 1999. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999). L.C., 1999, ch. 33, *Gazette du Canada*. Partie III, vol. 22, no 3. Publié par le ministère de la Justice, gouvernement du Canada.
- Headley, J.V., S.L. Barbour, R.W. Thring and Y. Gong. 2000. An evaluation of the ideality of benzene, toluene, ethylbenzene, and xylene on activity coefficients in gas condensate and the implications for dissolution in groundwater. *Can. Wat. Res.* 25:1 67-79. (disponible en anglais seulement)
- Santé Canada. 2007. L'éthylbenzène et la santé. Santé Canada. (No de catalogue H128-1/07-496-3F).
- Santé Canada. 2009. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique—Benzène. Bureau de l'eau, de l'air et des changements climatiques, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (ON). (No de catalogue H128-1/09-589F).
- Santé Canada. 2014. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique — Le toluène, l'éthylbenzène et les xylènes. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario). (No de catalogue H144-20/2015F-PDF).
- Santé Canada, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire. 2017. Projet de directive PRO2017-01, Cadre d'évaluation des risques cumulatifs.
- Herman, D.C., W.E. Inness and C.I. Mayfield. 1990. Impact of volatile aromatic hydrocarbons, alone and in combination, on growth of the freshwater alga *Selenastrum capricornutum*, *Aquatic Toxicol.* 18: 87-100. (disponible en anglais seulement)
- Holcombe, P. and H. Sulaiman. 1987. Simultaneous multiple species testing: acute toxicity of 13 chemicals to 12 diverse freshwater amphibian, fish, and invertebrate families. *Arch. Environ. Cont. Toxicol.* 16: 697-709. (disponible en anglais seulement)
- Hsieh, S., K. Tsai and C. Chen. 2006. The combined toxic effects of nonpolar narcotic chemicals to *Pseudokirchneriella subcapitata*. *Wat. Res.* 40: 1957-1964. (disponible en anglais seulement)
- Kassotis C.D., D.E. Tillitt, J.W. Davis, A.M. Hormann and S.C. Nagel. 2014. Estrogen and androgen receptor activities of hydraulic fracturing chemicals and surface and ground water in a drilling-dense region. *Endocrinology.* 155: 897-907. Erratum in: 2015 *Endocrinology* 156: 4374. (disponible en anglais seulement)
- Klimisch H.J., M. Andreae and U. Tillmann. 1997. A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 25: 1-5. (disponible en anglais seulement)
- Kuhn, R. and M. Pattard. 1990. Results of the harmful effects of water pollutants to green algae (*Scenedesmus subspicatus*) in the cell multiplication inhibition test. *Water Res.* 24: 31-38. (disponible en anglais seulement)
- Li, X., Q. Zhou, Y. Luo, G. Yang and T. Zhou. 2013. Joint action and lethal levels of toluene, ethylbenzene, and xylene on midge (*Chironomus plumosus*). *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20: 957-966. (disponible en anglais seulement)
- Mahaffey, A. and M. Dubé. 2016. Review of the composition and toxicity of oil sands process-affected water. *Environ. Rev.* 25: 97-114. (disponible en anglais seulement)
- Marchini, S., M.L. Tosato, T.J. Norberg-King, D.E. Hammermeister and M.D. Hoglund. 1992. Lethal and sublethal toxicity of benzene derivatives to the fathead minnow, using a short-term test. *Environ. Toxicol. Chem.* 11: 198-195. (disponible en anglais seulement)
- Marzio, W.D. and M.E. Saenz. 2006. QSARs for aromatic hydrocarbons at several trophic levels. *Environ. Toxicol.* 21: 118-124. (disponible en anglais seulement)
- Masten, L.W., R.L. Boeri and J.D. Walker. 1994. Strategies employed to determine the acute toxicity of ethyl benzene, a highly volatile, poorly water-soluble chemical. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 27: 335-348. (disponible en anglais seulement)
- McCarty, L.S., D. Mackay, A.D. Smith, G.W. Ozburn and G.D. Dixon. 1991. Interpreting aquatic toxicity QSARs: the significance of toxicant body residues at the pharmacologic endpoint. *Sci. Total Environ.* 109/110: 515-525. (disponible en anglais seulement)
- McCarty, L.S., D. Mackay, A.D. Smith, G.W. Ozburn and G.D. Dixon. 1992. Residue-based interpretation of toxicity and bioconcentration QSARs from aquatic bioassays: Neutral narcotic organics. *Environ. Toxicol. Chem.* 11: 917-930. (disponible en anglais seulement)
- McGrath, J.A., C.J. Fanelli, D.M. Di Toro, T.F. Parkerton, A.D. Redman, L.M. Paumen, M. Comber, C.V. Eadsforth and K. den Haan. 2018. Re-evaluation of Target Lipid Model-derived HC5 predictions for hydrocarbons. *Environ. Toxicol. Chem.* 37: 1579-1593. (disponible en anglais seulement)
- Mihaich, E.M. and C.J. Borgert. 2018 Hypothesis-driven weight-of-evidence analysis for the endocrine disruption potential of benzene. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 100: 7-15. (disponible en anglais seulement)

- Modrzyński, J.J., J.H. Christensen and K.K. Brandt. 2019. Evaluation of dimethyl sulfoxide (DMSO) as a co-solvent for toxicity testing of hydrophobic organic compounds. *Ecotoxicol.* 28: 1136–1141. (disponible en anglais seulement)
- Moles, A., S. Bates, D. Rice and S. Korn. 1981. Reduced growth of coho salmon fry exposed to two petroleum components, toluene and naphthalene, in fresh water. *Trans. Am. Fish. Soc.* 110: 430-436. (disponible en anglais seulement)
- Niederlehner, B., J. Cairns and E.P. Smith. 1998. Modeling acute and chronic toxicity of nonpolar narcotic chemicals and mixtures to *Ceriodaphnia dubia*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 39: 136-146. (disponible en anglais seulement)
- [NTP] National Toxicology Program. 2016. Report on Carcinogens, Fourteenth Edition. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Research Triangle Park, NC. (disponible en anglais seulement)
- [OECD] Organisation for Economic Co-operation and Development. 2000. Guidance document on aquatic toxicity testing of difficult substances and mixtures. Series on Testing and Assessment, No. 23. ENV/JM/MONO(2000)6. Paris, France. (disponible en anglais seulement)
- Philibert, D., T. Parkerton, T. Martenson and B. de Joudan. 2021. Assessing the toxicity of individual aromatic compounds and mixtures to American lobster (*Homarus americanus*) larvae using a passive dosing system. *Environ. Toxicol. Chem.* 40: 1379-1388. (disponible en anglais seulement)
- Posthuma, L., J. van Gils, M.C. Zijp, D. van de Meent and D. de Zwart. 2019 Species sensitivity distributions for use in environmental protection, assessment, and management of aquatic ecosystems for 12 386 chemicals. (Supporting Information) *Environ. Toxicol. Chem.* 38: 905-917. (disponible en anglais seulement)
- [RAMP] Regional Aquatics Monitoring Program. 2021. RAMP Alberta Monitoring Database. Accessible sur : <http://www.ramp-alberta.org/ramp/data.aspx> [consulté le 6 juillet 2021]. (Disponible en anglais seulement.)
- Robert J, C.C. McGuire, S. Nagel, B.P. Lawrence and F.J. Andino. 2019. Developmental exposure to chemicals associated with unconventional oil and gas extraction alters immune homeostasis and viral immunity of the amphibian *Xenopus*. *Sci. Total Environ.* 671: 644-654. (disponible en anglais seulement)
- Rose, R.M., M. St.J. Warne and R.P. Lim. 1998. Quantitative structure–activity relationships and volume fraction analysis for nonpolar narcotic chemicals to the Australian cladoceran *Ceriodaphnia cf. dubia*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 34: 248-252. (disponible en anglais seulement)
- [LEP] *Loi sur les espèces en péril*, L.C. 2002, ch. 29, Recherche d'espèces le 3 juillet 2022 sur le site <https://species-registry.canada.ca>.
- Thorley, J. and C. Schwarz. 2018. ssdtools: An R package to fit Species Sensitivity Distributions. *J. Open Source Softw.* 3: 1082. (disponible en anglais seulement)
- Trucco, R., F.R. Engelhardt and B. Stacey. 1983. Toxicity, accumulation and clearance of aromatic hydrocarbons in *Daphnia pulex*. *Environ. Pollut.* 31: 191-202. (disponible en anglais seulement)
- Tsai, K. and C. Chen. 2007. An algal toxicity database of organic toxicants derived by a closed system technique. *Environ. Toxicol. Chem.* 26: 1931-1939. (disponible en anglais seulement)
- [USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2015. Toxicity Relationship Analysis Program (TRAP) Version 1.30a. Mid-Continent Ecology Division, 6201 Congdon Blvd., Duluth, MN 55804. (Disponible en anglais seulement.)
- Warne, M.St.J., G.E. Batley, R.A. van Dam, J.C. Chapman, D.R. Fox, C.W. Hickey and J.L. Stauber. 2018. Revised Method for Deriving Australian and New Zealand Water Quality Guideline Values for Toxicants – update of 2015 version. Prepared for the revision of the Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality. Australian and New Zealand Governments and Australian state and territory governments, Canberra, 48 pp. (Disponible en anglais seulement.)
- Wong, P.T.S., Y.K. Chau, J.S. Rhaney and M. Docker. 1984. Relationship between water solubility of chlorobenzenes and their effects on a freshwater green alga. *Chemosphere* 13: 991-996. (disponible en anglais seulement)

Liste des abréviations

RAC – rapport entre les toxicités aiguë et chronique
AICc – critère d'information d'Akaike corrigé pour petite taille d'échantillon
BTEX – benzène, toluène, éthylbenzène et xylène
NE CAS – numéro d'enregistrement du Chemical Abstracts Service
LCPE – *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*
CCME – Conseil canadien des ministres de l'environnement
PGPC – Plan de gestion des produits chimiques
CE_x – concentration entraînant un effet %
ECCC – Environnement et Changement climatique Canada
RFQE – Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement
RFQ des eaux – Recommandations fédérales sur la qualité des eaux

GoC – gouvernement du Canada
CD₅ – concentration dangereuse au 5^e percentile de la courbe de la DSE
CD_p – concentration dangereuse à un percentile donné (p)
CI_x – concentration inhibitrice
K_{oe} – coefficient de partage octanol-eau
CL_x – concentration létale
LIC – limite inférieure de confiance
CMEO – concentration minimale avec effet observé
CMAT – concentration maximale acceptable de toxiques
CSEO – concentration sans effet observé
LDM – limite de détection des méthodes
EVM – estimation de vraisemblance maximale
ETSB – eaux de traitement des sables bitumineux
QSAR – modèle quantitatif structure-activité
RAMP – Regional Aquatics Monitoring Program
LEP – *Loi sur les espèces en péril*
DSE – distribution de la sensibilité des espèces
MLC – modèle des lipides cibles
LSC – limite supérieure de confiance
COV – composés organiques volatils