



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

ESTERS PHTALIQUES (DEHP, DBP et DOP)

Les trois esters phtaliques traités dans le présent feuillet d'information sont le phtalate de di(2-éthylhexyle) (DEHP), le phtalate de di-*n*-butyle (DBP) et le phtalate de di-*n*-octyle (DOP) (numéros CAS 117-81-7, 84-74-2, 117-84-0 et poids moléculaires de 390,6, de 278,4 et de 390,6, respectivement). L'information sur les usages et la production des esters d'acide phtalique DEHP, DBP et DOP au Canada est limitée, certains renseignements étant visés par des mesures de non-divulgateur. Pierce et coll. (1980) ont réalisé une étude détaillée sur la production et la transformation canadiennes des esters phtaliques pris collectivement.

Le DEHP est l'un des plastifiants les plus largement utilisés au Canada (Environnement Canada, 1983). Des 18 000 tonnes de DEHP livrées en 1984, 30 % ont été utilisées dans la production de pellicules et de feuilles de polychlorure de vinyle (PVC) et 15 %, dans celle de profilés souples en PVC. Les derniers 55 % ont été employés dans la fabrication de divers produits, dont des tuyaux et des accessoires de tuyauterie, des fils, des câbles, des tissus enduits, des moules et des revêtements muraux extérieurs, des revêtements de sol et d'autres articles en PVC ainsi que dans la fabrication de certaines résines. De la quantité totale de DBP utilisée au Canada, 70 % entrent dans la fabrication des adhésifs et des produits de consommation et 30 %, dans celle des plastisols (Martec Limited, 1979). Aucune information n'était disponible sur les usages et la production du DOP.

On a surveillé les concentrations de DEHP, de DBP et de DOP dans les eaux de surface et l'eau potable au Québec, en Ontario et en Alberta (CCME, 1993). Des échantillons d'eaux de surface prélevés au Canada présentaient des concentrations variant de 0,29 à 300 µg·L⁻¹ de DEHP, de 0,04 à 14 µg·L⁻¹ de DBP et de 0,02 à 7 µg·L⁻¹ de DOP (Mayer et coll., 1972; Brownlee et Strachan, 1977; Ewing et coll., 1977; NAQUADAT/ENVIRODAT, 1991). Des concentrations de DOP atteignant 55 µg·L⁻¹ ont été mesurées dans des échantillons d'eau recueillis dans un panache d'effluents provenant d'une usine de pâte aux abords du lac Supérieur (Brownlee et Strachan, 1977), tandis que d'autres effluents rejetés par un établissement industriel situé en Alberta présentaient des résidus de

DBP atteignant 64 µg·L⁻¹ (NAQUADAT/ENVIRODAT, 1991).

Les processus qui agissent sur le devenir des esters d'acide phtalique dans l'environnement sont surtout régis par l'hydrophobie de ces composés et leur capacité à s'intégrer et à s'adsorber aux phases organiques. La sorption par les sols terrestres contribue pour beaucoup à réduire la mobilité de ces substances et peut ralentir considérablement leur pénétration dans les eaux souterraines et les systèmes aquatiques. Les mécanismes qui ont les effets les plus déterminants sur la disparition des phtalates présents dans l'environnement sont liés à la biodégradation. Les processus abiotiques, notamment la volatilisation, l'hydrolyse et la photolyse, jouent un rôle négligeable (CCME, 1993).

La décomposition biologique est un mécanisme important de dégradation des phtalates dans le milieu naturel. Des études menées sur des cultures pures ont mis en évidence la capacité de plusieurs espèces de microbes à utiliser le DEHP comme source unique de carbone et la dégradation de cet ester dans le sol, l'eau et la boue activée (Richards et Shieh, 1986).

La demi-vie du DEHP (mesurée en fonction de la disparition du composé d'origine) à une concentration de 20 mg·L⁻¹ dans de l'eau distillée traitée au moyen d'eaux usées adaptées était de 5,25 jours et variait entre 4,55 et 6,77 jours, un taux de minéralisation de 86 % ayant été observé sur une période de 28 jours (Sugatt et coll., 1984). Le DBP présent dans les eaux usées (20 mg·L⁻¹) affichait une demi-vie de 15,4 jours, 57 % du produit

Tableau 1. Recommandations pour la qualité des eaux établies pour les esters phtaliques aux fins de la protection de la vie aquatique (CCME, 1993).

Vie aquatique	Recommandation (µg·L ⁻¹)		
	DEHP	DBP	DOP
Dulcicole	16*	19*	Néant†
Marine	Néant†	Néant†	Néant†

* Recommandation provisoire.

† Aucune recommandation n'a été établie.

s'étant dissipés (sous forme de CO₂) au bout de 28 jours (Sugatt et coll., 1984).

Des études menées sur le DEHP ont permis de calculer des FBC à l'équilibre de 112 à 518 pour le zooplancton (*Daphnia magna*) exposé pendant 21 jours et 1 jour, respectivement (Macek et coll., 1979). Chez les organismes benthiques, des FBC variant entre 350 pour la larve du moucheron *Chironomus plumosus*, et 3996 pour l'amphipode *Gammarus pulex* ont été déterminés après des expositions au DEHP de 7 et de 10 jours, respectivement (Mayer et Sanders, 1973; Thuren et Woin, 1991). Chez les poissons, les FBC du DEHP semblent être extrêmement variables, se situant entre 42 pour la truite arc-en-ciel et 2600 pour la barbus de rivière selon des calculs effectués après des périodes d'exposition de 94 jours et de 1 jour, respectivement (Stalling et coll., 1973; Mehrle et Mayer, 1976).

Pour ce qui est du DBP, une seule étude menée sur *D. magna* a permis d'obtenir un FBC de 400 après une exposition de 7 jours; chez les organismes benthiques, les FBC enregistrés varient entre 430 pour l'éphémère commune *Hexagenia bilineata* et 1400 pour l'amphipode *G. pseudolimneaus* après des expositions de 7 et de 14 jours, respectivement (Mayer et Sanders, 1973; Thuren et Woin, 1991). La seule étude disponible sur les poissons d'eau douce indiquait des FBC variant de 580 à 2080 pour le tête-de-boule après 11 jours (Call et coll., 1983).

Élaboration des recommandations pour la qualité des eaux

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

Vie dulcicole

DEHP

La documentation scientifique ne comprenait qu'une seule étude sur la phytotoxicité du DEHP. Pour des lenticules (*Lemna gibba*) exposées au DEHP pendant 7 jours, la CE₅₀ (croissance) s'établissait à 2060 mg·L⁻¹ (Davis, 1981).

Parmi les invertébrés ayant fait l'objet d'études de toxicité aiguë, l'espèce la plus sensible est le zooplancton *D. magna*, pour lequel des CL₅₀-48 h de 2,0 mg·L⁻¹

(Adams et Heidolph, 1985) et de 11 mg·L⁻¹ (LeBlanc, 1980) ont été enregistrées. Dans les études de toxicité chronique, *D. magna* est aussi la plus sensible des espèces éprouvées, avec une CMEO-21 j (reproduction) de 0,003 mg·L⁻¹ (Mayer et Sanders, 1973). Ces données ont toutefois été jugées inacceptables en raison du faible taux de fécondité observé chez les organismes témoins et parce que les concentrations de DEHP au début et à la fin de l'essai n'ont pas été consignées (Federal Register, 1990). Dans le cadre d'autres études de toxicité chronique menées sur *D. magna*, des CMATE de 158 à 811 µg·L⁻¹ ont été mesurées (Brown et Thompson, 1982; Knowles et coll., 1987). Springborn Bionomics (1984a) a exposé *D. magna* à des concentrations de DEHP variant entre 0,024 et 0,38 mg·L⁻¹ pendant 21 jours. Une diminution appréciable du taux de survie a été observée après 14 et 21 jours d'exposition à une concentration de 0,16 mg·L⁻¹.

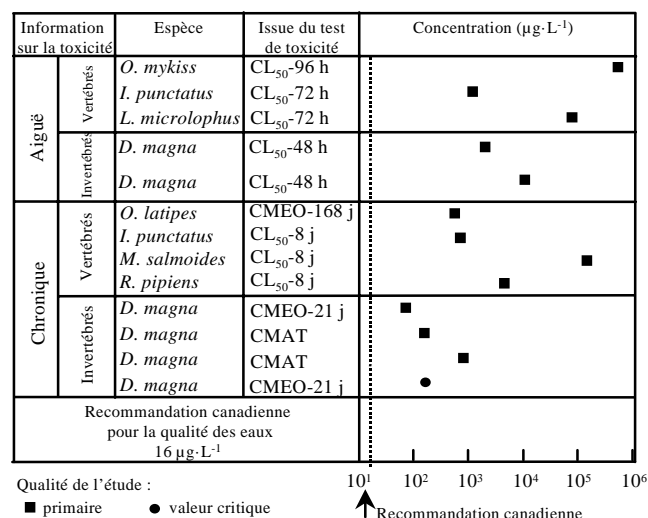


Figure 1. Données choisies sur la toxicité du DEHP pour les organismes d'eau douce.

Des données définitives sur la toxicité chronique pour les vertébrés étaient disponibles pour trois espèces de poissons et deux amphibiens. Chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), une CL₅₀-96 h de 540 mg·L⁻¹ a été enregistrée (Hrudey et coll., 1976). Birge et coll. (1978) ont exposé des œufs de barbus de rivière (*Ictalurus punctatus*), de grenouille léopard (*Rana pipiens*), de crapaud de fowler (*Bufo fowleri*) et de *Lepomis microlophus* au DEHP et mesuré des CL₅₀-72 h variant de 1,21 à 77,20 mg·L⁻¹. Bien que la substance expérimentale identifiée dans les travaux de Birge et coll. (1978) soit le DOP, selon M. Kercher (1992, Water Resources Institute, University of Kentucky, Lexington,

Kentucky, comm. pers.), on aurait en fait mené ces études à l'aide de DEHP.

Mehrle et Mayer (1976) ont exposé des têtes-de-boule à des concentrations de DEHP variant entre 0,0019 et 0,062 mg·L⁻¹ pendant 56 jours et n'ont observé aucun effet néfaste sur la croissance ou la survie. Au cours de la même étude, on a également exposé des larves primaires de truite arc-en-ciel à ce produit pendant une période débutant 12 jours avant l'éclosion et se terminant 90 jours après l'éclosion et noté que des concentrations en DEHP variant de 0,005 à 0,054 mg·L⁻¹ n'avaient aucun effet sur le taux d'éclosion. Une hausse importante du taux de mortalité (20 %) chez les alevins vésiculés a été enregistrée 5 jours après l'éclosion parmi les groupes ayant reçu 0,014 mg·L⁻¹ de DEHP. Aucun effet notable sur le taux de mortalité n'a été observé par rapport aux témoins lorsqu'on a prolongé la période d'exposition au-delà de 24 jours. DeFoe et coll. (1990) ont exposé des larves primaires de truite arc-en-ciel au DEHP pendant une période débutant 72 heures après la fécondation et se terminant 90 jours après l'éclosion. Les auteurs n'ont observé aucun effet néfaste sur le taux d'éclosion des œufs, la survie ou la croissance après avoir exposé des œufs de truite arc-en-ciel à 0,052 mg·L⁻¹ pendant 90 jours. Ces résultats ne concordent pas avec ceux de Mehrle et Mayer (1976). Pour les œufs de la barbusse de rivière, de *Lepomis microlophus*, de l'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*) et de la truite arc-en-ciel, les CL₅₀ chroniques se situent entre 0,69 et 149 mg·L⁻¹ (Birge et coll., 1978, 1979). Chez les amphibiens, Birge et coll. (1978) ont enregistré des CL₅₀ de 3,88 et de 4,44 mg·L⁻¹ pour des œufs de crapaud de fowler et de grenouille léopard exposés au DEHP pendant 8 jours.

Les données toxicologiques acceptables dont on dispose indiquent que *D. magna* est le plus sensible des organismes dulçaquicoles étudiés. Les données recueillies par Mayer et Sanders (1973) et Mehrle et Meyer (1976) sont fondées sur des indicateurs plus sensibles mais ont été jugées inacceptables et n'ont donc pas été retenues aux fins de l'élaboration d'une recommandation. La recommandation provisoire pour la qualité des eaux établie pour le DEHP aux fins de la protection de la vie aquatique d'eau douce est de 16 µg·L⁻¹. On a calculé cette valeur en multipliant par un facteur de sécurité de 0,1 (CCME, 1991) la CME0-21 j de 0,16 mg·L⁻¹ (survie) mesurée chez *D. magna* à la suite d'une exposition chronique (Springborn Bionomics, 1984a).

DBP

Une seule étude sur la phytotoxicité du DBP a été relevée dans la documentation scientifique. Springborn

Bionomics Inc. (1984b) a étudié les effets du DBP sur la vitesse de croissance de l'algue verte *Selenastrum capricornutum* et mesuré une CE₅₀ de 0,75 mg·L⁻¹.

Chez les invertébrés, les valeurs de toxicité aiguë varient entre une CL₅₀-48 h de 0,76 mg·L⁻¹ et une CL₅₀-24 h de 17 mg·L⁻¹ pour les larves du moucheron (*C. plumosus*) et *D. magna*, respectivement (Streufert et coll., 1980; Kühn et coll., 1989). Dans le cadre d'études de toxicité chronique portant sur des invertébrés, Springborn Bionomics Inc. (1984b) a étudié les effets du DBP sur la survie et la reproduction de *D. magna* et enregistré une CE₅₀-21 jours de 1,5 mg·L⁻¹. De même, une CSEO-15 j et une CME0-15 j (diminution du potentiel reproductif) de 0,56 et de 1,8 mg·L⁻¹, respectivement, ont été mesurées chez *D. magna* (McCarthy et Whitmore, 1985). Des valeurs comparables ont été obtenues dans d'autres études sur *D. magna*, la CL₅₀-21 j et la CE₅₀-21 j (reproduction) s'établissant pour cette espèce à 1,92 et à 1,64 mg·L⁻¹, respectivement (DeFoe et coll., 1990).

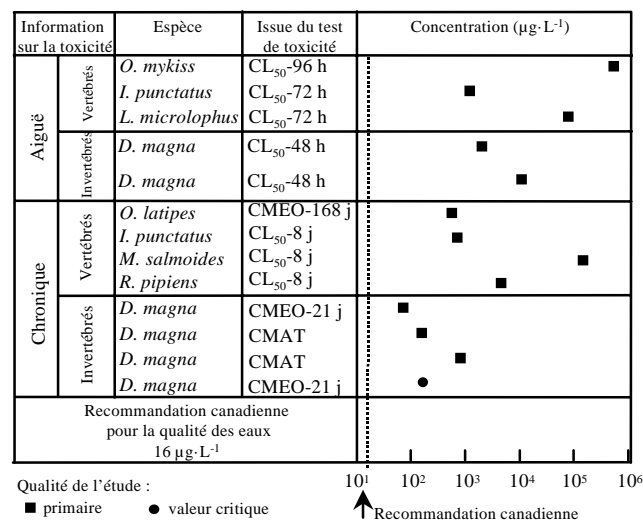


Figure 2. Données choisies sur la toxicité du DBP pour les organismes d'eau douce.

Mayer et Ellersieck (1986) ont enregistré pour un certain nombre d'espèces de poissons, dont la perchaude (*Perca flavescens*), la barbusse de rivière, la truite arc-en-ciel, le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) et le tête-de-boule, des CL₅₀-96 h se situant entre 0,35 et 3,96 mg·L⁻¹. D'autres valeurs de toxicité aiguë (CL₅₀-96 h et CL₅₀-24 h) mesurées chez les poissons variaient entre 0,85 et 1,2 mg·L⁻¹ pour le tête-de-boule et le crapet arlequin (EG&G Bionomics, 1983; DeFoe et coll., 1990). Dans le cadre d'études de toxicité chronique, Ward et

Boeri (1991) ont enregistré une CMEO (mortalité) de $190 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ et une CMATE de $400 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour la truite arc-en-ciel à la suite d'une exposition de 99 jours. D'autres études ont mis en évidence une baisse du succès d'éclosion et du taux de survie des embryons chez le tête-de-boule après une exposition de 20 jours à des concentrations en DBP de $1000 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. On a aussi obtenu une CSEO-20 j de $560 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour ce qui est de l'éclosion et de la survie chez le tête-de-boule (McCarthy et Whitmore, 1985).

L'étude de toxicité chronique la plus sensible qui soit acceptable a été menée par Ward et Boeri (1991), qui ont enregistré pour la truite arc-en-ciel une CMEO-99 j (mortalité) de $190 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. La recommandation provisoire pour la qualité des eaux établie pour le DBP aux fins de la protection de la vie aquatique d'eau douce est de $19 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. On a calculé cette valeur en multipliant par un facteur de sécurité de 0,1 (CCME, 1991) la CMEO-99 j de $190 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ fondée sur la mortalité (Ward et Boeri, 1991) mesurée chez la truite arc-en-ciel.

DOP

Il n'existe dans la documentation scientifique que deux études de toxicité pour le DOP. DeFoe et coll. (1990) ont exposé des têtes-de-boule à l'isomère *ortho* du DOP et noté une $\text{CL}_{50-96 \text{ h}}$ de $0,045 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. McCarthy et Whitmore (1985) ont étudié les effets d'une exposition de 21 jours au DOP sur le succès de reproduction chez *D. magna*. Une CSEO de $0,320 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ et une CMEO de $1,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ont été mesurées. Le DOP n'a pas eu d'effet sur la survie des embryons ou des larves du tête-de-boule à une concentration de $3,2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ au cours d'expositions de 28 jours. Le taux d'éclosion a cependant diminué de 35 % à $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Ces données sont difficiles à interpréter parce que les concentrations de DOP utilisées dans ces études dépassent l'hydrosolubilité du composé.

Les données ne sont pas suffisantes pour qu'il soit possible d'élaborer une recommandation canadienne pour la qualité des eaux à l'égard du DOP.

Références

Adams, W.J. et B.B. Heidolph. 1985. Short-cut chronic toxicity estimates using *Daphnia magna*, dans *Aquatic toxicology and hazard assessment: Seventh Symposium*. ASTM STP 854, R.D. Cardwell, R.

- Purdy et R.C. Bahner, éd. American Society for Testing and Materials, Philadelphia.
- Birge, W.J., J.A. Black et A.G. Westerman. 1978. Effects of PCB compounds and proposed PCB-replacement products on embryo-larval stages of fish and amphibians. Research Report No. 118. USEPA. PB 290711. University of Kentucky, Water Resources Research Institute, Lexington, KY.
- Birge, W.J., J.A. Black et D.M. Brusler. 1979. Toxicity of organic chemicals to embryo-larval stages of fish. EPA-560/11-79-007. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Brown, D. et R.S. Thompson. 1982. Phthalates and the aquatic environment: Part I. The effects of di-2-ethylhexyl phthalate (DEHP) and di-isodecyl phthalate (DIDP) on the reproduction of *Daphnia magna* and observations on their bioconcentration. Chemosphere 11:417-426.
- Brownlee, B. et W.M.J. Strachan. 1977. Distribution of some organic compounds in the receiving waters of a kraft pulp and paper mill. J. Fish. Res. Board Can. 34:830-837.
- Call, D.J., L.T. Brooke, N. Ahmad et J.E. Richter. 1983. Toxicity and metabolism studies with EPA priority pollutants and related chemicals in freshwater organisms. EPA-600/3-83-095. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Environmental Research Laboratory, Duluth, MN.
- 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.]
- . 1993. Annexe XIII — Recommandations pour la qualité des eaux au Canada : mise à jour (octobre 1993), aniline et 3,5-diméthylaniline, perchloroéthylène ou tétrachloroéthylène et trois esters phtaliques, 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.
- Davis, J.A. 1981. Comparison of static-replacement and flow-through bioassays using duckweed, *Lemna gibba* G-3. EPA 560/6-81-003. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- DeFoe, D.L., G.W. Holcombe, D.E. Hammermeister et K.E. Biesinger. 1990. Solubility and toxicity of eight phthalate esters to four aquatic organisms. Environ. Toxicol. Chem. 9:623-636.
- EG&G Bionomics. 1983. Acute toxicity of thirteen phthalate esters to bluegill (*Lepomis macrochirus*). Test de toxicité présenté à Chemical Manufacturers Association, Washington, DC.
- Environnement Canada. 1983. Phthalic acid esters. dans *Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface*. Vol. 2. Les substances chimiques organiques. Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, Ottawa.
- Ewing, B.B., E.S.K. Chian, J.C. Cook, C.A. Evans et P.K. Hopke. 1977. Monitoring to detect previously unrecognized pollutants in surface waters. Appendix 1. Organic analysis Data. No. PB-273-350. U.S. National Technical Information Service Document. (Cité dans Pierce et al. 1980.)
- Federal Register. 1990. Daphnid chronic toxicity test. 40 CFR 797.1330, dans *Code of Federal Regulations*, U.S. Government Printing Office, Washington, DC.
- Hrudey, S.E., G.A. Sergy et T. Thackeray. 1976. Toxicity of oil sands plant wastewaters and associated organic contaminants. Proc. 11th Can. Symp. Water Pollut. Res. Can.

- Knowles, C.O., M.J. McKee et D.U. Palawski. 1987. Chronic effects of di-2-ethylhexyl phthalate on biochemical composition, survival and reproduction of *Daphnia magna*. *Environ. Toxicol. Chem.* 6:201–208.
- Kühn, R., M. Pattard, K-D. Pernak et A. Winter. 1989. Results of the harmful effects of water pollutants to *Daphnia magna* in the 21 day reproduction test. *Water Res.* 23(4):501–510.
- LeBlanc, G.A. 1980. Acute toxicity of priority pollutants to water flea (*Daphnia magna*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 24:684–691.
- Macek, K.J., S.R. Petrocelli et B.H. Sleight III. 1979. Considerations in assessing the potential for, and significance of, biomagnification of chemical residues in aquatic food chains, dans *Proc. 2nd Annu. Symp. on Aquatic Toxicology*. ASTM STP 667. L.L. Marking et R.A. Kimerle, éd. American Society for Testing and Materials, Cleveland, OH.
- Martec Limited. 1979. Canadian use pattern survey of organotins, phthalate esters and triaryl phosphates. Rapport préparé pour le Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada.
- Mayer, F.L., Jr. et M.R. Ellersieck. 1986. Manual of acute toxicity: Interpretation and database for 410 chemicals and 66 species of freshwater animals. U.S. Fish Wildl. Serv. Resour. Publ. 160. U.S. Department of the Interior, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, DC.
- Mayer, F.L., Jr. et H.O. Sanders. 1973. Toxicology of phthalic acid esters in aquatic organisms. *Environ. Health Perspect.* 3:153–157.
- Mayer, F.L., D.L. Stalling et J.L. Johnson. 1972. Phthalate esters as environmental contaminants. *Nature* 238:411–413.
- McCarthy, J.F. et D.K. Whitmore. 1985. Chronic toxicity of di-n-butyl and di-n-octyl phthalate to *Daphnia magna* and the fathead minnow. *Environ. Toxicol. Chem.* 4:167–179.
- Mehrle, P.M. et F.L. Mayer. 1976. Di-2-ethylhexyl phthalate: Residue dynamics and biological effects in rainbow trout and fathead minnows, dans *Proc. Univ. Missouri 10th Annu. Conf. Trace Substances in Environmental Health*. D.D. Hemphill, éd. University of Missouri, Columbia, MO.
- NAQUADAT/ENVIRODAT. 1991. Base nationale des données sur la qualité des eaux. Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, Ottawa.
- Pierce, R.C., S.P. Mathur, D.T. Williams et M.J. Boddington. 1980. Esters phtaliques dans l'environnement aquatique. CNRC No. 17583. Conseil national des recherches Canada, Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Ottawa.
- Richards, D.J. et W.K. Shieh. 1986. Biological fate of organic priority pollutants in the aquatic environment. *Water Res.* 20(9):1077–1090.
- Springborn Bionomics, Inc. 1984a. Chronic toxicity of fourteen phthalate esters to *Daphnia magna*. Report BW-84-5-1567. Rapport sur des tests de toxicité présenté à Chemical Manufacturers Association, Washington, DC.
- . 1984b. Toxicity of fourteen phthalate esters to the freshwater green algae, *Selenastrum capricornutum*. BP-84-1-4. Rapport sur des tests de toxicité présenté à Chemical Manufacturers Association.
- Stalling, D.L., J.W. Hogan et J.L. Johnson. 1973. Phthalate ester residues - their metabolism and analysis in fish. *Environ. Health Perspect.* 3:159–173.
- Streufert, J.M., J.R. Jones et H.O. Sanders. 1980. Toxicity and biological effects of phthalate esters on midges (*Chironomus plumosus*). *Trans. Mo. Acad. Sci.* 14:33–40.
- Sugatt, R.H., D.P. O'Grady, S. Banerjee, P.H. Howard et W.E. Gledhill. 1984. Shake flask biodegradation of 14 commercial phthalate esters. *Appl. Environ. Microbiol.* 47(4):601–606.
- Thuren, A. et P. Woin. 1991. Effects of phthalate esters on the locomotor activity of the freshwater amphipod *Gammarus pulex*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 46:159–166.
- Ward, T.J. et R.L. Boeri. 1991. Early life stage toxicity of Di-n-Butyl phthalate (DnBP) to the rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) under flow-through conditions. Présenté à Chemical Manufacturers Association.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique : esters phtaliques — DEHP, DBP et DOP, 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