



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

CYANAZINE

La cyanazine ($C_9H_{13}CN_6$) est un herbicide systémique sélectif du groupe des triazines qui inhibe la photosynthèse (Tomlin, 1994). Elle est utilisée à des fins de désherbage général dans les cultures d'oignons à bulbes secs et de maïs (Agriculture et Agro-alimentaire Canada, 1997). Cyanazine est le nom commercial du 2-[[4-chloro-6-(éthylamino)-1,3,5-triazine-2-yl]amino]-2-méthylpropanenitrile (CAS 2175-46-2). Ses noms communs comprennent Bladex, Fortol et Payze. À température et pression normales, la cyanazine est un solide cristallin blanc et inodore. La cyanazine présente une hydrosolubilité de $171 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ à 25°C (Worthing et Walker, 1987), une faible tension de vapeur (200 nPa à 20°C) (Worthing, 1987) et un logarithme du coefficient de partage octanol-eau de 3,68 (Banerjee et coll., 1980).

La cyanazine est vendue sous forme de poudres mouillables, de suspensions concentrées et de granulés mouillables ou solubles (Smith et coll., 1982; USEPA, 1988; Agriculture et Agro-alimentaire Canada, 1997). Elle peut être utilisée dans des traitements de présemis avec incorporation, de prélevée ou de postlevée. On offre également dans le commerce des formulations de cyanazine et d'atrazine (Blazine), de cyanazine et de MCPA (Blagal) ainsi que de cyanazine et de butilate, de métolachlore ou de dicamba (MAAO, 1988).

De la cyanazine peut être libérée dans l'environnement par suite de l'épandage de ce produit sur les cultures ou de déversements accidentels. La translocation de la cyanazine dans les eaux superficielles peut résulter du dépôt direct des brouillards, de la dérive des vapeurs ou des précipitations. Le ruissellement et les ingressions d'eaux souterraines en provenance de terres traitées peuvent également entraîner la contamination des cours d'eau (Smith et coll., 1982; Pionke et coll., 1988). Les pertes d'herbicides radicaux du groupe des triazines comme la cyanazine sont davantage liées au déplacement dans la phase aqueuse qu'au déplacement avec les sédiments de sol érodé (Baker et coll., 1976; Leonard et coll., 1979; Johnson et Baker, 1982, 1984).

On a enregistré des pertes de cyanazine dues au ruissellement qui varient entre $<0,01\%$ et une moyenne de 11% . Leonard et coll. (1979) ont observé que la

cyanazine était surtout transportée en solution plutôt qu'adsorbée à la surface des particules du sol et que les teneurs en cyanazine des particules étaient 2 à 5 fois plus élevées que les concentrations mesurées dans des quantités équivalentes d'eau. Les pertes de cyanazine attribuables au ruissellement varient en fonction de la parcelle de culture et du type de sol (Baker et coll., 1976; Hall et coll., 1984).

Isensee et coll. (1988) ont étudié le mouvement de la cyanazine présente dans le sol vers des puits enfouis dans des parcelles expérimentales. Les concentrations variaient entre $0,1$ et $0,7 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Pendant une période de 2 ans, la concentration moyenne de cyanazine dans l'eau d'une fosse d'observation située au point bas d'un champ de maïs s'établissait à $29,3 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (concentration maximale de $73,0 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), mais cet herbicide n'a été décelé que dans 16 ($4,9\%$) des 327 échantillons prélevés. Dans le sol du fond de la fosse, la concentration moyenne se chiffrait à environ $40,3 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (concentration maximale de $125 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), et de la cyanazine n'a été décelée que dans $3,4\%$ des échantillons de sol prélevés dans le fond de la fosse (Kadoum et Mock, 1978).

La cyanazine pourrait également pénétrer dans les eaux souterraines. Muir et Baker (1976) ont décelé de la cyanazine (appliquée à raison de $3,36 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) dans les sorties des drains en tuyaux desservant un champ de maïs du Québec à des concentrations variant de $<0,01$ à $0,68 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Un métabolite de la cyanazine, le cyanazine-amide, a également été décelé à des concentrations comparables.

Tableau 1. Recommandations pour la qualité des eaux établies pour la cyanazine aux fins de la protection de la vie aquatique (CCME, 1990).

Vie aquatique	Recommandation ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
Dulcicole	$2,0^*$
Marine	Néant [†]

* Recommandation provisoire.

† Aucune recommandation n'a été établie.

En Ontario, de la cyanazine n'a été décelée que dans 2 des 360 échantillons prélevés (seuil de détection de $0,02 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), la concentration maximale s'établissant à $13 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Roberts et coll., 1979). Frank et Logan (1988) ont analysé des échantillons d'eau prélevés dans l'embouchure des rivières Grand, Saugeen et Thames, dans le sud-ouest de l'Ontario, entre 1981 et 1985. De la cyanazine a été décelée dans 45 (10,2 %) des 440 échantillons recueillis (seuil de détection $<0,02 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). La concentration annuelle moyenne la plus élevée s'établissait à $2,6 \pm 4,3 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Au Québec, des concentrations en cyanazine atteignant parfois $11 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ont été mesurées (Giroux et coll., 1997).

De la cyanazine n'a été décelée (limite de détection de $0,1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) dans aucun des échantillons d'eau de puits prélevés dans 26 fermes où ce produit avait été utilisé comme herbicide au cours de l'année (Ripley et coll., 1986; Frank et coll., 1987). De la cyanazine a été décelée (à une concentration de $0,1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) dans 1 des 112 puits dans lesquels on a cherché des signes de contamination par le ruissellement et la dérive des brouillards ainsi que dans 6 des 48 puits contaminés par suite d'un déversement. La concentration maximale de cyanazine mesurée dans des eaux contaminées par déversement était de $125 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Après avoir échantillonné 351 puits privés en 1985 et analysé 1881 échantillons, le ministère de l'Environnement de l'Ontario a signalé la contamination de 17 puits (concentration maximale de $4,0 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) (MEO, 1987a).

Parmi les 422 échantillons d'eau superficielle brute prélevés dans 25 réseaux d'adduction municipaux, 34 échantillons provenant de 13 réseaux différents affichaient une concentration décelable de cyanazine. Les concentrations mesurées variaient entre $<0,08$ et $6,8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Dans une autre étude, de la cyanazine n'a été décelée dans aucun des 747 échantillons d'eau souterraine recueillis dans 37 puits domestiques et 5 puits municipaux d'approvisionnement en eaux souterraines du sud de l'Ontario (MEO, 1987b).

Dans le sol, la dégradation de la cyanazine est déterminée par des processus chimiques et biochimiques, mais procède surtout de l'activité microbienne (USEPA, 1987). La dégradation métabolique de la cyanazine s'effectue par l'élimination du groupe éthyle, l'hydratation du groupe cyano et le remplacement de l'atome de chlore par un groupe hydroxyle (WSSA, 1983). Dans du blé et des pommes de terre cultivés dans des sols traités à la cyanazine marquée au carbone-14, les

produits de dégradation de la cyanazine provenaient de l'hydrolyse des groupes nitrite et chlore ainsi que de réactions de dé-*N*-alkylation; les résidus étaient présents tant à l'état libre qu'à l'état conjugué (Beynon et coll., 1972). Dans des conditions naturelles, les pertes par photodécomposition ou volatilisation sont minimales (WSSA, 1983; USEPA, 1987).

À la température ambiante, les plus longues demi-vies d'hydrolyse de la cyanazine dans le sol ont été observées à un pH quasi neutre. Ce composé résiste à la dégradation pendant plus de 30 jours à des pH de 5, de 7 et de 9 (USEPA, 1988). Les demi-vies estimées de la cyanazine ne dépassent généralement pas les 2 mois.

Les données sur le devenir de la cyanazine en milieu aquatique sont peu nombreuses. L'USEPA (1988) a indiqué que la persistance de ce produit dans l'eau n'était pas connue et que sa demi-vie aquatique n'avait pas encore été déterminée. La bioaccumulation de la cyanazine absorbée en milieu aquatique devrait être négligeable, le $\log K_{oc}$ de ce produit étant faible (3,68) (Banerjee et coll., 1980). La volatilisation ne joue pas un rôle important dans le devenir de la cyanazine dans l'eau (Smith et coll., 1982).

Yu et coll. (1975) ont étudié le devenir de la cyanazine marquée au carbone-14 dans un écosystème aquatique expérimental. Une concentration en cyanazine de $3,21 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ a été mesurée dans l'eau 35 jours après une application correspondant à $0,78 \text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Dans cet écosystème expérimental, la demi-vie de la cyanazine se chiffrait à moins de 35 jours. La dégradation du noyau triazinique en CO_2 était lente dans l'eau, comme l'indiquait la persistance de la radioactivité, mais la cyanazine et ses métabolites ne faisaient pas l'objet d'une bioamplification.

Dans une autre étude, de la cyanazine a été appliquée à raison de $60 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans un microcosme aquatique constitué de sédiments, d'eau et de plantes d'étang (Roberts, 1974). Dans l'eau, la demi-vie s'établissait à 14 jours, mais dans les sédiments, la dégradation était plus lente, la demi-vie se chiffrait à plus de 28 jours.

Sanborn (1974) a étudié le devenir de la cyanazine dans un écosystème expérimental terrestre et aquatique. Après 33 jours, la plante aquatique *Elodea* avait accumulé $0,621 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de cyanazine, tandis que le crabe *Uca manelensis* avait accumulé $0,172 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de cyanazine *N*-déséthylée. Aucun autre organisme expérimental

(algues, daphnies, poissons, larves de moustiques et escargots) ne renfermait des résidus de métabolites identifiables. Au terme de l'expérience, on a calculé une teneur de l'eau en cyanazine de $3,2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Ni la cyanazine ni ses métabolites ne se sont accumulés dans les éléments de l'écosystème expérimental.

Selon Metcalf et Sanborn (1975), le comportement de la cyanazine dans l'écosystème expérimental indiquerait que cette substance est sujette à la dégradation; seule la plante aquatique *Elodea* contenait des résidus de cyanazine. Les auteurs ont conclu que l'utilisation continue de la cyanazine ne devrait pas entraîner une accumulation de ce produit dans les chaînes alimentaires aquatiques.

Leung et coll. (1981) ont souligné que bien que de la cyanazine ait été décelée dans la rivière Des Moines et le réservoir de Saylorville à une concentration moyenne de $0,09 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, des résidus de cette substance n'ont été décelés dans aucune des sept espèces locales de poissons d'eau chaude (limite de détection d'environ $10 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$).

Élaboration des recommandations pour la qualité des eaux

La recommandation provisoire canadienne pour la qualité des eaux établie pour la cyanazine aux fins de la protection de la vie dulcicole a été élaborée selon le protocole du CCME (CCME, 1991).

Vie dulcicole

Les travaux sur la toxicité aquatique de la cyanazine tiennent ordinairement compte du mécanisme phytotoxique par lequel cette substance inhibe la photosynthèse. Comme ce mécanisme constitue le principal mode d'action de la cyanazine, la plupart des données publiées à l'égard de ce produit portent sur ses effets sur les macrophytes et les algues. Les données sur les concentrations de cyanazine dans le biote aquatique sont très peu nombreuses. Cette rareté est attribuable à la faiblesse du potentiel de bioaccumulation de la cyanazine ainsi qu'à la faiblesse des concentrations auxquelles le biote est exposé dans l'environnement.

Dans une étude sur les algues, Foy et Hiranpradit (1977) ont constaté que des concentrations en cyanazine de $0,052$ à $0,208 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ stimulaient la production de chlorophylle chez *Chlamydomonas reinhardtii*, mais que des concentrations de $0,416$ et de $0,832 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ réduisaient la

teneur en chlorophylle de $40,8$ et de $80,3 \%$, respectivement. La même expérience a par ailleurs mis en évidence une réduction de $35,8 \%$ de la production de chlorophylle chez *Chlorella* sp. après exposition de la culture à une concentration de cyanazine de $0,208 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Aly et coll. (1984) ont effectué un essai biologique de toxicité sur une culture continue de l'algue verte d'eau douce *Scenedesmus quadricauda*, qu'ils ont exposée à des doses croissantes de cyanazine pendant des périodes de 7 à 22 jours. Ils ont ajouté aux cultures les quantités voulues de cyanazine pour obtenir des concentrations de $0,01$, de $0,02$ et de $0,04 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. À des concentrations en herbicide de $0,01$ et de $0,02 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, la croissance (mesurée en fonction de la teneur en chlorophylle *a*) était inhibée pendant 14 jours, période après laquelle une récupération était observée. Après une exposition à $0,04 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, la croissance était entravée pendant toute la durée de l'expérience (20 jours). Après 20 jours, la teneur finale en chlorophylle de la culture soumise à ce traitement correspondait à environ 90% de celle de la culture témoin.

La cyanazine est modérément toxique pour les poissons d'eau douce et les invertébrés aquatiques (USEPA, 1988). Chez les poissons, la plus faible $\text{CL}_{50-96 \text{ h}}$ enregistrée correspond à une valeur de $4,8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour *Labeo rohita*, un poisson dulçaquicole indien (Rao et Dad, 1979; Dad et Tripathi, 1980). La $\text{CL}_{50-96 \text{ h}}$ de la truite arc-en-ciel (*Onchorhynchus mykiss*) est de $9,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Mayer et Ellersieck, 1988). Les larves du moucheron (*Chironomus tentans*) et l'orchestie d'eau douce (*Gammarus fasciatus*) présentent des $\text{CL}_{50-96 \text{ h}}$ de $6,6$ et de $2,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivement. Chez *Daphnia magna*, la $\text{CE}_{50-48 \text{ h}}$ s'établit à $84 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Nebeker et coll., 1986). Misra et Saxena (1985) ont conclu que la cyanazine était plus toxique que la simazine, mais n'ont exprimé leurs CL_{50} qu'en jours. Pour le poisson dulçaquicole indien *Nemoria esthamus*, une CL_{50} statique a été observée après une exposition de 70 jours à une concentration en cyanazine de $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ainsi qu'après une exposition de 87 jours à une concentration de $0,10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Les données sur le devenir de la cyanazine en milieu aquatique sont peu nombreuses. La demi-vie du composé dans l'eau serait inférieure à un mois, mais la persistance des résidus dans les sédiments demeure inconnue. Les expositions attribuables au ruissellement en provenance des zones agricoles seraient de courte durée et correspondraient à la période suivant l'application au sol. Les expositions chroniques liées aux sédiments contaminés ne peuvent toutefois pas être négligées. Plusieurs études ont traité de la létalité aiguë de la

cyanazine chez les poissons et plusieurs espèces d’invertébrés. Les données sont cependant plus rares en ce qui concerne les plantes aquatiques et les effets sublétaux. La recommandation provisoire pour la qualité des eaux visant la protection de la vie aquatique d’eau douce établie pour la cyanazine est de 2,0 µg·L⁻¹. On a déduit cette valeur en multipliant par un facteur de sécurité de 0,01 la CMEO de 0,208 mg·L⁻¹ (Foy et Hiranpradit, 1977) obtenue pour un effet inhibitif entraînant une diminution de 35 % de la teneur en chlorophylle chez l’algue verte *Chlorella* sp. (CCME, 1991).

Le caractère provisoire de la recommandation établie aux fins de la protection de la vie aquatique est attribuable à la rareté des données disponibles sur le devenir de la cyanazine dans les systèmes aquatiques, au manque d’information sur la toxicité chronique et à la nature fragmentaire des données sur la phytotoxicité.

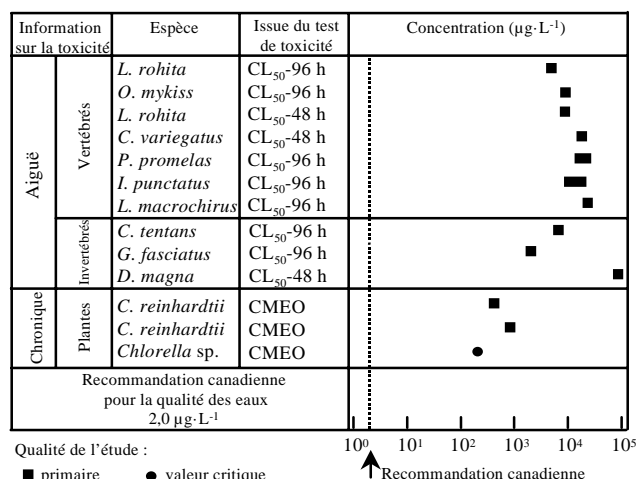


Figure 1. Données choisies sur la toxicité de la cyanazine pour les organismes d’eau douce.

Références

Agriculture et Agro-alimentaire Canada. 1997. Renseignements et informations sur les produits antiparasitaires. Base de données RIPA, (disque CCINFO). Produite par Agriculture et Agro-alimentaire Canada et distribuée par le Centre canadien d'hygiène et de sécurité au travail. CD-ROM.

Aly, O.A., S.A. Shehata et H. Farag. 1984. Uptake and accumulation of selected herbicides by the freshwater alga *Scenedesmus*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 13:701-705.

Baker, J.L., H.P. Johnson et J.M. Lafren. 1976. Effect of tillage system on runoff losses of pesticides: A simulated rainfall study. Iowa State University, Iowa State Water Resources Institute, Ames, IA.

Banerjee, S., S. Yalkowski et S. Valvani. 1980. Water solubility and octanol/water partition coefficients of organics: Limitations of the solubility-partition coefficient correlation. Environ. Sci. Technol. 14(10):1227-1229.

Beynon, K.I., G. Stoydin et A.N. Wright. 1972. The breakdown of the triazine herbicide cyanazine in wheat and potatoes grown under indoor conditions in treated soils. Pestic. Sci. 3:379-387.

CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1990. Annexe VI. Recommandations pour la qualité des eaux au Canada : mise à jour (mars 1990), piclorame, métrébutazine et cyanazine, 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.

—. 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.]

Dad, N.K. et P.S. Tripathi. 1980. Acute toxicity of herbicides to freshwater fish and midge larvae, *Chironomus tentans*. Environ. Int. 4:435-437.

Foy, C.L et H. Hiranpradit. 1977. Herbicide movement with water and effects of contaminant levels on non-target organisms. Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, VA.

Frank, R. et L Logan. 1988. Pesticide and industrial chemical residues at the mouth of the Grand, Saugeen and Thames rivers, Ontario, Canada, 1981-85. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 17:741-754.

Frank, R., B.D. Ripley, H.E. Brown, B.S. Clegg, R Johnston et T.J. O'Neill. 1987. Survey of farm wells for pesticide residues, southern Ontario, Canada, 1981-1982, 1984. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16:1-8

Giroux, I, M. Duchemin et M. Roy. 1997. Contamination de l’eau par les pesticides dans les régions de culture intensive du maïs au Québec. Campagnes d'échantillonnage de 1994 et 1995. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec.

Hall, J.K., N.L. Hartwig et L.D. Hoffman. 1984. Cyanazine losses in runoff from no-tillage corn in "living" and dead mulches vs. unmulched, conventional tillage. J. Environ. Qual. 13(1):105-110.

Isensee, A.R., C.S. Helling, T.J. Gish, P.C. Kearney, C.B. Coffman et W. Zhuang. 1968. Groundwater residues of atrazine, alachlor, and cyanazine under no-tillage practices. Chemosphere 17(1):165-174.

Johnson, H.P. et J.L Baker. 1982. Field-to-stream transport of agricultural chemicals and sediment in an Iowa watershed. Part 1. Data base for model testing (1976-1978). U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA.

—. 1984. Field-to-stream transport of agricultural chemicals and sediment in an Iowa watershed. Part 2. Data base for model testing (1979-1980). U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA.

Kadoum, A.M. et D.E. Mock. 1978 Herbicide and insecticide residues in tailwater pits: Water and pit bottom soil from irrigate corn and sorghum fields. J. Agric. Food Chem. 26(1):45-50.

Leonard, R.A., G.W. Langdale et W.G. Fleming. 1979. Herbicide runoff from upland Piedmont watersheds. Data and implications for modeling pesticide transport. J. Environ. Qual. 8(2):223-229.

- Leung, S.-Y.T., R.V. Bulkley et J.J. Richard. 1981. Influence of a new impoundment on pesticide concentrations in warmwater fish, Saylorville Reservoir, Des Moines River, Iowa, 1977-78. *Pestic. Monit. J.* 15(3):117-122.
- MAAO (Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation de l'Ontario). 1988. 1989 Guide de lutte contre les mauvaises herbes. Publication 75. Imprimeur de la Reine pour l'Ontario.
- Mayer, F.L., Jr. et M.R. Ellersieck. 1988. Manual of acute toxicity: Interpretation and data base for 410 chemicals and 66 species of freshwater animals. U.S. Fish Wildl. Serv. Resour. Publ. 160. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, DC.
- MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). 1987a. Pesticides in Ontario drinking water-1985. August 1987. MEO, Toronto.
- . 1987b. Pesticides in Ontario drinking water-1988. November 1987. MEO, Toronto.
- Metcalf, R.L. et J.R. Sanborn. 1975. Pesticides and environmental quality in Illinois. *Bull. Ill. Nat. Hist. Surv.* 31:381-436.
- Misra, S. et A.B. Saxena. 1985. Experimental studies on *Nemoria esthamus* with Bladex and Sevin. *Ind. J. Zool.* 13(2):37-42.
- Muir, D.C.G. et B.E. Baker. 1976. Detection of triazine herbicides and their degradation products in tiledrain water from fields under intensive corn (maize) production. *J. Agric. Food Chem.* 24(1):122-125.
- Nebeker, A.V., MA. Cairns, S.T. Onjukka et R.H. Titus. 1988. Effect of age on sensitivity of *Daphnia magna* to cadmium, copper and cyanazine. *Environ. Toxicol. Chem.* 5:527-530.
- Pionke, H.B., D.E. Glotfelty, A.D. Lucas et J.B. Urban. 1988. Pesticide contamination of groundwaters in the Mahantango Creek watershed. *J. Environ. Qual.* 17:76-84.
- Rao, K.S. and N.K. Dad. 1979. Studies on herbicide toxicity in some freshwater fish and ectoprocta. *J. Fish. Biol.* 14:517-522.
- Ripley, B.D., B.S. Clegg et R. Frank. 1986. Survey of triazine and chloroacetamide herbicides in well water in Ontario, Canada 1985, dans *Proceedings: 6th Int. Cong. Pest. Chem. (IUPAC)*, 10-15 August 1986; 5F-07 (abstract). Ottawa.
- Roberts, G.C., G.J. Sironi, R. Frank et H.E. Collins. 1979. Triazine residues in a watershed in southwestern Ontario (1973-75). *J. Gt. Lakes Res.* 5(3-4):246-255.
- Roberts, T.R. 1974. The fate of WL-6311 in a static aquatic system, dans *Proc. Eur. Weed Res. Council*, 4th Int. Symp. Aquat. Weeds. Vienne.
- Sanborn, J.R. 1974. The fate of select pesticides in the aquatic environment. EPA-660/3-74-025. U.S. Environmental Protection Agency, National Environment Research Centre, Office of Research and Development, Cornwallis, OR.
- Smith, A.E., D.C.G. Muir et R. Grover. 1982. The triazine herbicides dans *Analysis of pesticides in water*, Vol. III. S.Y., Chau et B.K. Afghan, éd. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Tomlin, C., dir. 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.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1987. Health advisories for 50 pesticides. NTIS PB88-113543. USEPA, Washington, DC.
- . 1988. Cyanazine. Fact sheet Number 41, dans *Pesticide fact handbook*. USEPA, Noyes Data Corp, Park Ridge, NJ.
- Worthing, C.R. et S.B. Walker, dir. 1987. The pesticide manual: A world compendium. 8e éd. British Crop Protection Council, Thornton Heath, GB.
- WSSA (Weed Science Society of America) 1983. Herbicide handbook. 5e éd. WSSA, Champaign, IL.
- Yu, C., G.M. Booth et J.R. Larsen. 1975. Fate of triazine herbicide cyanazine in a model ecosystem. *J. Agric. Food Chem.* 23(5):1014-1015.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique — cyanazine, 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