



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

BENZÈNES CHLORÉS 1,2,3-trichlorobenzène

Le 1,2,3-trichlorobenzène (CAS 87-61-6, poids moléculaire de 181,45) solide est utilisé dans l'industrie comme véhiculeur de teinture, comme intermédiaire dans la synthèse de produits chimiques (surtout d'herbicides) ainsi que comme dégraissant et lubrifiant (CIS, 1991). Les congénères du trichlorobenzène ne sont ni produits ni utilisés à grande échelle au Canada, mais on compte environ 2 600 000 tonnes de ces substances dans les fluides diélectriques pour transformateurs en cours d'utilisation ou stockés en vue de leur élimination. De petites quantités (moins de 2000 kg) de trichlorobenzènes ont en outre été importées au Canada en 1992 aux fins de l'entretien des fluides diélectriques pour transformateurs existants (E.D. Brien, 1993, Environnement Canada, Ottawa, comm. pers.). Les principales sources de contamination de l'environnement sont probablement le déversement accidentel de ces fluides diélectriques ainsi que le dépôt consécutif au transport atmosphérique transfrontalier à grande distance. On pense que des pertes sont aussi associées à l'utilisation des trichlorobenzènes comme solvant industriel ainsi qu'aux effluents industriels et aux lixiviats de décharge. Des données indiquent que des trichlorobenzènes sont produits par la dégradation microbienne et la métabolisation végétale de benzènes davantage chlorés, mais cette source n'est pas jugée importante (Gouvernement du Canada, 1993). On ne dispose d'aucune donnée estimative sur l'importance relative des différentes sources de trichlorobenzènes au Canada (Gouvernement du Canada, 1993).

On a signalé la présence de faibles concentrations de 1,2,3-trichlorobenzène, se situant entre 0,005 et 30 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, dans différents secteurs du bassin des Grands Lacs. Des concentrations plus élevées avaient été enregistrées au début des années 1980. Plus récemment, on a mesuré dans la Niagara, près de Niagara-on-the-Lake, des concentrations maximales de 0,0006 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (NRDIG, 1990). Des concentrations élevées ont également été mesurées dans les effluents de diverses installations industrielles et municipales de l'Ontario et de la Nouvelle-Écosse (Gouvernement du Canada, 1993).

Chez les invertébrés et les poissons, les concentrations de 1,2,3-trichlorobenzène variaient entre 0,1 et 29 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (pf). Les valeurs qui se situent dans la partie

supérieure de cette plage correspondent à des organismes prélevés dans la basse Niagara et dans son panache dans le lac Ontario. Les concentrations mesurées en d'autres endroits se situaient dans la partie inférieure de cette plage ou en deçà du seuil de détection (Gouvernement du Canada, 1993).

Mackay et coll. (1992) ont étudié le devenir de chacun des chlorobenzènes dans l'environnement à l'aide de plusieurs versions d'un modèle fondé sur la fugacité et de l'information disponible. Les résultats de ces études par modélisation indiquent que le comportement des chlorobenzènes varie en fonction du degré de chloration. Le modèle le plus simple, celui de la fugacité de niveau I, montre qu'en raison de la tension de vapeur (28 Pa) et de la faible hydrosolubilité (21 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) du 1,2,3-trichlorobenzène, ce produit tend surtout à se répartir dans l'air, le sol en renfermant par ailleurs une certaine quantité et l'eau, une petite quantité. Les résultats obtenus à l'aide du modèle de niveau II indiquent que les principaux mécanismes de piégeage de tous les chlorobenzènes sont atmosphériques. Le 1,2,3-trichlorobenzène est surtout piégé par advection (p. ex., dépôt et sédimentation) et par réaction chimique. La photodégradation étant lente, les demi-vies atmosphériques varient entre 2 et 6 semaines. Dans le milieu aquatique, on trouve surtout le 1,2,3-trichlorobenzène dans les phases organiques (organismes, sédiments) ou associé à la matière organique en suspension ou dissoute plutôt que dissous dans la phase aqueuse (le logarithme du coefficient de partage octanol-eau est de 4,1), les demi-vies variant entre 6 et 18 semaines dans l'eau et entre 1,1 et 3,4 ans dans les sédiments.

Tableau 1. Recommandations pour la qualité des eaux établies pour le 1,2,3-trichlorobenzène aux fins de la protection de la vie aquatique (Environnement Canada, 1997).

Vie aquatique	Recommandation ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
Dulcicole	8,0*
Marine	Néant†

*Recommandation provisoire.

†Aucune recommandation n'a été établie.

**Élaboration des recommandations pour la
qualité des eaux**

La recommandation canadienne provisoire pour la qualité des eaux visant la protection de la vie aquatique d'eau douce établie pour le 1,2,3-trichlorobenzène a été élaborée selon le protocole du CCME (CCME, 1991). Pour de plus amples renseignements, consulter le rapport d'évaluation de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE) et son document connexe (Gouvernement du Canada, 1993) ainsi que le document qui accompagne le présent feuillet d'information (Environnement Canada, 1997).

Vie dulcicole

Les valeurs les plus faibles dont on dispose concernant la toxicité aiguë chez les poissons correspondent à une CL₅₀-96 h de 340 µg·L⁻¹ pour le guppy (*P. reticulata*) (van Hoogen et Opperhuizen, 1988) et à une CL₅₀-48 h de 710 µg·L⁻¹ pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) (Calamari et coll., 1983). Chez les invertébrés, les études de toxicité aiguë ont permis d'obtenir une CI₅₀-24 h (immobilisation) de 350 µg·L⁻¹ pour *Daphnia magna* (Calamari et coll., 1983) et une CL₅₀-48 h de 1700 µg·L⁻¹ (CSEO de 340 µg·L⁻¹) pour le moucheron (*Chironomus riparius*) (Roghair et coll., 1994). Dans une étude récente sur le moucheron (*C. riparius*), van der Zandt et coll. (1994) ont obtenu une CSEO-96 h de 200 µg·L⁻¹ et une CSEO-96 h de 18 µg·L⁻¹ (valeurs fondées sur des modifications comportementales). Bien que cette étude ait permis de déterminer la concentration minimale produisant un effet, ces résultats n'ont pas été pris en compte dans l'élaboration de la recommandation, car les modifications comportementales ne constituent pas un paramètre acceptable.

Les études de toxicité chronique effectuées sur les poissons ont permis d'obtenir une CSEO-28 j de 250 µg·L⁻¹ pour le poisson zèbre (*Brachydanio rerio*) (van Leeuwen et coll., 1990). Chez les invertébrés, on a mesuré une CE₅₀-14 j et une CE₁₆-14 j (réduction de la fertilité) de 200 µg·L⁻¹ et de 80 µg·L⁻¹, respectivement, pour *D. magna*, ainsi qu'une CSEO-48 h aiguë de 340 µg·L⁻¹ pour le moucheron (*C. riparius*) (Roghair et coll., 1994).

Calamari et coll. (1983) ont observé une CE₅₀-96 h (fondée sur l'inhibition de la croissance) de 900 µg·L⁻¹

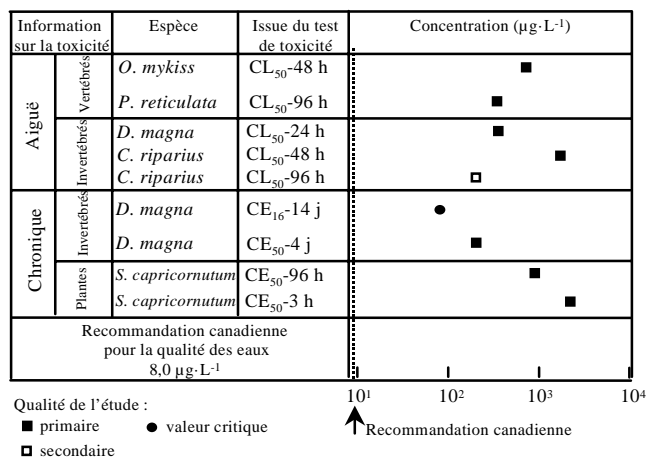


Figure 1. Données choisies sur la toxicité du 1,2,3-trichlorobenzène pour les organismes d'eau douce.

pour l'algue *Selenastrum capricornutum*, et une CE₅₀-3 h (fondée sur l'inhibition de la photosynthèse) de 2200 µg·L⁻¹. Sicko-Goad et Andresen (1993) ont montré que les diatomées (*Cyclotella meneghiniana*, *Melosira italica*, *Melosira varians* et *Synedra filiformis*) pouvaient subir des effets néfastes après une exposition de 1 à 10 jours à une concentration d'environ 300 µg·L⁻¹ de 1,2,3-trichlorobenzène. Chez *Melosira italica*, par ailleurs, on a observé des réductions de 20 à 50 % du dénombrement cellulaire.

La recommandation provisoire pour la qualité des eaux et la protection de la vie aquatique d'eau douce établie pour le 1,2,3-trichlorobenzène est de 8,0 µg·L⁻¹. On a obtenu cette valeur en multipliant par un facteur de sécurité de 0,1 la CSEO de 80 µg·L⁻¹ (Roghair et coll., 1994) observée chez l'organisme le plus sensible au 1,2,3-trichlorobenzène, *D. magna* (CCME, 1991).

Vie marine

On ne dispose pas de données suffisantes pour établir à l'égard du 1,2,3-trichlorobenzène une recommandation provisoire pour la protection de la vie marine.

Heitmuller et coll. (1981) ont mesuré une CL₅₀-96 h de 2100 µg·L⁻¹ chez le poisson *Cyprinodon aggregata*. Mortimer et Connell (1994) ont enregistré une CL₅₀-96 h de 570 µg·L⁻¹ pour le crabe fouisseur (*Portunus pelagicus*), et Abernethy et coll. (1988), une CL₅₀-24 h de 2340 µg·L⁻¹ pour *Artemia nauplii*. Mortimer et Connell (1995) ont en outre observé chez le crabe

fouisseur, *P. pelagicus*, des réductions de la vitesse de croissance de 10 et de 50 % après une exposition de 40 jours à des concentrations de 53,5 µg·L⁻¹ (concentration minimale produisant un effet) et de 172,9 µg·L⁻¹, respectivement.

Références

- Abernethy, S.G., D. Mackay et L.S. McCarty. 1988. "Volume fraction" correlation for narcosis in aquatic organisms: The key role of partitioning. *Environ. Toxicol. Chem.* 7:469-481.
- Calamari, D., S. Galassi, F. Setti et M. Vighi. 1983. Toxicity of selected chlorobenzenes to aquatic organisms. *Chemosphere* 12:253-262.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991. Annexe IX — Méthode d'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau en vue de la protection de la vie aquatique (avril 1991), dans *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement. 1987. Préparée par le Groupe de travail sur les recommandations de la qualité des eaux. [Mise à jour et reprise avec de légères modifications de fond et d'autres au niveau de la forme dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, Chapitre 4, Conseil des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]
- . 1993. Annexe XV — Méthode d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux : protection des utilisations agricoles (octobre 1993), dans *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement. 1987. Préparée par le Groupe de travail sur les recommandations de la qualité des eaux. [Mise à jour et reprise avec de légères modifications de fond et d'autres au niveau de la forme dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, chapitre 5, Conseil des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]
- CCMRE (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement). 1987. *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*. Préparées par le Groupe de travail sur les recommandations de la qualité des eaux.
- CIS (Camford Information Services). 1991. CPI product profiles: Chlorobenzenes (mono, di, tri, tetra, penta, hexachlorobenzenes). CIS, Don Mills, ON.
- Environnement Canada. 1997. Canadian water quality guidelines for chlorinated benzenes. Supporting document. Environnement Canada, Direction de la qualité de l'environnement et de la politique scientifique, Ottawa. Ébauche inédite.
- Gouvernement du Canada (Santé et Bien-être social Canada et Environnement Canada). 1993. Trichlorobenzènes: Loi canadienne sur la protection de l'environnement liste des substances d'intérêt prioritaire rapport d'évaluation. Gouvernement du Canada, Ottawa.
- Heitmuller, P.T., T.A. Hollister et P.R. Parrish. 1981. Acute toxicity of 54 industrial chemicals to sheepshead minnows *Cyprinodon variegatus*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 27:596-604.
- Mackay, D., W.Y. Shi et K.C. Ma. 1992. Illustrated handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals I. Monoaromatics, chlorobenzenes, and PCBs. Lewis Publishers Inc., Boca Raton, FL.
- Mortimer, M.R. et D.W. Connell. 1994. Critical internal and aqueous lethal concentrations of chlorobenzenes with the crab *Portunus pelagicus* (L). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 28:298-312.
- . 1995. Effect of exposure to chlorobenzenes on growth rates of the crab *Portunus pelagicus* (L). *Environ. Sci. Technol.* 29 (8): 1881-1886.
- NRDIG (Niagara River Data Interpretation Group), 1990. Joint evaluation of the upstream/downstream Niagara River monitoring data. Niagara River Data Interpretation Group, River Monitoring Committee.
- Roghair, C.J., A. Buijze, E.S.E. Yedema et J.L.M. Hermens. 1994. A QSAR for base-line toxicity to the midge *Chironomus riparius*. *Chemosphere* 28:989-997.
- Sicko-Goad, L. et N.A. Andresen. 1993. Effect of diatom lipid composition on the toxicity of trichlorobenzene. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 24: 243-248.
- van der Zandt, P.T.J., F. Heinis et A. Kikkert. 1994. Effects of narcotic industrial pollutants on behaviour of midge larvae *Chironomus riparius* (Meigen) (Diptera): A quantitative structure-activity relationship. *Aquat. Toxicol.* 28:209-221.
- Van Hoogen, G. et A. Opperhuizen. 1988. Toxicokinetics of chlorobenzenes in fish. *Environ. Toxicol. Chem.* 7:213-219.
- van Leeuwen, C.J., D.M.M. Adema et J. Hermens. 1990. Quantitative structure-activity relationships for fish early life stage toxicity. *Aquat. Toxicol.* 16:321-334.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique : benzènes chlorés — 1,2,3-trichlorobenzène*, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Winnipeg, le Conseil.

Pour les questions de nature scientifique, veuillez contacter :

Environnement Canada
Division des recommandations et des normes
351, boul. St-Joseph
Hull (Québec) K1A 0H3
Téléphone : (819) 953-1550
Télécopieur : (819) 953-0461
Courrier électronique : ceqg-rcqe@ec.gc.ca
Adresse Internet : <http://www.ec.gc.ca>

Pour obtenir d'autres exemplaires de ce document, veuillez contacter :

Documents du CCME
a/s de Publications officielles du Manitoba
200, rue Vaughan
Winnipeg (Manitoba) R3C 1T5
Téléphone : (204) 945-4664
Télécopieur : (204) 945-7172
Courrier électronique : spccme@chc.gov.mb.ca