



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

HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES (HAP)

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) constituent une classe diversifiée de composés organiques contenant deux ou plusieurs noyaux aromatiques (benzéniques) fusionnés qui, à forte concentration, peuvent être toxiques pour le biote aquatique. Certains HAP peuvent contenir des structures cycliques comportant moins de six atomes de carbone (p. ex., acénaphthylène, acénaphène et fluorène). Dans d'autres HAP, le remplacement d'un atome de carbone du noyau benzénique par un atome d'azote, de soufre ou d'oxygène détermine la formation de composés aromatiques hétérocycliques (McElroy et coll., 1989; Wilson et Jones, 1993). De plus, les atomes d'hydrogène de l'HAP d'origine peuvent être remplacés par des alkyles (p. ex., 2-méthylnaphtalène). La position des substituants alkyles a une très grande incidence sur la cancérogénicité des HAP (Neff, 1979; Falk-Petersen et coll., 1982), et l'alkylation peut ralentir la vitesse de minéralisation (dégradation) microbienne de l'HAP (Heitkamp et Cerniglia, 1987).

On classe généralement les HAP en deux groupes selon leur structure moléculaire. Les HAP de bas poids moléculaire (BPM) comptent au plus trois noyaux aromatiques, tandis que les HAP de haut poids moléculaire (HPM) en possèdent quatre ou plus. Étant donné leur diversité structurale et dimensionnelle, les HAP présentent des propriétés physiques et chimiques relativement variables.

Les HAP étant largement répandus et fortement susceptibles d'entraîner des effets biologiques néfastes, ils ont fait l'objet d'une évaluation réalisée par les ministres de l'Environnement et de la Santé du gouvernement fédéral du Canada en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*. Il en est ressorti que ces substances pénètrent dans le milieu naturel en quantités, à des concentrations ou dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet défavorable sur l'environnement (LCPE, 1985). D'importantes quantités d'HAP provenant de diverses sources naturelles (p. ex., incendies de forêt et éruptions volcaniques) et anthropiques (p. ex., activités industrielles, combustion de combustibles fossiles et incinération de déchets) sont libérées dans l'environnement chaque année (Environnement Canada, 1998). Au Canada, les émissions d'HAP se font presque exclusivement dans l'atmosphère, et l'on estime que le

dépôt atmosphérique constitue la principale voie de pénétration des HAP dans les milieux aquatiques du Canada (Ringuette et coll., 1993).

Le devenir et le comportement des HAP 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, la biotransformation, la biodégradation et la minéralisation, transforment les HAP en d'autres substances, d'autres processus physiques, comme l'adsorption, la désorption, la solubilisation, la volatilisation, la remise en suspension et la bioaccumulation sont responsables du recyclage de ces substances dans l'ensemble du milieu aquatique. L'importance relative de chacun de ces processus dépend des caractéristiques des sédiments et des propriétés de chaque HAP à l'étude. Cependant, compte tenu que la plupart des HAP sont à l'ordinaire relativement non volatils et faiblement solubles dans les systèmes aquatiques, ils tendent à s'intégrer aux matériaux de fond, principalement en se précipitant hors de la colonne d'eau sous l'effet de leur association avec des particules. (Gouvernement du Canada, 1994). Comme les matériaux de fond sont fréquentés par divers organismes aquatiques, ils constituent une voie importante d'exposition aux HAP. 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 HAP pour évaluer dans quelle mesure une exposition aux HAP contenus dans les sédiments est susceptible de produire des effets biologiques néfastes.

Les RPQS et les CEP canadiennes pour les HAP 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). Les RPQS et les CEP se rapportent aux concentrations totales d'HAP dans les sédiments de surface (couche supérieure de 5 cm), quantifiées par extraction et analyse au moyen de protocoles reconnus pour les HAP. À l'heure actuelle, on dispose d'une quantité suffisante de données scientifiques pour élaborer des RPQS pour 13 HAP dans les sédiments marins et 6 HAP dans les sédiments d'eau douce. Ces HAP comprennent 7 HAP-BPM (naphtalène,

2-méthylnaphtalène, acénaphthylène, acénaphène, fluorène, phénanthrène et anthracène) et 6 HAP-HPM (fluoranthène, pyrène, benzo(*a*)anthracène, chrysène, benzo(*a*)pyrène et dibenzo(*a,h*)anthracène). On ne dispose toutefois pas d'une information suffisante pour établir selon le protocole officiel des RPQS pour 6 HAP-BPM et 1 HAP-HPM dans les sédiments d'eau douce. Dans le cas de ces HAP, on a adopté pour les sédiments d'eau douce les RPQS et CEP correspondantes pour les sédiments marins, lesquelles ont été obtenues à l'aide d'une variante de la démarche du NSTP, car il s'agissait des plus faibles recommandations fondées sur les effets biologiques dont on disposait.

La majorité des données utilisées pour élaborer les RPQS et calculer les CEP pour les HAP proviennent d'études qui ont été réalisées sur des sédiments prélevés sur le terrain et qui ont permis de mesurer les concentrations d'HAP 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 sur les HAP contenus dans les sédiments marins (y compris les sédiments estuariens) et les sédiments d'eau douce représentent une vaste gamme de concentrations d'HAP, 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 (figures 1 à 19), 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 associés aux HAP contenus dans les sédiments figurent dans la BEDS et comprennent une diminution de l'abondance, de la diversité et de la croissance des invertébrés benthiques, ainsi que des modifications physiologiques et comportementales (Environnement Canada, 1998, annexes I à XIX). 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.

La toxicité des HAP varie en fonction d'un certain nombre de facteurs, dont l'espèce exposée, la voie d'exposition et la structure moléculaire de l'HAP. En général, on estime que les HAP-BPM ont un effet toxique

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

	RPQS	CEP
Sédiments marins et estuariens		
HAP-BPM		
Naphtalène	34,6	391
2-Méthylnaphtalène	20,2	201
Acénaphthylène	5,87	128
Acénaphène	6,71	88,9
Fluorène	21,2	144
Phénanthrène	86,7	544
Anthracène	46,9	245
HAP-HPM		
Fluoranthène	113	1494
Pyrène	153	1398
Benzo(<i>a</i>)anthracène	74,8	693
Chrysène	108	846
Benzo(<i>a</i>)pyrène	88,8	763
Dibenzo(<i>a,h</i>)anthracène	6,22	135
Sédiments d'eau douce		
HAP-BPM		
Naphtalène	34,6*	391 [†]
2-Méthylnaphtalène	20,2*	201 [†]
Acénaphthylène	5,87*	128 [†]
Acénaphène	6,71*	88,9 [†]
Fluorène	21,2*	144 [†]
Phénanthrène	41,9	515
Anthracène	46,9*	245 [†]
HAP-HPM		
Fluoranthène	111	2355
Pyrène	53,0	875
Benzo(<i>a</i>)anthracène	31,7	385
Chrysène	57,1	862
Benzo(<i>a</i>)pyrène	31,9	782
Dibenzo(<i>a,h</i>)anthracène	6,22*	135 [†]

* Valeur provisoire; adoption de la RPQS pour les sédiments marins établie à l'aide d'une variante de la démarche du NSTP.

[†] Valeur provisoire; adoption de la CEP pour les sédiments marins établie à l'aide d'une variante de la démarche du NSTP.

aigu mais n'ont pas d'effet cancérigène dans les organismes aquatiques. Les HAP-HPM, en revanche,

n'ont généralement pas d'effet toxique aigu dans ces

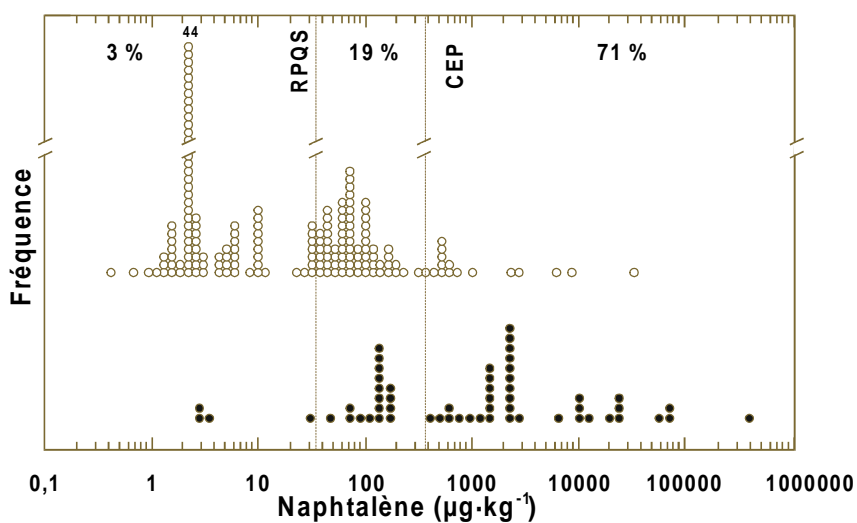


Figure 1. Distribution des concentrations de naphthalène dans les sédiments marins et estuariens, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS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

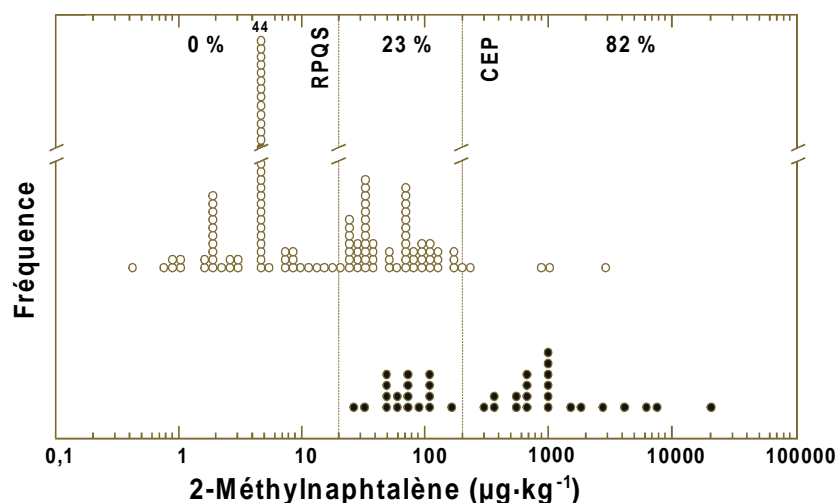


Figure 2. Distribution des concentrations de 2-méthyl-naphtalène dans les sédiments marins et estuariens, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et la CEP et au-delà de la CEP.

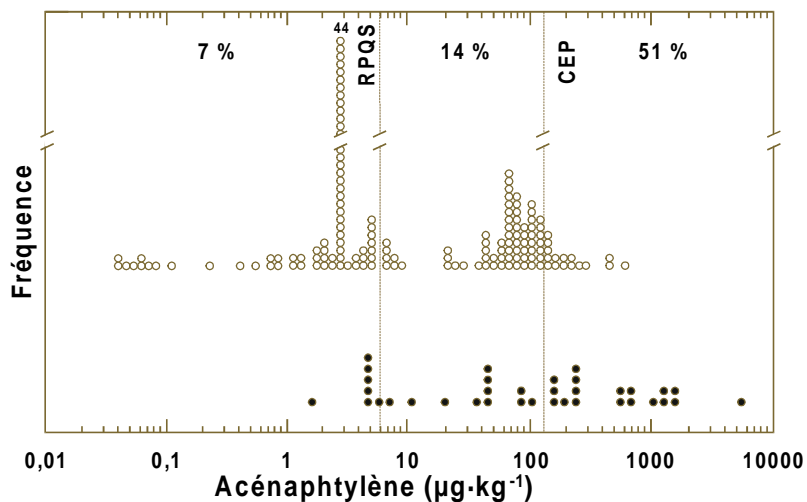


Figure 3. Distribution des concentrations d'acénaphthylène dans les sédiments marins et estuariens, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS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

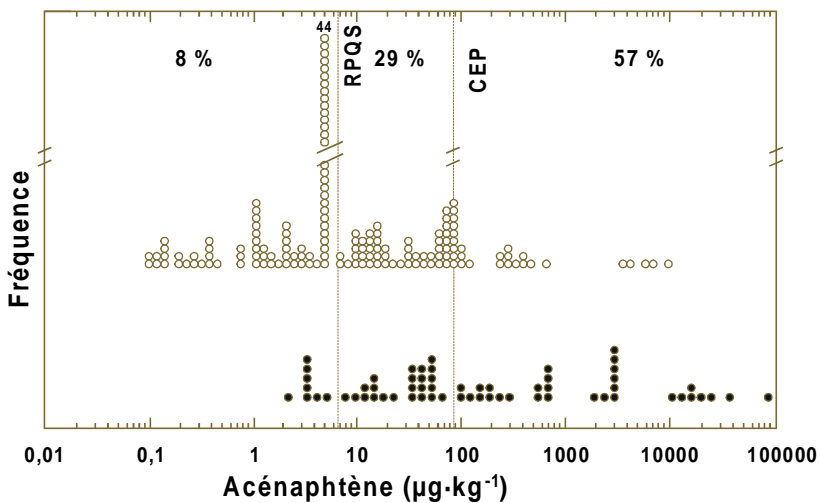


Figure 4. Distribution des concentrations d'acénaphène dans les sédiments marins et estuariens, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS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

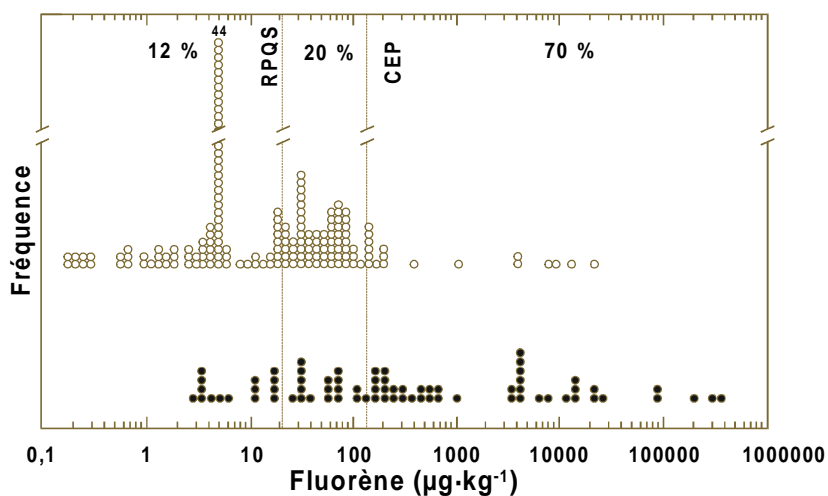


Figure 5. Distribution des concentrations de fluorène dans les sédiments marins et estuariens, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et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

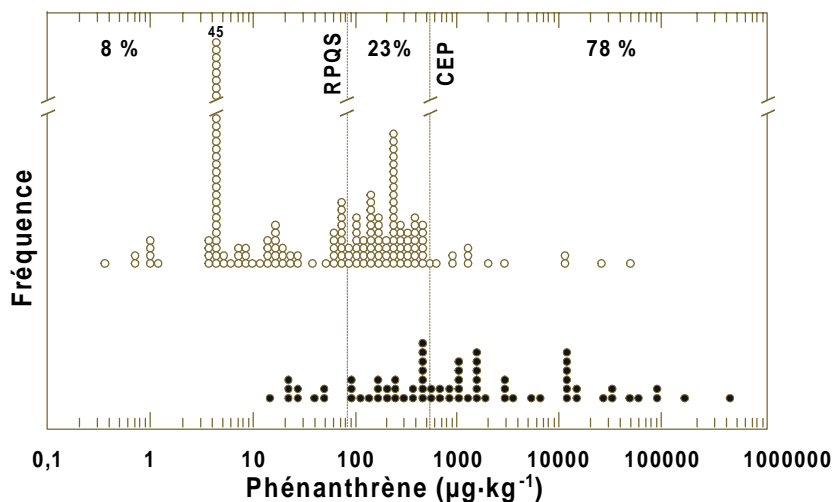


Figure 6. Distribution des concentrations de phénanthrène dans les sédiments marins et estuariens, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et la CEP et au-delà de la CEP.

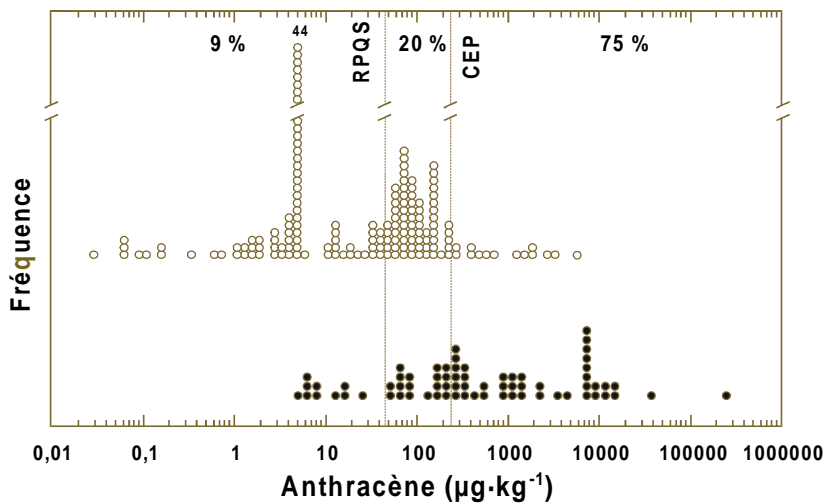


Figure 7. Distribution des concentrations d'anthracène dans les sédiments marins et estuariens, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et la CEP et au-delà de la CEP.

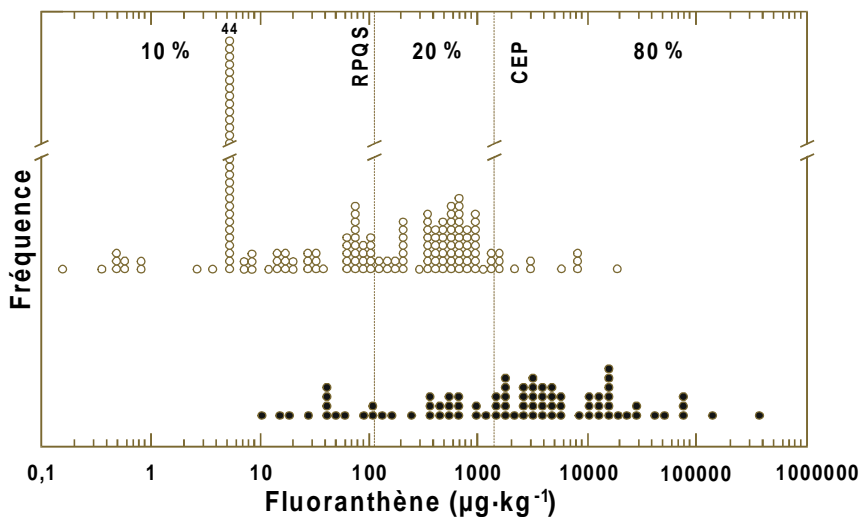


Figure 8. Distribution des concentrations de fluoranthène dans les sédiments marins et estuariens, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et la CEP et au-delà de la CEP.

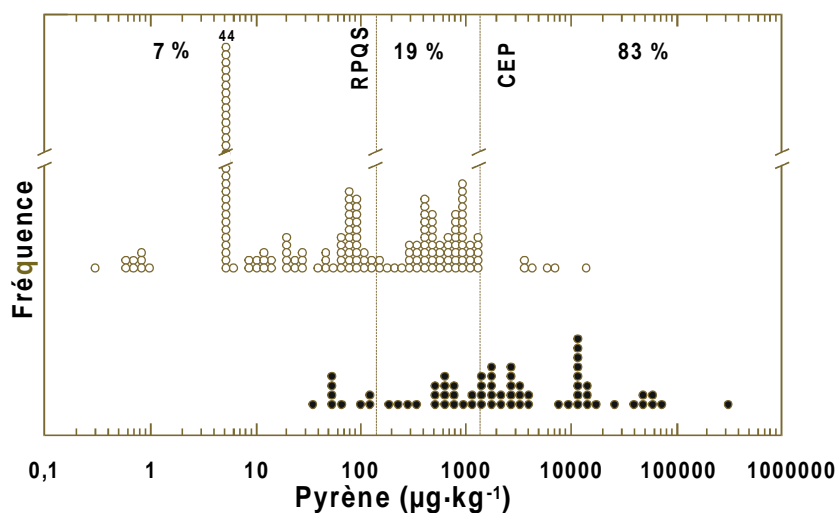


Figure 9. Distribution des concentrations de pyrène dans les sédiments marins et estuariens, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et la CEP et au-delà de la CEP.

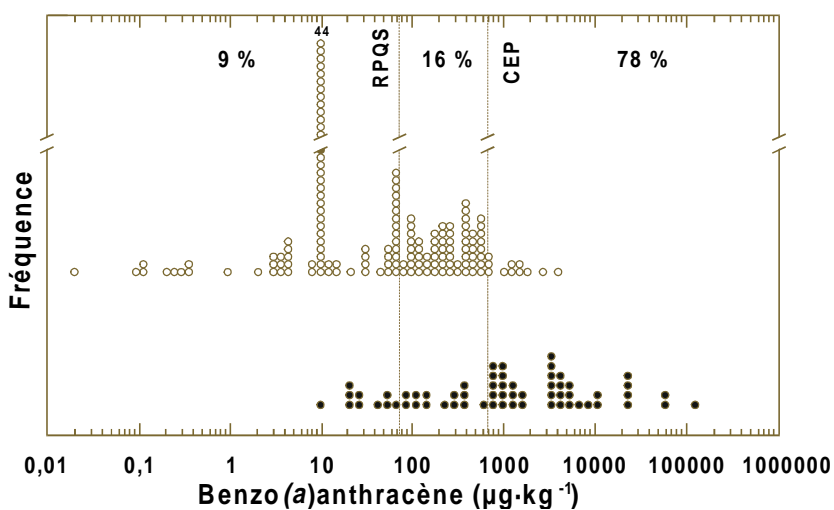


Figure 10. Distribution des concentrations de benzo(a)anthracène dans les sédiments marins et estuariens, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et la CEP et au-delà de la CEP.

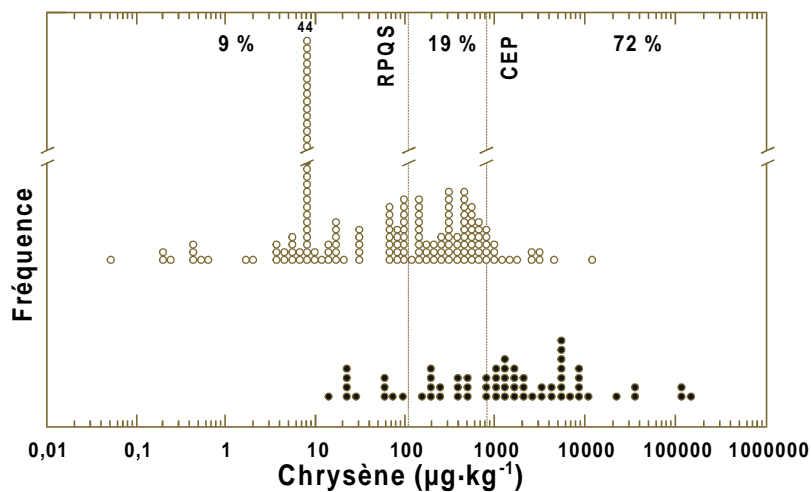


Figure 11. Distribution des concentrations de chrysène dans les sédiments marins et estuariens, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et la CEP et au-delà de la CEP.

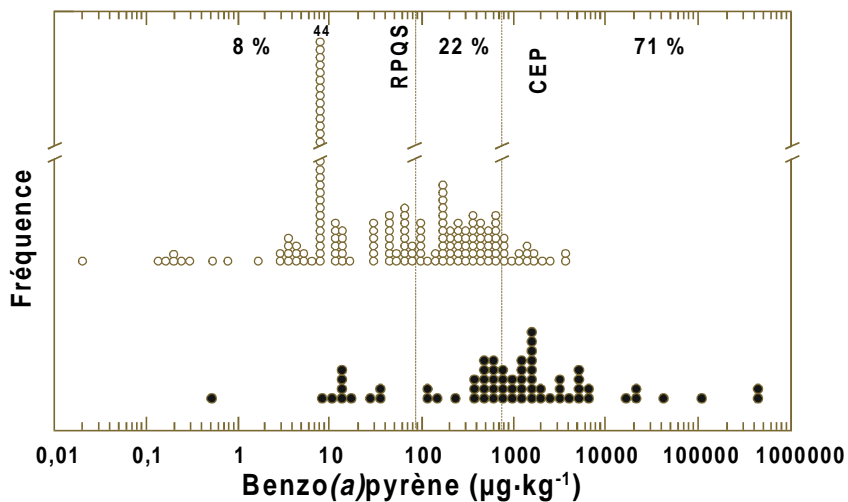


Figure 12. Distribution des concentrations de benzo(a)pyrène dans les sédiments marins et estuariens, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et la CEP et au-delà de la CEP.

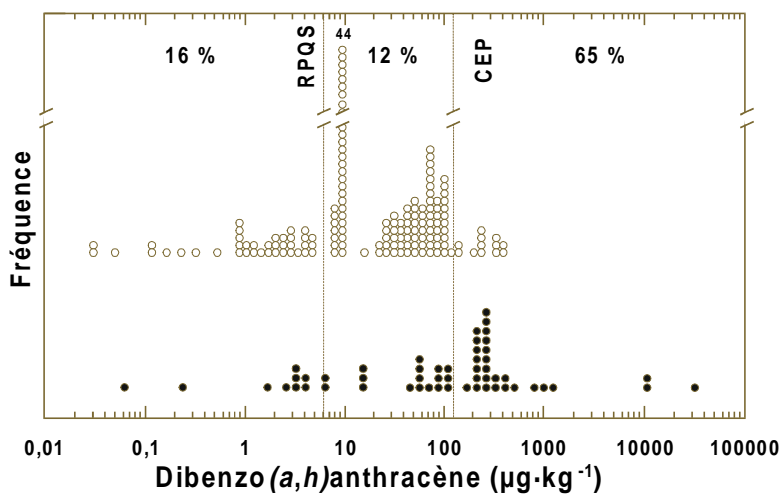


Figure 13. Distribution des concentrations de dibenzo(*a,h*)anthracène dans les sédiments marins et estuariens, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et la CEP et au-delà de la CEP.

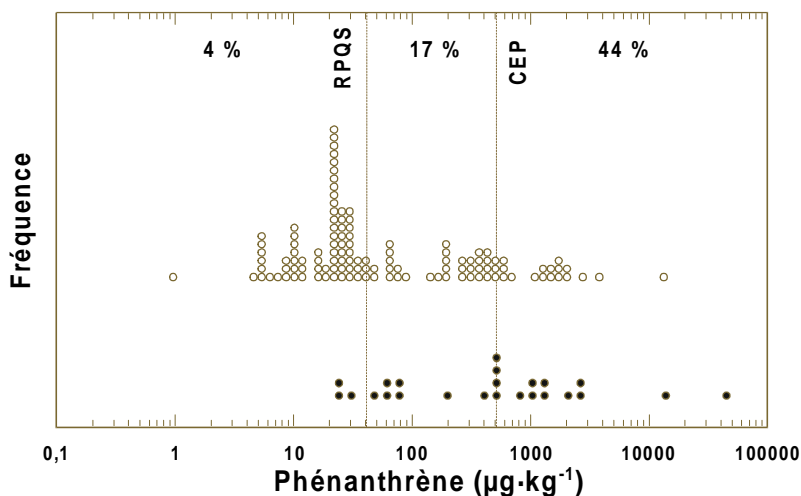


Figure 14. Distribution des concentrations de phénanthrène dans les sédiments d'eau douce, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et la CEP et au-delà de la CEP.

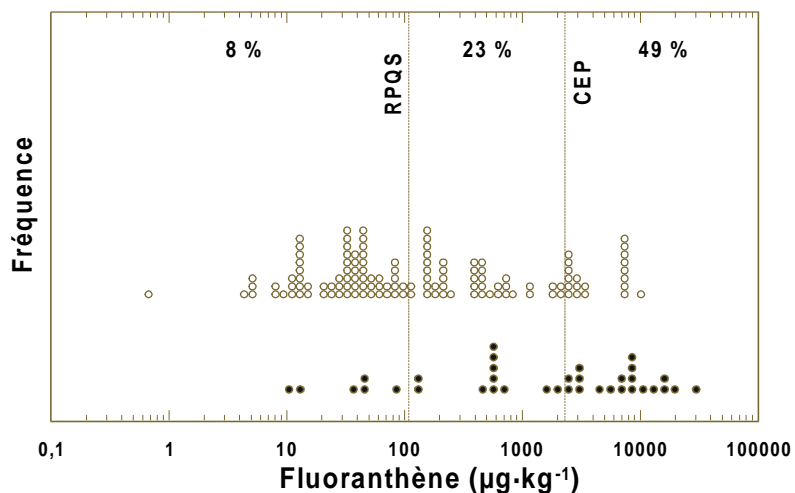


Figure 15. Distribution des concentrations de fluoranthène dans les sédiments d'eau douce, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et la CEP et au-delà de la CEP.

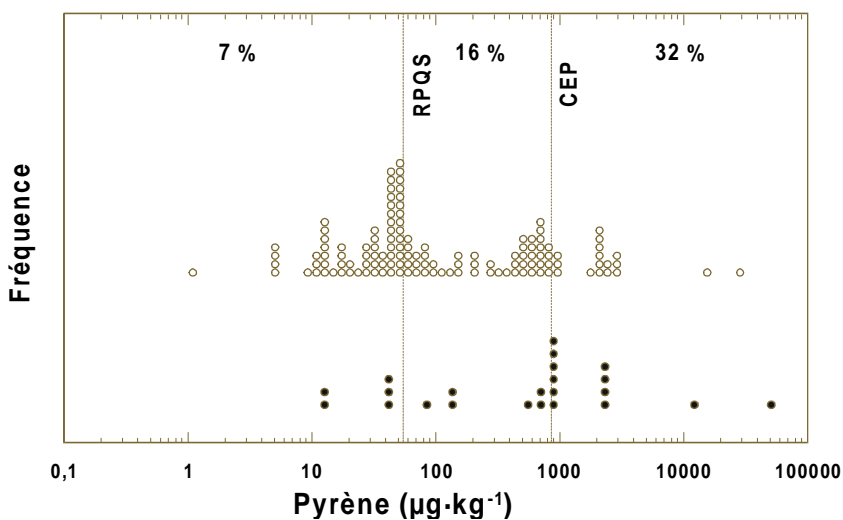


Figure 16. Distribution des concentrations de pyrène dans les sédiments d'eau douce, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et la CEP et au-delà de la CEP.

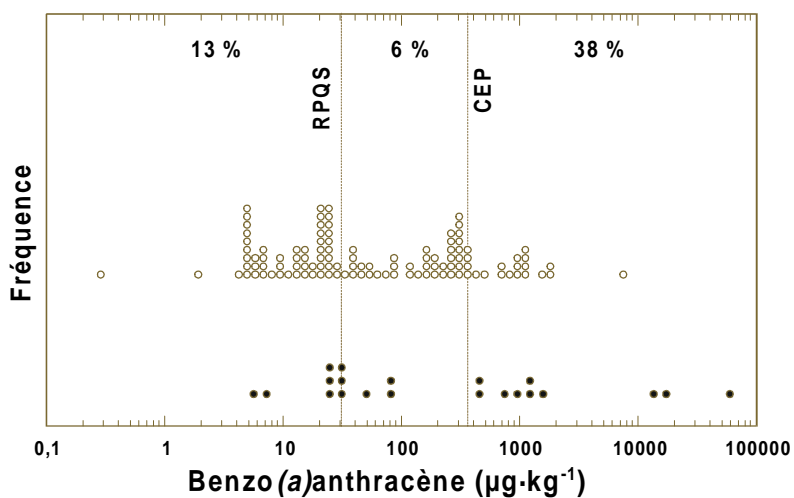


Figure 17. Distribution des concentrations de benzo(a)anthracène dans les sédiments d'eau douce, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et la CEP et au-delà de la CEP.

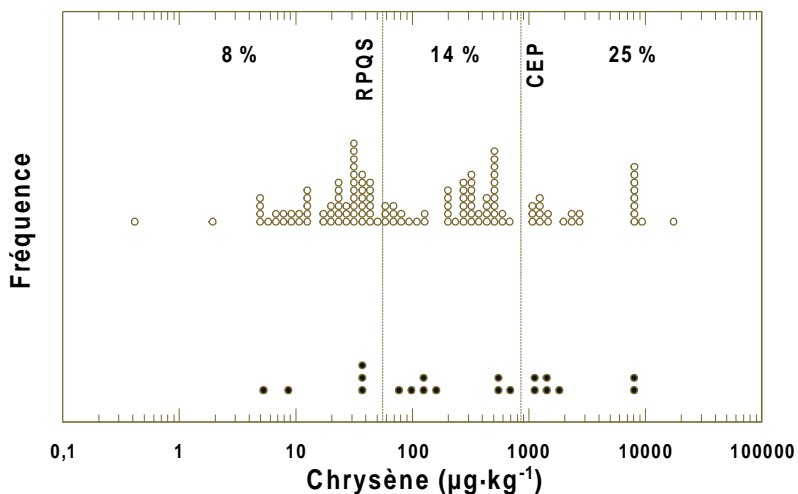


Figure 18. Distribution des concentrations de chrysène dans les sédiments d'eau douce, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et la CEP et au-delà de la CEP.

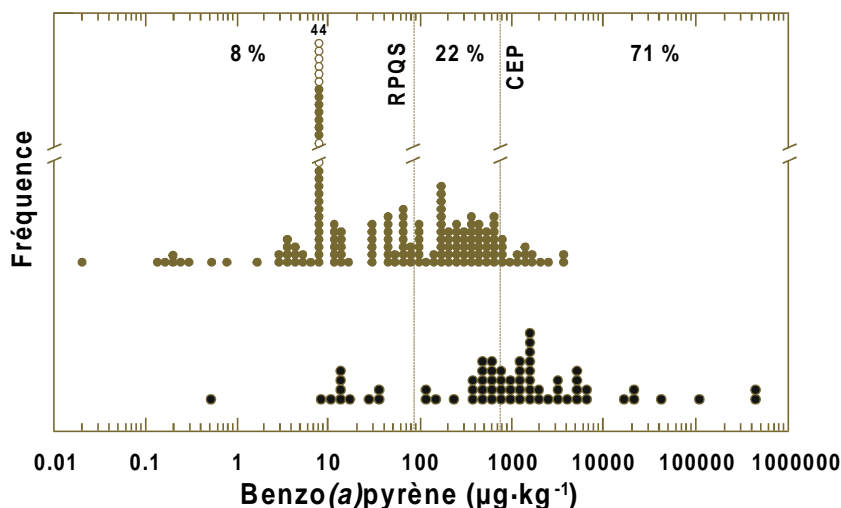


Figure 19. Distribution des concentrations de benzo(a)pyrène dans les sédiments d'eau douce, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et la CEP et au-delà de la CEP.

organismes, mais un certain nombre d'entre eux sont cancérogènes (Neff, 1979; Moore et Ramamoorthy, 1984; Goyette et Boyd, 1989). La toxicité aiguë élevée des HAP-BPM est liée à leur grande hydrosolubilité, alors que la toxicité plus faible des HAP-HPM reflète leur faible hydrosolubilité (Duffus, 1980; Uthe, 1991).

Les études sur les HAP-BPM en eau douce et en milieu marin menées sur le terrain ont montré que la toxicité, y compris la mortalité et les effets sublétaux, se produisent à des concentrations supérieures aux RPQS. Par exemple, Ingersoll et coll. (1992) ont observé que des concentrations de phénanthrène de $50 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ et de $82 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, qui dépassent la RPQS de $41,9 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ établie pour les sédiments d'eau douce, avaient un effet toxique non négligeable sur l'amphipode *Hyaella azteca*. Cependant, des concentrations de phénanthrène de $7,75 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ et de $9,8 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, qui sont inférieures à la RPQS pour les sédiments d'eau douce, n'entraînaient pas d'effet toxique appréciable chez *H. azteca*. Carr (1993) a mesuré la concentration de divers HAP-BPM dans des sédiments prélevés dans la baie de Galveston, au Texas, et a étudié leurs effets sur la communauté benthique des eaux peu profondes de la baie. Il a observé

une grande abondance d'invertébrés benthiques (154 organismes par m^2) dans des sédiments dont les concentrations d'acénaphthylène ($0,235 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$), d'acénaphthène ($2,71 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) et de fluorène ($3,87 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) étaient inférieures aux RPQS établies pour ces composés, qui sont de 5,87, 6,71 et $21,2 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectivement. L'abondance de ces invertébrés était faible (53 organismes par m^2) à des concentrations de 6,89, 35,8 et $28 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectivement, concentrations qui dépassent les RPQS correspondantes.

Les études sur le terrain ont permis d'attribuer de nombreux effets toxicologiques aux concentrations élevées d'HAP-HPM. Ainsi, Malins et coll. (1985a, 1985b) ont constaté que le benzo(a)pyrène n'entraînait pas d'effet toxique appréciable dans un poisson plat qui se nourrit d'organismes benthiques, *Parophrys vetulus*, à Puget Sound, à une concentration de $41 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, qui est inférieure à la RPQS pour les sédiments marins, mais était toxique à une concentration de $1579 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, qui correspond au double de la CEP. Lotufo (1997) a examiné séparément les effets sublétaux du fluoranthène et du phénanthrène sur la reproduction et le comportement d'un copépode estuarien, *Schizopera knabeni* Lang. Après

une exposition de 14 jours, aucun des deux HAP n'avait eu d'effet sur l'importance de la ponte à des concentrations allant de 0 à 261 mg·kg⁻¹ et de 0 à 249 mg·kg⁻¹ pour le phénanthrène et le fluoranthène, respectivement; la production, cependant, était réduite (Lotufo, 1997). Pendant des périodes d'exposition distinctes de 6 heures, *S. knabeni* a aussi activement évité les sédiments dopés à différentes concentrations de phénanthrène (0 à 514 mg·kg⁻¹) et de fluoranthène (0 à 990 mg·kg⁻¹) en s'enfouissant dans les sédiments non contaminés du même contenant (Lotufo, 1997). Tous ces effets sublétaux se sont produits à des concentrations bien supérieures aux CEP, qui sont de 1 494 µg·kg⁻¹ pour le fluoranthène et de 544 µg·kg⁻¹ pour le phénanthrène. Stewart et Thompson (1995) ont étudié les effets sublétaux du fluoranthène en eau douce sur l'émergence (développement des larves nouvellement écloses jusqu'au stade adulte) de *Chironomus riparius*. Après une exposition de 28 jours à des concentrations de fluoranthène de 80 et de 170 mg·kg⁻¹, qui correspondent à 30 et à 70 fois la CEP de 2354,9 µg·kg⁻¹, le temps d'émergence médian s'est accru considérablement et le début de l'émergence a été grandement retardé, tandis que le taux d'émergence totale a diminué sensiblement (Stewart et Thompson, 1995).

Dans les tests de toxicité des sédiments avec dopage, les effets toxiques des HAP sur les organismes benthiques se sont produits à des concentrations plus élevées que celles qui ont 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 à un seul HAP et non à un mélange d'HAP et autres produits chimiques (Environnement Canada, 1998). Ainsi, Lotufo (1997) a examiné séparément la toxicité du fluoranthène et du phénanthrène sur la survie d'un copépode estuarien, *S. knabeni*. Il a obtenu pour le phénanthrène une CL₅₀-4 j de 473 mg·kg⁻¹ et pour le fluoranthène, une CL₅₀-4 j de plus de 2100 mg·kg⁻¹, valeurs sensiblement supérieures aux CEP établies pour ces composés, qui sont de 544 et de 1494 µg·kg⁻¹, respectivement. De même, en eau douce, les CL₅₀-32 j pour *Diporeia* spp. variaient entre 147 et 223 mg·kg⁻¹ dans les sédiments dopés au pyrène (Landrum et coll., 1994). Ces CL₅₀ sont de 160 à 250 fois plus élevées que la CEP correspondante, qui est de 875 µg·kg⁻¹.

On a également effectué des tests à l'aide de sédiments d'eau douce dopés à des mélanges d'HAP. Landrum et coll. (1991) ont ajouté à des sédiments un mélange

connu de fluorène, de phénanthrène, d'anthracène, de fluoranthène, de pyrène, de chrysène, de benzo(a)pyrène et de quatre autres HAP-HPM. L'évitement des sédiments et la mortalité étaient les paramètres étudiés. À la concentration la plus élevée du mélange, soit 327 nmol·g⁻¹ (environ 73,2 mg·kg⁻¹ pour tous les HAP contenus dans le sédiment), on a observé dans *Diporeia* spp. une mortalité de 38 % après 19 jours et de 28 % après 26 jours. Dans les tests sublétaux, à la concentration la plus élevée, soit 327 nmol·g⁻¹ (73,2 mg·kg⁻¹), un taux d'évitement du sédiment de 17 % a été noté pour les *Diporeia* spp. après 72 et 144 heures (Landrum et coll., 1991).

Les tests de toxicité des sédiments marins avec dopage indiquent que des concentrations élevées de carbone organique dans les sédiments réduisent la toxicité des HAP dans les organismes benthiques. Ainsi, Swartz et coll. (1990) ont étudié la toxicité aiguë pour l'amphipode benthique marin *Rhepoxynius abronius* de concentrations collectives de fluoranthène dans des sédiments contenant 0,18, 0,31 et 0,48 % de COT. Les CL₅₀-10 j calculées en fonction des concentrations de fluoranthène mesurées étaient de 3,4, 6,5 et 10,7 mg·kg⁻¹, respectivement. Ces résultats donnent à penser que la matière organique peut modifier la toxicité des HAP pour les organismes benthiques marins.

Les résultats des tests de toxicité des sédiments marins et des sédiments d'eau douce avec dopage indiquent que les concentrations d'HAP qui entraînent des effets néfastes sont toujours supérieures aux RPQS, ce qui confirme que les recommandations ci-dessus correspondent à des concentrations en deçà desquelles des effets biologiques défavorables seront rarement observés. Ces études fournissent par ailleurs une preuve supplémentaire que les concentrations toxiques d'HAP dans les sédiments sont supérieures ou comparables aux CEP, ce qui permet de conclure que des effets néfastes sont davantage susceptibles d'être observés lorsque les concentrations d'HAP dépassent les CEP. Les RPQS et les CEP fixées pour les HAP devraient donc constituer de précieux outils d'évaluation de l'incidence écotoxicologique de ces substances dans les sédiments.

Concentrations

La présentation d'un examen approfondi des concentrations d'HAP dans les sédiments au Canada dépassait la portée et l'objectif initiaux du présent

document (Environnement Canada, 1998). Il s'agissait plutôt d'exposer plusieurs études de cas pour illustrer les concentrations d'HAP mesurées à des endroits situés à diverses distances de sources anthropiques. On a examiné les données chimiques obtenues sur des sédiments prélevés dans trois zones marines et trois zones d'eau douce en vue de fournir des exemples des concentrations d'HAP dans les sédiments au Canada (Environnement Canada, 1998). Ces zones ont été choisies parce qu'elles ont fait l'objet d'études récentes et qu'elles présentent diverses sources d'HAP et divers degrés de contamination. Les zones marines comprennent le port de Sydney, en Nouvelle-Écosse, le port de Vancouver, en Colombie-Britannique et le delta du Mackenzie, dans les Territoires du Nord-Ouest. Les zones d'eau douce incluent les cours d'eau et les lacs septentrionaux de la zone de la Northern River Basins Study, en Alberta, le port de Hamilton, en Ontario et les bassins hydrographiques de 13 cours d'eau du Québec, y compris une section d'eau douce du Saint-Laurent.

Dans les zones marines, les concentrations d'HAP étaient les plus faibles dans les sédiments du delta du Mackenzie, intermédiaires dans ceux du port de Vancouver et les plus élevées dans ceux du port de Sydney. Ainsi, la concentration moyenne d'acénaphène était de $8,1 \pm 5,2 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans le delta du Mackenzie; les concentrations allaient de 10 à $480 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans le port de Vancouver et de 14×10^3 à $490 \times 10^3 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans le port de Sydney. Pour le naphthalène, la concentration moyenne dans les sédiments du delta du Mackenzie était de $76 \pm 39 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$; tandis que les concentrations dans le port de Vancouver allaient de moins de 10 à $1170 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ et, dans le port de Sydney, de 208×10^3 à $17 \times 10^6 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Les concentrations d'HAP observées dans les sédiments d'eau douce étudiés étaient généralement plus faibles que celles des sédiments marins. Dans les trois zones d'eau douce, les concentrations étaient les plus faibles dans la zone de la Northern River Basins Study, intermédiaires dans les cours d'eau du Québec, et typiquement d'un ordre de grandeur plus élevées dans le port de Hamilton. Par exemple, les concentrations de benzo(a)pyrène allaient de 6,0 à $21,3 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans la zone de la Northern River Basins Study, de moins de 20 à $345 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans les cours d'eau du Québec et de 120 à $69\,000 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans le port de Hamilton. Pour le phénanthrène, les concentrations allaient de 15 à $142,2 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans la zone de la Northern River Basins Study, de moins de 20 à

$752 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ au Québec et de 260 à $189\,000 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans le port de Hamilton.

Autres considérations

Quelle que soit l'origine de la teneur en HAP des sédiments, des concentrations élevées de ces substances peuvent avoir un effet néfaste sur les organismes aquatiques exposés. Comme l'indiquent clairement les figures 1 à 19, on ne peut prédire avec certitude les effets biologiques défavorables qu'entraînera une exposition aux HAP en se fondant uniquement sur les données relatives aux concentrations, surtout dans les plages qui se situent entre les RPQS et les CEP. La probabilité qu'une exposition aux HAP à un emplacement donné entraîne des effets biologiques néfastes varie en fonction de l'espèce et des paramètres examinés. En outre, la biodisponibilité des HAP est déterminée par plusieurs facteurs physico-chimiques (p. ex., poids moléculaire et K_{oc}), géochimiques (p. ex., matière organique totale et granulométrie) et biologiques (p. ex., comportement alimentaire et stade de développement) (Environnement Canada, 1998). Ainsi, on a observé dans les mollusques bivalves des taux plus élevés de bioaccumulation des HAP dans les dépositivores que dans les suspensivores (Roesijadi et coll., 1978; Foster et coll., 1987).

La biodisponibilité des HAP associés aux sédiments dépend également de la source de ces HAP. En effet, Paine et coll. (1996) ont noté que les HAP liés au charbon, au coke ou au brai issus d'une fonderie d'aluminium présentaient une biodisponibilité limitée et donc une faible toxicité. Cependant, les HAP provenant du pétrole et de sources connexes seront probablement plus facilement assimilables pour les organismes fousseurs liés aux sédiments que les HAP d'autres sources, car ils peuvent plus facilement se désorber des particules sédimentaires.

Les organismes benthiques sont exposés, par contact superficiel et ingestion de sédiments, aux formes particulaires et dissoutes des HAP dans les eaux interstitielles et sus-jacentes, ainsi qu'aux HAP liés aux sédiments. L'importance relative de chacune de ces voies d'exposition varie probablement selon l'espèce et le stade de développement. Quoi qu'il en soit, les sédiments constituent la principale voie d'exposition pour de nombreux invertébrés benthiques (Environnement Canada, 1998). Les concentrations d'HAP dans les

sédiments globaux constituent des données importantes lorsqu'il s'agit d'évaluer la contamination des sédiments. Ces mesures ne reflètent toutefois pas nécessairement la fraction assimilable de ces substances. La biodisponibilité variera en fonction du HAP et du type de sédiments (DeWitt et coll., 1992; Wood et coll., 1997).

Collectivement, les données disponibles sur les propriétés physiques et chimiques des HAP indiquent que ces substances sont généralement hydrophobes et possèdent un potentiel élevé d'adsorption par les particules en suspension dans l'air et dans l'eau (CNRC, 1983; Sloof et coll., 1989). Les log K_{oc} des 13 HAP examinés allaient de 5,32 à 6,04 pour les HAP-HPM et de 3,37 à 4,46 pour les HAP-BPM (Environnement Canada, 1998). Des études menées sur divers organismes aquatiques montrent que la bioaccumulation des HAP absorbés sous forme dissoute est la plus grande pour les substances dont le log K_{oc} se situe entre 5,0 et 5,6, une bioaccumulation légèrement plus faible étant observée pour les substances dont le log K_{oc} se situe au-dessus ou en deçà de cette plage (Trucco et coll., 1983; Neff, 1985; de Voogt et coll., 1991). La bioaccumulation dans l'amphipode *Diporeia hoyi* de plusieurs HAP liés aux sédiments (p. ex., anthracène, phénanthrène, pyrène, benzo(a)anthracène et benzo(a)pyrène) était la plus élevée à un log K_{oc} d'environ 5 (Landrum, 1989). La bioaccumulation serait plus élevée pour ces HAP parce que les substances dont le log K_{oc} est faible (inférieur à 5) sont plus rapidement éliminées, tandis que les substances dont le log K_{oc} est plus élevé (supérieur à 6) sont absorbées plus lentement, étant plus fortement sorbées à la surface des sédiments (Landrum 1989). Un transport plus lent à travers les membranes biologiques peut également expliquer l'absorption réduite des substances de poids moléculaire élevé, dont le K_{oc} est élevé.

Les résultats de nombreuses études ont montré que la teneur en carbone organique est un des plus importants facteurs qui déterminent la biodisponibilité des HAP (Environnement Canada, 1998). On a par ailleurs observé des différences de biodisponibilité entre des sédiments qui présentaient les mêmes teneurs en carbone organique, ce qui semble indiquer que le type de carbone organique contenu dans le sédiment a également une certaine importance (Suedel et Rodgers, 1991; Harkey et coll., 1995). La présence d'argiles et d'autres matières fines ayant un effet direct sur la distribution granulométrique peut contribuer sensiblement à la sorption des substances organiques non polaires à la surface des sédiments de fond, ce qui réduirait la

biodisponibilité de ces substances (Neff, 1984; Rodgers et coll., 1987). La présence de matières humiques et de carbone organique dissous dans les eaux interstitielles peut également réduire la biodisponibilité des HAP pour les organismes vivant dans les sédiments. Lorsqu'on évalue les HAP contenus dans les sédiments d'un emplacement donné, il faut tenir compte non seulement des RPQS et des CEP, mais aussi du rôle joué par les divers facteurs qui influent sur la biodisponibilité des HAP.

À l'heure actuelle, on ne peut prédire avec certitude dans quelle mesure les HAP seront assimilables en des endroits donnés en se fondant sur les caractéristiques physico-chimiques des sédiments ou sur les particularités des organismes endémiques. Quoi qu'il en soit, la fréquence des effets biologiques néfastes d'une exposition aux HAP augmente en raison directe de la concentration dans une gamme donnée de types de sédiments (figures 1à 19). Les RPQS et les CEP pour les HAP seront donc utiles pour évaluer l'importance écotoxicologique des PAH contenus dans les sédiments.

Références

- 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.]
- CNRC (Conseil national de recherches Canada). 1983. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans le milieu aquatique : formation, sources, devenir et effets sur le biote aquatique. Comité associé du CNRC sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement. Publication n° 18982. Ottawa.
- de Voogt, P., B. van Hattum, P. Leonards, J.C. Klamer et H. Govers. 1991. Bioconcentration of polycyclic heteroaromatic hydrocarbons in the guppy (*Poecilia reticulata*). *Aquat. Toxicol.* 20:169-194.
- DeWitt, T.H., R.J. Ozretich, R.C. Swartz, J.O. Lamberson, D.W. Schultz, G.R. Ditsworth, J.K.P. Jones, L. Hoselton, et L.M. Smith. 1992. The influence of organic matter quality on the toxicity and partitioning of sediment-associated fluoranthene. *Environ. Toxicol. Chem.* 11:197-208.
- Duffus, J.H. 1980. *Environmental toxicology*. A. Cottrell and T.R.E. Southwood, eds. Edward Arnold, Ltd., London.
- Environnement Canada. 1998. Canadian sediment quality guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): 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.
- Falk-Petersen, I.-G., L.J. Saethre et S. Lönning. 1982. Toxic effects of naphthalene and methyl-naphthalenes on marine plankton organisms. *Sarsia* 67(3):171–178.
- Foster, G.D., S.M. Baksi et J.C. Means. 1987. Bioaccumulation of trace organic contaminants from sediments by Baltic clams (*Macoma balthica*) and soft-shell clams (*Mya arenaria*). *Environ. Toxicol. Chem.* 6:969–976.
- Gouvernement du Canada. 1994. Hydrocarbures aromatiques polycycliques : Loi canadienne sur la protection de l'environnement, Liste des substances d'intérêt prioritaire – rapport d'évaluation. Environnement Canada et Santé Canada. Ottawa.
- Goyette, D., et J. Boyd. 1989. The relationship between polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) concentrations in sediment and the prevalence of liver lesions in English sole (*Parophrys vetulus*) from Vancouver Harbour 1985/86 and 1987. Environnement Canada, Conservation et protection, Protection de l'environnement, Régions du Yukon et du Pacifique, Programmes des travaux maritimes. Ébauche.
- Harkey, G.A., P.L. Van Hoof et P.F. Landrum. 1995. Bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons from a historically contaminated sediment core. *Environ. Toxicol. Chem.* 14(9):1551–1560.
- Heitkamp, M.A., et C.E. Cerniglia. 1987. Effects of chemical structure and exposure on the microbial degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in freshwater and estuarine ecosystems. *Environ. Toxicol. Chem.* 6:535–546.
- Ingersoll, C.G., W.G. Brumbaugh, A.M. Farag, T.W. La Point et D.F. Woodward. 1992. Effects of metal-contaminated sediment, water, and diet on aquatic organisms. Deuxième ébauche du rapport final pour : USEPA Milltown Endangerment Assessment Project. National Fisheries Contaminant Research Center, U.S. Fish and Wildlife Service, Columbia, MO. Préparé pour : U.S. Environmental Protection Agency, Helena, MT.
- Landrum, P.F. 1989. Bioavailability and toxicokinetics of polycyclic aromatic hydrocarbons sorbed to sediments for the amphipod *Pontoporeia hoyi*. *Environ. Sci. Technol.* 23(5):588–594.
- Landrum, P.F., B.J. Eadie et W.R. Faust. 1991. Toxicokinetics and toxicity of a mixture of sediment-associated polycyclic aromatic hydrocarbons to the amphipod *Diporeia* (sp). *Environ. Toxicol. Chem.* 10:35–46.
- Landrum, P.F., W.S. Dupuis et J. Kukkonen. 1994. Toxicokinetics and toxicity of sediment-associated pyrene and phenanthrene in *Diporeia* spp.: Examination of equilibrium-partitioning theory and residue-based effects for assessing hazard. *Environ. Toxicol. Chem.* 13(11):1769–1780.
- LCPE (Loi canadienne sur la protection de l'environnement). 1985. L.R., 1985. ch. 16 (4^e suppl.).
- Lotufo, G.R. 1997. Toxicity of sediment-associated PAHs to an estuarine copepod: Effects on survival, feeding, reproduction and behavior. *Mar. Environ. Res.* 44(2):149–166.
- Malins, D.C., M.M. Krahn, D.W. Brown, L.D. Rhodes, M.S. Myers, B.B. McCain et S.-L. Chan. 1985a. Toxic chemicals in marine sediment and biota from Mukilteo, Washington: Relationships with hepatic neoplasms and other hepatic lesions in English sole (*Parophrys vetulus*). *J. Nat. Cancer Inst.* 74:487–494.
- Malins, D.C., M.M. Krahn, M.S. Myers, L.D. Rhodes, D.W. Brown, C.A. Krone, B.B. McCain et S.-L. Chan. 1985b. Toxic chemicals in sediments and biota from a creosote-polluted harbor: Relationships with hepatic neoplasms and other hepatic lesions in English sole (*Parophrys vetulus*). *Carcinogenesis* 6(10):1463–1469.
- McElroy, A.E., J.W. Farrington et J.M. Teal. 1989. Bioavailability of PAHs in the aquatic environment. Dans : *Metabolism of PAHs in the aquatic environment*, U. Varanasi, éd. CRC Press, Inc., Boca Raton, FL.
- Moore, J.W., et S. Ramamoorthy. 1984. Aromatic hydrocarbons: Polycyclics. Dans : *Organic chemicals in natural waters: Applied monitoring and impact assessment*, R.S. DeSanto, éd. Springer-Verlag, New York.
- Neff, J.M. 1979. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment: Sources, fate and biological effects. Applied Science Publishers, Ltd., Essex, Angleterre.
- . 1984. Bioaccumulation of organic micropollutants from sediments and suspended particulates by aquatic animals. *Fresenius J. Anal. Chem.* 319:132–136.
- . 1985. Polycyclic aromatic hydrocarbons. Dans : *Fundamentals of aquatic toxicology: Methods and applications*, G.M. Rand et S.R. Petrocelli, éd. Hemisphere Publishing Corporation, New York.
- Paine, M.D., P.M. Chapman, P.J. Allard, M.H. Murdoch et D. Minifie. 1996. Limited bioavailability of sediment PAH near an aluminium smelter: Contamination does not equal effects. *Environ. Toxicol. Chem.* 15(11):2003–2018.
- Ringette, S., A. Germain, C. Gonthier et F. Perron. 1993. Présence des HAP dans l'environnement canadien, Portrait de la situation. Liste des substances d'intérêt prioritaire – document de support no. 2. Préparé pour Environnement Canada, Région du Québec, Montréal.
- Rodgers, J.H., K.L. Dickson, F.Y. Saleh et C.A. Staples. 1987. Bioavailability of sediment-bound chemicals to aquatic organisms: Some theory, evidence and research needs. Dans : *Fate and effects of sediment-bound chemicals in aquatic systems*, SETAC Special Publication Series, K.L. Dickson, A.W. Maki, et W.A. Brungs, éd. Pergamon Press, New York.
- Roesijadi, G.J., J.W. Anderson et J.W. Blaylock. 1978. Uptake of hydrocarbons from marine sediments contaminated with Prudhoe Bay crude oil: Influence of feeding type of test species and availability of polycyclic aromatic hydrocarbons. *J. Fish. Res. Board Can.* 35:608–614.
- Sloof, W., J.A. Janus, A.J. Matthijsen, G.K. Montizaan et J.P.M. Ros. 1989. Integrated criteria document PAHs. Rapport no. 758474011. National Institute of Public Health and Environmental Protection, Biltoven, Les Pays-Bas.
- Stewart, K.M., et R.S. Thompson. 1995. Fluoranthene as a model toxicant in sediment studies with *Chironomus riparius*. *J. Aquat. Ecosyst. Health* 4:231–238.
- Suedel, B.C. et J.H. Rodgers, Jr. 1991. Variability of bottom sediment characteristics of the continental United States. *Water Res. Bull.* 27:101–109.
- Swartz, R.C., D.W. Schults, T.H. DeWitt., G.R. Ditsworth et J.O. Lamberson. 1990. Toxicity of fluoranthene in sediment to marine amphipods: A test of the equilibrium partitioning approach to sediment quality criteria. *Environ. Toxicol. Chem.* 9:1071–1080.
- Trucco, R.G., F.R. Engelhardt et B. Stacey. 1983. Toxicity, accumulation, and clearance of aromatic hydrocarbons in *Daphnia pulex*. *Environ. Pollut. (Ser. A)* 31:191–202.
- Uthe, J.F. 1991. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the environment. *Can. Chem. News* 43(7):25–27.
- Wilson, S.C., et K.C. Jones. 1993. Bioremediation of soil contaminated with polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs): A review. *Environ. Pollut.* 81(3):229–249.
- Wood, L.W., P. O'Keefe et B. Bush. 1997. Similarity analysis of PAH and PCB bioaccumulation patterns in sediment-exposed *Chironomus tentans* larvae. *Environ. Toxicol. Chem.* 16(2):283–292.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments : protection de la vie aquatique — hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), 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

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

Also available in English.