



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

**ORGANO-
ÉTAINS**
tributylétain,
triphénylétain et
tricyclohexylétain

Les composés organostanniques ont été utilisés dans diverses applications industrielles et agricoles, notamment comme stabilisants du polychlorure de vinyle, catalyseurs, biocides industriels et agricoles, agents de préservation du bois et agents antisalissures (Bock, 1981; Jones et coll., 1982; Moore et coll., 1992). Les composés organostanniques se caractérisent par la présence d'au moins une liaison covalente carbone-étain. Dans la documentation publiée, les niveaux dans l'environnement et les degrés de toxicité sont exprimés sous forme de concentrations : 1) d'étain; 2) d'alkylétain ou d'arylétain ou 3) du cation organo-étain et de l'anion associé. Dans le présent feuillet d'information, on a converti toutes les concentrations en microgrammes de cation organo-étain par litre afin de permettre la comparaison des concentrations mesurées d'organo-étains.

Les propriétés physiques et chimiques des organo-étains varient considérablement selon le nombre et le type de groupes caractéristiques organiques et inorganiques liés à l'atome d'étain. (Voir Moore et coll., 1992, pour un tableau des propriétés physiques et chimiques de 110 composés organostanniques.) L'hydrosolubilité des composés organostanniques se situe en général entre 5 et 50 mg·L⁻¹ et est inversement proportionnelle au nombre de groupes organiques liés à l'atome d'étain ainsi qu'à leur poids moléculaire (CNRC, 1985; Eisler, 1989). La plupart des organo-étains utilisés dans le commerce se caractérisent par leur mobilité réduite dans le milieu aquatique en raison de leur faible hydrosolubilité, de leur faible tension de vapeur et de leur grande affinité avec les sédiments aquatiques (Blundin et Chapman, 1982).

Bien que les organo-étains soient surtout utilisés au Canada comme stabilisants thermiques des produits en polychlorure de vinyle, l'emploi de biocides organostanniques peut présenter un danger pour le milieu aquatique. Plusieurs organo-étains sont incorporés dans les peintures comme agents de préservation contre les dommages causés par l'eau et l'encrassement biologique des surfaces immergées exposées. L'utilisation généralisée de peintures antisalissures à base d'organo-étains sur les coques de bateau, les casiers à homards et les filets de pêche a déterminé de fortes concentrations de ces composés dans les milieux dulcicoles, estuariens et marins (CNRC, 1985; Anderson et Dalley, 1986; Maguire

et coll., 1986; Clark et coll., 1988; Laughlin et Linden, 1987). L'enregistrement obligatoire des agents antisalissures aux termes de la *Loi sur les produits antiparasitaires* a entraîné une diminution de l'usage des organo-étains dans la lutte contre l'encrassement marin et l'interdiction d'appliquer ces substances sur les filets de pêche et les casiers à homards.

Des composés méthylstanniques provenant de sources anthropiques ainsi que de la méthylation biologique et non biologique de l'étain inorganique ont été décelés dans diverses eaux naturelles, dans divers sédiments et dans divers biotes (CNRC, 1985). Maguire et coll. (1982, 1986) ont noté que les eaux du port de Kingston présentaient les plus fortes concentrations de monométhylétain et de diméthylétain au Canada (1,22 et 0,32 µg·L⁻¹, respectivement). La plus forte concentration de triméthylétain a été mesurée dans le port de Vancouver (0,248 µg·L⁻¹). Dans la seule étude menée sur les concentrations de composés méthylstanniques dans le biote aquatique au Canada, Chau et coll. (1984) ont observé que les concentrations de monométhylétain dans les poissons capturés dans plusieurs ports du lac Ontario variaient de 250 à 990 µg·kg⁻¹.

De fortes concentrations de composés tributylstanniques sont enregistrées dans les eaux, sédiments et biotes des zones portuaires. Des concentrations de tributylétain ≥ 0,2 µg·L⁻¹ ont été mesurées dans 10 % des échantillons d'eau douce prélevés à 265 endroits répartis dans l'ensemble du Canada (Maguire, 1987, 1989). Du dibutylétain et du monobutylétain ont également été

Tableau 1. Recommandations pour la qualité des eaux établies pour les organo-étains aux fins de la protection de la vie aquatique (CCME, 1992).

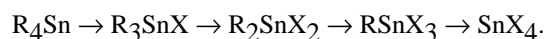
Vie aquatique	Recommandation (µg·L ⁻¹)		
	Tributylétain	Triphénylétain	Tricyclohexylétain
Dulcicole	0,008*	0,022*	Néant [†]
Marine	0,001*	Néant [†]	Néant [†]

*Recommandation provisoire.

[†]Aucune recommandation n'a été établie.

décélés dans environ 10 % des échantillons recueillis dans tout le Canada. La contamination par le dibutylétain et le monobutylétain proviendrait de la dégradation du tributylétain plutôt que d'un apport direct (Maguire, 1989). Peu d'études ont été réalisées au Canada sur les concentrations des composés butylstanniques dans le biote aquatique. Des concentrations en tributylétain, en dibutylétain et en monobutylétain de 580, de 98 et de 90 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids frais, respectivement, ont été enregistrées dans des échantillons de poissons prélevés dans le port de Vancouver (Maguire et coll., 1986). Des échantillons de tissus d'huîtres capturées à Nanoose Bay, en Colombie-Britannique, présentaient des concentrations en tributylétain atteignant 1800 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids sec. À cet endroit, la principale source de contamination par le tributylétain était l'utilisation de ce produit comme ralentisseur d'encrassement marin sur les filets à saumon (Harding et Kay, 1988).

La persistance et le devenir des organo-étains dans le milieu aquatique sont fonction de facteurs comme l'hydrosolubilité et la tension de vapeur du composé, son adsorption à la surface des particules en suspension et des sédiments ainsi que la méthylation et la déméthylation abiotiques et biotiques. On peut définir la dégradation d'un composé organostannique comme l'élimination séquentielle des groupes alkyles ou aryles liés à l'atome d'étain, par exemple :



L'étain inorganique est le produit final de la dégradation des composés organostanniques dans le milieu aquatique. L'étain inorganique peut être transformé par méthylation en composés monométhylstanniques, diméthylstanniques, triméthylstanniques ou tétraméthylstanniques n'ayant pas été antérieurement introduits dans le milieu (Maguire et coll., 1986). Chau et coll. (1981) ont montré que, dans l'eau, le Sn (II) et le Sn (IV) étaient transformés par l'action microbienne en composés méthylstanniques. La volatilisation des mono, di et triorgano-étains est probablement négligeable, car ces composés ont tendance à s'adsorber fortement à la surface des solides en suspension et des sédiments (Maguire et Tkacz, 1985). Étant donné les coefficients de partage sédiments-eau élevés des organo-étains (p. ex., $K_{oc} = 3370$ pour le tributylétain), l'adsorption de ces composés à la surface des solides en suspension et des sédiments pourrait constituer un important mécanisme d'élimination dans l'eau (Cardwell, 1988). Il faut toutefois se garder de croire que l'adsorption à la surface des solides en

suspension et des sédiments représente nécessairement le sort ultime des organo-étains en milieu aquatique, car les résidus toxiques peuvent être mobilisés par désorption, remise en suspension des sédiments ou assimilation par la faune benthique (CNRC, 1985).

Le potentiel de bioconcentration des organo-étains de l'environnement dans le biote aquatique dépend du nombre précis et des types de groupes caractéristiques liés à l'atome d'étain. Plus le nombre et la masse moléculaire des groupes organiques liés à l'atome d'étain sont élevés, plus le composé est lipophile et plus son potentiel de bioconcentration est élevé (CNRC, 1985). La plupart des organo-étains affichent un coefficient de partage octanol-eau (K_{oc}) moyen, ce qui indique qu'ils peuvent subir une bioaccumulation dans le biote. Les FBC du tributylétain varieraient entre 200 pour le tissu musculaire du saumon royal (*Oncorhynchus tshawytscha*) (Short et Thrower, 1986a, 1986b) et 4580 pour les viscères de *Cyprinodon variegatus* (Ward et coll., 1981). Voir Moore et coll. (1992) pour une analyse exhaustive de la documentation sur la bioaccumulation des organo-étains.

Élaboration des recommandations pour la qualité des eaux

Les recommandations canadiennes provisoires pour la qualité des eaux établies pour les organo-étains aux fins de la protection de la vie aquatique ont été élaborées selon le protocole du CCME (CCME, 1991).

Vie dulcicole

Tributylétain

On a trouvé sept études primaires sur la toxicité aiguë du tributylétain pour les poissons d'eau douce. Les $CL_{50-96\text{h}}$ se situaient entre 2,6 et 12,7 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Pour le tête-de-boule (*Pimephales promelas*) juvénile, la CME0-33 j (croissance) s'établissait à 0,08 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Brooke et coll., 1986). *Daphnia magna* était l'invertébré le plus sensible au tributylétain. Brooke et coll. (1986) ont observé une diminution importante du taux de survie des petits après une exposition de 21 jours à 0,2 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de tributylétain. En ce qui concerne les algues, les résultats les plus sensibles ont été obtenus par Wong et coll. (1982), qui ont mesuré une $CI_{50-4\text{h}}$ (inhibition de la production primaire) de 3 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour un mélange de populations algales du lac Ontario.

La recommandation provisoire pour la qualité des eaux établie pour le tributylétain aux fins de la protection de la vie dulcicole est de $0,008 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (CCME, 1992). On a déduit cette valeur en multipliant par un facteur de sécurité de 0,1 (CCME, 1991) la CMEO-33 j de $0,08 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ obtenue pour le tête-de-boule juvénile (Brooke et coll., 1986).

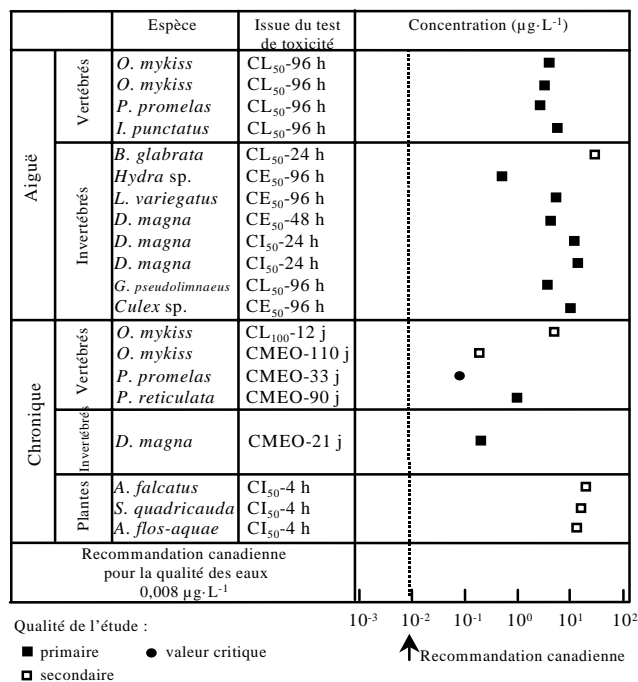
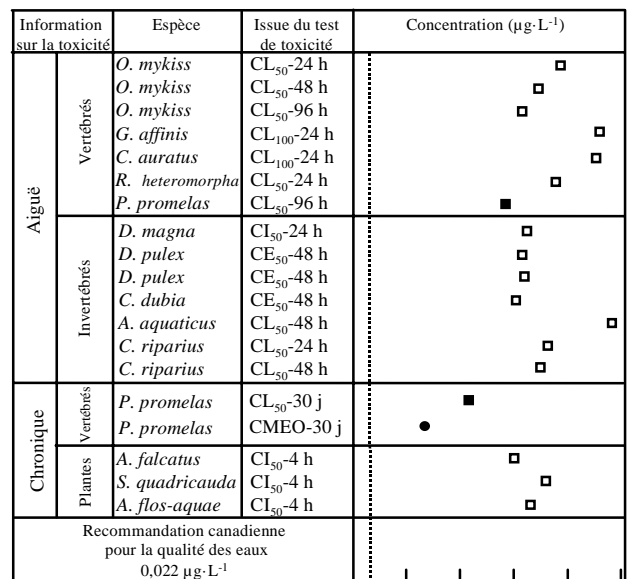


Figure 1. Données choisies sur la toxicité du tributylétain pour les organismes d'eau douce.

Triphénylétain

Les valeurs de toxicité aiguë du triphénylétain mesurées chez les poissons d'eau douce varient entre une CE₅₀-96 h (changements comportementaux) de $3,5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour le tête-de-boule juvénile (Jarvinen et coll., 1988) et une CL₁₀₀-24 h de $860 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour l'anguille *Anguilla anguilla* (Gras et Rioux, 1965). Pour les poissons, les valeurs de toxicité chronique les plus sensibles ont été obtenues par Jarvinen et coll. (1988), qui ont mesuré une CMEO-30 j (inhibition de la croissance) de $0,22 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ chez le tête-de-boule juvénile. Parmi les invertébrés étudiés, l'espèce la plus sensible est le cladocère *Ceriodaphnia dubia*, avec une CE₅₀-48 h (immobilisation) de $10,8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Kline et coll., 1989). En ce qui concerne les algues, le résultat le plus sensible est



Qualité de l'étude :
 ■ primaire ● valeur critique
 □ secondaire

Recommandation canadienne

Figure 2. Données choisies sur la toxicité du triphénylétain pour les organismes d'eau douce.

une CI₅₀-4 h de $2,0 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ enregistrée pour un mélange de populations algales du lac Ontario (Wong et coll., 1982). La recommandation provisoire pour la qualité des eaux établie pour le triphénylétain aux fins de la protection de la vie dulcicole est de $0,022 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (CCME, 1992). On a déduit cette valeur en multipliant par un facteur de sécurité de 0,1 (CCME, 1991) la CMEO-30 j de $0,22 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ obtenue pour le tête-de-boule juvénile (Jarvinen et coll., 1988).

Vie marine

Tributylétain

On a trouvé des données sur la toxicité chronique du tributylétain pour trois espèces de poissons marins. Les résultats les plus sensibles ont été obtenus par Hall et coll. (1988), qui ont observé qu'une exposition de 28 jours à une concentration en tributylétain de $0,093 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ entraînait une inhibition appréciable de la croissance chez les larves de *Menidia beryllina*. À cette concentration, le tributylétain n'avait toutefois pas d'effet notable sur la survie de *Menidia beryllina*. Des études acceptables sur la toxicité du tributylétain étaient disponibles pour 18 espèces d'invertébrés marins. L'organisme le plus sensible était le naissain de l'huître *Crassostrea gigas*,

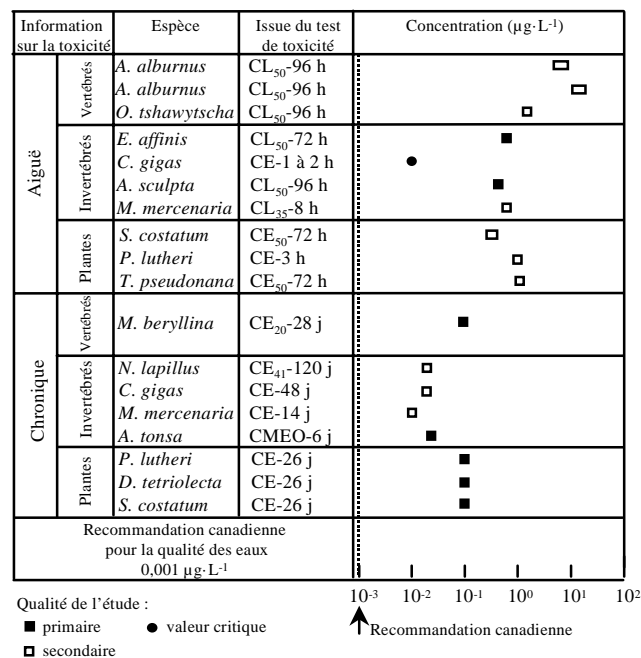


Figure 3. Données choisies sur la toxicité du tributylétain pour les organismes marins.

dont la capacité de compensation de l'hypoxémie était réduite après une exposition de 1 à 2 heures à une concentration en tributylétain de 0,01 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Lawler et Aldrich, 1987). Dans le même ordre d'idées, Laughlin et coll. (1988) ont observé une inhibition de la croissance chez la palourde américaine (*Mercenaria mercenaria*) après une exposition de 14 jours à une concentration en oxyde de bis(tributylétain) de 0,01 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. La recommandation provisoire pour la qualité des eaux établie pour le tributylétain aux fins de la protection de la vie aquatique marine est de 0,001 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (CCME, 1992). On a déduit cette valeur en multipliant par un facteur de sécurité de 0,1 (CCME, 1991) la CMEO-14 j de 0,01 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ enregistrée pour la palourde américaine (*M. mercenaria*).

Références

Anderson, C.D. et R. Dalley. 1986. Use of organotins in antifouling paints, dans *Oceans '86 Conference Record* Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology, Washington, DC.
 Blundin, S.J. et A.H. Chapman. 1982. The environmental degradation of organotin compounds: A review. *Environ. Technol. Lett.* 3(6):267-272.
 Bock, R. 1981. Triphenyltin compounds and their degradation products. *Residue Rev.* 79:1-270.
 Brooke, L.T., D.J. Call, S.H. Poirier, T.P. Markee, C.A. Lindberg, D.J. McCauley et P.G. Simonson. 1986. Acute toxicity and chronic

effects of bis(tributyltin) oxide to several species of freshwater organisms. Center for Lake Superior Environmental Studies, University of Wisconsin, Superior, WI.
 Cardwell, R.D. 1988. Fate and effects of tributyltin in the marine environment: An update on knowledge. Document présenté au Puget Sound Research, le premier rencontre annuel, 18-19 mars, Seattle, WA.
 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 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.]
 ———. 1992. Annexe X — Recommandations pour la qualité des eaux au Canada : mise à jour (mars 1992), organo-étains et halométhanes, dans *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement. Préparée par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux.

Chau, Y.K., P.T.S. Wong, O. Kramer et G.A. Bengert. 1981. Methylation of tin in the aquatic environment, dans *Heavy metals in the environment*. International Conference, septembre. Amsterdam.
 Chau, Y.K., R.J. Maguire, P.T.S. Wong, B.A. Glen, G.A. Bengert et J. Tkacz. 1984. Occurrence of methyltin and butyltin species in environmental samples in Lake Ontario. Institut national de recherches en hydrologie, rapport no. 8401. Environnement Canada, Centre canadien des eaux intérieures, Burlington, ON.
 Clark, E. A., R.M. Sterritt et J.N. Lester. 1988. The fate of tributyltin the aquatic environment. *Environ. Sci. Technol.* 22(6):600-604.
 CNRC (Conseil national des recherches Canada). 1985. Organotin compounds in the aquatic environment: Scientific criteria for assessing their effects on environmental quality. Publ. No. 22494. CNRC, Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Ottawa.
 Eisler, R. 1989. Tin hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 86 (1.15), Contaminant Hazard Reviews Report No. 15. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Laurel, MD.
 Gras, G. et J.-A. Rioux. 1965. Relation entre la structure chimique et l'activité insecticide des composés organiques de l'étain (essai sur les larves de *Culex pipiens pipiens* L.). *Arch. Inst. Pasteur Tunis* 42(1):9-22.
 Hall, L.W., Jr., S.J. Bushong, M.C. Ziegenfuss, W.E. Johnson, R.L. Herman et D.A. Wright. 1988. Chronic toxicity of tributyltin to Chesapeake Bay biota. *Water Air Soil Pollut.* 39:365-376.
 Harding, L. et B. Kay. 1988. Levels of organotin in water, sediments and oysters (*Crassostrea gigas*) from Nanoose Bay, BC. Environnement Canada, Service de protection de l'environnement, Région du Pacifique et du Yukon, Protection de l'environnement, Vancouver de l'Ouest, BC.
 Jarvinen, A.W., D.K. Tanner, E.R. Kline et M.L. Knuth. 1988. Acute and chronic toxicity of triphenyltin hydroxide to fathead minnows (*Pimephales promelas*) following brief and continuous exposure. *Environ. Pollut.* 52:289-301.
 Jones, P.A., M.F. Millson, C.C. McBain et J.A. Ruddick. 1982. Les organoétains dans l'environnement canadien: Exposé synoptique. SPE 3-EC-82-1. Environnement Canada, Service de protection de l'environnement.

- Kline, E.R., A.W. Jarvinen et M.L. Knuth. 1989. Acute toxicity of triphenyltin hydroxide to three cladoceran species. *Environ. Pollut.* 56:11-17.
- Laughlin, R.B., Jr. et O. Linden. 1987. Tributyltin: Contemporary environmental issues. *Ambio* 16(5):252-256.
- Laughlin, R.B., Jr., R.G. Gustafson et P. Pendoley. 1988. Chronic embryo-larval toxicity of tributyltin (TBT) to the hard shell clam, *Mercenaria mercenaria*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 48:29-36.
- Lawler, I.F. et J.C. Aldrich. 1987. Sublethal effects of bis(tri-n-butyltin) oxide on *Crassostrea gigas* spat. *Mar. Pollut. Bull.* 18(6):274-278.
- Maguire, R.J. 1987. Environmental aspects of tributyltin. *Appl. Organomet. Chem.* 1:475-498.
- . 1989. Tributyltin in Canadian waters. NWRI Contribution #89-103. Institut national de recherches en hydrologie, Burlington, ON.
- Maguire, R.J., Y.K. Chau, G.A. Bengert, E.J. Hale, P.T.S. Wong et O. Kramer. 1982. Occurrence of organotin compounds in Ontario lakes and rivers. *Environ. Sci. Technol.* 16(10):698-702.
- Maguire, R.J. et R.J. Tkacz. 1985. Degradation of tri-n-butyltin species in water and sediment from Toronto Harbour. *J. Agric. Food. Chem.* 33:947-953.
- Maguire, R.J., R.J. Tkacz, Y.K. Chau, G.A. Bengert et P.T.S. Wong. 1986. Occurrence of organotin compounds in water and sediment in Canada. *Chemosphere* 15(3):253-274.
- Moore, D.R.J., D.G. Noble, S.L. Walker, D.M. Trotter, M.P. Wong et R.C. Pierce. 1992. Organoétains: Recommandations pour la qualité des eaux au Canada. Environnement Canada séries scientifiques no. 191. Environnement Canada, Direction de l'environnement et de la politique scientifique, Ottawa.
- Short, J.W. et F.P. Thrower. 1986a. Accumulation of butyltins in muscle tissue of Chinook salmon reared in sea pens treated with tri-n-butyltin, dans *Oceans '86 Conference Record*. Vol 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, DC.
- . 1986b. Accumulation of butyltins in muscle tissue of Chinook salmon reared in sea pens treated with tri-n-butyltin. *Mar. Pollut. Bull.* 17:542-545.
- Ward, G.S., G.C. Cramm, P.R. Parrish, H. Trachman et A. Slesinger. 1981. Bioaccumulation and chronic toxicity of bis (tributyltin) oxide (TBTO): Tests with a saltwater fish, dans *Aquatic toxicology and hazard assessment*. Fourth Conference, D.R. Branson et K.L. Dickson, éd. ASTM Spec. Tech. Publ. 737, American Society for Testing Materials, Philadelphia.
- Wong, P.T.S., Y.K. Chau, O. Kramer et G.A. Bengert. 1982. Structure-toxicity relationship of tin compounds on algae. *J. can. Sci. Halieutiques Aquat.* 39:483-488.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique : organo-étains — tributylétain, triphénylétain et tricyclohexylétain, 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