



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

ATRAZINE

L'atrazine ($C_8H_{14}ClN_5$) est un herbicide systémique sélectif dont le nom et le numéro CAS sont 2-chloro-4-éthylamino-6-isopropylamino-1,3,5-triazine et 1912-24-9, respectivement. Cet herbicide est vendu sous différents noms commerciaux, dont AAtrex, Aktikon, Atranex, Bicep, Blazine, Cekuzina-T, Fogard, Gesaprim, Griffex, Maizina, Mebazine, Primaextra, Sutazine et Vectal (Tomlin, 1994). L'atrazine est utilisée pour lutter contre les mauvaises herbes annuelles dicotylédones et graminées qui nuisent à la culture du maïs et du bleuet nain ainsi que pour lutter de façon non sélective contre les mauvaises herbes sur les terres incultes. Le principal mode d'action de l'atrazine consiste à inhiber la photosynthèse et à entraver d'autres processus enzymatiques (Tomlin, 1994).

L'atrazine a fait son apparition sur le marché canadien en 1960, et plus de 1 200 000 kilogrammes (matière active) ont été vendus au pays en 1990, dont plus de 90 % en Ontario et au Québec (Agriculture Canada et Environnement Canada, 1995). Aujourd'hui, cependant, l'utilisation de l'atrazine est en baisse en raison des préoccupations grandissantes relatives à l'environnement. Par exemple, en 1993, on a utilisé en Ontario seulement 589 852 kilogrammes d'atrazine sur les plantes de grande culture, les fruits et les légumes. Cette quantité correspond approximativement à la moitié de ce qui a été utilisé en 1983 (Hunter et McGee, 1994). On ne s'en sert plus pour détruire les algues dans les bassins ornementaux et les aquariums.

L'atrazine peut pénétrer dans l'environnement aquatique par les eaux de ruissellement des champs traités ou par suite d'un déversement ou d'un rejet accidentel pendant des opérations de production, d'emballage, d'entreposage et d'élimination des déchets. Au Canada, les concentrations d'atrazine enregistrées dans des échantillons d'eau douce variaient entre 0,01 et $74 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Muir et coll., 1978; Frank et coll., 1987a, 1987b). On a décelé de l'atrazine dans 77 à 89 % des échantillons prélevés dans le cadre d'études de surveillance (Frank et coll., 1979; Roberts et coll., 1979).

La demi-vie de l'atrazine dans les milieux aquatiques varie entre 3,2 jours (Kosinski, 1984) et 7 à 8 mois (Dewey, 1986). La photodégradation de l'atrazine dans

les eaux de surface ne joue pas un rôle important dans le devenir de ce contaminant (Ghassemi et coll., 1981). Les principaux mécanismes de dégradation de l'atrazine dans les sédiments sont la transformation par hydrolyse chimique en hydroxyatrazine et la désalkylation biologique (Hance et Chesters, 1969; Goswami et Green, 1971).

On a constaté que la matière organique colloïdale contenue dans un milieu estuarien présentait une forte capacité d'adsorption de l'atrazine, la constante linéaire d'adsorption de Freundlich s'établissant à 1850. Pour les sédiments, les valeurs comparatives variaient entre 78 et 213. À teneur égale en carbone organique, la matière colloïdale constituait un substrat de 10 à 35 fois plus adsorbant que la matière organique contenue dans les sédiments ou le sol. On a émis l'hypothèse que la présence de colloïdes dans les eaux naturelles jouait un rôle important dans le transport et la distribution de l'atrazine dans les systèmes aquatiques (Means et Wijayarathne, 1982; Means et coll., 1983).

Les facteurs de bioconcentration de l'atrazine varient entre 0,8 pour l'écrevisse (*Orconectes virilis*) et 480 pour la nymphe de l'éphéméroptère *Baetis* sp. (Lynch et coll., 1982). Chez la barbotte (*Ictalurus melas*), on a observé des demi-vies de dépuración de 26 et de 5 heures après exposition à des concentrations de 0,01 et de $0,8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivement (Ellgehausen et coll., 1980).

Élaboration des recommandations pour la qualité des eaux

La recommandation canadienne pour la qualité des eaux établie pour l'atrazine aux fins de la protection de la vie aquatique d'eau douce a été élaborée selon le protocole du CCME (CCME, 1991).

Tableau 1. Recommandations pour la qualité des eaux établies pour l'atrazine aux fins de la protection de la vie aquatique (CCME, 1989).

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

* Aucune recommandation n'a été établie.

Vie dulcicole

Chez les poissons, les valeurs de toxicité aiguë (CL₅₀) variaient entre 0,55 mg·L⁻¹ (24 h) pour *Rasbora heteromorpha* (Alabaster, 1969) et 100 mg·L⁻¹ (96 h) pour le cyprin (*Carassius carassius*) (Bathe et coll., 1975). La truite arc-en-ciel (*Onchorynchus mykiss*) et le guppy (*Lebistes reticulata*) comptent, semble-t-il, parmi les espèces nord-américaines les plus sensibles, présentant des CL₅₀-96 h de 4,5 et de 4,3 mg·L⁻¹, respectivement (Bathe et coll., 1975, 1976).

Dans des études de toxicité chronique menées sur la barbus de rivière (*Ictalurus punctatus*), des œufs fertilisés exposés jusqu'à 96 heures après l'éclosion ont affiché une CL₅₀ de 0,22 mg·L⁻¹ (Birge et coll., 1979, 1983). Chez les alevins de l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*), on a observé une augmentation de la mortalité à une concentration de 0,24 mg·L⁻¹, tandis que chez les adultes, une exposition de 44 semaines à une concentration de 0,72 mg·L⁻¹ n'avait aucun effet sur la mortalité (Macek et coll., 1976).

plus sensible était la larve du moucheron *Chironomus tentans*, qui affichait une CL₅₀-48 h de 0,72 mg·L⁻¹. L'exposition de deux générations à une concentration de 0,23 mg·L⁻¹ a entraîné une baisse du taux d'éclosion, une augmentation de la mortalité chez les larves, un retard dans le développement et une diminution du taux de pupaison et d'émergence. Pour un temps d'exposition équivalent, la CSEO était de 0,11 mg·L⁻¹ (Macek et coll., 1976).

Chez le phytoplancton et le périphyton, les CE₅₀-24 h (inhibition de l'absorption de carbone 14) variaient entre 0,019 et 0,325 mg·L⁻¹ (Larsen et coll., 1986). Chez l'algue bleue, on a observé une inhibition de plus de 90 % de la production de chlorophylle au cours d'expositions de 7 jours à des concentrations d'atrazine aussi faibles que 0,001 mg·L⁻¹ (Torres et O'Flaherty, 1976). On peut toutefois difficilement utiliser cette variable de réponse puisqu'il n'existe pas de schéma de réponse uniforme pour les plantes aquatiques et l'atrazine. Des essais simples d'inhibition de croissance des algues menés sur des chlorophycophytes unicellulaires ont permis d'obtenir une CE₅₀ pour la croissance (population sur pied estimative à 11 jours) de 25 µg·L⁻¹ chez *Chlorella vulgaris* (Burrell et coll., 1985). Des essais complémentaires effectués sur huit espèces d'algues vertes et bleues ont produit des CE₅₀ (absorption de carbone 14 après exposition de 24 heures) variant entre 19 et 325 µg·L⁻¹. La valeur moyenne la plus faible obtenue était une CE₅₀ de 37,0 µg·L⁻¹ pour *Chlamydomonas reinhardtii* (Larsen et coll., 1986).

On a enregistré une réduction importante de la biomasse des plantes vasculaires aquatiques après une seule exposition à des concentrations d'atrazine variant entre 12 et 1000 µg·L⁻¹ (Correll et Wu, 1982; Cunningham et coll., 1984). En ajoutant chaque année une certaine quantité d'atrazine pendant une période de 3 ans pour obtenir une concentration finale de 20 µg·L⁻¹, on a déterminé une réduction d'environ 90 % de la surface occupée par les macrophytes dans un bassin expérimental (Kettle et coll., 1987). Les concentrations non létales ayant des effets chroniques (CE₅₀, croissance) sur le macrophyte *Vallisneria americana* en eau douce variaient entre 163 et 532 µg·L⁻¹ (Forney et Davis, 1981).

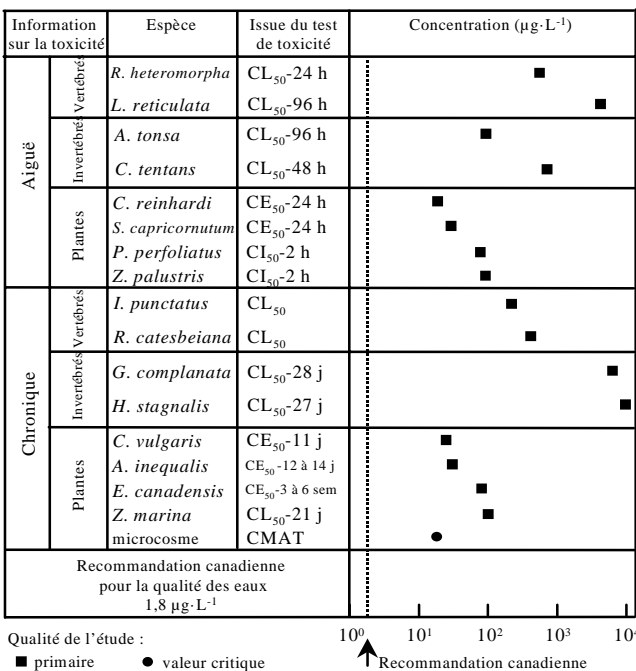


Figure 1. Données choisies sur la toxicité de l'atrazine pour les organismes d'eau douce.

Chez les invertébrés, les valeurs de toxicité aiguë (CL₅₀-96 h) variaient entre 0,094 mg·L⁻¹ pour *Acartia tonsa* et plus de 29 mg·L⁻¹ pour le crabe appelant (*Uca pugilator*) (Ward et Ballantine, 1985). L'invertébré le

de 20 à 60 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ont réduit la production d'oxygène et l'absorption de carbone inorganique et modifié la composition par espèces (deNoyelles et coll., 1982). Dans des études réalisées sur des microcosmes, on a constaté que la concentration d'atrazine nécessaire pour produire des effets variait considérablement. Une seule dose portant la concentration à 1000 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ n'avait aucun effet sur *Daphnia magna* (Johnson, 1986) dans un microcosme de type marais et terre humide. Réciproquement, on a éliminé cette même espèce de la colonne d'eau d'un lac simulé en procédant à trois ajouts d'atrazine (en 5 jours) qui ont produit une concentration finale de 221,4 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Millard et coll., 1979). Dans un microcosme de type prairie marécageuse, par ailleurs, une exposition de 30 jours à des concentrations d'atrazine de 10 et de 100 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ n'a pas eu d'effet sur la croissance des macrophytes immergés et du phytoplancton, bien que divers effets aient été observés dans d'autres éléments du microcosme. Une concentration de 10 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ a considérablement réduit (23 %) la productivité primaire brute de la communauté aquatique, dont la mesure est donnée par la production d'oxygène dissous (Johnson, 1986).

Dans une étude sur la toxicité de l'atrazine réalisée dans un écosystème expérimental, on a utilisé des substrats flottants artificiels pour mesurer les réponses structurales (nombres d'espèces et biomasse) et fonctionnelles (taux de colonisation, production d' O_2 , teneurs en protéines et en éléments nutritifs) à des communautés microbiennes provenant de sources naturelles (Pratt et coll., 1988). La production d'oxygène et la capacité des communautés à séquestrer le magnésium et le calcium étaient les indicateurs les plus sensibles du stress causé par l'atrazine.

La recommandation provisoire pour la qualité des eaux visant la protection de la vie aquatique d'eau douce établie pour l'atrazine est de 1,8 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. On a calculé cette valeur en multipliant par un facteur de sécurité de 0,1 la CMAT la plus faible (obtenue à partir des CSEO et des CMEQ), soit 17,9 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (CCME, 1989).

Références

- Agriculture Canada et Environnement Canada. 1995. Pesticide registrant survey 1995. Rapport confidentiel. Agriculture Canada, Direction des pesticides, et Environnement Canada, Direction des produits chimiques commerciaux, Ottawa.
- Alabaster, J.S. 1969. Survival of fish in 164 herbicides, insecticides, fungicides, wetting agents and miscellaneous substances. *Int. Pest Control* 11(2):29–35.
- Bathe, R., K. Sachsse, L. Ullmann, W.D. Hoermann, F. Zak et R. Hess. 1975. Evaluation of fish toxicity in the laboratory. *Proc. Eur. Soc. Toxicol.* 16:113–124.
- Bathe, R., L. Ullmann, K. Sachsse et R. Hess. 1976. Relation between toxicity to fish and to mammals: A comparative study under defined laboratory conditions, dans *Predictions of chronic toxicity from short term studies*. *Proc. Eur. Soc. Toxicol.* 17:351–355.
- Birge, W.J., J.A. Black et D.M. Bruser. 1979. Toxicity of organic chemicals to embryo larval stages of fish. EPA-560/11-79-007. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Birge, W.J., J.A. Black, A.G. Westerman et B.A. Ramey. 1983. Fish and amphibian embryos: A model system for evaluating teratogenicity. *Fundam. Appl. Toxicol.* 3:237–242.
- Burrell, R.E., W.E. Inniss et C.I. Mayfield. 1985. Detection and analysis of interactions between atrazine and sodium pentachlorophenate with single and multiple algal-bacterial populations. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 14:167–177.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1989. Annexe V — Recommandations pour la qualité des eaux au Canada : mise à jour (septembre 1989), carbofuran, glyphosate et atrazine, dans *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, Conseil des ministres des ressources et de l'environnement. 1987. Préparée par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux.
- . 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 pour 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 canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]
- Correll, D.L. et T.L. Wu. 1982. Atrazine toxicity to submersed vascular plants in simulated estuarine microcosms. *Aquat. Bot.* 14:151–158.
- Cunningham, J.J., W.M. Kemp, M.R. Lewis et J.C. Stevenson. 1984. Temporal responses of the macrophyte *Potamogeton perfoliatus* L., and its associated autotrophic community to atrazine exposure in estuarine microcosms. *Estuaries* 7:519–530.
- deNoyelles, F., W.D. Kettle et D.E. Sinn. 1982. The responses of phytoplankton communities in experimental ponds to atrazine, the most heavily used pesticide in the United States. *Ecology* 63(5):1285–1293.
- Dewey, S.L. 1986. Effects of the herbicide atrazine on aquatic insect community structure and emergence. *Ecology* 67(1):148–162.
- Ellgehausen, H., J.A. Guth et H.O. Esser. 1980. Factors determining the bioaccumulation potential of pesticides in the individual compartments of aquatic food chains. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 4:134–157.
- Forney, D.R. et D.E. Davis. 1981. Effects of low concentrations of herbicides on submersed aquatic plants. *Weed Sci.* 29:677–685.
- Forney, D.R., and D.E. Davis. 1981. Effects of low concentrations of herbicides on submersed aquatic plants. *Weed Sci.* 29:677–685.
- Frank, R., B.D. Ripley, H. Braun, B.S. Clegg, R. Johnston et T.J. O'Neill. 1987b. Survey of farm wells for pesticide residues, southern Ontario, Canada, 1981–1982, 1984. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 16:1–8.
- Frank, R., G.J. Sirons, R.L. Thomas et K. McMillan. 1979. Triazine residues in suspended solids (1974–1976) and water (1977) from the mouths of Canadian streams flowing into the Great Lakes. *J. Gt. Lakes Res.* 5(2):131–138.
- Frank, R., B.S. Clegg, B.D. Ripley et H.E. Braun. 1987a. Investigations of pesticide contaminations in rural wells, 1979–1984, Ontario, Canada. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 16:9–22.

Ghassemi, M., L. Fargo, P. Painter, S. Quinlivan, R. Scofield et A. Takata. 1981. Environmental fates and impacts of major forest use pesticides. TRW, Redondo Beach, CA.

Gluth, G. et W. Hanke. 1985. A comparison of physiological changes in carp, *Cyprinus carpio*, induced by several pollutants at sublethal concentrations. 1. The dependency on exposure time. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 9:179-188.

Goswami, K.P. et R.E. Green. 1971. Microbial degradation of the herbicide atrazine and its 2-hydroxy analog in submerged soils. *Environ. Sci. Technol.* 5(5):426-429.

Hance, R.J. et G. Chesters. 1969. The fate of hydroxyatrazine in a soil and a lake sediment. *Soil Biol. Biochem.* 1:309-315.

Hunter, C. et B. McGee. 1994. Survey of pesticide use in Ontario, 1993. Estimates of pesticides used on field crops, fruit and vegetables, provincial highway roadsides, and licensed pesticide applicators. Economics Information Report No. 94-01. Ontario Ministry of Agriculture, Food, and Rural Affairs, Policy Analysis Branch, Toronto.

Johnson, B.T. 1986. Potential impact of selected agricultural chemical contaminants on a northern prairie wetland: A microcosm evaluation. *Environ. Toxicol. Chem.* 5:473-485.

Kettle, W.D., F. deNoyelles, Jr., B.D. Heacock et A.M. Kadoum. 1987. Diet and reproductive success of bluegill recovered from experimental ponds treated with atrazine. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 38:47-52.

Kosinski, R.J. 1984. The effect of terrestrial herbicides on the community structure of stream periphyton. *Environ. Pollut. Ser. A.* 36:165-189.

Larsen, D.P., F. deNoyelles Jr., F. Stay et T. Shiroyama. 1986. Comparisons of single-species, microcosm and experimental pond responses to atrazine exposure. *Environ. Toxicol. Chem.* 5:179-190.

Lynch, T.R., H.E. Johnson et W.J. Adams. 1982. The fate of atrazine and a hexachlorobiphenyl isomer in naturally derived model stream ecosystems. *Environ. Toxicol. Chem.* 1:179-192.

Macek, K.J., K.S. Buxton, S. Sauter, S. Gnilka et J.W. Dean. 1976. Chronic toxicity of atrazine to selected aquatic invertebrates and fishes. EPA-600/3-76-047. U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, MN.

Means, J.C. et R. Wijayarathne. 1982. Role of natural colloids in the transport of hydrophilic pollutants. *Science* 215:968-970.

Means, J.C., R.D. Wijayarathne et W.R. Boynton. 1983. Fate and transport of selected herbicides in an estuarine environment. *J. can. Sci. Halieutiques Aquat.* 40(2):337-345.

Millard, E.S., G.A. Brunison, C.C. Charlton, M.G. Johnson, R. Frank et G.J. Sirons. 1979. Biomagnification of atrazine in lake column simulators. International Reference Group on Great Lakes Pollution from Land Use Activities, Groupe de travail D (section canadienne).

Muir, D.C.G., J.Y. Yoo et B.E. Baker. 1978. Residues of atrazine and N-deethylated atrazine in water from five agricultural watersheds in Quebec. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 7:221-235.

Pratt, J.R., N.J. Bowers, B.R. Niederlehner et J. Cairns, Jr. 1988. Effects of atrazine on freshwater microbial communities. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 17:449-457.

Roberts, G.C., G.J. Sirons, R. Frank et H.E. Collins. 1979. Triazine residues in a watershed in southwestern Ontario (1973-1975). *J. Gt. Lakes Res.* 5(3):246-255.

Tomlin, C. (éd.). 1994. The pesticide manual: A world compendium. 10e éd. (Incorporating the Agrochemicals handbook.) British Crop Protection Council et Royal Society of Chemistry, Thornton Heath, GB.

Torres, A.M.R. et L.M. O'Flaherty. 1976. Influence of pesticides on *Chlorella*, *Chlorococcum*, *Stigeoclonium* (Chlorophyceae), *Tribonema*, *Vaucheria* (Xanthophyceae) and *Oscillatoria* (Cyanophyceae). *Phycologia* 15(1):25-36.

Ward, G.S. et L. Ballantine. 1985. Acute and chronic toxicity of atrazine to estuarine fauna. *Estuaries* 8(1):25-36.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique — atrazine*, 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 : spcme@chc.gov.mb.ca