



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

DDT, DDE
et DDD

Le dichlorodiphényl-trichloroéthane (DDT) est un hydrocarbure chloré qui possède des propriétés insecticides à large spectre (ATSDR, 1994). Dans la molécule de DDT, les atomes de chlore peuvent présenter différentes configurations et déterminer ainsi plusieurs formes isomériques : *p,p'*-DDT, *o,p'*-DDT et *m,p'*-DDT (USEPA, 1980; OMS, 1989). Le terme général DDT s'applique à diverses préparations pesticides commerciales composées essentiellement de *p,p'*-DDT et de *o,p'*-DDT (OMS, 1989), mais pouvant aussi renfermer de petites quantités de dichlorodiphényldichloroéthylène (DDE) et de dichlorodiphényldichloroéthane (DDD) (OMS, 1989).

Dans la présente étude, les termes DDT, DDE et DDD sont employés pour désigner la somme des concentrations isomériques de *p,p'*-DDT et de *o,p'*-DDT, de *p,p'*-DDE et de *o,p'*-DDE ainsi que de *p,p'*-DDD et de *o,p'*-DDD, respectivement. Le terme DDT peut désigner un ou la totalité des composés mentionnés ci-dessus de même que les métabolites et les produits de dégradation de ces six composés. Le DDT total correspond à la somme des concentrations de *p,p'*-DDT, de *o,p'*-DDT, de *p,p'*-DDE, de *o,p'*-DDE, de *p,p'*-DDD et de *o,p'*-DDD.

En raison des problèmes que posent les propriétés bioaccumulatives du DDT et des observations qui attestent des effets néfastes de cette substance dans plusieurs espèces fauniques, on a grandement limité l'utilisation du DDT au Canada au début des années 1970 (CCME, 1987). En vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires*, l'homologation des deux derniers produits qui renferment du DDT (tous deux utilisés pour lutter contre les rongeurs) a été révoquée en 1985, la vente et l'utilisation des stocks existants étant autorisées jusqu'à la fin de 1990 (Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, 1997, Ottawa, comm. pers.). En outre, le DDT peut être présent sous forme de contaminant dans les pesticides fabriqués et utilisés au Canada. Environnement Canada a classé le DDT parmi les substances de voie 1 parce qu'il est persistant et bioaccumulable, que son rejet dans l'environnement découle essentiellement de l'activité humaine et qu'il est jugé toxique aux termes de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (Environnement Canada, 1997a).

Le DDT peut pénétrer dans les écosystèmes aquatiques soit directement par voie d'épandage de pesticides sur les eaux de surface ou indirectement, par dépôt atmosphérique. La présence de DDT dans l'atmosphère peut être attribuable aux opérations de pulvérisation effectuées dans les pays où l'emploi de cette substance est encore autorisé (ATSDR, 1994) ou à la volatilisation du DDT déposé sur les sols, les plantes et les eaux de surface. Le DDT atmosphérique peut être transporté sur des distances considérables et se déposer sur les eaux de surface. Le dépôt atmosphérique est la principale voie de contamination par le DDT des systèmes aquatiques canadiens.

En général, le DDT est chimiquement stable dans les conditions environnementales ambiantes. Les propriétés physico-chimiques de ce groupe de substances, notamment leur faible hydrosolubilité, leur forte liposolubilité (K_{oc} élevé) et leur K_{co} élevé, sont telles que le DDT et ses métabolites tendent à s'incorporer dans les matériaux de fond et à s'accumuler dans les tissus des organismes aquatiques plutôt qu'à demeurer dans la colonne d'eau (USEPA, 1980). C'est pourquoi les sédiments constituent pour le biote aquatique une voie importante d'exposition au DDT.

Tableau 1. Recommandations provisoires pour la qualité des sédiments (RPQS) et concentrations produisant un effet probable (CEP) établies pour le DDT, le DDE et le DDD ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ps).

	Sédiments d'eau douce	Sédiments marins et estuariens
DDT		
RPQS	1,19 [*]	1,19
CEP	4,77 [†]	4,77
DDE		
RPQS	1,42	2,07
CEP	6,75	374
DDD		
RPQS	3,54	1,22
CEP	8,51	7,81

^{*} Valeur provisoire; adoption de la RPQS pour les sédiments marins.

[†] Valeur provisoire; adoption de la CEP pour les sédiments marins.

Les recommandations provisoires pour la qualité des sédiments (RPQS) et les concentrations produisant un effet probable (CEP) pour le DDT, le DDD et le DDE contenus dans les sédiments marins et les sédiments d'eau douce ont été établies selon la méthode décrite dans le document du CCME (1995) (tableau 1). Pour obtenir ces valeurs, on a utilisé une variante de la démarche du National Status and Trends Program (NSTP), sauf dans le cas des valeurs applicables au DDT présent dans les sédiments d'eau douce, pour lesquelles on ne disposait pas de données toxicologiques suffisantes pour établir une RPQS soit à l'aide de la variante de la démarche du NSTP, soit par des tests de toxicité des sédiments avec dopage. On a donc attribué provisoirement aux RPQS et CEP pour les sédiments d'eau douce les valeurs fixées pour les sédiments marins, ces valeurs constituant les plus faibles recommandations fondées sur les effets biologiques dont on disposait. Les RPQS et les CEP se rapportent aux concentrations totales de DDT, de DDE et de DDD dans les sédiments de surface (couche supérieure de 5 cm), quantifiées à l'aide de méthodes d'analyse normalisées.

La majorité des données utilisées pour élaborer les RPQS et calculer les CEP pour le DDT, le DDE et le DDD proviennent d'études qui ont été réalisées sur des sédiments prélevés sur le terrain et qui ont permis de mesurer les concentrations de DDT et d'autres produits chimiques ainsi que leurs effets biologiques, résultats qui ont été compilés dans la Biological Effects Database for Sediments (BEDS) (Environnement Canada, 1998). Tous les ensembles de données de la BEDS, sauf ceux qui portent sur le DDT contenu dans les sédiments d'eau douce, satisfont aux exigences minimales définies aux fins de l'élaboration des recommandations pour la qualité des sédiments à l'aide de la démarche du NSTP. Les tables de calcul des recommandations pour le DDE et le DDD dans les sédiments d'eau douce renfermaient respectivement 53 et 37 entrées sur des concentrations entraînant un effet et 230 et 244 entrées sur des concentrations à effet nul (Environnement Canada, 1998). Les tables de calcul des recommandations pour le DDT, le DDE et le DDD dans les sédiments marins comptaient respectivement 26, 37 et 22 entrées sur des concentrations entraînant un effet et 149, 174 et 151 entrées sur des concentrations à effet nul (Environnement Canada, 1998). La BEDS renferme des données sur une vaste gamme de concentrations de DDT, de types de sédiments et de mélanges de produits chimiques. Selon une évaluation du pourcentage des entrées sur des concentrations de DDT, de DDE et de DDD qui entraînent un effet et se situent sous les RPQS, entre les RPQS et les CEP et au-dessus

des CEP (figures 1 à 5), ces valeurs définissent trois plages de concentrations chimiques : les concentrations ayant rarement, parfois ou souvent des effets biologiques néfastes (Environnement Canada, 1998).

Toxicité

Les effets biologiques néfastes répertoriés pour le DDT dans la BEDS comprennent une diminution de la diversité et de l'abondance des invertébrés benthiques, une baisse de la mortalité ainsi que des modifications comportementales (Environnement Canada, 1998, annexes III à VIII). La mortalité est le paramètre de toxicité aiguë le plus souvent utilisé dans les essais biologiques effectués sur des sédiments prélevés sur le terrain et des sédiments dopés en laboratoire. Les paramètres de toxicité chronique comprennent la croissance, l'effort de reproduction et les réponses comportementales.

Ainsi, dans la rivière Trinity, au Texas, les invertébrés benthiques étaient moins abondants dans les sédiments d'eau douce aux endroits où la concentration de DDT atteignait $9,28 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, valeur supérieure à la RPQS, qui est de $1,19 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Dickson et coll., 1989). En revanche, les sédiments dont la teneur en DDT était de $0,885 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, valeur inférieure à la RPQS pour les sédiments d'eau douce, affichaient une plus forte abondance d'invertébrés benthiques (Dickson et coll., 1989). Dans les sédiments marins de la baie de Tampa, la fécondation d'un oursin, *Arbacia punctulata*, était réduite de 15,3 % aux endroits où les concentrations de DDT atteignaient $17,4 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, valeur supérieure à la CEP, qui est de $4,77 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Long, 1993). On a enregistré un taux de fertilisation de 79,4 % dans les sédiments qui renfermaient $0,75 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ de DDT, valeur inférieure à la RPQS de $1,19 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ fixée pour les sédiments marins.

L'abondance de plusieurs groupes d'invertébrés benthiques, notamment les chironomidés, les gastéropodes et les amphipodes, était réduite dans la baie de Midland (lac Huron) à des concentrations de DDE variant entre 2,39 et $2,63 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, valeurs supérieures à la RPQS pour les sédiments d'eau douce, qui est de $1,42 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Jaagumagi, 1988; Jaagumagi et coll., 1989). De même, la diversité des espèces benthiques était faible dans les sédiments du port de Toronto, en Ontario, à une concentration de DDE de $11,5 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, valeur supérieure à la CEP pour les sédiments d'eau douce, qui est de $6,75 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$. Cependant, dans les sédiments présentant une concentration de DDE de $0,625 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, valeur qui se situe en deçà de la RPQS, on a observé une plus grande

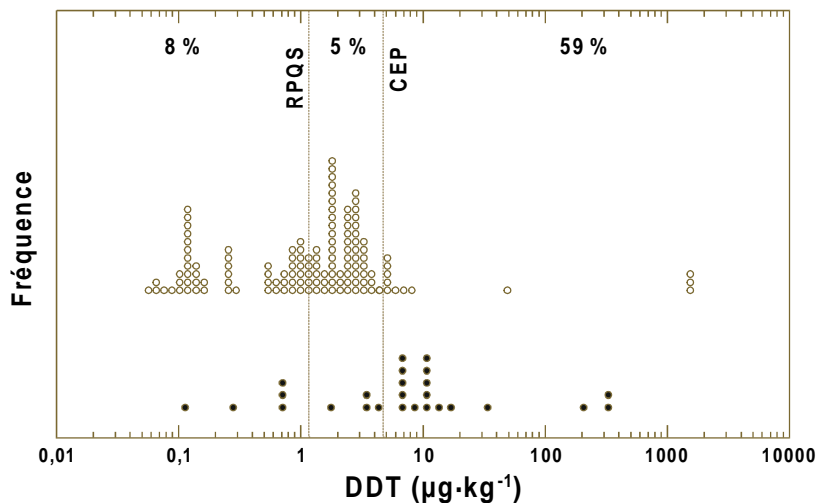


Figure 1. Distribution des concentrations de DDT dans les sédiments marins et estuariens, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et la CEP et au-dessus de la CEP.

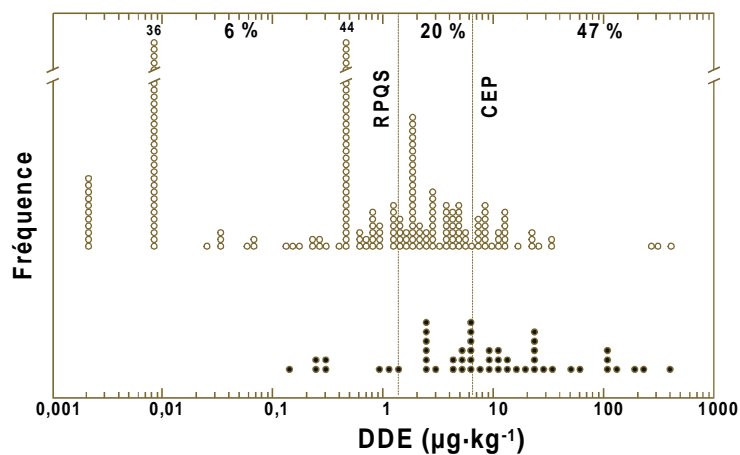


Figure 2. Distribution des concentrations de DDE dans les sédiments d'eau douce, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et la CEP et au-dessus de la CEP.

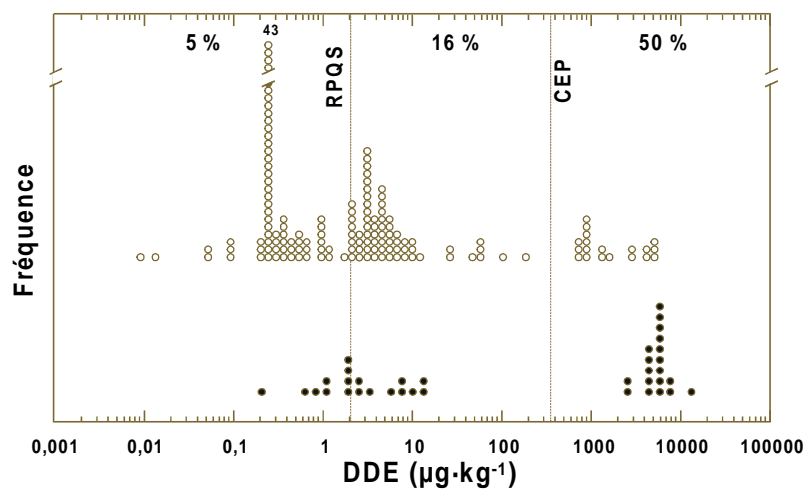


Figure 3. Distribution des concentrations de DDE dans les sédiments marins et estuariens, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et la CEP et au-dessus de la CEP.

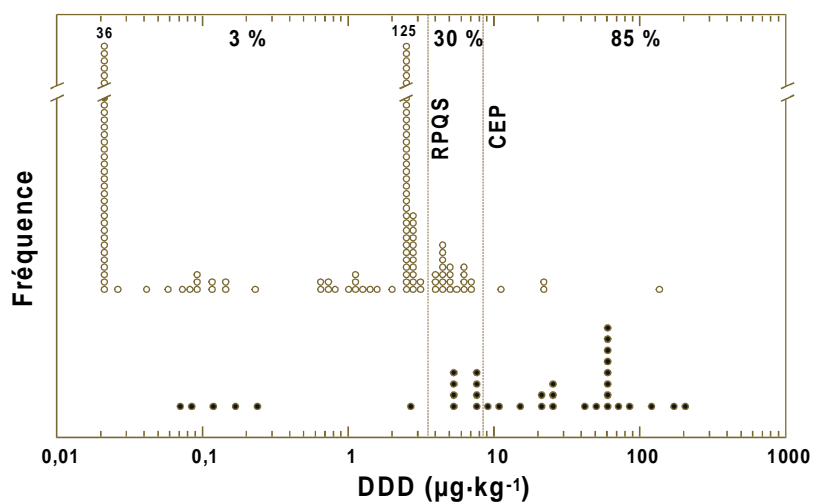


Figure 4. Distribution des concentrations de DDD dans les sédiments d'eau douce, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et la CEP et au-dessus de la CEP.

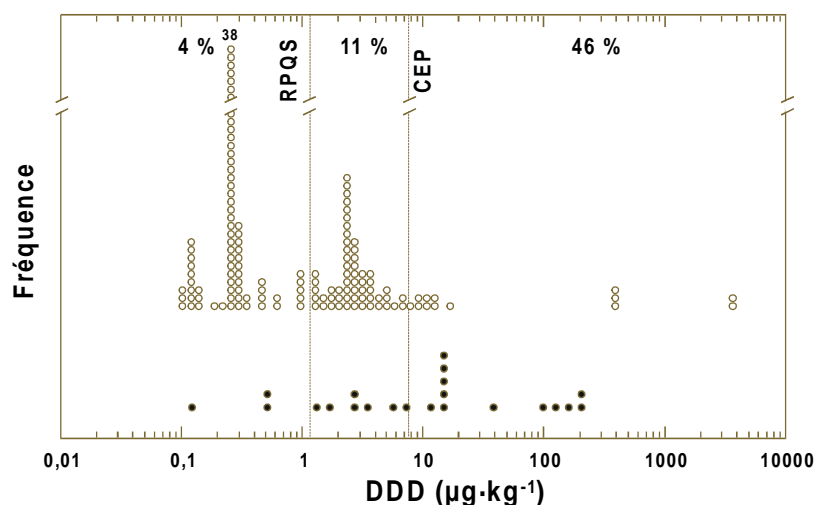


Figure 5. Distribution des concentrations de DDD dans les sédiments marins et estuariens, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et la CEP et au-dessus de la CEP.

diversité des espèces (Jaagumagi, 1988; Jaagumagi et coll., 1989). On a enregistré une diminution de l'abondance des crustacés, des échinodermes, des amphipodes, des polychètes, des éponges et des ophiures dans les sédiments marins de l'anse sud de la Californie à des concentrations de DDE variant entre 4055 et 6993 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Swartz et coll., 1985, 1986; Ferraro et coll., 1991). L'abondance de ces organismes était en revanche plus élevée dans les sédiments présentant une concentration de DDE de 56 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Les données de la BEDS sur le DDD contenu dans les sédiments d'eau douce fournissent des exemples comparables d'effets biologiques néfastes. Ainsi, plusieurs groupes d'invertébrés benthiques, notamment les chironomidés et les amphipodes, étaient peu abondants dans les sédiments de la rivière Sainte-Claire, en Ontario, qui affichaient une concentration moyenne de DDD de 5 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, valeur supérieure à la RPQS pour les sédiments d'eau douce, qui est de 3,54 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Jaagumagi, 1988; Jaagumagi et coll., 1989). En revanche, ces espèces étaient très abondantes dans les sédiments présentant une concentration de DDD de 2,5 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, valeur qui se situe

sous la RPQS pour les sédiments d'eau douce. De même, on a observé dans les sédiments marins un taux de mortalité de 38 % chez l'amphipode *Ampelisca abdita* à une concentration de DDD de 8,63 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, valeur supérieure à la CEP pour les sédiments marins, qui est de 7,81 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Bricker et coll., 1993). On n'a toutefois observé aucune mortalité chez *A. abdita* dans des sédiments dont la teneur en DDD était de 0,62 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, valeur qui correspond à environ 50 % de la RPQS pour les sédiments marins, qui est de 1,22 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (EMAP, 1991).

Concentrations

On a décelé du DDT dans des sédiments d'eau douce prélevés à divers endroits au Canada, mais on dispose de peu de données sur la présence du DDT dans les sédiments marins et estuariens. Bien que les concentrations actuelles de ces substances soient généralement faibles, des concentrations élevées ont déjà été mesurées dans le passé. Ainsi, en 1980, les sédiments d'eau douce du bassin de Still Creek (fleuve Fraser), en

Colombie-Britannique, présentaient des concentrations de DDT total variant entre 8 et 189 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Garrett, 1980). En 1987, on n'a décelé des isomères du DDT ni dans ce bassin hydrographique ni à aucun autre emplacement échantillonné dans le bassin inférieur du Fraser (Swain et Walton, 1988). En Ontario, les données historiques montrent que les concentrations de DDT dans les sédiments d'eau douce de surface ont diminué considérablement depuis que l'utilisation des pesticides à teneur en DDT a été limitée au début des années 1970. Ainsi, entre 1968 et 1971, les concentrations moyennes de DDT total dans le lac Érié variaient entre 27,9 et 94,8 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Frank et coll., 1974, 1977). Entre 1978 et 1982, les concentrations de DDT total des échantillons prélevés dans le lac Érié se situaient entre moins de 0,5 et 31 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Mudroch, 1980; Oliver et Bourbonnière, 1985; Bourbonnière et coll., 1986). On a par ailleurs observé que ces derniers échantillons renfermaient surtout du DDE et du DDD, ce qui indique que les composés d'origine, soit le *p,p'*-DDT et le *o,p'*-DDT, se dégradent avec le temps.

Les données recueillies par Muir et coll. (1995) donnent à penser que le DDT est transporté dans l'Arctique par voie atmosphérique. Ces chercheurs ont prélevé des sédiments de surface dans huit lacs du Nord du Canada et constaté que les concentrations de DDT total (variant entre 0,11 et 9,96 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) diminuent considérablement à mesure que l'on s'approche du pôle. Ces données viennent appuyer l'hypothèse de la condensation froide, selon laquelle les processus successifs de volatilisation et de condensation des polluants organiques déterminent la migration de ces substances vers les pôles. Dans l'Arctique canadien, les concentrations de DDT, de DDE et de DDD dans les sédiments d'eau douce sont généralement plus faibles que celles qui ont été enregistrées dans d'autres régions du Canada. Ainsi, les concentrations de DDT, de DDE et de DDD se situaient entre 0,01 et 0,34 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans les sédiments du Grand lac des Esclaves (Mudroch et coll., 1989).

Les rares données que l'on possède sur les concentrations historiques et actuelles de DDT dans les sédiments marins et estuariens proviennent essentiellement de Colombie-Britannique. À l'heure actuelle, les concentrations de DDT dans les sédiments de l'estuaire du Fraser et de la baie de Boundary se situent en deçà du seuil de détection, qui est de 1 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Environnement Canada, 1998). Or, en 1994, les concentrations de DDT total dans les sédiments de Boundary Bay atteignaient 8,1 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Swain et Walton, 1994).

Autres considérations

Quelle que soit l'origine de la teneur en DDT des sédiments, des concentrations élevées de cette substance peuvent avoir un effet néfaste sur les organismes aquatiques exposés. On ne peut prédire avec certitude les effets biologiques défavorables qu'entraînera une exposition au DDT en se fondant uniquement sur les données relatives aux concentrations, surtout dans les plages qui se situent entre les RPQS et les CEP (figures 1 à 5). La probabilité qu'une exposition au DDT en un endroit donné ait des effets biologiques néfastes sur le biote aquatique est liée à la sensibilité de chaque espèce exposée et aux paramètres examinés ainsi qu'à divers facteurs physico-chimiques (p. ex., hydrophobie et hydrosolubilité), géochimiques (p. ex., COT et granulométrie) et biologiques (p. ex., comportement alimentaire et physiologie) qui agissent sur la biodisponibilité du DDT.

Les organismes benthiques peuvent être exposés, par contact superficiel et ingestion de sédiments, au DDT particulaire et dissous dans les eaux interstitielles et sus-jacentes, ainsi qu'au DDT lié aux sédiments, pendant l'alimentation. On estime que les sédiments et l'eau de porosité constituent pour l'endofaune et les espèces épibenthiques les principales voies d'exposition au DDT.

Plusieurs propriétés du DDT influent sur la biodisponibilité de cette substance pour les organismes aquatiques. On a déterminé que l'hydrophobie, représentée par le K_{oc} , et l'hydrosolubilité étaient les deux facteurs les plus déterminants. C'est pourquoi on estime que les substances qui présentent une forte hydrophobie et une faible hydrosolubilité sont les plus facilement assimilées par les organismes aquatiques (Landrum et coll., 1989). En raison de leurs propriétés physico-chimiques, le *p,p'*-DDT et le *o,p'*-DDT sont vraisemblablement les plus facilement assimilables des six isomères abordés dans le présent feuillet d'information.

Les caractéristiques des sédiments, notamment la teneur en COT, la distribution granulométrique et la teneur en argile, peuvent avoir une incidence sur la biodisponibilité du DDT contenu dans les sédiments (Landrum et Robbins, 1990). Ainsi, Nebecker et coll. (1989) ont évalué la toxicité du DDT contenu dans des sédiments pour l'amphipode *Hyalella azteca* à trois teneurs en COT (3,0, 7,2 et 10,5 %) et observé que la toxicité du DDT était inversement proportionnelle à la concentration de

COT. Les caractéristiques physiques et chimiques des systèmes aquatiques, notamment la température, la salinité et la teneur en nutriments de l'eau, peuvent aussi avoir un effet sur l'absorption du DDT par les organismes aquatiques. La physiologie et la biochimie de ces organismes jouent également un rôle important dans l'absorption et la bioaccumulation du DDT.

Bien que les RPQS et les CEP pour le DDT visent à protéger les invertébrés benthiques, elles ne tiennent pas spécialement compte des effets biologiques néfastes que pourrait avoir sur les niveaux trophiques supérieurs une exposition par voie alimentaire. La bioaccumulation jusqu'à de fortes concentrations ainsi que la bioamplification dans la chaîne alimentaire sont des aspects cruciaux du comportement et de l'évolution du DDT dans l'environnement (OMS, 1989). Dans les Recommandations pour les résidus dans les tissus en vue de protéger les espèces fauniques consommant le biote aquatique au Canada, on examine les effets des substances bioaccumulables, comme le DDT, sur les niveaux trophiques supérieurs (Environnement Canada, 1997b). Il faudra donc tenir compte de ces recommandations ainsi que des RPQS et des CEP dans l'évaluation des effets biologiques néfastes que peut avoir le DDT sur d'autres éléments des écosystèmes aquatiques.

À l'heure actuelle, on ne peut prédire avec certitude dans quelle mesure le DDT sera assimilable en un endroit donné en se fondant sur les caractéristiques physico-chimiques des sédiments ou sur les particularités des organismes endémiques (Environnement Canada, 1998). Quoi qu'il en soit, la fréquence des effets biologiques néfastes d'une exposition au DDT augmente en raison directe de la concentration dans une gamme donnée de types de sédiments (figures 1 à 5). Les RPQS et les CEP pour le DDT, le DDE et le DDD seront donc utiles pour évaluer l'importance écotoxicologique de ces substances dans les sédiments.

Références

- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1994. Toxicological profile for 4,4'-DDT, 4,4'-DDE, 4,4'-DDD (Update). TP-93/05. Préparé par Clement International Corporation. Préparé pour U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, ATSDR.
- Bourbonniere, R.A., B.L. VanSickle et T. Mayer. 1986. The Great Lakes sediment bank — I (inclut les catalogues des échantillons des lacs Huron et Ontario). Contribution 86-151. Institut national de recherche sur les eaux, Burlington, ON.
- Bricker, S.B., D.A. Wolfe, K.J. Scott, G. Thursby, E.R. Long et A. Robertson. 1993. Sediment toxicity in Long Island Sound embayments. Proceedings of the Long Island Sound Research Conference, 23–24 octobre, 1992. Southern Connecticut State University, New Haven, CT.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1995. Protocole pour l'élaboration de recommandations pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique. CCME EPC-98F. Préparé par Environnement Canada, Division des recommandations, Secrétariat technique du CCME, Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux. Ottawa. [Repris dans les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, chapitre 6, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg, MB.]
- CCMRE (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement). 1987. Recommandations pour la qualité des eaux. Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux. Ottawa, ON.
- Dickson, K.L., W.T. Waller, J.H. Kennedy, W.R. Arnold, W.P. Desmond, S.D. Dyer, J.F. Hall, J.T. Knight Jr., D. Malas, M.L. Martinez et S.L. Matzner. 1989. A water quality and ecological survey of the Trinity River. Volume I, Rapport. Volume II, Appendices. Effectué par : Institute of Applied Sciences, University of North Texas, and Graduate Program in Environmental Sciences, University of Texas, Dallas, TX. Effectué pour : City of Dallas Water Utilities.
- EMAP (Environmental Monitoring and Assessment Program). 1991. Louisiana province: Results of the 1991 environmental monitoring and assessment program. Procuré par : U.S. Environmental Protection Agency, Gulf Breeze, FL. (Données inédit.)
- Environnement Canada. 1997a. Politique de gestion des substances toxiques – DDT : justification scientifique. ISBN 0-662-81790-7. Ottawa.
- . 1997b. Canadian tissue residue guidelines for DDT for the protection of wildlife consumers of aquatic biota: Final draft. Service de la conservation de l'environnement, Direction générale de la science des écosystèmes, Direction de la qualité de l'environnement et de la politique scientifique, Division des recommandations et des normes, Ottawa.
- . 1998. Canadian sediment quality guidelines for DDTs: Supporting document. Service de la conservation de l'environnement, Direction générale de la science des écosystèmes, Direction de la qualité de l'environnement et de la politique scientifique, Division des recommandations et des normes, Ottawa. Ébauche.
- Ferraro, S.P., H. Lee II, L.M. Smith, R.J. Ozretich et D.T. Specht. 1991. Accumulation factors for eleven polychlorinated biphenyl congeners. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 46:276–283.
- Frank, R., A.E. Armstrong, R.G. Boelens, H.E. Braun et C.W. Douglas. 1974. Organochlorine insecticide residues in sediment and fish tissues, Ontario, Canada. Pest. Monit. J. 7(3/4):165–180.
- Frank, R., M. Holdrinet, H.E. Braun, R.L. Thomas, A.L.W. Kemp et J.-M. Jaquet. 1977. Organochlorine insecticides and PCBs in sediments of Lake St. Clair (1970 and 1974) and Lake Erie (1971). Sci. Total Environ. 8:205–227.
- Garrett, C.L. 1980. Fraser River estuary study: Water quality — Toxic organic contaminants. Background report to the Fraser River estuary study of the Fraser River Study Steering Committee, Colombie-Britannique.
- Jaagumagi, R. 1988. The in-place pollutants program. Volume V, Partie B. Benthic invertebrates studies results. Ministère de l'environnement de l'Ontario, Direction des ressources en eau, Section de biologie aquatique, Toronto.
- Jaagumagi, R., D. Persaud et T. Lomas. 1989. The in-place pollutants program, Volume V, Partie A. A synthesis of benthic invertebrates studies. Ministère de l'environnement de l'Ontario, Direction des ressources en eau, Section de biologie aquatique, Toronto.

- Landrum, P.F., and J.A. Robbins. 1990. Bioavailability of sediment-associated contaminants to benthic invertebrates, dans *Sediments: Chemistry and toxicity of in-place pollutants*, R. Baudo, J.P. Giesy et H. Muntau, éd. Lewis Publishers, Inc., Chelsea, MI.
- Landrum, P.F., W.R. Faust et B.J. Eadie. 1989. Bioavailability and toxicity of a mixture of sediment-associated chlorinated hydrocarbons to the amphipod *Pontoporeia hoyi*, dans *Aquatic toxicology and hazard assessment*, vol. 12, U.M. Cowgill et L. R. Williams, éd. American Society for Testing and Materials, Philadelphie.
- Long, E.R. 1993. Magnitude and extent of sediment toxicity in Tampa Bay, Florida. National Oceanic and Atmospheric Administration, Coastal Monitoring and Bioeffects Assessment Division, National Status and Trends Program, Seattle, WA.
- Mudroch, A. 1980. Biogeochemical investigation of Big Creek Marsh, Lake Erie, Ontario. *Int. Assoc. Great Lakes Res.* 6(4):338-347.
- Mudroch, A., R.J. Allan et S.R. Joshi. 1989. Preliminary investigation of toxic chemicals in the sediments of Great Slave Lake, Northwest Territories, Canada. Contribution No. 89-21 de l'INRE. Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux (INRE), Direction de la recherche sur les lacs, Centre canadien des eaux intérieures. Burlington, ON.
- Muir, D.C.G., N.P. Grift, W.L. Lockhart, P. Wilkinson, B.N. Bileck et G.J. Brunskill. 1995. Spatial trends and historical profiles of organochlorine pesticides in Arctic lake sediments. *Sci. Total Environ.* 160/161:447-457.
- Nebecker, A.V., G.S. Schuytema, W.L. Griffis, J.A. Barbitta et L.A. Carey. 1989. Effect of sediment organic carbon on survival of *Hyalella azteca* exposed to DDT and Endrin. *Environ. Toxicol. Chem.* 8:705-718.
- Oliver, B.G. et R.A. Bourbonniere. 1985. Chlorinated contaminants in surficial sediments of Lakes Huron, St. Clair, and Erie: Implications regarding sources along the St. Clair and Detroit rivers. *J. Great Lakes Res.* 11:366-372.
- OMS (Organisation mondiale de la santé) 1989. DDT and its derivatives: Environmental aspects. Critère d'hygiène de l'environnement 83. Organisation mondiale de la santé. Genève, Suisse.
- Swain, L.G. et D.G. Walton. 1988. Fraser River estuary monitoring, report on the 1987 benthos and sediment monitoring program. Commission de port du Fraser et ministère de l'environnement de la Colombie-Britannique. New-Westminster, CB.
- . 1994. Fraser River estuary monitoring, 1993 survey of sediments and tissues from Boundary Bay and Roberts Bank. Commission de port du Fraser et ministère de l'environnement de la Colombie-Britannique, New-Westminster, CB.
- Swartz, R.C., D.W. Schults, G.R. Ditsworth, W.A. DeBen et F.A. Cole. 1985. Sediment toxicity, contamination, and macrobenthic communities near a large sewage outfall, dans *Validation and predictability of laboratory methods for assessing the fate and effects of contaminants in aquatic ecosystems*, T.P. Boyle, éd. ASTM STP 865. American Society for Testing and Materials, Philadelphie.
- Swartz, R.C., F.A. Cole, D.W. Schults et W.A. DeBen. 1986. Ecological changes in the southern California bight near a large sewage outfall: Benthic conditions in 1980 and 1983. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 31:1-13.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1980. Ambient water quality criteria for DDTs. EPA 440/5/80/038. U.S. Environmental Protection Agency, Criteria and Standards Division, Office of Water Regulations and Standards, Washington, DC.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. *Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments : protection de la vie aquatique — DDT, DDE et DDD*, 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-rceq@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