



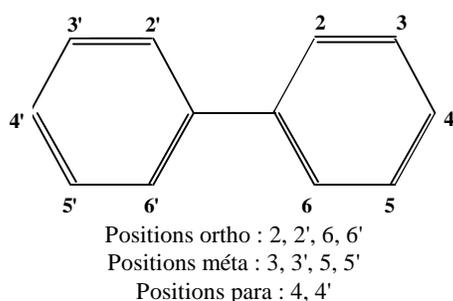
## Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments : protection de la vie aquatique

## BIPHÉNYLES POLYCHLORÉS (BPC)

Les biphényles polychlorés (BPC) ont été classés parmi les substances de voie 1 par Environnement Canada parce qu'ils sont persistants et bioaccumulables, que leur rejet dans l'environnement découle principalement de l'activité humaine et qu'ils sont jugés toxiques aux termes de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (Environnement Canada, 1997).

Les BPC constituent une classe de composés organiques chlorés comprenant 209 congénères qui peuvent être toxiques pour le biote aquatique. Ces congénères sont classés en groupes homologues selon le nombre d'atomes de chlore que contient chaque composé. Ces groupes vont des monochlorobiphényles, qui contiennent un seul atome de chlore, aux décachlorobiphényles, qui en contiennent 10. À l'intérieur de chaque groupe, les congénères possèdent la même formule moléculaire mais présentent des propriétés différentes, les atomes de chlore n'occupant pas les mêmes positions à l'intérieur de chaque molécule. L'identité de chaque BPC est déterminée par le nombre et la position des atomes de chlore substitués sur la molécule de biphényle (figure 1) (Ballschmiter et Zell, 1980). On désigne également les différents congénères au moyen d'un système de numérotation établi par l'Union internationale de chimie pure et appliquée (Hutzinger et coll., 1974). On donne par exemple au 3, 4, 4', 5-tétrachlorobiphényle le nom de BPC-81.

En Amérique du Nord, les BPC ont été produits



**Figure 1. Système de numérotation de la molécule de biphényle d'origine aux fins de l'identification des différents congénères de BPC.**

commerciallement sous forme de mélanges complexes de congénères de chlorobiphényles et vendus sous le nom Arochlore (Moore et Walker, 1991). Bien que le Canada ne fabrique pas de BPC, il en a importé approximativement 40 000 t qui ont été utilisées dans le commerce de 1929 à 1977 (CCMRE, 1986). L'importation de BPC au Canada a été interdite en 1980 (Strachan, 1988).

Bien que l'utilisation des BPC ait été grandement limitée en Amérique du Nord au cours des deux dernières décennies, fuites, déversements, effluents municipaux et industriels, ruissellements en provenance de sols contaminés, lixiviats de décharges à découvert et dépôt atmosphérique constituent toujours les principales sources de contamination des milieux aquatiques (Strachan, 1988; OMS, 1992). Le devenir et le comportement des BPC dans les systèmes aquatiques sont déterminés par un certain nombre de processus physiques, chimiques et biologiques. Tandis que certains de ces processus, comme la photooxydation, l'hydrolyse et la biodégradation, transforment les BPC en d'autres substances (p. ex., acide benzoïque, acide *p*-chlorobenzoïque et acide phénylpyruvique), d'autres processus, comme la remobilisation, la solubilisation, la volatilisation, l'adsorption, la désorption, la resuspension et la

**Tableau 1. Recommandations provisoires pour la qualité des sédiments (RPQS) et concentrations produisant un effet probable (CEP) établies pour les BPC totaux et Arochlore 1254 ( $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  ps).**

	Sédiments d'eau douce	Sédiments marins et estuariens
BPC totaux		
RPQS	34,1	21,5
CEP	277	189
Arochlore 1254		
RPQS	60*	63,3
CEP	340 <sup>†</sup>	709

\* Valeur provisoire; adoption de la plus faible concentration produisant un effet établie par l'Ontario (Persaud et coll., 1993).

<sup>†</sup> Valeur provisoire; 1 % COT adoption de la plus faible concentration produisant un effet grave, de  $34 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  COT, établie par l'Ontario (Persaud et coll., 1993).

bioaccumulation, sont responsables du recyclage, du transport sur de longues distances et de l'accumulation subséquente de ces substances dans les sols, les sédiments et les tissus biologiques (Eisler, 1986; Coulston et Kolbye, 1994). Étant donné la stabilité thermique et chimique des BPC, leur recyclage dans les phases du milieu naturel constitue le plus important processus ayant une incidence sur leur évolution dans l'environnement. De plus, la majorité des BPC qui pénètrent dans le milieu aquatique finissent par s'incorporer dans les matériaux de fond (Baker et coll., 1985). Les sédiments constituent donc une importante voie d'exposition aux BPC pour le biote aquatique. On peut s'appuyer sur les recommandations provisoires pour la qualité des sédiments (RPQS) et les concentrations produisant un effet probable (CEP) établies pour les BPC pour évaluer dans quelle mesure une exposition aux BPC contenus dans les sédiments est susceptible de produire des effets biologiques néfastes.

Les RPQS et les CEP canadiennes pour les BPC totaux et Arochlore 1254 dans les sédiments d'eau douce et les sédiments marins ont été établies à l'aide d'une variante de la démarche du National Status and Trends Program (NSTP), démarche décrite dans le document du CCME (1995) (tableau 1). Faute de données suffisantes sur la toxicité d'Arochlore 1254 dans les sédiments d'eau douce, on n'a pu élaborer une RPQS ni à l'aide de la démarche du NSTP ni par la méthode des tests de toxicité des sédiments avec dopage (TTSD). Par conséquent, après évaluation des recommandations établies par d'autres autorités, on a adopté provisoirement comme RPQS pour les sédiments d'eau douce la concentration minimale produisant un effet fixée par l'Ontario ( $60 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) (Persaud et coll., 1993). On a en outre adopté provisoirement comme CEP pour Arochlore 1254 dans les sédiments d'eau douce la concentration produisant un effet grave de  $34 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de COT (ou de  $340 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , en présumant une teneur en COT de 1 %) établie par l'Ontario. Les RPQS et les CEP (tableau 1) se rapportent aux concentrations totales de BPC ou d'Arochlore 1254 dans les sédiments de surface (couche supérieure de 5 cm), quantifiées en fonction du poids sec au moyen de protocoles d'analyse normalisés.

La majorité des données utilisées pour élaborer les RPQS et calculer les CEP pour les BPC totaux et Arochlore 1254 (sédiments marins seulement) proviennent d'études qui ont été réalisées sur des sédiments prélevés sur le terrain et qui ont permis de mesurer les concentrations de BPC totaux ou d'Arochlore 1254 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). Les ensembles de données de la BEDS sur les sédiments d'eau douce et les sédiments marins pour les BPC totaux sont vastes : celui relatif aux sédiments d'eau douce renferme 67 entrées sur des concentrations entraînant un effet et 197 entrées sur des concentrations à effet nul ; l'autre relatif aux sédiments marins compte 65 entrées sur des concentrations entraînant un effet et 134 entrées sur des concentrations à effet nul (figures 2 et 3). Les exigences minimales liées à l'utilisation de la variante de la démarche du NSTP étaient également satisfaites pour Arochlore 1254 dans les sédiments marins, cet ensemble de données comprenant 30 entrées sur des concentrations entraînant un effet et 97 entrées sur des concentrations à effet nul (figure 4). Ces ensembles de données portent sur une vaste gamme de concentrations de BPC totaux et d'Arochlore 1254, de types de sédiments et de mélanges de produits chimiques. Selon une évaluation du pourcentage des entrées sur des concentrations qui entraînent un effet et se situent sous les RPQS, entre les RPQS et les CEP et au-dessus des CEP pour les BPC totaux et Arochlore 1254 (sédiments marins seulement) (figures 2, 3 et 4), 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 produits par différentes concentrations de BPC totaux ou d'Arochlore 1254 dans les sédiments sont indiqués dans la BEDS. Selon les deux ensembles de données enregistrés dans la BEDS, une modification de la diversité et de l'abondance des invertébrés benthiques est l'un des principaux indicateurs des effets biologiques défavorables (Environnement Canada, 1998, annexes I à IV). D'autres paramètres sont également examinés, quoique moins fréquemment, dont la densité, la diversité et l'intégrité biotique.

Dans la BEDS, les données sur les sédiments d'eau douce pour les BPC totaux révèlent que les moucheron, les éphémères communes, les perles, les phryganes et les bivalves étaient peu abondants dans les sédiments de la Détroit, où les concentrations moyennes de BPC totaux varient entre  $1304$  et  $3760 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , valeurs qui dépassent la CEP pour les sédiments d'eau douce. En revanche, ces organismes étaient plus abondants aux endroits où les concentrations totales de BPC se situaient autour de  $10 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , valeur inférieure à la RPQS (Jaagumagi, 1988). Par ailleurs, Ingersoll et coll. (1992) ont observé

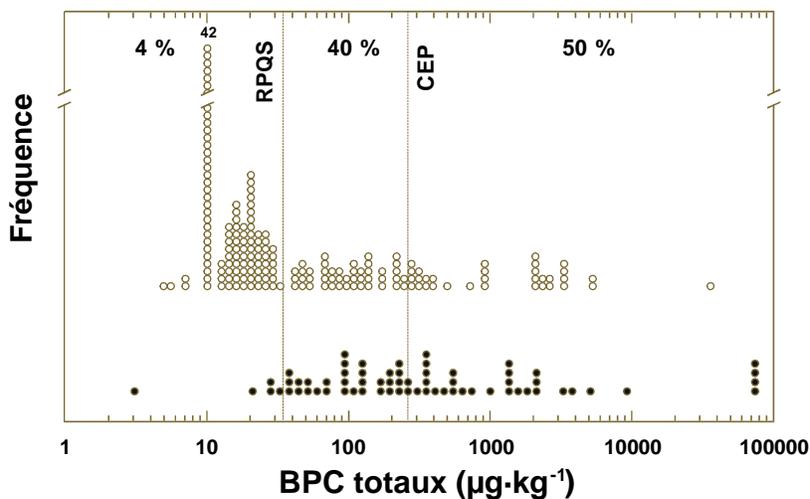


Figure 2. Distribution des concentrations totales de BPC dans les sédiments d'eau douce, qui entraînent (!) ou non (") des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et la CEP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

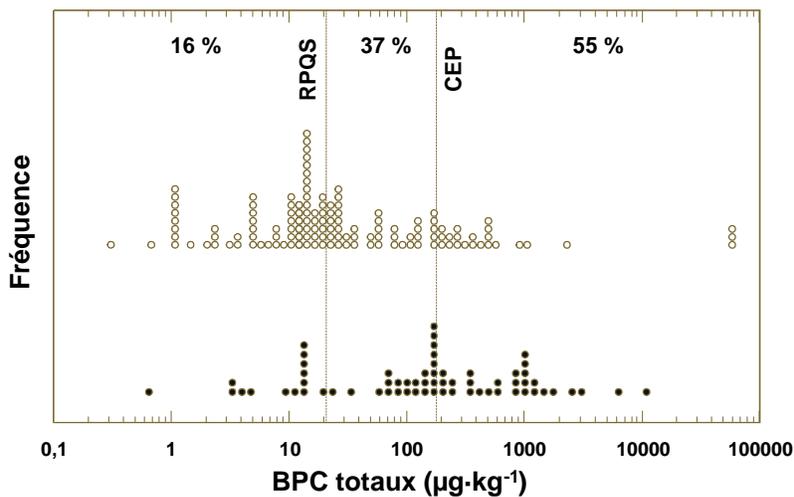


Figure 3. Distribution des concentrations totales de BPC dans les sédiments marins et estuariens, qui entraînent (!) ou non (") des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS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

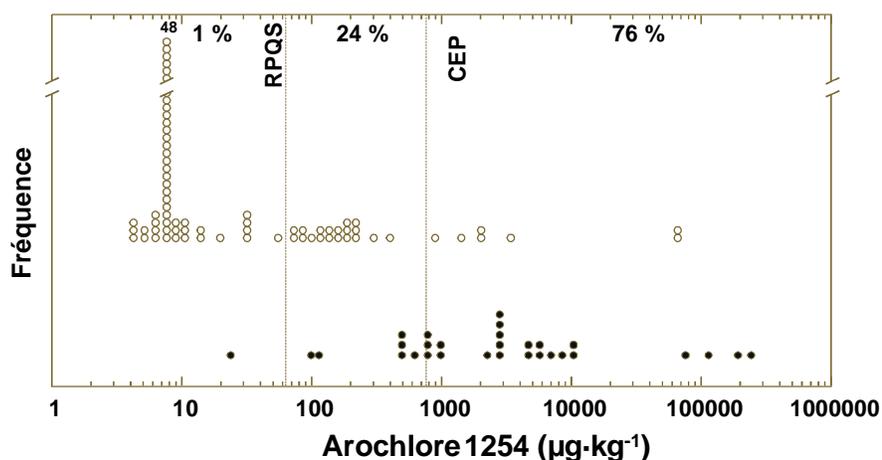


Figure 4. Distribution des concentrations d'Arochlore 1254 dans les sédiments marins et estuariens, qui entraînent (!) ou non (") des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et la CEP et au-delà de la CEP.

une augmentation de l'incidence des déformations dans le moucheron *Chironomus riparius* après exposition à une concentration moyenne de BPC totaux de  $342 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  (soit 10 fois la RPQS pour les sédiments d'eau douce), dans les sédiments de la Saginaw, dans le Michigan.

Dans l'ensemble de données de la BEDS sur les sédiments marins, Carr (1993) a observé une forte abondance d'oligochètes dans la baie de Galveston, au Texas, où la concentration moyenne de BPC totaux était de  $15 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , valeur qui se situe en deçà de la RPQS pour les sédiments marins. On a mesuré des concentrations moyennes de BPC totaux de  $20 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , valeur inférieure à la RPQS pour les sédiments marins, dans les sédiments du canal Seybold (rivière Miami, en Floride), où aucun effet toxique n'a été observé dans la crevette grise *Penaeus aztecus*; on a cependant enregistré des effets toxiques importants à des concentrations ( $200 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) supérieures à la CEP pour les sédiments marins. On a observé un accroissement de la mortalité chez un amphipode (*Rhepoxynius abronius*), un accroissement de la mortalité et un développement anormal chez les larves de moules (*Mytilus edulis*) ainsi que des troubles de la reproduction chez un copépode (*Tigriopus californicus*)

dans les sédiments de la baie de San Francisco, où les concentrations moyennes de BPC totaux variaient entre  $110$  et  $218 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , valeurs qui dépassent la RPQS et la CEP pour les sédiments marins (Chapman et coll., 1987).

Bien que l'ensemble de données sur Arochlore 1254 dans les sédiments d'eau douce ne satisfasse pas aux exigences minimales, les résultats d'études compilés dans la BEDS révèlent que des effets néfastes minimes ont été observés à des concentrations inférieures à la RPQS. À des concentrations correspondant à plus du double de la RPQS pour les sédiments d'eau douce, les sédiments présentaient une toxicité appréciable pour les moucheron (*C. riparius*) et les amphipodes (*Hyaella azteca*) (Ingersoll et coll., 1992).

Les données de la BEDS sur Arochlore 1254 dans les sédiments marins indiquent que des concentrations légèrement supérieures à la RPQS pour les sédiments marins ( $74 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) n'avaient pas d'effets néfastes sur la croissance de l'oursin *Lytechinus pictus* (Anderson et coll., 1988). Cependant, à des concentrations variant entre  $484$  et  $817 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , valeurs supérieures à la CEP pour les sédiments marins, on a enregistré un accroissement

de la mortalité et un évitement des sédiments ainsi qu'une croissance somatique et gonadique réduite chez *L. pictus* (Anderson et coll., 1988). On a par ailleurs observé, dans l'anse du sud de la Californie, que des concentrations moyennes d'Arochlore 1254 variant entre 3310 et 10 609  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , valeurs supérieures à la CEP pour les sédiments marins, entraînaient une diminution de la densité des populations d'arthropodes, une dégradation des communautés d'invertébrés benthiques et un accroissement de la mortalité chez *R. abronius*, un amphipode (Word et Mearns, 1979; Swartz et coll., 1991).

Très peu de tests de toxicité des sédiments avec dopage ont été effectués pour étudier les effets toxiques des BPC totaux ou d'Arochlore 1254 sur les organismes benthiques. Les résultats disponibles indiquaient que ces substances commençaient à avoir des effets toxiques à des concentrations plus élevées que celles qui avaient été observées dans les études sur le terrain. Cet écart est probablement attribuable aux temps d'exposition plus courts des études en laboratoire ainsi qu'à l'exposition des organismes aux seules préparations commerciales d'Arochlore et non à des mélanges de produits chimiques renfermant d'autres composés. Ainsi la crevette de sable marin *Crangon septemspinosa* semblait relativement insensible à des mélanges de BPC, affichant une  $\text{CL}_{50-96\text{ h}}$  de plus de 3400  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  pour Arochlore 1254 contenu dans les sédiments marins (McLeese et Metcalfe, 1980). Polikarpov et coll. (1983) ont en outre exposé l'arénicole *Nereis diversicolor* à des concentrations de DP5 (une préparation commerciale de BPC semblable à l'Arochlore 1254) variant entre 18 700 et 89 600  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  pendant une période de 128 jours. Dans les sédiments de comparaison, la concentration de DP5 correspondait à plus de deux fois la RPQS pour les sédiments marins. On a enregistré une mortalité élevée dans tous les groupes d'essai, la mortalité s'établissant à 50 % après 31,5 à 48,5 jours aux diverses concentrations d'essai tandis que la mortalité était de 50 % dans les sédiments de comparaison après 62,5 jours.

Dans une autre étude, Plesha et coll. (1988) ont évalué la toxicité d'un mélange d'Arochlore 1254 et de trois hydrocarbures chlorés (*p,p'*-DDT, hexachlorobutadiène et hexachlorobenzène) chez *R. abronius*. Les résultats ont indiqué que les sédiments marins qui renfermaient ce mélange, dont la concentration d'Arochlore 1254 était de 1000  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  (à une teneur en COT de 0,9 %), présentaient une toxicité considérable. On a observé une mortalité encore plus élevée chez les

amphipodes exposés à des sédiments affichant une concentration nominale encore plus forte d'hydrocarbures chlorés, dont 5000  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  d'Arochlore 1254. Les résultats de cette étude donnent à penser qu'Arochlore 1254 est toxique dans la plage des 1000  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , supérieure de plus d'un ordre de grandeur à la RPQS, lorsque ce produit est présent dans des mélanges d'hydrocarbures chlorés.

## Concentrations

On a mesuré la teneur en BPC totaux et en Arochlore 1254 d'échantillons de sédiments prélevés à divers endroits au Canada (Environnement Canada, 1998). Bien que les concentrations de BPC soient généralement faibles, elles peuvent être élevées à proximité de sources existantes ou historiques de BPC, comme les décharges et les lieux contaminés.

Les concentrations de BPC totaux dans les sédiments d'eau douce du Fraser, en Colombie-Britannique, variaient entre moins de 10 et 34  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Environnement Canada, 1994a). Dans la région des Grands Lacs, en revanche, la concentration médiane de BPC totaux était plus élevée (3927  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), conséquence de l'activité industrielle menée le long du rivage du port de Hamilton (lac Ontario) (Mudroch et coll., 1989). Les concentrations de BPC totaux dans les sédiments d'eau douce du Canada atlantique et arctique variaient entre 1 et 350  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Environnement Canada, 1998).

Les concentrations de BPC totaux dans les sédiments marins tendent à refléter les facteurs qui ont eu des répercussions sur les ports, comme les émissions industrielles et municipales et la circulation maritime. Sur le littoral continental pacifique, des concentrations de BPC totaux s'élevant à 8400  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  ont été mesurées dans des sédiments du bras de mer Burrard, en Colombie-Britannique (Environnement Canada, 1994a). Dans le Canada atlantique, une concentration médiane de BPC totaux de 5162  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  a été observée en un endroit du port de Halifax, en Nouvelle-Écosse, tandis que les concentrations de BPC totaux mesurées dans les sédiments provenant des zones côtières du Nouveau-Brunswick variaient entre 1 et 389  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Environnement Canada, 1994b). Bright et coll. (1995a) ont mesuré des concentrations de BPC totaux dans des sédiments provenant de la baie de la Reine-Maud et de la baie de Wellington, dans l'océan Arctique, qui variaient entre 0,052 et 0,44  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ .

Les concentrations d'Arochlore 1254 dans les sédiments d'eau douce varient aussi considérablement d'une région à

l'autre. Dans le Fraser, en Colombie-Britannique, une concentration maximale de  $60 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  a été observée dans des échantillons prélevés entre 1983 et 1990 (Environnement Canada, 1994a). Des études de la qualité des sédiments dans le port de Hamilton, sur le lac Ontario, ont permis de mesurer des concentrations d'Arochlore 1254 atteignant  $3321 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Mudroch et coll., 1989). Dans la région des Grands Lacs, cependant, les concentrations varient généralement entre 0,7 et  $474 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Environnement Canada, 1998).

Comme pour les BPC totaux, les concentrations d'Arochlore 1254 dans les sédiments marins tendent à être élevées dans les ports et le long des voies maritimes. Ainsi, les concentrations d'Arochlore 1254 dans les sédiments du bras de mer Burrard, en Colombie-Britannique, variaient entre 0,45 et  $9640 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , les concentrations les plus élevées ayant été observées à proximité de plusieurs chantiers navals (Environnement Canada, 1994a). Dans le port de Comox, en Colombie-Britannique, les concentrations d'Arochlore 1254 variaient entre moins de 10 et  $690 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Environnement Canada, 1994a). De plus, les concentrations d'Arochlore 1254 dans les échantillons de sédiments provenant de divers endroits au Québec et à Terre-Neuve variaient entre 1 et  $90 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Matheson et Bradshaw, 1985; Environnement Canada, 1994b), tandis que des concentrations inférieures à  $45 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  étaient mesurées dans des sédiments provenant de l'océan Arctique (Hargrave et coll., 1989; Bright et coll., 1995b).

### Autres considérations

On ne peut prédire avec certitude les effets biologiques néfastes qu'entraînera une exposition aux BPC contenus dans les sédiments en se fondant uniquement sur les données relatives aux concentrations, en particulier dans les plages qui se situent entre les RPQS et les CEP (figures 2, 3 et 4). La probabilité qu'une exposition aux BPC produise des effets biologiques défavorables en un endroit donné est liée à la sensibilité de chaque espèce exposée et aux paramètres examinés. Divers facteurs physico-chimiques (p. ex., lipophilie et taille des congénères, altération et modification des profils des BPC), géochimiques (p. ex., teneur en matières organiques et en argile et granulométrie des sédiments) et biologiques (p. ex., comportement alimentaire et vitesse d'absorption) influent aussi sur la biodisponibilité des BPC (Landrum et Robbins, 1990; Environnement Canada, 1998). Ainsi, Boese et coll. (1995) ont montré que la bioaccumulation de BPC dans un coquillage,

*Macoma nasuta*, était inversement proportionnelle à la teneur en COT des sédiments. Par ailleurs, une étude menée sur des amphipodes semble indiquer que de plus grandes quantités de BPC s'accumulent dans les organismes qui résident dans des sédiments grossiers que dans ceux qui vivent dans des sédiments à grains fins (Lynch et Johnson, 1982). Comme les sédiments à grains fins présentent de grandes aires superficielles et une forte teneur en argile, ils pourraient offrir un plus grand nombre de sites de fixation pour les BPC, ce qui réduirait la biodisponibilité de ce groupe de substances.

De nombreux chercheurs ont observé que les BPC qui présentent un  $K_{oe}$  élevé (congénères fortement chlorés) tendent davantage à s'accumuler dans les organismes benthiques que les BPC dont le  $K_{oe}$  est plus faible (Environnement Canada, 1998). Il semble cependant que la biodisponibilité soit maximale pour les congénères qui présentent un  $K_{oe}$  moyen. Ainsi, une étude menée dans des conditions contrôlées sur un coquillage (*M. nasuta*) a permis de déterminer que ce sont les pentachlorobiphényles ( $\log K_{oe} = 6,2$  à  $6,5$ ) qui s'accumulent le plus facilement (Boese et coll., 1995). Des études de modélisation donnent à penser que les BPC fortement chlorés sont trop gros pour traverser les membranes biologiques (Gobas et coll., 1986), ce qui réduit leur biodisponibilité. De plus, ces BPC peuvent présenter une trop forte hydrophobie pour être libérés des surfaces des particules lorsqu'ils sont ingérés par les organismes benthiques (D. Haffner, 1997, University of Windsor, Windsor, Ontario, comm. pers.). Une fois absorbés par un organisme, les BPC tendent à se répartir dans les tissus qui présentent une forte teneur en lipides (Rowan et Rasmussen, 1992; Leblanc, 1995). La relation entre la teneur en lipides et la concentration de BPC est manifeste à tous les niveaux du réseau trophique (Hawker et Connell, 1989).

Il existe diverses voies d'exposition des organismes benthiques aux BPC. Ces organismes sont exposés, par contact superficiel et ingestion de sédiments pendant l'alimentation, aux BPC dissous ou associés à des particules contenus dans les eaux interstitielles ou sus-jacentes, ainsi qu'aux BPC liés aux sédiments. Les contacts avec les eaux et les sédiments contaminés constituent pour les organismes benthiques la principale voie d'exposition aux BPC (Evans et Landrum, 1989; Landrum et coll., 1989).

Il est à noter que si les RPQS et les CEP pour les BPC totaux et Arochlore 1254 ont été élaborées dans le but de protéger les invertébrés benthiques, ces valeurs ne

tiennent pas spécialement compte des effets biologiques néfastes que peut avoir une exposition par voie alimentaire sur les niveaux trophiques supérieurs. La bioaccumulation jusqu'à de fortes concentrations ainsi que la bioamplification dans la chaîne alimentaire sont des aspects cruciaux de l'évolution et du comportement des BPC dans l'environnement (OSM, 1992). Il faudra donc tenir compte des Recommandations pour les résidus dans les tissus en vue de protéger les espèces fauniques consommant le biote aquatique au Canada ainsi que des RPQS et des CEP dans l'évaluation des effets néfastes que peuvent avoir les BPC sur d'autres éléments des écosystèmes aquatiques.

Il est en outre recommandé d'effectuer des analyses des BPC totaux visant chaque congénère plutôt que des analyses portant sur des mélanges d'Arochlore dans le cas d'échantillons de sédiments qui ont subi une altération environnementale ou une contamination prolongée. La diagénèse des sédiments et la déchloration des BPC peuvent altérer le profil d'origine d'Arochlore, ce qui peut rendre difficile, voire impossible, la reconnaissance des formes d'Arochlore et entraîner un pourcentage d'erreur élevé dans l'estimation des concentrations de BPC sous forme d'Arochlore des échantillons de sédiments (Duinker et coll., 1991). Les mesures des mélanges d'Arochlore (dont Arochlore 1254) pourraient donc être plus appropriées pour les sédiments dont on soupçonne que la contamination est récente.

On ne peut, à l'heure actuelle, prédire avec certitude dans quelle mesure les BPC seront assimilables en des endroits donnés 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, un examen approfondi des données disponibles indique que la fréquence des effets biologiques néfastes associés à l'exposition aux BPC augmente en raison directe des concentrations dans une gamme donnée de types de sédiments (figures 2, 3 et 4). Les RPQS et les CEP pour les BPC seront donc utiles pour évaluer l'importance écotoxicologique des BPC contenus dans les sédiments.

## Références

- Anderson, J.M., S.M. Bay, et B.E. Thompson. 1988. Characteristics and effects of contaminated sediments from southern California. SCCWRP contribution No. C-297. Southern California Coastal Water Research Project, Long Beach, CA.
- Baker, J.E., S.J. Eisenreich, T.C. Johnson, et B.M. Halfman. 1985. Chlorinated hydrocarbon cycling in the benthic nepheloid layer of Lake Superior. *Environ. Sci. Technol.* 19:854-861.
- Ballschmiter, K. et M. Zell. 1980. Analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) by glass capillary gas chromatography. *Fresenius. Z. Anal. Chem.* 302:20-31.
- Boese, B.L., M. Winsor, H. Lee II, S. Echols, J. Pelletier, et R. Randall. 1995. PCB congeners and hexachlorobenzene biota sediment accumulation factors for *Macoma nasuta* exposed to sediments with different total organic carbon contents. *Environ. Toxicol. Chem.* 14(2):303-310.
- Bright, D.A., S.L. Grundy, et K.J. Reimer. 1995a. Differential bioaccumulation of non-ortho-substituted and other PCB congeners in coastal Arctic invertebrates and fish (*Myoxcephalus quadricornis*, *M. scorpius*, *Gadus ogac* and *Salvelinus alpinus*). *Environ. Sci. Technol.* 29:2504-2512.
- Bright, D.A., W.T. Dushenko, S.L. Grundy, et K.J. Reimer. 1995b. Effects of local and distant contaminant sources: Polychlorinated biphenyls and other organochlorines in bottom-dwelling animals from an Arctic estuary. *Sci. Total Environ.* 160/161:265-283.
- Carr, R.S. 1993. Sediment quality assessment survey of the Galveston Bay System. Galveston Bay National Estuary Program Report, GBNEP-30.
- 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). 1986. La question des BPC. Toronto.
- Chapman, P.M., R.C. Barrick, J.M. Neff, et R.C. Swartz. 1987. Four independent approaches to developing sediment quality criteria yield similar values for model contaminants: Hazard assessment. *Environ. Toxicol. Chem.* 6:723-725.
- Coulston, F., et A.C. Kolbye, Jr. (éds.). 1994. Interpretive review of the potential adverse effects of chlorinated organic chemicals on human health and the environment: Report of an expert panel. Chapitre 5, les biphényles polychlorés. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 20(1):187-307.
- Duinker, J.C., D.E. Schulz, et G. Petrick. 1991. Analysis and interpretation of chlorobiphenyls: Possibilities and problems. *Chemosphere* 23:1009-1028.
- Eisler, R. 1986. Polychlorinated biphenyl hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review. U.S. Department of the Interior, U.S. Fish and Wildlife Service, Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, MD.
- Environnement Canada. 1994a. Sediment chemistry data collected at selected locations in British Columbia. North Vancouver, CB. Ébauche.
- . 1994b. Sediment chemistry data collected under the Ocean Dumping Program. Halifax, NÉ.
- . 1997. Politique de gestion des substances toxiques – biphényles polychlorés : justification scientifique. ISBN 0-662-81783-4. Ottawa.
- . 1998. Canadian sediment quality guidelines for polychlorinated biphenyls (PCBs): 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.
- Evans, M.S., et P.F. Landrum. 1989. Toxicokinetics of DDE, benzo(a)pyrene, and 2,4,5,2',4',5'-hexachlorobiphenyl in *Pontoporeia hoyi* and *Mysis relicta*. *J. Great Lakes Res.* 15:589-600.
- Gobas, F.A., A. Opperhuizen, et O. Hutzinger. 1986. Bioconcentration of hydrophobic chemicals in fish: Relationship with membrane permeation. *Environ. Toxicol. Chem.* 5(7):637-646.

- Hargrave, B.T., W.P. Vass, P.E. Erickson, et B.R. Fowler. 1989. Distribution of chlorinated hydrocarbon pesticides and PCBs in the Arctic Ocean. Can. Rapport technique. Fish. Aquat. Sci. 1644.
- Hawker, D.W., et D.W. Connell. 1989. Factors affecting bioconcentration of trace organic contamination in waters. Water Sci. Technol. 21:147–150.
- Hutzinger, O., S. Safe, et V. Zitko. 1974. The chemistry of PCBs. CRC Press, Cleveland, OH.
- Ingersoll, C.G., D.R. Buckler, E.A. Crecelius, et T.W. La Point. 1992. Draft of the NFCRC-Battelle final report for the USEPA GLNPO assessment and remediation of contaminated sediments (ARCS) project: Biological assessment of contaminated Great Lakes sediment. U.S. Fish and Wildlife Service, National Fisheries Contaminant Research Center, Columbia, MO.
- 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.
- Landrum, P.F., et 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.
- Leblanc, G.A. 1995. Trophic-level differences in the bioconcentration of chemicals: Implications in assessing environmental biomagnification. Environ. Sci. Technol. 29:154–160.
- Lynch, T.R., et H.E. Johnson. 1982. Availability of a hexachlorobiphenyl isomer to benthic amphipods from experimentally contaminated natural sediment. Dans : Aquatic Toxicology and Hazard Assessment, Fifth Conference, J.G. Pearson, R.B. Foster, et W.E. Bishop, éd. American Society for Testing and Materials, Philadelphie.
- Matheson, R.A.F., et V.I. Bradshaw. 1985. The status of selected environmental contaminants in the Baie Des Chaleures ecosystem. EPS-5-AR-85-3. Environnement Canada, Région de l'Atlantique, Service de la protection de l'environnement.
- McLeese, D.W., et C.D. Metcalfe. 1980. Toxicities of eight organochlorine compounds in sediment and seawater to *Crangon septempinosus*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 25:921–928.
- Moore, D.R., et S.L. Walker. 1991. Recommandations pour la qualité des eaux côtières et estuariennes au Canada : polychlorobiphényles. Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux. Ottawa.
- 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, Centre canadien des eaux intérieures, Institut national de recherche sur les eaux, Direction de la recherche sur les lacs, Burlington, ON.
- OMS (Organisation mondiale de la santé). 1992. Polychlorinated biphenyls and terphenyls. Environmental Health Criteria 140. 2<sup>e</sup> éd. Organisation mondiale de la santé, Genève.
- Persaud, D., R. Jaagumagi, et A. Hayton. 1993. Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario. Ministère de l'environnement de l'Ontario, Direction des ressources en eau. Toronto.
- Plesha, P.D., J.E. Stein, M.H. Schiewe, B.B. McCain, et U. Varanasi. 1988. Toxicity of marine sediments supplemented with mixtures of selected chlorinated and aromatic hydrocarbons to the infaunal amphipod *Rhepoxynius abronius*. Mar. Environ. Res. 25: 85–97.
- Polikarpov, C.G., P. Parsi, et S.W. Fowler. 1983. Chronic effects of a PCB (DP5) upon *Nereis diversicolor* in spiked Mediterranean sediments. Rapp. Comm. Int. Mer. Medit. 28(7):167–168.
- Rowan, D.J. et J.B. Rasmussen. 1992. Why don't Great Lakes fish reflect environmental concentrations of organic contaminants? — An analysis of between-lake variability in the ecological partitioning of PCBs and DDT. J. Great Lakes Res. 18:724–741.
- Strachan, W.M.J. 1988. Devenir et effets des BPC dans l'environnement canadien. SPE 4/HA/2. Préparé pour le Comité directeur des produits chimiques toxiques, Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement. Environnement Canada, Ottawa.
- Swartz, R.C., D.W. Schults, J.O. Lamberson, et R.J. Ozretich. 1991. Vertical profiles of toxicity, organic carbon, and chemical contaminants in sediment cores from the Palos Verdes Shelf and Santa Monica Bay, California. Mar. Environ. Res. 31: 215–225.
- Word, J.Q. et A.J. Mearns. 1979. 60-metre control survey off southern California. TM 229. Southern California Coastal Water Research Project, El Segundo, CA.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2001. *Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments : protection de la vie aquatique — Biphényles polychlorés (BPC)*, mis à jour, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Winnipeg, le Conseil.

Pour les questions de nature scientifique, veuillez  
contacter :

Environnement Canada  
Division des recommandations et des normes  
351, boul. St-Joseph  
Hull (Québec) K1A 0H3  
Téléphone : (819) 953-1550  
Télécopieur : (819) 953-0461  
Courrier électronique : ceqg-rcqe@ec.gc.ca  
Adresse Internet : <http://www.ec.gc.ca>

Pour obtenir d'autres exemplaires de ce document, veuillez  
contacter :

Documents du CCME  
a/s de Publications officielles du Manitoba  
200, rue Vaughan  
Winnipeg (Manitoba) R3C 1T5  
Téléphone : (204) 945-4664  
Télécopieur : (204) 945-7172  
Courrier électronique : spcme@chc.gov.mb.ca

© Conseil canadien des ministres de l'environnement 1999  
Extrait de la publication n° 1300; ISBN 1-896997-36-8

Also available in English.