



*Loi canadienne sur  
la protection  
de l'environnement*

---

Liste des substances d'intérêt prioritaire  
Rapport d'évaluation

---

**Hydrocarbures aromatiques  
polycycliques**



Gouvernement  
du Canada

Government of  
Canada

Environnement  
Canada

Environment  
Canada

Santé  
Canada

Health  
Canada



LISTE DES SUBSTANCES D'INTÉRÊT PRIORITAIRE  
RAPPORT D'ÉVALUATION

HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES

Gouvernement du Canada  
Environnement Canada  
Santé Canada

Aussi disponible en anglais sous le titre :  
*Canadian Environmental Protection Act*  
*Priority Substances List*  
*Assessment Report*  
*Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*

**DONNÉES DE CATALOGAGE AVANT PUBLICATION (CANADA)**

Vedette principale au titre:

Hydrocarbures aromatiques polycycliques

(Liste des substances d'intérêt prioritaire, rapport d'évaluation)

En-tête du titre: *Loi canadienne sur la protection de l'environnement.*

Publ. aussi en anglais sous le titre: Polycyclic aromatic hydrocarbons.

Comprend des références bibliographiques.

ISBN 0-662-99956-8

N° de cat. En40-215/42F

1. Hydrocarbures aromatiques polycycliques -- Toxicité --  
Test -- Canada. 2. Hydrocarbures aromatiques polycycliques --  
Aspect de l'environnement -- Canada. 3. Environnement --  
Surveillance -- Canada. I. Canada. Environnement Canada.  
II. Canada. Santé Canada. III. Coll.

TD887.H93P6414 1994 363.73'84 C94-980183-6

TABLE DES MATIÈRES

<b>Synopsis</b>	v
<b>1.0 Introduction</b>	1
2.0	Sommaire des informations essentielles pour l'évaluation de la toxicité 6
2.1	Identité, propriétés, production et utilisations ..... 6
2.2	Pénétration dans l'environnement..... 9
2.3	Informations sur l'exposition..... 12
2.3.1	<i>Devenir</i> ..... 12
2.3.2	<i>Concentrations</i> ..... 15
2.4	Informations sur les effets..... 27
2.4.1	<i>Toxicocinétique</i> ..... 27
2.4.2	<i>Animaux de laboratoire et essais in vitro</i> ..... 28
2.4.3	<i>Humains</i> ..... 30
2.4.4	<i>Écotoxicologie</i> ..... 31
3.0	Évaluation de la toxicité au sens de la LCPE40
3.1	Effets sur l'environnement (alinéa 11a) ..... 40
3.2	Effets sur l'environnement essentiel pour la vie humaine (alinéa 11b) 43
3.3	Effets sur la vie ou la santé humaine (alinéa 11c) ..... 44
3.4	Conclusion ..... 48
4.0	Recommandations pour la recherche 49
<b>5.0 Bibliographie</b>	50

LISTE DES TABLEAUX

1	Propriétés physiques des HAP.....	8
2	Émissions atmosphériques annuelles de HAP au Canada en 1990.....	10
3	Concentrations des HAP dans l'air ambiant (ng/m <sup>3</sup> ) au Canada.....	16
4	Concentrations des HAP en eau douce (µg/L) au Canada .....	19
5	Concentrations des HAP dans les sédiments (µg/g, en poids sec) au Canada.....	22
6	Concentrations des HAP dans les organismes vivants (µg/g) au Canada.....	25
7	Résultats finaux les plus sensibles de toxicité des HAP pour les organismes dulcicoles.....	32
8	Études de la santé des populations dans le milieu.....	37
9	Taux de HAP en équivalents de BaP dans l'air ambiant au Canada.....	47

LISTE DES FIGURES

1	Structure chimique des HAP.....	7
---	---------------------------------	---

## **Synopsis**

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) rejetés dans l'environnement canadien proviennent de sources naturelles et anthropiques. Les incendies de forêt, qui rejettent environ 2 000 tonnes par année (t/a) de HAP, constituent à eux seuls la plus importante source naturelle de HAP au Canada. Toutefois, comme les intervalles de temps et d'espace entre ces rejets sont en général très longs partout au pays, aucune région en particulier n'y est continuellement exposée. Les sources anthropiques sont nombreuses et produisent des émissions de HAP dans tous les milieux. Les plus importantes sources d'émissions de HAP dans l'atmosphère sont les alumineries (925 t/a), ces émissions provenant majoritairement des usines utilisant le procédé Söderberg à goujons horizontaux. Les principales sources de rejets de HAP dans l'eau et le sol comprennent les produits traités à la créosote (jusqu'à 2 000 t/a), les déversements de produits pétroliers (76 t/a), les usines métallurgiques et les cokeries (4 t/a), ainsi que les retombées de HAP présents dans l'atmosphère (quantité inconnue).

À l'exception de certains des composés légers qui se volatilisent à partir de l'eau ou du sol, les HAP sont relativement non volatils et peu solubles dans l'eau. Dans l'air, le sol et l'eau, les HAP sont surtout adsorbés sur des matières particulaires sur lesquelles ils sont transportés et peuvent être lentement dégradés. Puisque la dégradation est très lente dans les sédiments, ces derniers représentent les principaux points de fuite des HAP.

L'analyse des échantillons d'eau provenant de fossés pour les chemins de fer et les services publics a permis de constater que les concentrations de HAP étaient supérieures à celles dont il a été reconnu qu'elles causaient, en laboratoire, des effets nocifs sur les organismes vivants. Ailleurs au pays, les concentrations de HAP dans les eaux de surface sont inférieures d'au moins quelques ordres de grandeur, et elles sont inférieures aux concentrations qui causent des effets nocifs sur les organismes vivants aquatiques.

À plusieurs endroits au Canada, y compris dans les battures du ruisseau Muggah, à proximité des étangs bitumineux du port de Sydney, en Nouvelle-Écosse, et dans le voisinage d'une ancienne usine de gazéification du pétrole près du ruisseau Kettle, à Port Stanley, en Ontario, des populations d'organismes aquatiques ont subi des effets nocifs à cause de la contamination par les HAP. En outre, la présence de HAP dans les sédiments du port de Hamilton, en Ontario, a été liée au décès en laboratoire d'invertébrés aquatiques sensibles.

En laboratoire, des effets néoplasiques comme des tumeurs du foie chez les organismes aquatiques ont été associés à l'exposition aux HAP, ce qui a été confirmé par des preuves recueillies sur le terrain. Dans le port de Vancouver, des lésions néoplasiques du foie ont été observées, dans une proportion allant jusqu'à 75 %, chez

les soles anglaises capturées dans les zones où les sédiments étaient fortement contaminés par les HAP.

En général, les HAP n'absorbent pas de lumière dont les longueurs d'onde sont importantes pour le réchauffement de la planète. Contrairement aux substances reliées à l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique, ces composés ne sont pas halogénés, et leur temps de séjour dans l'atmosphère est de faible à modéré. Compte tenu de ces propriétés et de leur faible concentration permanente dans l'atmosphère, on ne croit pas que les HAP contribuent de façon importante à l'appauvrissement de la couche d'ozone stratosphérique, au réchauffement de la planète ou à la formation d'ozone troposphérique.

Principalement en raison du peu de renseignements disponibles, il a fallu, pour évaluer les effets sur la santé humaine, s'en tenir à un petit nombre de HAP et prendre en considération l'exposition aux HAP présents dans l'air seulement.

Compte tenu surtout des résultats des essais biologiques de cancérogénicité au cours desquels des HAP ont été administrés à des animaux de laboratoire par inhalation (benzo[*a*]pyrène seulement) et application dermique, ainsi qu'à la lumière des données à l'appui, les cinq HAP pris en considération dans l'évaluation des effets sur la santé humaine (le benzo[*a*]pyrène, le benzo[*b*]fluoranthène, le benzo[*j*]fluoranthène, le benzo[*k*]fluoranthène et l'indéno[*1,2,3-cd*]pyrène) ont été classés comme des substances «probablement cancérogènes pour l'être humain» (c'est-à-dire des substances dont on croit qu'elles pourraient avoir des effets nocifs, quel que soit le niveau d'exposition). En ce qui a trait à ces substances, l'exposition estimative est comparée aux estimations quantitatives du pouvoir cancérogène en vue de caractériser le risque et d'offrir des conseils en vue de mesures à venir, c.-à-d. une analyse des options afin de réduire l'exposition. Pour ce qui est des HAP, en tenant compte seulement des effets potentiels de certains HAP sur la santé à l'aide de deux approches limitées, la priorité de l'analyse des options en vue de réduire l'exposition serait de moyenne à élevée.

**Par conséquent, on a conclu que les HAP pénètrent dans l'environnement en quantité ou en concentration ou dans des conditions qui peuvent avoir des effets nocifs sur l'environnement. On juge que les HAP ne constituent pas un danger pour l'environnement essentiel pour la vie humaine. Le benzo[*a*]pyrène, le benzo[*b*]fluoranthène, le benzo[*j*]fluoranthène, le benzo[*k*]fluoranthène et l'indéno[*1,2,3-cd*]pyrène peuvent constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine.**

## **1.0 Introduction**

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE) exige que le ministre de l'Environnement et le ministre de la Santé établissent et publient la Liste des substances d'intérêt prioritaire qui énumère des substances (produits chimiques, groupes de produits chimiques, effluents et déchets) qui peuvent être nocives pour l'environnement ou constituer un danger pour la santé humaine. En outre, la Loi exige que les deux ministres évaluent ces substances et déterminent si elles sont toxiques au sens de l'article 11 de la Loi, qui prévoit ce qui suit :

[...] est toxique toute substance qui pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions de nature à :

- a) avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement;
- b) mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie humaine;
- c) constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine.

Les substances jugées toxiques au sens de l'article 11 peuvent être inscrites dans l'annexe I de la LCPE. On peut ensuite envisager d'élaborer des règlements, des directives ou des codes de pratiques en vue de contrôler tous les aspects de leur cycle de vie, depuis la recherche et le développement jusqu'à l'élimination finale, en passant par la fabrication, l'utilisation, le stockage et le transport.

Pour déterminer si les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont toxiques au sens de la LCPE, on a déterminé si ces substances pénètrent ou peuvent pénétrer dans l'environnement canadien en une concentration ou une quantité ou dans des conditions qui pourraient entraîner l'exposition des humains ou d'autres organismes vivants à des concentrations susceptibles de causer des effets nocifs.

L'expression «hydrocarbures aromatiques polycycliques» désigne les composés constitués d'atomes de carbone et d'hydrogène formant des anneaux contenant cinq ou six atomes de carbone. On les appelle «dérivés des HAP» quand un radical alkyle ou autre est fixé à l'anneau, et «composés aromatiques hétérocycliques» (CAH) quand tout atome de carbone de l'anneau est remplacé par un atome d'azote, d'oxygène ou de soufre. Les dérivés des HAP et les CAH ne sont pas étudiés dans le présent rapport, étant donné que l'on ne connaît que peu de choses sur leur présence dans l'environnement canadien.



Les HAP constituent une catégorie de produits chimiques qui comprend environ une centaine de composés distincts. D'après les données disponibles (CNRC, 1983; Bjørseth, 1983; Bjørseth et Ramdhal, 1985; LEI, 1990; EAG, 1990), une liste préliminaire a été préparée, comprenant des composés distincts qui sont représentatifs de toute la gamme des propriétés chimiques, environnementales et toxicologiques des HAP. À partir de cette liste, on a sélectionné treize composés à évaluer. On disposait de suffisamment de données pour évaluer la présence dans l'environnement canadien et les effets sur les organismes vivants des neuf composés suivants : l'acénaphthène, l'anthracène, le benzo[*a*]anthracène, le benzo[*a*]pyrène, le fluoranthène, le fluorène, le naphthalène, le phénanthrène et le pyrène.

Surtout à cause du caractère limité des données disponibles, il a été nécessaire de mettre l'accent principalement sur les effets sur la santé humaine d'un petit nombre de composés pour lesquels la base de données disponible serait adéquate. En outre, la cancérogénicité a été considérée comme l'effet critique étant donné que les doses de HAP qui produisent des effets non néoplasiques chez les animaux de laboratoire sont généralement considérablement supérieures à celles qui sont associées à des augmentations des taux de tumeurs. Les HAP sélectionnés en vue de l'évaluation sur la santé humaine sont les suivants : le benzo[*a*]pyrène (BaP), le benzo[*b*]fluoranthène (BbF), le benzo[*j*]fluoranthène (BjF), le benzo[*k*]fluoranthène (BkF) et l'indéno[*l,2,3-cd*]pyrène (IND).

Ces composés ont été sélectionnés d'après les critères suivants : *a*) ils ont été classifiés dans les groupes I ou II comme substances «cancérogènes pour l'être humain» ou «probablement cancérogènes pour l'être humain» selon l'échelle de classification pour ce résultat final qui est élaborée pour l'évaluation de la toxicité au sens de l'alinéa 11c) de la LCPE (DHM, 1994), d'après les données revues par le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) (1983); *b*) les données disponibles ont été considérées comme étant suffisantes pour une évaluation préliminaire du pouvoir du résultat final le plus sensible (c.-à-d. la cancérogénicité) pour un organe cible (c.-à-d. les poumons) pertinent pour l'un des principaux milieux d'exposition dans l'environnement en général, pour lequel on dispose d'une quantité suffisante d'informations (c.-à-d. l'air). Les données disponibles ne permettaient pas d'obtenir des estimations de l'exposition aux HAP ou du pouvoir cancérogène de ceux-ci dans les voies gastro-intestinales après ingestion.

Cette approche d'optique limitée pour l'évaluation des effets potentiels sur la santé humaine était nécessaire principalement en raison du caractère limité des données disponibles. Compte tenu de ces limites, cette approche devrait être considérée comme provisoire; par exemple, les cinq HAP examinés dans le présent rapport représentent moins de 25 % (de 0,1 à 23,5 %) des 13 HAP signalés à divers endroits lors d'un relevé récent portant sur l'air ambiant au Canada (Dann, 1992a). En outre, à cause des limites de la base de données, on n'a pas abordé les cas

d'exposition de sources autres que l'air. Quand on disposera de données supplémentaires, conformément aux suggestions comprises dans la section 4.0 du présent rapport, intitulée «Recommandations pour la recherche», il sera peut-être possible d'élaborer une approche d'évaluation plus générale.

Les HAP sont un élément important de la créosote et, dans une moindre mesure, des huiles moteur usées. On a évalué séparément les matières résiduelles imprégnées de créosote et les huiles moteur usées, conformément au programme d'évaluation de la Liste des substances d'intérêt prioritaire de la LCPE. Par conséquent, ces substances ne sont pas examinées directement dans la présente évaluation.

La créosote, comme pesticide, n'a pas été évaluée dans le présent rapport. À ce titre, la créosote est assujettie à la *Loi sur les produits antiparasitaires*, et son statut réglementaire en tant qu'agent industriel de préservation du bois fait présentement l'objet d'une réévaluation (Agriculture Canada, 1992). Dans le cadre du processus de réévaluation des pesticides, Environnement Canada et Santé Canada évalueront les effets potentiels des utilisations de la créosote comme pesticide sur l'environnement et la santé humaine.

On a compilé les informations pertinentes sur la pénétration dans l'environnement, l'exposition de l'environnement et les effets des HAP sur l'environnement à partir de documents de synthèse (Slooff *et al.*, 1989; EAG, 1990; CNRC, 1983; NRC, 1983; Bjørseth, 1983; Bjørseth et Ramdhal, 1985; EPA, 1987, Ortech International, 1990; CCME, 1989, 1991), de bases de données [*Analytical Abstracts, EMBASE, ENVIROLINE, Pollution Abstract, Registre international des substances chimiques potentiellement toxiques (RISCPT)*], et par le dépouillement de rapports de recherche parus dans les publications scientifiques, universitaires et gouvernementales disponibles à la fin de 1992. On a utilisé des travaux publiés depuis 1992 quand ceux-ci ont été jugés pertinents. De plus, afin d'obtenir les données essentielles pour la présente évaluation, des études ont été effectuées par Environnement Canada afin de caractériser les concentrations atmosphériques s'appliquant aux HAP. Bien qu'une bonne partie des recherches sur les HAP aient été effectuées à l'extérieur du Canada, on a accordé la priorité aux données canadiennes portant sur les sources, les profils des utilisations, le devenir et les effets des HAP sur l'environnement, quand celles-ci étaient disponibles.

On n'a pas envisagé d'inclure des données pertinentes pour l'évaluation de la toxicité des HAP pour l'environnement quand celles-ci avaient été obtenues après l'achèvement des sections environnementales du présent rapport (c.-à-d. mai 1993). De même, les données pertinentes pour l'évaluation de la toxicité des HAP pour la santé humaine obtenues après l'achèvement de ces sections du rapport (c.-à-d. juillet 1993) n'ont pas été incorporées.

Bien que des articles de synthèse aient été consultés au besoin, les études originales qui ont servi à déterminer si les HAP sont toxiques au sens de la LCPE (en ce qui concerne la pénétration dans l'environnement, l'exposition de l'environnement et les effets sur l'environnement) ont fait l'objet d'une évaluation critique, réalisée par les employés suivants d'Environnement Canada. Les études originales pertinentes pour l'évaluation du pouvoir cancérigène des HAP examinées dans le présent rapport ont aussi fait l'objet d'un examen critique, réalisé par les employés suivants de Santé Canada

Environnement Canada

R. Chénier  
C. Fortin  
A. Germain  
C. Gonthier  
B. Nadon  
F. Perron  
S. Ringuette  
R. van Coillie

Santé Canada

P.K.L. Chan  
M.E. Meek

Des évaluations quantitatives du pouvoir cancérigène ont été fournies par S. Bartlett et M. Walker, de Santé Canada.

Le présent rapport contient un synopsis qui sera publié dans la *Gazette du Canada*. La section 2.0 offre un sommaire détaillé des données techniques essentielles pour l'évaluation, qui sont exposées en plus grand détail dans la documentation à l'appui, qui est disponible sur demande. L'évaluation de la toxicité des HAP au sens de la LCPE est présentée à la section 3.0.

Dans le cadre du processus d'examen et d'approbation établi par Environnement Canada pour les évaluations relatives à la Liste des substances d'intérêt prioritaire (LSIP), les sections de la documentation à l'appui portant sur la présence des HAP dans l'environnement canadien ont été examinées à l'extérieur du Ministère par J.F. Payne (Pêches et Océans Canada); les sections portant sur les sources et les rejets ont été examinées par M. Lalonde (Alcan Ltée), G. Éthier et N. Sherwin (Institut canadien des produits pétroliers) ainsi que par des représentants de ministères provinciaux de l'Environnement, notamment, D. Bezak (Manitoba), C. Bisco (Île-du-Prince-Édouard), P. Blagden (Terre-Neuve), G. Chow (Saskatchewan), G. Houle (Québec), L. Johnston (Territoires du Nord-Ouest), J. Knight (Nouveau-Brunswick), C.S. Liu (Alberta), C. Mackinnon (Nouvelle-Écosse), T. Wakelin (Colombie-Britannique) et D. Yap (Ontario). Les éléments du rapport d'évaluation qui portent sur l'environnement ont été révisés par P. Hodson (Institut national de recherche sur les eaux), L.S. McCarty (L.S. McCarty Scientific Research

and Consulting) et A.J. Nantel (Centre de toxicologie du Québec). Les versions provisoires des sections relatives à la santé de la documentation à l'appui et du rapport d'évaluation ont été approuvées par le Comité de décision sur les normes et les recommandations du Bureau des dangers des produits chimiques de Santé Canada. Le rapport d'évaluation final a été examiné et approuvé par le Comité de gestion de la LCPE d'Environnement Canada et de Santé Canada.

Pour obtenir des exemplaires du présent rapport d'évaluation et de la documentation à l'appui non publiée, on peut communiquer avec l'un ou l'autre des bureaux suivants :

Direction des produits  
chimiques commerciaux  
Environnement Canada  
14<sup>e</sup> étage, Place Vincent-Massey  
351, boul. Saint-Joseph  
Hull (Québec)  
K1A 0H3

Centre de l'hygiène du milieu  
Santé Canada  
Pièce 104  
Parc Tunney  
Ottawa (Ontario)  
K1A 0L2

## 2.0 Sommaire des informations essentielles pour l'évaluation de la toxicité

### 2.1 Identité, propriétés, production et utilisations

Les HAP sont des substances organiques constituées d'atomes de carbone et d'hydrogène formant au moins deux anneaux aromatiques condensés. Ils sont divisés en deux catégories : les composés à faible masse moléculaire formée de moins de quatre anneaux et les composés à masse moléculaire élevée, à quatre anneaux ou plus. Les «dérivés des HAP» comprennent les HAP ayant un radical alkyle ou autre lié à un anneau. Par ailleurs, les «composés aromatiques hétérocycliques» (CAH) comprennent les HAP dont tout atome de carbone situé sur un anneau est remplacé par un atome d'azote, d'oxygène ou de soufre. Le présent rapport ne porte que sur les HAP non substitués, ne contenant que des atomes de carbone et d'hydrogène (figure 1).

Les HAP purs sont des solides habituellement colorés, cristallins à la température ambiante. Les propriétés physiques des HAP varient selon leur masse moléculaire et leur structure (tableau 1). Sauf dans le cas du naphthalène, leurs solubilités dans l'eau vont de très faibles à faibles et leurs tensions de vapeur, de faibles à modérément élevées. Leurs coefficients de partage octanol/eau ( $K_{oe}$ ) sont relativement élevés, ce qui dénote un important potentiel d'adsorption sur les matières particulaires en suspension dans l'air et dans l'eau, ainsi qu'un fort potentiel de bioconcentration dans les organismes (CNRC, 1983; Slooff *et al.*, 1989). Généralement, les HAP n'absorbent que faiblement les longueurs d'onde infrarouges comprises entre 7 et 14  $\mu\text{m}$  (Sadler Research, 1982), qui sont les longueurs d'onde habituellement absorbées par les produits chimiques ayant des incidences sur le réchauffement planétaire (Ramanathan, 1985).

Les HAP sont présents dans l'environnement sous forme de mélanges complexes difficiles à caractériser et à mesurer. Ils sont généralement analysés par chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (CG-SM) ou par chromatographie liquide à haute pression (CLHP) couplée à des détecteurs ultraviolets (UV) et à fluorescence (EPA, 1982; Bjørseth et Ramdhal, 1985; Slooff *et al.*, 1989; Tardif et Chiu, 1992).

Les HAP, naturels ou anthropiques, sont surtout produits par la combustion ou la pyrolyse de matières organiques; de très faibles quantités peuvent être produites par diagenèse ou biosynthèse (CNRC, 1983). Des facteurs comme le type et la quantité de combustibles, la température et la durée de la combustion et la disponibilité de l'oxygène déterminent la nature et l'importance des HAP formés (CNRC, 1983).

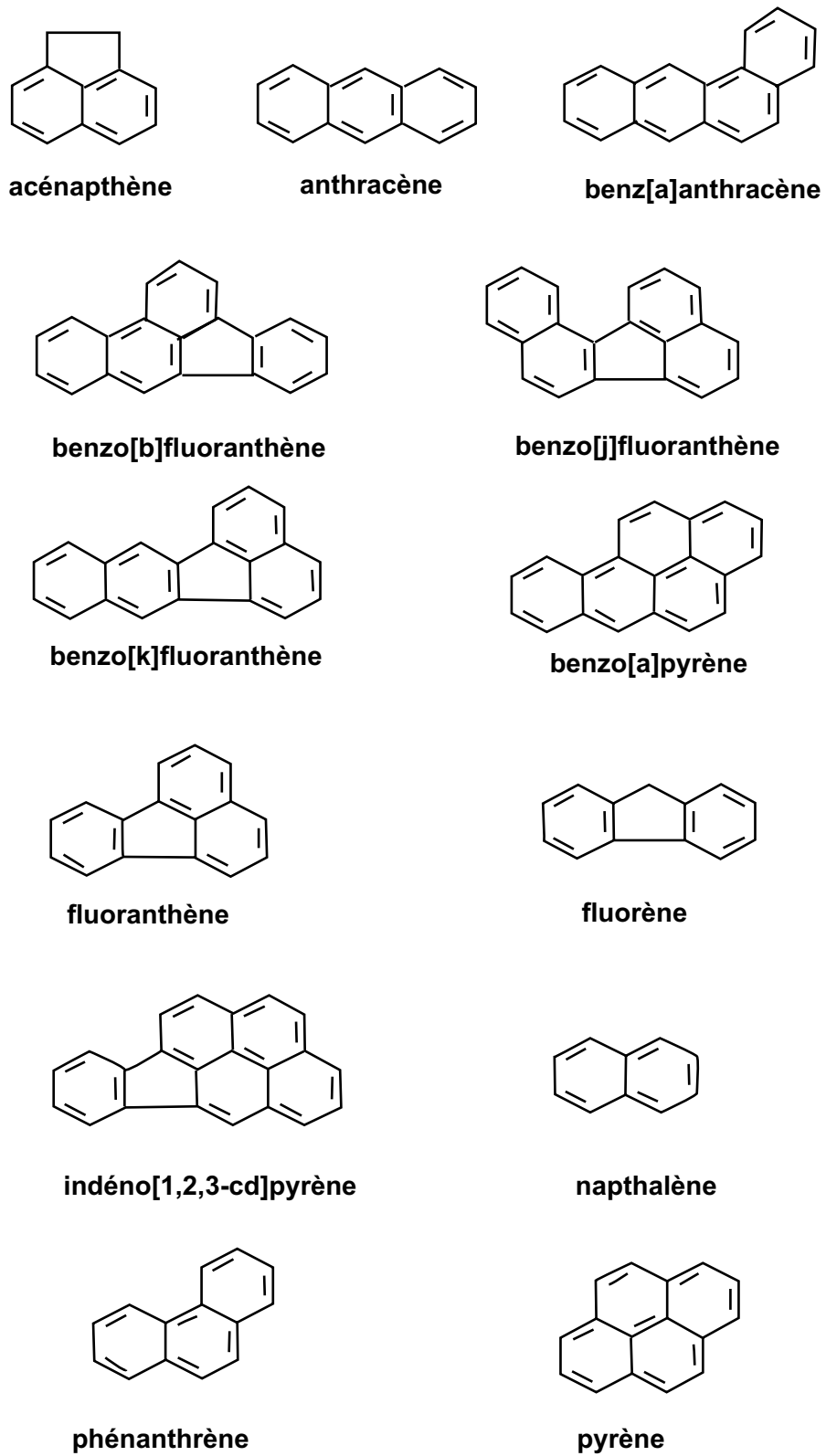


Figure 1 Structure chimiques de HAP

**Tableau 1 Propriétés physiques des HAP**

Composé (n° de registre CAS)	Masse moléculaire	log $K_{oc}$	Solubilité dans l'eau à 25°C (mg/L)	Point de fusion (°C)	Tension de vapeur à 25°C (mPa)
Naphtalène (91-20-3)	<sup>1</sup> 128,16	3,5	31,7	80,5	11 960
Acénaphthène (83-32-9)	<sup>1</sup> 154,21	4,33	3,42	95	594
Fluorène (86-73-7)	<sup>1</sup> 166	4,18	1,98	116,5	94,7
Phénanthrène (85-01-8)	<sup>1</sup> 178,24	4,5	1,29	101	90,7
Anthracène (120-12-7)	<sup>1</sup> 178,24	4,5	0,045	216	25
Pyrène (129-00-0)	<sup>1</sup> 202,26	4,9	0,135	156	$91,3 \times 10^{-6}$
Fluoranthène (206-44-0)	<sup>1</sup> 202,26	5,1	0,26	111	1 328
Benz[ <i>a</i> ]anthracène (56-66-3)	<sup>1</sup> 228	5,6	0,0057	162	$14,7 \times 10^{-3}$
Benzo[ <i>a</i> ]pyrène (50-32-8)	<sup>1,2</sup> 252,32	6,0	0,0038	179	$0,37 \times 10^{-6}$
Benzo[ <i>b</i> ]fluoranthène (205-99-2)	<sup>2</sup> 252,32	6,06	0,014	168	De $0,13 \times 10^{-5}$ à $0,133$ à 20 °C
Benzo[ <i>j</i> ]fluoranthène (205-82-3)	<sup>2</sup> 252,32			166	
Benzo[ <i>k</i> ]fluoranthène (207-08-9)	<sup>2</sup> 252,32	6,06	0,0043	217	$2,8 \times 10^{-9}$
Indéno[1,2,3- <i>cd</i> ]pyrène (193-39-5)	<sup>2</sup> 276	6,4	$\frac{0,0005}{3}$	164	$1,3 \times 10^{-5}$

<sup>1</sup> Composé visé dans l'évaluation des effets sur l'environnement

<sup>2</sup> composé visé dans l'évaluation des effets sur la santé humaine.

Références : ATSDR, 1990b; Merck Index, 1989; Slooff *et al.*, 1989; CRC, 1988; CNRC, 1983; SRI, 1980; Santodonato *et al.*, 1979, in Smith, 1984; Mackay et Shiu, 1977.

Certains HAP sont utilisés commercialement, mais peu de données sont disponibles sur les volumes utilisés. En se basant sur les données limitées rapportées volontairement pour les activités commerciales correspondant à la Liste intérieure des substances, on a indiqué que les HAP suivants étaient produits ou fabriqués au Canada en 1986 : naphtalène (plus de 1 000 t produites, de 10 à 100 t importées); anthracène (de 0,1 à 1 t produite, de 1 à 10 t importées); fluorène (de 0,1 à 1 t produite, moins de 1 t importée); acénaphthène, benzo[*a*]pyrène, chrysène et pyrène (moins de 0,1 t importée pour chacun) (Environnement Canada, 1992). Selon le Stanford Research Institute (SRI) (1985), environ 70 % du naphtalène produit aux États-Unis et au Japon sont utilisés pour la production d'acide phtalique, et on croit qu'il s'agit de la principale utilisation du naphtalène au Canada.

La créosote est un mélange complexe et variable de composés de distillation du goudron de houille. Dix-sept HAP, y compris 13 composés visés par le présent rapport, comptent pour environ 63 % du mélange de créosote (Environnement Canada,

1988). Bien que la production canadienne de crésote ait atteint jusqu'à  $45 \times 10^6$  L/a vers la fin des années 1940, sa production se situe entre  $12$  et  $14 \times 10^6$  L ( $20\,000$  t) en 1990 (Envirochem, 1991). La crésote est communément utilisée comme produit de conservation du bois pour le traitement des traverses de chemin de fer, ainsi que des piles utilisées dans la mer et en eau douce. Les poteaux des lignes électriques et téléphoniques ne sont plus traités à la crésote au Canada depuis le milieu des années 1970.

Des dérivés du charbon et d'autres produits pétroliers contiennent des concentrations variables de HAP. La concentration des HAP (14 composés, comprenant 6 des 13 produits visés dans le présent rapport) dans l'essence sans plomb a été estimée à  $0,0054\%$  (Westerholm *et al.*, 1988). D'après la consommation d'essence au Canada rapportée pour 1989 [ $35 \times 10^9$  L (Statistique Canada, 1989)], on estime à environ  $1\,500$  t la quantité de HAP présents dans l'approvisionnement annuel en essence.

## **2.2 Pénétration dans l'environnement**

Les HAP peuvent être libérés dans l'environnement par des phénomènes naturels comme les incendies de forêt, les éruptions volcaniques, la diagenèse et la biosynthèse. Les HAP sont présents à l'état naturel dans des dérivés du charbon et du pétrole (CNRC, 1983). Toutefois, on considère que les activités anthropiques sont une importante source de rejet de HAP dans l'environnement (Neff, 1979; NRC, 1983; CNRC, 1983; Bjørseth et Ramdhal, 1985; Slooff *et al.*, 1989). Bien que la distribution et l'importance de certaines émissions de HAP soient reliées à la densité de la population humaine (chauffage domestique, transport), d'autres émissions dépendent de la disponibilité de l'énergie (alumineries) ou de la présence de ressources naturelles [feux à l'air libre et brûlage agricole, incinérateurs de résidus de scierie (fours wigwams)].

Les estimations des émissions atmosphériques de HAP au Canada étaient basées sur l'examen de sources ponctuelles et diffuses de 45 secteurs sources (LGL, 1993). Le tableau 2 présente un résumé des émissions estimatives des HAP provenant de sources canadiennes en 1990. Les incendies de forêt, qui représentent la plus importante source de HAP dans l'environnement, ont libéré environ  $2\,010$  t de HAP dans l'atmosphère, soit  $47\%$  des émissions atmosphériques totales répertoriées. Les alumineries constituent la deuxième source principale d'émissions de HAP, comptant pour  $21\%$  ( $925$  t) des émissions. Au Canada, trois procédés sont en utilisation dans les alumineries, tous faisant appel au brai de goudron pour la réduction de l'alumine : le procédé Söderberg à goujons horizontaux (HSS), le plus ancien, le procédé Söderberg à goujons verticaux (VSS) et le procédé à anodes précuites. Grâce à des programmes de modernisation des usines, l'industrie canadienne de l'aluminium a réduit les émissions de HAP attribuables au procédé HSS de  $53\%$  de 1983 à 1990.



**Tableau 2 Émissions atmosphériques annuelles de HAP au Canada en 1990**

Sources	HAP rejetés	
	t	%
<b>Anthropiques</b>		
Procédés industriels		
Alumineries	925	21
Sidérurgie (y compris alliages ferreux)	19,5	0,4
Production de coke	12,8	0,3
Production d'asphalte	2,5	0,1
Raffineries de pétrole	0,1	<0,1
<b>Sources de combustion</b>		
Chauffage résidentiel		
Bois	474	11,0
Autres	29	0,7
Feux à l'air libre/brûlages agricoles	358	8,3
Incinération		
Fours wigwams	249	5,8
Municipale (boues)	1,3	<0,1
Industrielle	1,1	<0,1
Transports		
Diesel	155	3,6
Essence	45	1
Autres	1,2	<0,1
Centrales thermiques	11,3	0,3
Combustion industrielle		
Bois	5,7	<0,1
Autres	10,2	0,2
Chauffage commercial et institutionnel	2,7	0,1
Cigarettes	0,2	<0,1
<b>Naturelles</b>		
Feux de forêt	2 010	47
<b>Total</b>	<b>4 314</b>	<b>100</b>

Bien que le procédé HSS n'ait été utilisé que pour 20 % de la production totale d'aluminium au Canada, il comptait pour les trois quarts des HAP émis par l'industrie de l'aluminium.

Parmi les autres sources importantes de rejets de HAP dans l'air ambiant, notons le chauffage domestique au bois (474 t/a), le brûlage en milieu agricole et les feux à l'air libre (358 t), l'incinération des résidus de bois par les scieries utilisant des fours wigwams (249 t) et le transport (201 t).

Les sources de rejets de HAP dans l'eau et le sol sont diverses et comprennent les processus de dispersion de matières créosotées (Wan, 1991, 1993), les déversements d'hydrocarbures accidentels, les précipitations et les dépôts atmosphériques, les procédés industriels (créosote, brai de goudron, asphalte et épandage des boues) (AMAI, 1986a,b; RDRC, 1987; TecSult, 1989; Vandermeulen, 1989), les effluents municipaux et l'élimination (enfouissement) de déchets contenant des HAP (Jackson *et al.*, 1985; van Coillie *et al.*, 1990). Les HAP peuvent également atteindre les eaux souterraines ainsi que les eaux superficielles douces et marines par lixiviation à travers le sol, ainsi que par ruissellement en surface (Wakeham *et al.*, 1980; Slooff *et al.*, 1989; Wan, 1991; LGL, 1993).

On a tenté d'évaluer la quantité de HAP rejetés dans l'eau et sur le sol provenant de produits de bois traité à la créosote en se basant sur la teneur en HAP de la créosote, sur le volume de bois traité présentement utilisé, sur les taux de rétention de ces composés pour différentes espèces de bois, et sur des rejets ou des pertes estimés à 20 % pendant la durée en service des bois traités (40 ans pour les piles et 50 ans pour les traverses de chemin de fer). Selon ces calculs, les rejets de HAP dans l'eau et le sol provenant de la créosote pourraient atteindre jusqu'à 2 000 t/a (LGL, 1993).

Les déversements d'hydrocarbures pétroliers entraînent des rejets de HAP de 76 t/a dans l'environnement canadien. Environ 88 % du nombre total de déversements ont lieu sur la terre, et 12 % dans l'eau (LGL, 1993).

Le secteur métallurgique (usines de métaux et de cokéfaction) ont rejeté environ 3,9 t/a de HAP dans l'eau en 1990 (LGL, 1993). Cette valeur ne comprend pas les HAP provenant de l'écoulement d'un étang bitumineux d'une aciérie de Sydney, en Nouvelle-Écosse, qui a rejeté près de 0,8 t/a de HAP dans l'environnement aquatique, d'après une évaluation des émissions datant de 1989 (Lane *et al.*, 1990).

On a estimé que le dépôt atmosphérique était la principale source de HAP dans les sols et les sédiments (Slooff *et al.*, 1989; Christensen et Zhang, 1993). L'évaluation des taux de dépôts de HAP sur les surfaces terrestres et aquatiques du nord-est des États-Unis, dans des secteurs non urbains, se situe entre 0,8 et 3 ng/cm<sup>2</sup> par année et jusqu'à 35 ng/cm<sup>2</sup> par année sur les sites plus près des régions urbaines (Gschwend et Hites, 1981; Hites et Gschwend, 1982). L'importance des dépôts

atmosphériques de HAP au Canada attribuables au transport à distance de HAP de sources étrangères ne peut être évaluée à cause d'un manque de données. On a estimé à 484 t/a la quantité des HAP qui pénètrent dans les Grands Lacs par suite du dépôt sec de HAP provenant de sources canadiennes et américaines (Eisenreich *et al.*, 1981, cité dans CNRC, 1983).

## 2.3 Informations sur l'exposition

### 2.3.1 Devenir

À l'exception de certains composés plus légers qui se volatilisent à partir de l'eau ou du sol, les HAP sont relativement non volatils et peu solubles dans l'eau. Dans l'atmosphère, on les trouve principalement adsorbés sur des matières particulaires qui peuvent être éliminées par dépôt sec ou humide dans l'eau ou le sol. Les HAP rejetés dans le sol sont adsorbés sur les matières particulaires et sont soit lentement dégradés par l'activité microbienne, soit transportés par l'écoulement superficiel avec les matières sur lesquelles ils sont adsorbés. Dans les réseaux aquatiques, les HAP sont généralement adsorbés sur des matières en suspension ou sur des sédiments, où ils persistent. Par conséquent, bien que la plupart des HAP soient libérés dans l'atmosphère, les sédiments constituent le principal point de fuite environnemental de ceux-ci.

L'atmosphère est le principal milieu de transport des HAP (Suess, 1976; Bjørseth *et al.*, 1979). Les HAP dans l'atmosphère sont principalement associés à des matières particulaires en suspension, bien qu'ils soient également présents dans la phase vapeur (Pupp *et al.*, 1974; Pierce et Katz, 1975; Miguel et Friedlander, 1978; van Vaeck et van Cauwenberghe, 1978; Neff, 1979; CNRC, 1983; Bjørseth et Ramdhal, 1985; Slooff *et al.*, 1989). Les matières particulaires atmosphériques et les HAP qui y sont adsorbés peuvent être transportés sur de grandes distances (Lunde et Bjørseth, 1977; Neff, 1979; CNRC, 1983) avant d'être éliminés de l'atmosphère par dépôt sec ou humide pour passer dans l'eau ou dans le sol, ou par des transformations chimiques (Neff, 1979; CNRC, 1983; Van Noort et Wondergem, 1985; Ligocki *et al.*, 1985). En plus des dépôts directs au sol, les HAP peuvent être déposés sur les plantes ou absorbés par celles-ci; ils peuvent également en être séparés par la pluie, par oxydation ou par dépôt au sol à la suite de la décomposition de la plante (Eisler, 1987).

L'oxydation et l'hydroxylation produites par l'ozone sont les deux mécanismes les plus importants pour la transformation des HAP dans l'atmosphère; ces deux réactions sont activées par la lumière solaire (Lyman *et al.*, 1982; CNRC, 1983; Slooff *et al.*, 1989). Les demi-vies de photo-oxydation pour les divers HAP sont comprises entre 0,4 et 68,1 h, alors que les demi-vies de photolyse varient de 0,37 à 25 h, si l'on exclut la demi-vie très longue du naphthalène (1 704 à 13 200 h) (EPA, 1990; Slooff *et al.*, 1989). Ces transformations chimiques sont assujetties à plusieurs facteurs, y compris la nature des particules sur lesquelles les HAP atmosphériques sont adsorbés

(Korfmacher *et al.*, 1980; CNRC, 1983; Behymer et Hites, 1988) et la quantité de HAP adsorbée sur les matières particulaires (Kamens *et al.*, 1988; Slooff *et al.*, 1989), les HAP étant plus persistants quand ils sont liés à des matières particulaires à forte teneur en carbone organique et quand ils sont présents en grandes quantités sur les matières particulaires. Parmi les voies de transformation moins importantes des HAP, notons des réactions avec des oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>) et le dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>). Toutefois, ces réactions sont observées principalement aux points d'émission dont les températures sont comprises entre 100 et 200 °C (Atkinson *et al.*, 1979).

Les HAP dans la colonne d'eau, comme c'est le cas dans l'atmosphère, sont généralement associés à des matières particulaires (Harrison *et al.*, 1975; Wakeham *et al.*, 1980; Germain et Langlois, 1988). Les principaux processus régissant le devenir des HAP dans l'eau sont la volatilisation, la photolyse, l'hydrolyse, la biodégradation, l'adsorption sur les matières particulaires et, enfin, la sédimentation (CNRC, 1983; Eisler, 1987, Slooff *et al.*, 1989). Le taux de volatilisation dépend des conditions atmosphériques, des mouvements de l'eau et de la masse moléculaire des composés (CNRC, 1983; Slooff *et al.*, 1989). Les HAP peuvent être biodégradés dans l'eau. Les HAP à faible masse moléculaire peuvent être volatilisés à partir de l'eau, comme l'indiquent les demi-vies de volatilisation du naphthalène (de 0,4 à 3,2 h, Slooff *et al.*, 1989; Southworth, 1979) et de l'anthracène (17 h, Southworth, 1979). Toutefois, un HAP dont la masse moléculaire est élevée, comme le pyrène, a une demi-vie de volatilisation comprise entre 115 h et 3,2 ans (Southworth, 1979; Lyman *et al.*, 1982). Beaucoup de HAP des hydrocarbures déversés dans l'eau se volatilisent (CNRC, 1983). Leurs demi-vies estimatives varient de 0,5 à 20 jours pour le naphthalène et de 0,6 à 5,2 ans pour le pyrène dans des conditions aérobies (EPA, 1990). On observe aussi des réactions de photo-oxydation dans l'eau, avec des demi-vies estimatives de 8,6 jours à 1,2 an pour le BaP (Smith *et al.*, 1978) et de 0,1 à 4,4 ans pour l'anthracène (Radding *et al.*, 1976). Pour la plupart des HAP dans la colonne d'eau, la sédimentation constitue le principal mécanisme d'élimination (CNRC, 1983).

Les sédiments sont le point de fuite environnemental final pour les HAP (Payne *et al.*, 1988; Vandermeulen, 1989) où ils persistent et se transforment très lentement. Les demi-vies de biodégradation de HAP liés à des sédiments sont comprises entre 0,3 et 129 jours pour le naphthalène et entre 0,3 et 58 ans pour le BaP (Herbes et Schwall, 1978). Les HAP dans les sédiments sont relativement stationnaires. Près de Seattle, dans l'État de Washington, 63 % des HAP liés à des particules ont été observés au fond du détroit Puget à moins de 100 m de leur point de rejet (Murphy *et al.*, 1988). Néanmoins, les sédiments peuvent être partiellement remis en suspension et ensuite déplacés par des processus de transport (Windsor et Hites, 1979; Larsen *et al.*, 1986).

Les HAP sont éliminés des sols surtout par volatilisation et par activité microbienne; l'importance de celles-ci dépend de plusieurs facteurs comme la température, le type de sol, la présence d'autres contaminants et la contamination

antérieure (Beak, 1981; Bulman *et al.*, 1985; APCE, 1988; ASTDR, 1990b; Cooper, 1991; Wild *et al.*, 1991). Les HAP à faible masse moléculaire se volatilisent plus rapidement que les HAP à masse moléculaire élevée (Slooff *et al.*, 1989; Wild et Jones, 1993). Les demi-vies de biodégradation dans le sol ont été évaluées pour divers HAP, y compris l'anthracène [de 170 jours (Herbes et Schwall, 1978) à 8 ans (Wild *et al.*, 1991)]; le phénanthrène [de 2,5 à 210 jours (Sims et Overcash, 1983) à 5,7 ans (Wild *et al.*, 1991)], et le BaP [8,2 ans (Wild *et al.*, 1991) et de 0,3 à 58 ans (Herbes et Schwall, 1978)]. Lors d'opérations d'épandage au cours desquelles on applique des déchets de raffinerie et des boues d'eaux usées au sol, on s'attend à ce que les HAP à faible masse moléculaire (de deux à trois anneaux) se volatilisent ou se biodégradent en moins de trois à quatre mois; les HAP dont la masse moléculaire est plus élevée (plus de trois anneaux) peuvent être biodégradés de façon importante au cours d'une période de quatre mois, mais des applications répétées de boues huileuses contenant des HAP peuvent entraîner l'accumulation de ces composés dans le sol (APCE, 1988).

Il peut y avoir contamination des eaux souterraines par les HAP à la suite de la lixiviation à travers le sol, surtout quand les HAP sont accompagnés de solvants organiques mobiles ou quand des canaux sont présents dans le sol (Bedient *et al.*, 1984; Slooff *et al.*, 1989). Le naphthalène était le HAP le plus mobile signalé sous un lieu contaminé par la créosote aux États-Unis; les concentrations de naphthalène à une profondeur de 3 m atteignaient 5 % de celles observées entre 0,2 et 0,5 m (Wang *et al.*, 1983). On a observé une contamination des eaux souterraines après l'application de boues huileuses au sol (APCE, 1988).

Les HAP peuvent s'accumuler dans une variété d'organismes. Des facteurs de bioconcentration (FBC) compris entre 4 et 7 800 ont été signalés pour divers HAP dans des algues unicellulaires (Lu *et al.*, 1977; Dobrowsky et Epifanio, 1980; Casserly *et al.*, 1983; Mailhot, 1987). Les HAP peuvent être oxydés par ces organismes, bien que seulement 10 à 37 % des BaP aient été oxydés par les algues vertes *Selenastrum capricornutum* (Warshawsky *et al.*, 1983).

Dans le cas des invertébrés aquatiques, on a mesuré la concentration dans l'eau chez le cladocère *Daphnia pulex* après une exposition d'une heure à cinq HAP; les FBC, corrélés aux  $K_{oc}$  pour chaque HAP, étaient compris entre 131 pour le naphthalène et 10 109 pour le benz[*a*]anthracène (Southworth *et al.*, 1978). On a également observé chez plusieurs invertébrés la bioconcentration de HAP provenant des sédiments, surtout dans les cas où les charges de HAP dans les sédiments étaient élevées (Eadie *et al.*, 1983; Pruell *et al.*, 1986). Par exemple, le FBC de l'anthracène passait de 1 800 à 9 096 chez l'amphipode marin *Hyaella azteca* quand on ajoutait des sédiments à de l'eau contenant 8 µg/L d'anthracène (Landrum et Scavia, 1983). Il peut également y avoir biotransfert par voie alimentaire; 44 % de la teneur en BaP de la diatomée *Thalassiosira pseudomona* ont été transférés aux larves des clams *Mercenaria mercenaria* en 24 h (Dobrowsky et Epifanio, 1980). La vitesse d'élimination des HAP chez les invertébrés aquatiques est beaucoup plus faible que le

taux d'adsorption (CNRC, 1983), ce qui explique la longue demi-vie des HAP chez les invertébrés. Par exemple, chez la moule *Mytilus edulis*, les demi-vies de dépuración pour le BaP, le benz[*a*]anthracène et le fluoranthène étaient de 15, 18 et 30 jours, respectivement (Pruell *et al.*, 1986).

D'après des essais effectués en laboratoire avec des HAP radio-étiquetés, les FBC du poisson sont compris entre 23 pour le <sup>14</sup>C-naphtalène et 675 pour le <sup>14</sup>C-anthracène (Spacie *et al.*, 1983; Linder et Bergman, 1984; Solbakken *et al.*, 1984); ces valeurs peuvent être surestimées, étant donné que les numérations de substances radioactives détectent aussi bien les métabolites que les composés initiaux. En plus de la bioconcentration directe à partir de l'eau, il peut également y avoir absorption à partir des aliments, comme on l'a observé sur le terrain chez la sole anglaise (*Parophrys vetulus*) (Malins *et al.*, 1984). Toutefois, la bioamplification des HAP dans les chaînes alimentaires aquatiques n'est pas prévue, étant donné que l'élimination des HAP et de leurs métabolites est relativement rapide chez les poissons (EAG, 1990). Après une exposition de 5 h à des HAP, les demi-vies de dépuración chez le crapet à oreilles bleues (*Lepomis macrochirus*) étaient de 17 h dans le cas du <sup>14</sup>C-anthracène et de 67 h dans le cas de <sup>14</sup>C-BaP (Spacie *et al.*, 1983). Chez les alevins de la morue (*Gadus morhua*), les demi-vies étaient inférieures à 24 h pour le <sup>14</sup>C-naphtalène et le <sup>14</sup>C-BaP (Solbakken *et al.*, 1984).

Les plantes absorbent plus de HAP de l'atmosphère que du sol; par conséquent, les plantes à larges feuilles contiennent généralement plus de HAP que celles à feuilles étroites (Edwards, 1983). La surface extérieure des plantes, comme l'écorce des fruits, contient plus de HAP que les structures internes. Après l'absorption, il y a peu de transfert ou de déplacement des HAP à l'intérieur de la plante (Edwards, 1986).

### 2.3.2 Concentrations

Les HAP sont largement distribués dans l'environnement et on a décelé leur présence dans de nombreux milieux auxquels les humains et les organismes vivants sont exposés, y compris l'air, l'eau, les aliments, le sol, les sédiments et la fumée de tabac. La plupart des données disponibles portent sur des concentrations mesurées près de sources connues de HAP, plutôt que dans des lieux non contaminés.

**Air.** On a mesuré des concentrations de HAP dans l'air ambiant en Colombie-Britannique, au Yukon, au Manitoba, en Ontario, au Québec et en Nouvelle-Écosse. Les concentrations des 13 HAP étudiés dans le cadre du présent rapport sont présentées au tableau 3. Il n'est pas toujours possible de séparer les isomères [*b*] et [*k*], ou d'isoler l'isomère [*j*] du benzofluoranthène avec les méthodes analytiques les plus communes. Tardif et Chiu (1992) ont analysé avec succès ces composés dans un nombre limité d'échantillons; les trois isomères étaient présents dans des proportions cohérentes aux sept lieux échantillonnés. Les concentrations des isomères [*b*], [*j*] et [*k*] du benzofluoranthène présentées dans le tableau 3 ont été calculées d'après ces proportions.

**Tableau 3 Concentrations des HAP dans l'air ambiant (ng/m<sup>3</sup>) au Canada**

Secteur	Aluminerie*						Chauffage au bois				Rural	
	Kitimat <sup>4</sup>		Jonquière <sup>5</sup>		Shawinigan <sup>6</sup>		Whitehorse <sup>5</sup>		Sept-Îles <sup>6</sup>		Walpole <sup>7</sup>	
Endroit	Kitimat <sup>4</sup>		Jonquière <sup>5</sup>		Shawinigan <sup>6</sup>		Whitehorse <sup>5</sup>		Sept-Îles <sup>6</sup>		Walpole <sup>7</sup>	
Nombre d'échantillons	24		42		31		5		24		62	
Période d'échantillons	1990		De 1989 à 1991		De 1989 à 1991		1982-1983		1990-1991		1988-1989	
Valeur statistique	Moy.	Méd.	Moy.	Méd.	Moy.	Méd.	Moy.	Méd.	Moy.	Méd.	Moy.	Méd.
Naphtalène	3,10	2,00	26,00**	3,26**	12,45	4,33	n.a.	n.a.	43,74	1,29	n.a.	n.a.
Acénaphène	15,10	5,40	121,72	11,99	55,00	9,85	n.a.	n.a.	4,52	0,90	0,32	0,23
Fluorène	15,63	9,85	41,45	8,34	46,24	10,97	26,47	22,15	15,48	6,15	0,66	0,39
Phénanthrène	57,81	45,50	371,26	197,78	389,65	93,98	271,43	170,77	50,35	22,11	4,18	2,93
Anthracène	4,07	2,35	42,92	9,47	29,90	8,47	22,81	14,81	8,65	4,02	< 0,05	< 0,05
Pyrène	14,36	10,00	195,89	90,42	206,78	62,07	49,41	43,78	12,28	5,19	0,73	0,51
Fluoranthène	22,14	16,00	272,27	132,13	261,00	87,41	50,89	45,68	15,54	6,69	1,32	0,95
Benz[a]anthracène	2,52	1,65	57,71	8,69	35,14	4,89	9,81	6,97	3,09	1,14	0,07	0,04
Benzo[a]pyrène	2,06	1,15	36,37	7,15	28,47	4,21	7,66	5,39	1,93	0,68	0,08	< 0,05
Benzo[b,j,k]fluoranthène <sup>1</sup>	7,90	6,05	166,60	62,81	149,06	29,24	12,75	9,55	5,65	2,38	0,31	0,16
Benzo[b]fluoranthène	4,42	3,39	93,3	35,23	83,47	16,37	7,14	5,35	3,16	1,33	0,17	0,09
Benzo[j]fluoranthène <sup>2</sup>	1,96	1,51	41,65	15,73	37,26	7,31	3,19	2,39	1,41	0,60	0,08	0,04
Benzo[k]fluoranthène <sup>2</sup>	1,50	1,15	31,65	11,95	28,32	5,56	2,42	1,81	1,07	0,45	0,06	0,03
Indéno[1,2,3-cd]pyrène	1,88	0,92	30,57	8,38	24,81	5,66	5,86	3,60	1,62	0,49	0,10	< 0,05
HAP totaux <sup>3</sup>	155,50	110,03	1 687,04	692,88	1 519,13	434,79	506,50	498,11	202,09	60,52	09,97	7,19

Tableau 3 Concentrations des HAP dans l'air ambiant (ng/m<sup>3</sup>) au Canada (suite)

Secteur	Urbain : transport routier et combustion													
	Vancouver <sup>8</sup>		Winnipeg <sup>9</sup>		Windsor <sup>7</sup>		Toronto <sup>10</sup>		Montréal <sup>10</sup>		Sydney <sup>11</sup>			
Endroit	11		10		55		42		23		39			
Nombre d'échantillons	1985		1989		1988-1989		De 1984 à 1986		1989-1990		1981-1982			
Période d'échantillons	Valeur statistique		Moy.		Méd.		Moy.		Méd.		Moy.		Méd.	
Naphtalène	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	
Acénaphène	n.a.	n.a.	0,06	0,00	5,21	2,40	2,24	1,66	1,93	1,30	n.a.	n.a.		
Fluorène	n.a.	n.a.	0,94	0,96	4,65	2,80	5,51	4,50	3,12	2,30	n.a.	n.a.		
Phénanthrène	n.a.	n.a.	5,26	4,62	34,79	22,67	15,64	14,47	19,59	18,98	2,20	0,34		
Anthracène	n.a.	n.a.	0,45	0,28	3,77	0,63	1,60	0,94	1,89	1,28	n.a.	n.a.		
Pyrène	4,92	5,30	1,44	1,13	6,91	4,56	3,87	3,36	6,65	4,10	3,82	0,49		
Fluoranthène	6,76	8,50	1,55	1,13	11,08	7,03	4,81	4,82	9,60	5,45	3,52	0,36		
Benz[a]anthracène	0,81	0,70	0,19	0,12	0,74	0,23	0,40	0,17	1,16	0,28	4,40	0,32		
Benzo[a]pyrène	0,35	0,30	0,09	< 0,05	0,82	0,37	0,30	0,16	0,56	0,29	1,74	0,29		
Benzo[b,j,k]fluoranthène <sup>1</sup>	1,32	1,20	0,37	0,16	2,71	1,22	1,26	0,83	5,48	2,11	3,64	0,74		
Benzo[b]fluoranthène	0,74	0,67	0,21	0,09	1,52	0,68	0,71	0,46	2,51	1,18	2,04	0,41		
Benzo[j]fluoranthène <sup>2</sup>	0,33	0,30	0,09	0,04	0,68	0,31	0,31	0,21	1,12	0,53	0,91	0,19		
Benzo[k]fluoranthène <sup>2</sup>	0,25	0,23	0,07	0,03	0,51	0,23	0,24	0,16	1,85	0,40	0,69	0,14		
Indéno[1,2,3-cd]pyrène	1,89	1,14	0,19	0,12	0,87	0,53	0,46	0,29	0,96	0,51	1,95	0,31		
HAP totaux <sup>3</sup>	20,41	19,10	73,58	10,47	89,28	62,16	47,58	44,09	69,01	57,50	31,16	3,95		

1 Total des isomères [b], [j] et [k] du benzofluoranthène

3 Total de tous les HAP analysés à chaque endroit

5 Ringuette *et al.*, 1993

7 Dann, 1992, 1991

9 Bezak, 1990

11 Atwell *et al.*, 1984

2 Valeurs pour les isomères [b], [j] et [k] du benzofluoranthène à partir des proportions établies par Tardif et Chieu, 1992

4 Johnson, 1991

6 LEI, 1992a, b

8 Faulkner, 1985

10 Dann, 1989

n.a. non analysés

\* Kitimat : procédé Söderberg à goujons verticaux

Shawinigan et Jonquière : procédé Söderberg à goujons horizontaux

\*\*n = 17



Des données sur les concentrations atmosphériques de HAP sont disponibles pour un emplacement rural situé à l'île Walpole, en Ontario. La concentration médiane des HAP totaux était de  $7,2 \text{ ng/m}^3$  (moyenne :  $10,0 \text{ ng/m}^3$ ), avec un maximum de  $40,4 \text{ ng/m}^3$  (Dann, 1990). Les plus fortes concentrations observées pour des HAP étaient celles du phénanthrène et du fluoranthène, alors qu'on a décelé la présence d'anthracène, de BaP et d'indéno[1,2,3-cd]pyrène dans un peu moins de la moitié des échantillons.

Les concentrations les plus élevées de HAP dans l'air ambiant au Canada ont été mesurées à des stations situées à environ 1 km d'alumineries utilisant le procédé Söderberg à goujons horizontaux à Jonquière et à Shawinigan, au Québec. Les concentrations médianes de HAP totaux (la somme de 26 composés) étaient de  $693 \text{ ng/m}^3$  (moyenne :  $1\ 687 \text{ ng/m}^3$ ) à Jonquière, et de  $435 \text{ ng/m}^3$  (moyenne de  $1\ 519 \text{ ng/m}^3$ ) à Shawinigan, avec des valeurs maximales de  $10\ 400$  et  $16\ 390 \text{ ng/m}^3$ , respectivement. À Jonquière, les plus fortes concentrations de HAP distincts observées étaient celles du phénanthrène et du fluoranthène. Les concentrations maximales de BaP étaient de  $305 \text{ ng/m}^3$  à Jonquière et de  $460 \text{ ng/m}^3$  à Shawinigan (Ringuette *et al.*, 1993).

On a également mesuré de fortes concentrations dans des régions urbaines où le chauffage au bois est commun. À Whitehorse, au Yukon, la concentration médiane des HAP totaux était de  $498 \text{ ng/m}^3$  en hiver (moyenne :  $507 \text{ ng/m}^3$ ), avec un maximum de  $1\ 000 \text{ ng/m}^3$ . Les plus fortes concentrations observées étaient celles du phénanthrène, du fluoranthène et du fluorène (Ringuette *et al.*, 1993). À Sept-Îles, au Québec, les concentrations de HAP en hiver étaient dix fois supérieures à celles mesurées en été (Germain et Bisson, 1992).

Les plus fortes concentrations de HAP ont été signalées dans le voisinage de sources liées au domaine du transport. Dans le centre-ville de Montréal, la concentration médiane des HAP était de  $57 \text{ ng/m}^3$  (moyenne :  $69 \text{ ng/m}^3$ ), et la concentration maximale mesurée était de  $289 \text{ ng/m}^3$  (Dann, 1991).

**Fumée de tabac.** On a mesuré les concentrations de HAP tant dans la fumée primaire que dans la fumée secondaire de cigarettes, de cigares et de pipes. La concentration de HAP dans la fumée primaire, exprimée en  $\mu\text{g}/100$  cigarettes, était comprise entre 0,4 et 2,2 pour le BbF; 0,6 et 2,1 pour le BjF; 0,6 et 1,2 pour le BkF, 0,5 et 7,8 pour le BaP et 0,4 et 2,0 pour l'IND (CIRC, 1983).

**Eaux de surface.** Les concentrations de HAP dans l'eau douce à des endroits sélectionnés au Canada sont présentées au tableau 4. Les concentrations peuvent inclure celles des HAP dissous et extractibles adsorbés sur des particules en suspension dans la colonne d'eau. Les concentrations de HAP dans les provinces de l'Atlantique étaient faibles, avec une concentration médiane de BaP inférieure à la limite de détection (de 0,8 à  $1 \text{ ng/L}$ ) et une concentration maximale de  $9 \text{ ng/L}$  (Wong et Bailey, 1990). La concentration la plus forte de HAP dans le fleuve Saint-Laurent

Tableau 4 Concentrations des HAP en eau douce ( $\mu\text{g/L}$ ) au Canada

Endroit	Fossé longeant des voies ferrées (sans poteau) <sup>1</sup>	Fossé longeant des voies ferrées (avec poteaux) <sup>1</sup>	Fossé longeant des emprises de services publics <sup>1</sup>	Fossés agricoles <sup>1</sup>	Rivière Niagara <sup>2</sup>	Québec <sup>3</sup>	Nouvelle-Écosse <sup>3</sup>	Nouveau-Brunswick <sup>3</sup>	Terre-Neuve <sup>3</sup>
Nombre d'échantillons	3	2	4	2	51				
Période d'échantillonnage	1990-1991	1990-1991	1990-1991	1991	1988-1989	de 1987 à 1993	de 1987 à 1993	de 1987 à 1993	de 1987 à 1993
Valeur statistique	Moy.	Méd.	Moy.	Méd.	Méd.	Méd.	Méd.	Méd.	Méd.
Naphalène	0,19	8,5	0,17	0,35	0,0036	*	*	*	*
Acénaphène	0,57	206	0,63	1,04	*	0,01 (n = 44)	*	*	*
Fluorène	0,22	116	1,72	0,3	0,0007	0,015 (n = 44)	0,007 (n = 45)	*	*
Phénanthrène	0,44	1 027	7,67	0,4	0,0021	0,017 6 (n = 53)	*	*	*
Anthracène	0,13	81	1,65	0,16	0,0002	*	*	*	*
Pyrène	0,19	1 233	3,41	0,19	0,0003	0,015 (= 57)	0,005 (n = 52)	*	*
Fluoranthène	0,26	2 035	3,08	0,3	0,0008	*	*	*	*
Benz[ <i>a</i> ]anthracène	0,12	195	0,69	0,1	0,0003	*	*	*	*
Benzo[ <i>b+k</i> ]fluoranthène <sup>4</sup>	0,10	144	1,1	0,19	*	*	*	*	*
Indéno[ <i>1,2,3-cd</i> ]pyrène	0,15	17,6	0,4	0,15	*	*	*	*	*
HAP totaux <sup>5</sup>	3,97	5 356,3	23,2	5,56	0,0036	*	*	*	*

<sup>1</sup> Wan, 1993<sup>2</sup> Kuntz, 1990<sup>3</sup> ENVIRODAT, 1993<sup>4</sup> Total des isomères [*b*] et [*k*] du benzofluoranthène signalé par les auteurs; données non disponibles pour l'isomère [*j*]<sup>5</sup> Total de tous les HAP analysés à chaque endroit

\* Valeur inférieure à la limite de détection ou non signalée

était celle du phénanthrène, avec une concentration médiane de 17,6 ng/L et une valeur maximale de 119 ng/L (ENVIRODAT, 1993). Les concentrations de HAP dans la rivière Niagara étaient comprises entre 2,1 et 63,9 ng/L, avec une médiane de 13,4 ng/L (Kuntz, 1990), alors qu'elles étaient comprises entre des valeurs inférieures à la limite de détection (0,4 ng/L) et 6 ng/L dans la rivière Détroit près de Windsor, en Ontario (Kaiser *et al.*, 1985). Dans le fleuve Mackenzie, Territoires du Nord-Ouest, on a mesuré dans des échantillons d'eau prélevés sous la couverture de glace, en mars 1988, des concentrations de HAP totaux plus faibles (de 10,7 à 546 ng/L) que celles observées en juin 1986 (de 54 à 1 824 ng/L) aux mêmes emplacements, ce qui indique que l'écoulement qui suit la débâcle entraînait les HAP dans le fleuve (Nagy *et al.*, 1987, 1989). Les concentrations les plus élevées de HAP dans l'eau au Canada ont été signalées dans des échantillons d'eau provenant de fossés voisins de services publics et de voies ferrées près de Vancouver, en Colombie-Britannique (Wan, 1991, 1993). Les concentrations moyennes les plus élevées, mesurées près de poteaux de services publics traités à la créosote, atteignaient 488 µg/L pour le naphthalène, 1 642 µg/L pour le phénanthrène (Wan, 1991), 2 035 µg/L pour le fluoranthène et 5 356 µg/L pour les HAP totaux (Wan, 1993).

Dans les provinces de l'Atlantique, les concentrations de BaP dans les eaux marines étaient comprises entre moins que la limite de détection (de 0,8 à 1 ng/L) et 16 ng/L, alors que les concentrations de fluoranthène atteignaient jusqu'à 113 ng/L. La fréquence de détection était faible pour le BaP (2 %), mais plus élevée pour le fluorène (25 %) (Wong et Bailey, 1990). La concentration la plus élevée de HAP totaux mesurée dans les ports de la Nouvelle-Écosse était de 880 ng/L (O'Neill et Kieley, 1992).

**Eaux souterraines.** Peu d'études disponibles portent sur la présence de HAP dans les eaux souterraines du Canada. Près d'une ancienne raffinerie à Pincher Creek, en Alberta, les concentrations de pyrène étaient comprises entre moins que la limite de détection et 300 µg/L avec une concentration médiane de 30 µg/L (ETL, 1984). Les concentrations de fluorène à cet endroit étaient comprises entre moins que la limite de détection et 230 µg/L, avec une médiane de 40 µg/L (ETL, 1984). À Newcastle, au Nouveau-Brunswick, on a décelé la présence de naphthalène à des concentrations atteignant jusqu'à 2,8 µg/L, et des concentrations de BaP atteignant jusqu'à 0,32 µg/L dans les eaux souterraines près d'une usine de préservation du bois (WMS, 1989).

**Eau potable.** Peu de données disponibles portent sur les teneurs en HAP de l'eau potable, et plus particulièrement dans le cas des composés qui sont examinés principalement en rapport avec la santé humaine dans la présente évaluation. On n'a pas décelé la présence de BaP au cours d'un relevé portant sur sept usines d'épuration de l'eau de la région de Niagara Falls (limite de détection : 1,0 µg/L) (MEO, 1984). Les seuls HAP détectés au cours de 2 006 analyses d'eau potable traitée, effectuées dans le cadre du Programme de surveillance de l'eau potable de l'Ontario en 1987, étaient le BkF (deux fois à 1 ng/L), le fluoranthène (de 20 et 30 ng/L) et le pyrène (deux fois à 40 ng/L). L'identité de l'ensemble des composés examinés n'était pas précisée (MEO, 1989). Au Québec, les concentrations moyennes des HAP dans l'eau

traitée, mesurées récemment, étaient comprises entre moins de 5 et 623 ng/L pour le fluoranthène, entre moins de 5 et 40 ng/L pour le BkF, entre moins de 5 et 40 ng/L pour le BbF et entre moins de 5 ng/L pour le BaP, l'IND et le benzo[ghi]pérylène (Ayotte et Larue, 1990).

Lors d'un relevé effectué dans la région de l'Atlantique de 1985 à 1988 (Environnement Canada, 1989a, b, c, d), les concentrations de fluoranthène, de BaP, de BbF, de BkF d'IND et de benzo[ghi]pérylène (BghiP) ont été déterminées (limites de détection : 0,001, 0,001, 0,001, 0,001, 0,005 et 0,005 µg/L, respectivement). À Terre-Neuve, seul le fluoranthène a été détecté à tous les emplacements. Les concentrations étaient voisines de la limite de détection, sauf pour ce qui est de l'approvisionnement en eau de Baie Verte, pour lequel on a signalé une valeur maximale de 0,054 µg/L. À cet endroit, on a également décelé la présence de BbF (de 0,001 à 0,005 µg/L), de BkF (de 0,001 à 0,003 µg/L) et de BaP (de 0,001 à 0,003 µg/L). À l'Île-du-Prince-Édouard, on a décelé la présence de fluoranthène à de faibles concentrations (de 0,001 à 0,012 µg/L) dans chaque approvisionnement. Dans un échantillon prélevé en 1986 dans un puits de St. Eleanors, à l'Île-du-Prince-Édouard, on a également mesuré des concentrations de BbF (de 0,001 à 0,003 µg/L), de BaP (de 0,001 à 0,003 µg/L) et de BghiP (de 0,005 à 0,021 µg/L). En Nouvelle-Écosse, on n'a détecté que du fluoranthène dans les sources d'eau brute, à des concentrations comprises entre la limite de détection et 0,008 µg/L. Au Nouveau-Brunswick, plusieurs échantillons contenant entre 0,001 et 0,005 µg/L de fluoranthène ont été signalés. Des concentrations de BbF, de BkF et de BaP atteignaient jusqu'à 0,002, 0,001 et 0,003 µg/L, respectivement, dans des échantillons recueillis dans un puits à Fredericton.

**Sédiments.** On a obtenu des données sur les concentrations de sédiments provenant de toutes les provinces, à l'exception du Manitoba et de la Saskatchewan. On présente au tableau 5 un résumé représentatif des concentrations mesurées. Les concentrations les plus élevées ont été signalées pour des sédiments prélevés dans des ports industrialisés situés près de sources connues de HAP. Les concentrations présentées dans la présente subdivision sont exprimées en poids sec, en l'absence d'indications contraires.

Le port de Sydney, en Nouvelle-Écosse, est un important site de contamination par les HAP au Canada. Les concentrations les plus élevées de HAP ont été mesurées dans le bras sud, près de l'embouchure du ruisseau Muggah, à l'emplacement d'un complexe sidérurgique. Les concentrations les plus faibles ont été mesurées dans le bras nord (Sirota *et al.*, 1983). À l'embouchure du ruisseau Muggah, les concentrations de phénanthrène, de pyrène et de BaP étaient de 655, 413 et 109 µg/g, respectivement, avec une concentration de HAP totaux (12 composés) de 2 830 µg/g en 1981. Une diminution de la production de l'aciérie, suivie par la fermeture de la cokerie en 1988, a entraîné une diminution des concentrations de HAP dans les sédiments. En 1986, près des mêmes endroits, on a signalé une concentration

**Tableau 5 Concentrations des HAP dans les sédiments ( $\mu\text{g/g}$ , en poids sec) au Canada**

Endroit	Port de Vancouver (C.-B.) <sup>1</sup>	Bras Kitimat (C.-B.) <sup>2</sup>	Port de Hamilton (Ont.) <sup>3</sup>	Ruisseau Kettle (Ont.) <sup>4</sup>	Port de Montréal (QC) <sup>5</sup>	Ruisseau Muggah, port de Sydney <sup>6</sup>	Port de Sydney (N.-É.) <sup>7</sup>	Lacs Luxton et Mountain (N.-É.) <sup>8</sup>	Lac ELA375 (Ont.) <sup>9</sup>
Nombre d'échantillons	23	6	25	17	42	1	38	8	9
Période d'échantillonnage	1987	1990	1988-1989	1987	1989	1980	1986	années 1980	1990
Valeur statistique	Médiane	Médiane	Médiane	Médiane	Médiane	Un seul résultat	Médiane	Médiane	Médiane
Naphtalène	0,40	0,14	19,8	*	0,2	*	0,05	0,24	0,014
Acénaphène	0,05	0,06	3,8	*	0,2	*	< 0,05	< 0,01	0,001
Fluorène	0,10	0,11	7,0	*	0,4	*	< 0,02	0,04	0,007
Phénanthrène	0,51	0,34	25,8	*	2,8	655	0,54	0,07	0,059
Anthracène	0,12	0,26	10,9	*	0,6	*	< 0,05	< 0,01	0,004
Pyrène	0,74	2,20	22,8	*	2,8	413	0,61	< 0,01	0,045
Fluoranthène	0,64	2,90	34,2	*	2,8	607	0,715	< 0,01	0,063
Benz[ <i>a</i> ]anthracène	0,24	2,45	8,8	*	1,1	414	0,37	< 0,01	0,017
Benzo[ <i>a</i> ]pyrène	0,34	4,35	8,9	1,0	1,2	109	0,515	< 0,01	0,025
Benzo[ <i>b+k</i> ]fluoranthène <sup>10</sup>	0,41	6,4	15,3	*	2,3	184,6	0,57	< 0,01	0,098
Indéno[ <i>1,2,3-cd</i> ]pyrène	0,16	3,3	15,7	*	1,0	71,5	0,29	< 0,01	0,087
HAP totaux <sup>11</sup>	5,36	31,24	282,5	28	14,2	2 830	5,20	0,51	0,56

<sup>1</sup> Boyd *et al.*, 1989

<sup>3</sup> Murphy *et al.*, 1993

<sup>5</sup> Environnement Illimitée Inc., 1990

<sup>7</sup> Kieley *et al.*, 1988

<sup>9</sup> Lockhart, 1990

<sup>11</sup> Total de tous les HAP analysés à chaque endroit

<sup>2</sup> Goyette, 1991

<sup>4</sup> AEL, 1988

<sup>6</sup> Sirota *et al.*, 1983

<sup>8</sup> Keizer, 1990

<sup>10</sup> Total des isomères [*b*] et [*k*] du benzofluoranthène; données non disponibles pour l'isomère [*j*]

\* Valeur inférieure à la limite de détection ou non signalée

maximale de HAP totaux (18 composés) de 310 µg/g près de l'exutoire du complexe sidérurgique; les 13 HAP à l'étude comptaient ici pour 251 µg/g (Kieley *et al.*, 1988). La concentration des HAP totaux était de 0,0029 µg/g à la station la moins contaminée du port de Sydney, située à 6,5 km du ruisseau Muggah. La concentration médiane des HAP totaux pour toutes les stations était de 5,2 µg/g. Les autres valeurs médianes et maximales signalées étaient de 0,72 et 60,0 µg/g pour le fluoranthène, de 0,61 et 33,0 µg/g pour le pyrène ainsi que de 0,515 et 28 µg/g pour le BaP.

Comparées à ces dernières, les concentrations médianes dans les sédiments prélevés à des sites éloignés de sources de pollution dans les lacs Luxton et Mountain au parc national Kejimikujik, en Nouvelle-Écosse, étaient de 0,51 µg/g (HAP totaux) et inférieures à 0,01 µg/g (BaP); les concentrations maximales étaient de 0,86 et 0,05 µg/g, respectivement. Pour le phénanthrène, la valeur médiane était de 0,07 µg/g et la valeur maximale, de 0,10 µg/g. On n'a pas détecté de pyrène dans plus de la moitié des échantillons, alors que la valeur maximale était de 0,05 µg/g (Keizer, 1990). Lockhart (1990) a observé des résultats similaires dans deux lacs à l'étude du nord de l'Ontario (valeurs médiane et maximale respectives des concentrations de HAP et de BaP totaux : 0,56 et 0,85 µg/g; 0,03 et 0,04 µg/g).

Dans les sédiments du port de Montréal, au Québec, les concentrations médiane et maximale étaient de 5,7 et 66,0 µg/g pour le phénanthrène, ainsi que de 2,8 et 39,0 µg/g pour le pyrène. La concentration médiane de BaP était de 1,2 µg/g, avec une valeur maximale de 29,0 µg/g. La concentration médiane des HAP totaux était de 14,2 µg/g et la valeur maximale, de 278 µg/g (Environnement Illimitée Inc., 1990).

Dans le port de Hamilton, en Ontario, où sont situées les deux plus importantes aciéries du Canada, la valeur médiane rapportée pour les HAP totaux était de 285 µg/g, avec une plage de 1,6 à 1 470 µg/g. Les concentrations médianes de pyrène et de fluoranthène étaient de 17,3 et 20,1 µg/g, respectivement, et les valeurs maximales de pyrène et de fluoranthène, de 280 et 189 µg/g, respectivement. Les concentrations médiane et maximale de BaP étaient de 9,5 et 69,2 µg/g (Murphy *et al.*, 1993).

La concentration médiane des HAP totaux dans les sédiments du ruisseau Kettle, en aval d'un ancien complexe pétrolier et de gazéification de Port Stanley, en Ontario, était de 28 µg/g et la valeur maximale, de 499 µg/g. Dans le cas du BaP, les concentrations médiane et maximale étaient de 1,0 et 40,2 µg/g, respectivement (Canviro, 1988).

Dans le port de Vancouver, en Colombie-Britannique, la concentration médiane pour les HAP totaux était de 5,4 µg/g et la valeur maximale, de 36,8 µg/g (Boyd *et al.*, 1989). Les concentrations médiane et maximale étaient de 0,74 et 5,55 µg/g pour le pyrène, de 0,64 et 5,63 µg/g pour le fluoranthène ainsi que de 2,42 et 0,134 µg/g pour le BaP. À Kitimat, en Colombie-Britannique, la valeur médiane pour les HAP totaux était de 31,2 µg/g, pour des valeurs comprises entre 0,14 et 258 µg/g (Goyette, 1991).

Les concentrations médiane et maximale étaient de 2,9 et 27,0 µg/g pour le fluoranthène, de 2,2 et 23,1 µg/g pour le pyrène ainsi que de 4,35 et 39 µg/g pour le BaP.

**Sols.** Les concentrations les plus élevées de HAP dans les sols ont été mesurées près d'anciennes cokeries (CCME, 1989). Le Resources Development Research Centre (RDRC) a identifié 144 sites possibles d'anciennes cokeries au Canada, dont 80 sont des sites confirmés (RDRC, 1987). Bien que la plupart d'entre eux (70) soient situés en Ontario, le RDRC a trouvé des sites dans toutes les provinces sauf à l'Île-du-Prince-Édouard. Le site d'une ancienne cokerie à Lasalle, au Québec, a fait l'objet d'une étude après sa fermeture en 1976. Les concentrations de BaP, le seul composé ayant été étudié en 1985, étaient comprises entre la limite de détection (non précisée) et 1 300 µg/g, en poids sec (p.s.). Ce site a maintenant été remis en état et des études de surveillance portant sur plus de 800 échantillons de sols ont montré que la concentration de BaP est inférieure à 10 µg/g (p.s.) (ARGUS Groupe Conseil Inc., 1991). À l'ancienne cokerie de Sorel, au Québec, la concentration maximale des HAP totaux (16 composés) signalés était de 11 473 µg/g avant la remise en état du site, avec une concentration médiane de 18 µg/g (Tecsult, 1989).

Kieley *et al.* (1986) ont signalé des concentrations médiane et maximale de 965 et 16 000 µg/g (p.s.) pour les HAP totaux (12 composés de HAP) dans un échantillon de sol prélevé sur le site d'une usine de préservation du bois à Newcastle, au Nouveau-Brunswick. À Ottawa, en Ontario, des mesures de décontamination ont été prises sur un site qui contaminait la rivière Rideau. La concentration signalée de BaP dans le sol était de 2,4 µg/g avant sa remise en état (RDRC, 1987). Le site d'une ancienne raffinerie à Pincher Creek, en Alberta, a également fait l'objet d'une étude après le démantèlement de la raffinerie. Avant la remise en état du site, de fortes concentrations de HAP (surtout des HAP alkylés) ont été observées dans le sol. Les concentrations maximales de fluoranthène et de pyrène étaient toutes deux de 260 µg/g, et leurs concentrations médianes étaient de 0,75 et 0,50 µg/g, respectivement. Toutefois, on n'a pas décelé la présence de BaP. Dans le voisinage de l'usine, les concentrations totales signalées de HAP dans le sol étaient de 9 810 µg/g (ETL, 1984).

**Organismes vivants.** Les concentrations de HAP dans les organismes vivants du Canada sont présentées au tableau 6.

Dans les organismes marins de la côte de l'Atlantique, 12 HAP ont été détectés dans des homards d'Amérique (*Homarus americanus*) capturés dans le port de Sydney, en Nouvelle-Écosse, en 1981. Une concentration moyenne de BaP de 0,031 µg/g (p.s.) a été rapportée pour les queues de homard et de 0,84 µg/g, en poids humide (p.h.), pour l'hépatopancréas. Les concentrations totales de HAP étaient de 2,29 µg/g (p.s.) et de 72,7 µg/g (p.h.), respectivement (Sirota *et al.*, 1983). D'autres études ont mis en évidence de fortes concentrations de HAP dans d'autres organismes de la région (Matheson *et al.*, 1983; Uthe et Musial, 1986; Kieley *et al.*, 1988). Par exemple, des

Tableau 6 Concentrations des HAP dans les organismes vivants ( $\mu\text{g/g}$ ) au Canada

Endroit	Port de Vancouver (C.-B.) <sup>1</sup>		Fluve Fraser (C.-B.) <sup>2</sup>	Fluve Saint Laurent <sup>3,4</sup>		Port de Sydney (bras sude) (N.-É.) <sup>5</sup>		Port de Sydney (N.-É.) <sup>6</sup>
	Crabe dormeur ( <i>Cancer magister</i> ) foie (p.s.)*	Sole anglaise ( <i>Parophrys vetulus</i> ) foie (p.s.)	Chabot piquant ( <i>Cottus asper</i> ) foie (p.h.)*	Moules ( <i>Mytilus edulis</i> ) (p.h.)	Grand brochet ( <i>Esox lucius</i> ) (p.h.)	Homard d'Amérique ( <i>Homarus americanus</i> ) muscle caudal (p.s.)	Homard d'Amérique ( <i>Homarus americanus</i> ) hépatopancreas (p.h.)	Moules et modioles ( <i>Mytilus edulis</i> , <i>Modiolus modiolus</i> ) (p.h.)
Nombre d'échantillons	3	4	4	25	7	10	10	9
Période d'échantillonnage	1986	1986	1981	1989	1989	1980	1980	1986
Valeur statistique	Médiane	Médiane	Médiane	Médiane	Médiane	Moyenne	Moyenne	Médiane
Naphtalène	**	**	0,040	0,026	0,210	**	**	0,061
Acénaphthène	**	**	< 0,160	0,002	**	**	**	< 0,007
Fluorène	< 0,06	< 0,06	< 0,10	0,009	0,030	**	**	< 0,006
Phénanthrène	0,037	0,016	0,020	0,024	0,040	0,43	3,18	0,064
Anthracène	< 0,001	< 0,001	**	0,002	0,001	**	**	< 0,05
Pyrène	< 0,010	< 0,010	< 0,040	0,009	0,004	0,20	4,82	0,042
Fluoranthène	0,013	0,013	**	0,026	0,020	0,49	11,55	0,025
Benz[ <i>a</i> ]anthracène	< 0,001	< 0,001	**	0,007	**	0,478	18,4	0,035
Benzo[ <i>a</i> ]pyrène	< 0,005	< 0,005	**	0,002	**	0,03	0,84	0,004
Benzo[ <i>b+k</i> ]fluoranthène <sup>7</sup>	0,008	< 0,005	**	**	**	0,84	2,49	0,015
Indéno[ <i>1,2,3-cd</i> ]pyrène	< 0,060	< 0,060	**	**	**	0,04	0,82	0,027
HAP totaux <sup>8</sup>	**	**	0,078	0,153	0,405	2,29	72,7	0,680

<sup>1</sup> Goyette et Boyd, 1989<sup>3</sup> Langlois, 1989<sup>5</sup> Sirota *et al.*, 1983<sup>7</sup> Total des isomères [b] et [k] du benzofluoranthène; données non disponibles pour l'isomère [j]<sup>2</sup> Chapman *et al.*, 1981<sup>4</sup> Lapierre, 1989<sup>6</sup> Kieley *et al.*, 1988<sup>8</sup> Total de tous les HAP analysés à chaque endroit

\* p.s. : poids sec; p.h. : poids humide

\*\* Valeur inférieure à la limite de détection (variable selon le composé ou l'étude) ou non signalée



moules (*Mytilus edulis* et *Modiolus modiolus*) prélevées dans le port de Sydney contenaient jusqu'à 4,2 µg/g (p.h.) de HAP (O'Neill et Kieley, 1992).

Sur la côte du Pacifique, des études ont été effectuées dans le port de Vancouver, en Colombie-Britannique. Les concentrations de HAP totaux dans des moules recueillies près de barrières et de quais créosotés étaient comprises entre 54 et 215 µg/g (p.h.) (Goyette et Boyd, 1989). En 1986, des concentrations appréciables de phénanthrène [0,830 µg/g (p.s.)] et de pyrène [0,36 µg (p.s.)] ont été mesurées dans le foie de crabes dormeurs (*Cancer magister*). On a également décelé la présence de ces composés dans le foie de soles anglaises (*Parophrys vetulus*), mais à de plus faibles concentrations [0,037 et 0,021 µg/g (p.s.) pour le phénanthrène et pour le pyrène, respectivement] (Goyette et Boyd, 1989).

Chez les organismes d'eau douce, on a décelé la présence de HAP dans de nombreuses espèces de poisson des lacs Saint-François, Saint-Louis et Saint-Pierre, ainsi que dans l'estuaire du Saint-Laurent, au Québec. Les concentrations médianes pour les HAP totaux dans le foie de grands brochets (*Esox lucius*) et de dorés jaunes (*Stizostedion vitreum*) étaient de 0,40 et 0,45 µg/g (p.h.), respectivement (Lapierre, 1989).

Dans le fleuve Fraser, en Colombie-Britannique, on a décelé la présence de naphthalène et de phénanthrène dans le chabot piquant (*Cottus asper*), un poisson d'eau douce abondant dans la région (Chapman *et al.*, 1981). En 1988, on a mesuré des concentrations de HAP dans le foie de cinq espèces de poisson (Swain et Walton, 1989). Le naphthalène était le composé le plus souvent détecté, et ses concentrations les plus élevées étaient observées dans le foie de la sauvagesse du nord (*Ptychocheilus oregonensis*).

Dans le cas des oiseaux, les seules données canadiennes repérées datent de la fin des années 1970 et portent sur des goélands argentés (*Larus argentatus*) de l'île Pigeon et de Kingston, en Ontario, dont les teneurs dans le foie de 30 HAP ont été mesurées. Pour les composés visés par le présent rapport, les concentrations moyennes (en µg/kg de lipides) étaient les suivantes : 0,05 pour le naphthalène, 0,038 pour l'acénaphthène, 0,152 pour l'anthracène, 0,082 pour le fluoranthène, 0,038 pour le benzo[*a*]pyrène, 0,044 pour le fluorène et 0,076 pour le pyrène (Hallet *et al.*, 1977). Ces teneurs étaient légèrement inférieures à celles qu'on a mesurées dans le poisson du lac Ontario pour la même période (Hallet *et al.*, 1984).

**Denrées alimentaires.** Les concentrations de HAP dans les aliments non cuits dépendent principalement de leur source. Par exemple, les légumes, les fruits et le poisson provenant de zones polluées contiennent généralement de plus fortes concentrations de HAP que ceux qui viennent de régions moins polluées.

Dans les aliments cuits, la méthode de cuisson est généralement le principal facteur influant sur la teneur en HAP, et cette teneur varie considérablement selon les

habitudes de cuisine (Santodonato *et al.*, 1981). Dans un rapport préparé sous contrat pour Agriculture Canada, les résultats d'une analyse de huit HAP dans 208 échantillons composés d'aliments canadiens (fournis par la Direction générale de la protection de la santé dans le cadre du programme d'alimentation totale) ont été rapportés (Das, 1987). Les échantillons destinés à l'analyse ont été préparés pour la consommation selon les méthodes culinaires de la moyenne de la population. Les viandes crues ont été cuites (méthodes non précisées) et les légumes frais ont été cuits (sans addition de sel); sinon, ils ont été adéquatement pelés, coupés ou nettoyés comme pour être servis; les aliments traités ont été préparés selon les instructions sur l'étiquette. Les concentrations de trois des cinq HAP étudiés principalement pour l'évaluation des effets possibles sur la santé humaine allaient de non détectée (limite de détection non précisée) pour tous les types d'aliments examinés à 1,78 µg/kg dans les légumes et les fruits, de non détectée à 0,30 µg/kg dans les viandes, la volaille ainsi que le poisson et, enfin, de non détectée à 1,13 µg/kg dans les viandes, la volaille et le poisson pour le BbF, le BkF et le BaP, respectivement. Toutefois, les pourcentages de récupération étaient particulièrement faibles pour le BaP et le BkF dans les produits laitiers et céréaliers (69,3 et 24,6 %, respectivement) ainsi que dans le groupe comportant les graisses de cuisson, l'huile à salade, la margarine et le beurre (34,1 et 43,8 %, respectivement).

## **2.4 Informations sur les effets**

### **2.4.1 Toxicocinétique**

Les HAP sont métabolisés en une grande variété de composés, surtout par des enzymes du système de l'oxydase à fonction mixte (OFM) du cytochrome P-450 et l'époxyde-hydrolase (CIRC, 1983; Wislocki et Lu, 1988). L'étape la plus importante du métabolisme primaire est l'époxydation. Après époxydation et formation subséquente du diol, une petite proportion de tous les HAP seront ensuite époxydés en époxydes-diols, sous l'action des monooxygénases microsomiques. Les époxydes-diols à anneaux benzéniques, dans lesquels le groupe époxyde fait partie de la région convexe<sup>1</sup> de la molécule d'hydrocarbure, sont vraisemblablement fortement réactifs et jouent un rôle d'intermédiaires biologiquement réactifs essentiel pour lier les HAP aux macromolécules et causer la toxicité (Santodonato *et al.*, 1981; Varanasi *et al.*, 1989). Ces composés peuvent être détoxifiés et excrétés à l'état de métabolites dans la bile, les fèces et l'urine, par conjugaison avec le glutathion ou l'acide glucuronique ou par une étape supplémentaire de dégradation métabolique produisant des tétrahydrotétrols (Gelboin, 1980). Les activités du cytochrome P-450 dans les poumons sont inférieures à celles observées dans le foie et les voies intestinales (c.-à-d. que la métabolisation en espèces actives est lente); toutefois, l'activité des systèmes enzymatiques de conjugaison et de l'époxyde-hydrase dans les poumons est très faible (c.-à-d. que la

---

<sup>1</sup> On trouve ces régions convexes dans les composés à anneaux benzéniques condensés non linéaires; par exemple, dans le cas du benzo[a]pyrène, la région sujette à l'encombrement stérique entre les positions 10 et 11 constitue la région convexe.

détoxification est lente). Ces différences peuvent expliquer des variations possibles de la puissance des HAP après inhalation et ingestion (Santodonato *et al.*, 1981).

Les intermédiaires époxydes-diols à région convexe sont présentement considérés comme étant les principaux agents cancérigènes pour la plupart des HAP, bien que pour d'autres chercheurs, d'autres intermédiaires réactifs peuvent également être importants (ATSDR, 1990a,b; CIRC, 1983; Santodonato *et al.*, 1981). Bien qu'ils soient basés principalement sur des modèles provenant d'études animales *in vitro* et *in vivo*, les résultats des études sur le métabolisme du benzo[*a*]pyrène dans des cultures primaires d'hépatocytes humains et une lignée de cellules d'hépatomes humains indiquent que ces mécanismes sont vraisemblablement pertinents pour les humains (ATSDR, 1990a).

#### 2.4.2 Animaux de laboratoire et essais *in vitro*

**Effets non néoplasiques.** Les recherches sur les effets biologiques des HAP ont surtout porté sur la cancérigénicité; une quantité limitée d'information indique que les effets non néoplasiques de ces composés sur des animaux de laboratoire sont surtout restreints à la prolifération de tissus, comme la moelle osseuse, les organes lymphoïdes, les gonades et l'épithélium intestinal (Santodonato *et al.*, 1981; ATSDR, 1990a,b). Parmi les effets observés, notons, par exemple, des cas marqués d'hémossidérose, de réduction de la taille de la rate avec un appauvrissement cellulaire, d'altération de l'activité enzymatique de la muqueuse intestinale causant une production accrue d'intermédiaires réactifs et de lésions tissulaires, d'anémie et de myélose aplasiques ainsi que de décroissance de la fertilité. La cytotoxicité est probablement une conséquence d'une interaction avec l'acide désoxyribonucléique (ADN) au cours de la phase S de la prolifération des cellules. Toutefois, les doses requises pour produire de telles réponses dans diverses espèces d'animaux de laboratoire sont, dans certains cas, d'un ordre de grandeur supérieur à celles qui provoquent des néoplasmes (ATSDR, 1990a,b).

**Cancérigénicité.** De nombreuses études effectuées sur des animaux de laboratoire ont révélé que divers HAP sont à l'origine de tumeurs, principalement par suite d'exposition dermique (*cf.* p. ex., ATSDR, 1990a,b; CIRC, 1983 et Santodonato *et al.*, 1981]. Toutefois, les données sur le déclenchement de tumeurs causées par l'exposition à des voies auxquelles le grand public est généralement exposé (c.-à-d. l'inhalation et l'ingestion) sont très limitées.

Les effets cancérigènes de l'exposition aux HAP par inhalation n'ont été étudiés que dans un nombre très limité d'études repérées, dont la totalité ne portent que sur le BaP (Heinrich *et al.*, 1986; Laskin *et al.*, 1970; Thyssen *et al.*, 1981); en outre, dans deux de ces études, les animaux ont été exposés simultanément à d'autres composés (Heinrich *et al.*, 1986; Laskin *et al.*, 1970). Dans une étude effectuée par Heinrich *et al.* (1986), chez des rats Wistar femelles exposés, pendant une durée moyenne de 16 heures par jour, 5 jours par semaine, pendant une période maximum

de 22 mois, aux gaz de charbon d'une chaudière au charbon, l'incidence de tumeurs pulmonaires s'est accrue. L'incidence de tumeurs des voies respiratoires s'est également accrue chez des rats qui avaient inhalé 10 parties par million (ppm) de BaP (103 mg/m<sup>2</sup>) ainsi qu'un irritant atmosphérique, le dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>) (Laskin *et al.*, 1970).

Dans une étude effectuée par Thyssen *et al.* (1981), des groupes de 24 hamsters dorés syriens mâles ont été exposés par inhalation (nez seulement) à des concentrations de 0, 2,2, 9,5 et 45,6 mg/m<sup>3</sup> de BaP pendant 4,5 heures par jour, 7 jours par semaine, pour les 10 premières semaines, et pendant 3 heures par jour pour le reste de la période d'exposition (jusqu'à 96 semaines). Bien qu'on ait observé une diminution du gain pondéral chez les animaux exposés au cours des dix premières semaines de l'étude, de la dixième à la soixantième semaine, les masses corporelles de tous les animaux exposés survivants étaient semblables à celles des témoins (sauf pour le groupe exposé aux plus fortes concentrations). Le taux de survie moyen a également diminué dans le groupe exposé à 46,5 mg/m<sup>3</sup>. Les cas de tumeurs non spécifiées des voies respiratoires (cavité nasale, larynx et trachée) étaient de 0/27 pour les témoins, de 0/27 pour le groupe exposé à une faible dose, de 9/26 (34,6 %) pour le groupe exposé à une dose moyenne et de 13/25 (50 %) pour le groupe exposé à une dose élevée. Des néoplasmes en rapport avec l'exposition (non spécifiés) étaient présents dans le pharynx (0, 0, 23 et 56 % respectivement pour le contrôle et les doses faibles, moyennes et élevées), l'oesophage (0, 0, 0 et 8 % respectivement pour le contrôle et les doses faibles, moyennes et élevées) et le préestomac (0, 0, 4 et 4 % respectivement pour le contrôle et les doses faibles, moyennes et élevées). On n'a pas observé de tumeurs pulmonaires.

On a documenté un rapport entre l'ingestion de benzo[*a*]pyrène et le développement de tumeurs bénignes et malignes dans plusieurs études limitées chez des animaux de laboratoire (ATSDR, 1990a). Dans l'étude la plus poussée, bien que limitée, faite auparavant avec des souris dont le régime alimentaire contenait du benzo[*a*]pyrène à des concentrations de 40 à 45 ppm – dont l'équivalence se situe entre 5,2 et 5,9 mg/[kg (masse corporelle) par jour [(m.c.)·j]] – pendant 110 jours, l'incidence de tumeurs stomacales a augmenté de 10 % ou moins, alors que chez des souris recevant un régime alimentaire contenant de 50 à 250 ppm de BaP {dont l'équivalence se situe entre 6,5 et 32,5 mg/[kg (m.c.)·j]} pour une période allant de 70 à 197 jours, elle dépassait les 70 %. Au cours d'une deuxième expérience au cours de laquelle des souris ont reçu un régime alimentaire contenant 250 ppm de BaP {équivaient à 32,5 mg/[kg (m.c.)·j]} pendant diverses périodes de temps, les incidences des tumeurs du préestomac (seul tissu examiné) étaient les suivantes 2 à 4 jours d'alimentation, 10 %; 5 à 7 jours d'alimentation, 30 à 40 % et 30 jours d'alimentation, 100 %. Toutefois, on n'a pas observé d'augmentations de l'incidence des tumeurs préestomacales après l'administration d'une plus faible concentration de benzo[*a*]pyrène dans le régime alimentaire {100 ppm ou l'équivalent de 13 mg/[kg (m.c.)·j]} allant jusqu'à 7 jours (Neal et Rigdon, 1967).

La cancérogénicité d'une plus grande gamme de HAP a été examinée chez des animaux de laboratoire après leur introduction directe dans les poumons (*cf.*, p. ex., ATSDR, 1990b, CIRC, 1983; Santodonato *et al.*, 1981). Lors de l'étude la plus poussée au cours de laquelle on a examiné les effets de la plus vaste gamme de HAP, diverses quantités d'anthanthrène (ANT), de BaP, de benzo[*e*]pyrène (BeP), de BbF, de B<sub>j</sub>F, de B<sub>k</sub>F, de benzo[*ghi*]pérylène (BghiP) ou d'IND, dissous dans de l'acétone exempte de résidus, ainsi qu'un mélange 1:1 de cire d'abeille et de trioctanoate de glycérol ont été implantés dans le poumon gauche de groupes de 38 rats Osborne-Mendel femelles de souche pure de trois mois, après leur avoir administré un anesthésique et effectué une thoracotomie (Deutsch-Wenzel *et al.*, 1983). La mortalité opératoire et postopératoire était inférieure à 5 %. Après la chirurgie, on a observé les rats jusqu'à leur mort naturelle, qui est survenue au cours d'une période atteignant jusqu'à 32 mois après l'implantation. Au site de l'implantation, on a observé une réponse inflammatoire granulomateuse. Chez certains animaux, on a observé des cas de carcinomes épidermoïdes kératinisés envahissant l'espace extrapulmonaire de la poitrine; d'autres tumeurs de ce type ont produit des métastases surtout dans des ganglions lymphatiques locaux et plus éloignés, dans le coeur, l'utérus, les ovaires, les surrénales et les reins. Chez un petit nombre d'animaux, on a noté des sarcomes pléomorphiques. L'analyse histologique et statistique indiquait un rapport exposition-réponse pour les augmentations de l'incidence des tumeurs causées par le BaP, le BbF, l'IND, le B<sub>k</sub>F, le B<sub>j</sub>F et l'ANT. Les taux de carcinomes épidermoïdes et de sarcomes pléomorphiques des poumons, aux doses les plus élevées de tous les composés administrés, étaient les suivants témoin, 0/0; BbF à 1,0 mg, 13/35 (37,1 %); BeP à 5,0 mg, 1/35 (2,9 %); B<sub>j</sub>F à 5,0 mg, 18/35 (51,4 %); B<sub>k</sub>F à 4,15 mg, 12/27 (44,4 %); IND à 4,15 mg, 21/35 (60 %); ANT à 0,83 mg, 19/35 (54,3 %); BghiP à 4,15 mg, 4/34 (11,8 %); BaP à 1,0 mg, 33/35 (94,3 %).

Selon les données examinées par le CIRC, le BaP, le BbF, le B<sub>j</sub>F, le B<sub>k</sub>F et l'IND ont également provoqué des tumeurs chez les souris au cours de plusieurs études après application dermique, sous-cutanée ou intramusculaire (CIRC, 1983).

Les données disponibles indiquent également que les cinq principaux HAP examinés dans la présente étude ont un potentiel génotoxique tant dans les systèmes *in vitro* qu'*in vivo*, et qu'un système d'activation métabolique chez les mammifères est nécessaire dans la plupart des cas pour qu'il y ait activité (*cf.* p. ex., CIRC, 1983).

### 2.4.3 Humains

On a noté des augmentations de l'incidence de tumeurs pulmonaires et cutanées chez des populations exposées dans leur milieu de travail à des mélanges complexes contenant principalement des HAP. Toutefois, ces données n'ont pas été considérées comme étant pertinentes pour servir de base à une évaluation probatoire de la cancérogénicité chez les humains (CIRC, 1983, 1987). En outre, il n'est pas possible, en se basant sur ces données, d'évaluer les effets de HAP particuliers. De plus, la composition des mélanges auxquels les travailleurs (principalement ceux des cokeries,

des raffineries ou des usines de gazéification du charbon ou oeuvrant dans la couverture de toits) sont exposés peut varier considérablement par rapport à celle observée dans l'environnement en général.

#### 2.4.4 Écotoxicologie

**Études de laboratoire.** La plupart des études écotoxicologiques sur les HAP ont porté sur des organismes aquatiques plutôt que sur des organismes terrestres. On a observé des effets sur la survie, la croissance, la reproduction et le déclenchement de néoplasmes après une exposition aux HAP. Plusieurs auteurs ont passé en revue les effets écotoxicologiques des HAP sur les organismes aquatiques (*cf.* Germain *et al.*, 1993). La gamme étendue des concentrations responsables d'effet reflète la diversité des paramètres et des protocoles expérimentaux (Germain *et al.*, 1993).

Le tableau 7 présente le résultat final non néoplasique le plus sensible déterminé au laboratoire pour chacun des HAP choisis chez les organismes dulcicoles. Seules les données concernant les résultats finaux pertinents du point de vue environnemental (léthalité, croissance, reproduction) et les espèces autochtones de l'Amérique du Nord ou des espèces étroitement apparentées ont été prises en considération.

Les effets létaux et sublétaux des HAP ont été étudiés en laboratoire chez différentes espèces d'invertébrés aquatiques (Germain *et al.*, 1993). À titre d'exemple, les concentrations létales moyennes (CL<sub>50</sub>)-96 h (concentrations jugées létales pour 50 % des organismes après une exposition de 96 h) chez la puce d'eau (*Daphnia pulex*) étaient de 5 µg/L pour le BaP et de 1 000 µg/L pour le naphthalène (Trucco *et al.*, 1983); la concentration inhibitrice moyenne (CI<sub>50</sub>)-2 j (concentration estimée comme étant inhibitrice après deux jours pour 50 % des organismes) du fluorène chez *Daphnia magna* était de 430 µg/L; et la concentration minimale avec effet observé (CMEO)-30 j du fluorène en ce qui a trait à l'émergence du moucheron *Chironomus riparius* était de 600 µg/L (Finger *et al.*, 1985). En général, plus le coefficient de partage octanol/eau du HAP est élevé, plus sa toxicité létale et sublétale à court terme est élevée pour *Daphnia* (EAG, 1990).

Les HAP présents dans les sédiments ont été associés au décès des nymphes de l'éphémère *Hexagenia limbata* dans des essais de toxicité effectués en laboratoire (Krantzberg et Boyd, 1992; Murphy *et al.*, 1990). Des échantillons instantanés prélevés à un endroit du port de Hamilton très contaminé par les HAP provoquaient un taux de décès de près de 100 %, même après qu'on ait traité chimiquement les sédiments de façon à réduire leur toxicité liée aux métaux.

Chez les vertébrés aquatiques, une exposition à court terme ou à long terme à des HAP peut entraîner la mort. Par exemple, on signale un seuil de toxicité du naphthalène qui se traduit par une CL<sub>50</sub>-72 h supérieure à 240 µg/L pour les embryons de l'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*), une CL<sub>50</sub>-23 j de 120 µg/L

**Tableau 7 Résultats finaux les plus sensibles de toxicité des HAP pour les organismes dulcicoles**

Substance	Organisme/ Stade de la vie	Résultat final	Concentration (µg/L)	Type d'essai	Température (°C) / pH	O <sub>2</sub> dissous (mg/L) / dureté (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	Référence
Naphtalène	Truite arc-en-ciel, <i>Oncorhynchus mykiss</i> / Premiers stades	CL <sub>50</sub> -27 j	110	Circulation continue, avec mesure de la concentration	20,2 à 23,2 / 7,4 à 8,1	7,1 à 8,4 / 86,8 à 116,3	Black <i>et al.</i> , 1983
Acénaphène	Moucheron, <i>Paratanytarsus</i> sp./ Larves	CL <sub>50</sub> -2 j	60	Essai statique, avec mesure de la concentration	19,0 à 22,4 / 7,6	n.d. / 46	Lemke et Anderson, 1984
Fluorène	Puce d'eau, <i>Daphnia magna</i> / Adultes	CMEO-14 j (fécondité de 44% plus faible que chez les témoins)	125	Circulation continue, avec mesure de la concentration	25 ± 1 / 7,2 à 7,4	n.d. / 270	Finger <i>et al.</i> , 1985
Phénanthrène	Truite arc-en-ciel, <i>Oncorhynchus mykiss</i> / Embryons	CMEO-90 j (survie)	8	Circulation continue, avec mesure de la concentration	10,2 / 6,9	74,8 / 50,4	Call <i>et al.</i> , 1986
Anthracène	Tête-de-boule, <i>Pimephales promelas</i> / 24 h près éclosion	CL <sub>50</sub> -96 h	6,6	Essai statique, avec mesure de la concentration	22 ± 1 / 7,5 ± 0,06	5,2 ± 0,4 / 339 ± 13	Oris <i>et al.</i> , 1990
Pyrène	Puce d'eau, <i>Daphnia magna</i> / Larves du 1 <sup>er</sup> stade	CL <sub>50</sub> -48 h	91	Essai statique, sans mesure de la concentration	23 / n.d.	5 à 9 / n.d.	Abernathy <i>et al.</i> , 1986
Fluoranthène	Algues, <i>Anabaena flos-aquae</i> / Phase de croissance Exponentielle	CMEO-14 j (inhibition de la croissance)	38	Essai statique, avec mesure de la concentration	25 / n.d.	n.d. / n.d.	Bastian et Toetz, 1982
Benz[ <i>a</i> ]anthracène	Algues, <i>Anabaena flos-aquae</i> / Phase de croissance exponentielle	CMEO-14 j (inhibition de la croissance)	5	Essai statique, avec mesure de la concentration	25 / n.d.	n.d. / n.d.	Bastian et Toetz, 1982
Benzo[ <i>a</i> ]pyrène	Puce d'eau, <i>Daphnia pulex</i> / 2 mm	CL <sub>50</sub> -96 h	5	Essai statique, avec mesure de la concentration	15 / 7,5	n.d. / n.d.	Trucco <i>et al.</i> , 1983

n.d. : non disponible

pour les embryons de truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) (Black *et al.*, 1983) et une CL<sub>50</sub>-96 h de 7 900 µg/L pour la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) (DeGraeve *et al.*, 1982). Dans le cas du phénanthrène, on a signalé une CL<sub>50</sub>-96 h de 375 µg/L pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) juvénile (Call *et al.*, 1986) et une CL<sub>50</sub>-27 j de 30 µg/L pour leurs embryons (Millemann *et al.*, 1984). La CL<sub>50</sub>-96 h du fluorène était de 820 µg/L pour la truite arc-en-ciel juvénile (Finger *et al.*, 1985).

Parmi les effets sublétaux, on a observé une CMEO-30 j de 250 µg/L pour l'inhibition de la croissance chez le crapet à oreilles bleues (*Lepomis macrochirus*) juvénile exposé au fluorène (Finger *et al.*, 1985); la CMEO pour les embryons de la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) exposés au naphtalène était de 850 µg/L (DeGraeve *et al.*, 1982).

La lumière est importante pour l'activation des effets toxiques de plusieurs HAP, dont l'anthracène, le phénanthrène, le pyrène et le benzo[a]pyrène. La photoactivation est un phénomène bien documenté chez divers organismes vivants aquatiques, dont des vertébrés, des invertébrés et des macrophytes (Trucco *et al.*, 1983; Newsted et Giesy, 1987; Oris et Giesy, 1987; Huang *et al.*, 1993).

L'exposition des poissons aux HAP a été associée à divers effets tératogènes. On a observé des difformités tératogènes chez 6 % des embryons d'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*) exposés pendant 7 jours à une concentration de naphtalène de 239 µg/L (Black *et al.*, 1983). On a également observé des difformités chez 43 % des truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) exposées pendant 27 jours à du phénanthrène à une concentration de 85 µg/L (Black *et al.*, 1983). On a décelé des anomalies de l'oeil chez 7 % des alevins de truite arc-en-ciel exposés pendant 36 jours à 0,2 µg/L de BaP et chez 17 % de ceux exposés à la concentration de 0,3 µg/L. La concentration la plus faible à laquelle des effets ont été observés était de 0,1 µg/L (CMEO-36 j pour les anomalies de l'oeil chez 2 % des alevins de truite arc-en-ciel) (Hose *et al.*, 1984). En outre, on a signalé des effets clastogènes provenant d'une détérioration de l'ADN chez des poissons. Par exemple, on a observé la formation de nombreux micronucléus secondaires dans les globules rouges des embryons de truite arc-en-ciel exposés pendant 36 jours à 0,1 µg/L de BaP (Hose *et al.*, 1984).

La croissance de la flore terrestre peut être stimulée ou inhibée par les HAP, selon la concentration à laquelle les plantes sont exposées. Le BaP, par exemple, stimule la croissance du maïs, du soja et du blé à des concentrations dans le sol pouvant atteindre 50 mg/kg (p.s.), mais il en inhibe la croissance à des concentrations supérieures (Slooff *et al.*, 1989). Les HAP sont faiblement toxiques pour les plantes terrestres, car les plantes peuvent dégrader les HAP, et synthétisent même certains HAP (Slooff *et al.*, 1989).

On a vérifié la toxicité d'un mélange artificiel de 18 HAP chez les embryons de quatre espèces d'oiseaux : la poule domestique (*Gallus domesticus*), le dindon



sauvage (*Meleagris gallopavo*), le canard colvert (*Anas platyrhynchos*) et l'eider à duvet (*Somateria mollissima*) (Brunström *et al.*, 1990). Les doses injectées dans le sac vitellin étaient de 2,0 et 0,2 mg/kg d'oeuf. Le nombre de décès était significativement augmenté chez les quatre espèces à la dose la plus élevée et, chez les canards colverts, à la dose la plus faible. Parmi les 18 composés essayés individuellement, seul le benzo[*k*]fluoranthène, le BaP et l'indéno[1,2,3-*cd*]pyrène ont causé une augmentation significative du nombre de décès chez les embryons de la poule domestique à une dose de 2,0 mg/kg d'oeuf. Le BkF a également causé une augmentation significative du nombre de décès chez les trois autres espèces à la concentration de 0,2 mg/kg d'oeuf. Il semble donc que la toxicité des divers HAP pour les embryons d'oiseaux diffère de façon substantielle.

On a signalé des effets génotoxiques et néoplasiques liés au métabolisme de certains HAP chez des organismes vertébrés et invertébrés. Parmi les composés choisis pour cette évaluation environnementale, le BaP, le phénanthrène et le naphthalène ont été responsables d'effets semblables en laboratoire (Shugart, 1988; Black *et al.*, 1983; Hose *et al.*, 1984; Hose, 1985).

L'exposition des poissons aux HAP peut avoir des effets clastogènes provenant d'une détérioration de l'ADN. Par exemple, on observe la formation de nombreux micronucléus secondaires dans les globules rouges d'embryons de truite arc-en-ciel exposés pendant 36 jours à du BaP à une concentration de 0,1 µg/L (Rose *et al.*, 1984). Une exposition de 24 semaines (2 x 6 heures par semaine) à du BaP, à raison de 150 à 240 µg/L, a causé des tumeurs néoplasiques malignes hépatiques chez 10 % des guppys exposés (Hawkins *et al.*, 1990).

L'injection d'extraits organiques de sédiments du port de Hamilton dans le sac vitellin de truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) a causé des tumeurs hépatiques malignes semblables à celles causées par des HAP tels que le BaP et le 7,12-diméthylbenzanthracène (Metcalf *et al.*, 1990). Ces extraits de sédiments renfermaient principalement de 2 à 16 HAP (la concentration des composés individuels variait de 0,01 à 52 µg/g), des traces de biphényles polychlorés (0,020 µg/g) et d'organochlorés tels que l'hexachlorobenzène (0,0006 µg/g). Les extraits étaient mutagènes chez *Salmonella typhimurium* et ont produit des adduits aromatiques avec l'ADN dans une culture de cellules de souris.

Stein *et al.* (1990) ont signalé que les HAP présents dans les sédiments sont assimilables par deux poissons plats, la sole anglaise (*Parophrys vetulus*) et le flet étoilé (*Platichthys stellatus*). En laboratoire, la sole anglaise et le flet étoilé métabolisaient le BaP en intermédiaires qui se fixent à l'ADN hépatique et sont à l'origine d'une cancérogenèse hépatique chimique (Stein *et al.*, 1990).

Des soles anglaises capturées dans un secteur du détroit Puget et peu contaminées par les HAP ont été exposées par voie parentérale à des extraits organiques de sédiments marins urbains contaminés provenant du havre Eagle et à du

BaP (Schiewe *et al.*, 1991). Les HAP sont les principaux constituants (> 90 %) de ces extraits de sédiments. Après 13 expositions (aux 4 semaines) pendant 1 an à 30 mg/kg (m.c.) d'extrait, 75 mg/kg (m.c.) d'extrait ou 12 mg/kg (m.c.) de BaP, puis après un temps d'attente de 6 mois, les poissons ont été examinés afin de déceler des lésions hépatiques. Des modifications cellulaires comportant des foyers préneoplasiques ont été observées chez 13,6 % des poissons exposés à 30 mg/kg (m.c.) d'extrait, chez 13,8 % de ceux exposés à 75 mg/kg (m.c.) d'extrait et chez 13,3 % de ceux exposés à 12 mg/kg (m.c.) de BaP; aucune modification n'a été observée chez les témoins. Les témoins comprenaient des poissons exposés à des extraits de sédiments d'un secteur du détroit Puget peu contaminé, des poissons exposés aux solvants des extraits et des poissons non traités. Il était impossible de distinguer les lésions provoquées en laboratoire de celles observées chez des soles anglaises capturées dans le havre Eagle, où les sédiments contaminés ont été prélevés.

Chez les invertébrés aquatiques, le BaP (0,5 µg/L) s'est révélé clastogène (aberrations chromosomiques et micronucléus secondaires) et tératogène (déformation de la gastrula) pour les oeufs de l'oursin *Paracentrotus purpuratus* après une exposition de 48 heures (Rose, 1985).

**Effets environnementaux observés *in situ*.** Dans le port de Sydney, des études de la faune benthique ont indiqué une moins grande diversité et un plus petit nombre d'organismes dans le bras sud, plus contaminé, que dans le bras nord-ouest (Wendland, 1979; Hildebrand, 1982). La diversité la plus faible a été observée près de l'embouchure du ruisseau Muggah. Les taxons les plus couramment signalés dans le bras sud étaient des polychètes et des anémones de mer, lesquels constituaient 42 % de la biomasse totale. De nombreuses espèces comme les bernard-l'ermite, les patelles et les amphipodes étaient présentes dans le bras nord-ouest, mais non dans le bras sud. La concentration de HAP totaux dans les sédiments variait de 13 à 2 800 µg/g (p.s.) dans le bras sud et de 2,5 à 8,2 µg/g dans le bras nord-ouest (Matheson *et al.*, 1983). Bien qu'on ait également signalé des concentrations élevées de métaux lourds, on n'a observé aucune relation entre la concentration des métaux et la distribution de la faune. La couleur des sédiments et leur forte odeur de sulfure d'hydrogène (H<sub>2</sub>S) indiquaient la présence de nombreux métaux sous forme de sulfure, une forme moins disponible pour les organismes vivants (Hildebrand, 1982). L'aspect des sédiments variait d'une boue sablonneuse brune à une boue noirâtre à forte odeur de goudron. C'est dans les endroits où cette forte odeur était présente que la faune était la moins diversifiée (Hildebrand, 1982). Plus on s'éloignait de l'embouchure du ruisseau, plus la diversité et l'abondance des organismes benthiques augmentait dans le port de Sydney. La vie était complètement absente des battures du ruisseau Muggah [HAP totaux : 2 830 µg/g (p.s.)].

On a observé une corrélation entre les variations dans les populations d'invertébrés benthiques et la concentration des HAP dans les sédiments du ruisseau Kettle à Port Stanley, en Ontario (AEL, 1988; Canviro, 1988). Ce cours d'eau draine le site d'un ancien complexe de gazéification du pétrole et ses sédiments ont été

classés selon trois niveaux de contamination par les HAP : moins de 9 µg/g, de 12 à 40 µg/g et plus de 80 µg/g (p.s.). On a observé une population significativement plus faible d'oligochètes (vers benthiques), généralement considérés comme tolérant la contamination, ainsi qu'un appauvrissement général de la faune benthique dans les secteurs où les sédiments sont les plus contaminés.

Dans des études effectuées à plusieurs endroits au Canada, dont les Grands Lacs et le port de Vancouver, et aux États-Unis (cf. tableau 8), on a observé une augmentation du taux de néoplasmes chez les poissons de mer et d'eau douce exposés à des HAP.

Baumann et Whittle (1988) ont signalé que le taux de tumeur était plus élevé chez les poissons vivant dans des secteurs des Grands Lacs où les sédiments renfermaient des concentrations élevées de BaP et de fluorène. Dans le port de Hamilton, où les concentrations de BaP et de fluorène étaient respectivement supérieures à 1 et 10 µg/g (p.s.), 30 % des meuniers noirs (*Catostomus commersoni*) présentaient des papillomes cancérogènes. Dans la partie est du lac Ontario, on a décelé entre 0,1 et 1 µg/g de BaP et de fluorène et 6 % des meuniers noirs avaient des papillomes. Dans le lac Supérieur, où la concentration de BaP et de fluorène était inférieure à 0,1 µg/g, on n'a observé aucun papillome. Les barbotés bruns (*Ictalurus nebulosus*) capturées dans la rivière Black, en Ohio, présentaient des concentrations de BaP supérieures à 5 ng/g (p.h.) dans leurs tissus; des tumeurs hépatiques ont été observées chez 25 à 35 % des poissons. Aucune tumeur n'a été observée chez ceux capturés dans le lac Buckeye, en Ohio, un site témoin.

Baumann et Mac (1988) ont décelé des tumeurs hépatiques chez 30 à 38 % des barbotés bruns de la rivière Black et chez 13 à 19 % de celles de la rivière Cuyahoga, en Ohio. Des concentrations élevées de HAP ont été mesurées dans les sédiments de ces deux rivières; la concentration des composés individuels variait de 10 à 1 000 µg/g (p.s.) dans la rivière Black et de 0,1 à 1 µg/g (p.s.) dans la rivière Cuyahoga. Les sédiments renfermaient du benz[*a*]anthracène et du BaP. On a trouvé des HAP dans les barbotés bruns capturées dans les deux rivières, ainsi que des concentrations élevées de métabolites des HAP dans la bile des barbotés bruns de la rivière Black. On n'y a pas décelé de concentrations élevées d'organochlorés et de métaux, comparativement à d'autres endroits où aucune tumeur hépatique n'a été décelée.

Dans une étude sur la cancérogenèse chez les poissons, Maccubbin *et al.* (1985) ont signalé que l'estomac du meunier noir (*Catostomus commersoni*) vivant au fond du lac Érié pouvait renfermer des concentrations appréciables de HAP (0,78 µg/g). Les concentrations mesurées chez les poissons étaient corrélées aux concentrations dans les sédiments où les poissons ont été capturés. En outre, les profils chromatographiques des HAP dans les sédiments et les poissons étaient semblables. Par conséquent, il est probable qu'une partie des HAP des poissons provienne d'une ingestion de sédiments contaminés. Dans une autre étude, deux

Tableau 8 Études de la santé des populations de poissons dans le milieu<sup>1</sup>

Espèce	Endroit	Effets observés et proportion des organismes touchés (%)	Plage des concentrations dans les sédiments (µg/g, en poids sec)	Référence
Eau douce				
Meunier noir ( <i>Catostomus commersoni</i> )	Port de Hamilton (Ont.) Lac Ontario (côté est) Lac Supérieur	Papillomes 30 6 < 1	BaP : > 1; Flu > 10 BaP : 0,1 à 1; Flu : 0,1 à 1 BaP : < 0,1; Flu < 0,1	Baumann et Whittle, 1988
Barbotte brune ( <i>Ictalurus nebulosus</i> )	Rivière Black (OH) Lac Buckeye (OH) (site témoin)	Tumeurs hépatiques 25 à 35 0	BaP > 5 ng/g dans les tissus; Flu > 1 µg/g dans les organes	Baumann et Whittle, 1988
Barbotte brune ( <i>Ictalurus nebulosus</i> )	Rivière Black (OH) Rivière Cuyahoga (OH)	Tumeurs hépatiques 30 à 38 13 à 19	HAP individuels : 10 à 1 000 HAP individuels : 0,1 à 1	Baumann et Mac, 1988
Truite arc-en-ciel ( <i>Oncorhynchus mykiss</i> )	Port de Hamilton (Ont.) Ruisseau Oakville (Ont.)	Néoplasmes hépatiques 8,9 0	Phe : n.d. à 40,8; Flu : n.d. à 52; 16 HAP détectés Phe : n.d. à 0,04; Flu : n.d. à 0,03; 4 HAP détectés	Metcalfe <i>et al.</i> , 1990
Barbotte brune ( <i>Ictalurus nebulosus</i> )	Rivière Buffalo (NY)	Tumeurs 27	BaP : 3, Flu; 13; Pyr : 17	Maccubin <i>et al.</i> , 1990
Doré jaune ( <i>Stizostedion vitreum</i> )	Rivière Detroit (MI)	Néoplasmes hépatiques 20	BaP : 0,12 à 17,7; Flu : 0,12 à 24,6; Pyr : 0,12 à 38,8	Maccubin <i>et al.</i> , 1990
Mer				
Sole anglaise ( <i>Parophrys vetulus</i> )	Détroit Puget (WA) : Pointe Mukilteo Havre Eagle Pointe President (site témoin)	Néoplasmes hépatiques 7,5 27 0	Hydrocarbures aromatiques : 7,8 à 33 2,8 à 120 (90% sont des HAP) 1,1	Malins <i>et al.</i> , 1985a,b
Sole anglaise ( <i>Parophrys vetulus</i> )	Détroit Puget (WA) : Havre Eagle Canal Duwamish Baie Useless	Un type de lésion ou plus 90 67,2 6,2	BaP : 2,3; Flu : 59 BaP : 0,073; Flu : 0,44 BaP : 0,005; Flu : 0,019	Krahn <i>et al.</i> , 1986
Sole anglaise ( <i>Parophrys vetulus</i> )	Port de Vancouver (C.-B.) : Bras de Port Moody Passage Burrard Canal Central	Tumeurs hépatiques 75 30 8	HAP totaux : 3,1 à 36,8 n.a. 2,5	Goyette <i>et al.</i> , 1988

<sup>1</sup> BaP : Benzo[a]pyrène; Flu : Fluoranthène; Phe : Phénanthrène; Pyr : Pyrène; n.d. : non détecté; n.s. : non signalé

espèces de poisson de la rivière Buffalo, dans l'État de New York, et de la rivière Détroit, au Michigan, près des Grands Lacs, présentaient un taux élevé de cancer du foie (27 et 20 %, respectivement; Maccubbin *et al.*, 1990). Les sédiments de ces deux rivières sont très contaminés par beaucoup de produits chimiques, dont le BaP (de 0,12 à 17,7 µg/g), le fluorène (de 0,12 à 34,6 µg/g) et le pyrène (de 0,12 à 38,8 µg/g). Pour déterminer le rôle de ces composés dans l'origine des tumeurs, les auteurs ont mesuré les adduits de l'ADN dans le foie des poissons. Plusieurs composés aromatiques génotoxiques ont été identifiés dans les adduits des nucléotides. Une analyse de la bile a révélé une exposition récente à des composés aromatiques polycycliques.

Dans les eaux marines, on a observé des lésions hépatiques cancéreuses chez la sole anglaise (*Parophrys vetulus*) dans le port de Vancouver (Goyette *et al.*, 1988; Brand et Goyette, 1989). Les auteurs ont signalé un taux élevé de tumeurs (75 %) là où les sédiments étaient très contaminés par des hydrocarbures et des HAP (de 3,1 à 6,6 µg/g de HAP totaux), dont du BaP et les isomères [*b*] et [*k*] du benzofluoranthène. Des taux moyens de tumeurs (8 et 30 %) ont été observés à d'autres endroits dans le port.

Malins *et al.* (1984) ont étudié la fréquence des lésions néoplasiques hépatiques et d'autres lésions chez des soles anglaises (*Parophrys vetulus*) capturées dans le Puget Sound, dans l'État de Washington. Ils ont examiné la relation entre les composés aromatiques présents dans les sédiments et l'alimentation des poissons (Malins *et al.*, 1984, 1985a,b). Ils ont observé une fréquence élevée (27 %) de lésions hépatiques cancéreuses chez les soles anglaises du havre Eagle dans le détroit Puget. Les sédiments dans le havre renfermaient des concentrations particulièrement élevées d'hydrocarbures aromatiques (de 2,8 à 120 µg/g, selon l'endroit), dont 90 % étaient des HAP. À un endroit témoin où les concentrations de contaminants étaient beaucoup plus faibles (concentration des composés aromatiques = 1,1 µg/g), les poissons de fond ne présentaient pas de telles lésions hépatiques. En outre, on a observé des concentrations plus élevées d'hydrocarbures aromatiques dans l'estomac des soles du havre Eagle, ainsi que des concentrations plus élevées de métabolites de HAP dans leur bile. McCain *et al.* (1990) ont également trouvé des concentrations plus élevées de HAP et de métabolites du BaP dans l'estomac et dans la bile, respectivement, de saumons quinnats juvéniles (*Oncorhynchus tshawytscha*) capturés dans le canal Duwamish, qui se jette dans le détroit Puget, près de Seattle, dans l'État de Washington, que chez ceux capturés à l'endroit témoin. Les saumons capturés dans le canal Duwamish présentaient une diminution de la mémoire immunologique, mais les conséquences de cette réduction de la résistance aux maladies sont inconnues (Arkoosh *et al.*, 1991).

Krahn *et al.* (1986), dans des calculs statistiques, ont comparé la concentration moyenne des métabolites de HAP dans la bile des soles anglaises avec le taux de tumeurs hépatiques chez les mêmes poissons capturés à 11 endroits dans le détroit Puget. Ils ont trouvé une corrélation positive significative entre le taux de néoplasmes et d'autres lésions hépatiques et la concentration des métabolites de HAP observés

chez les poissons. Ces résultats ont renforcé l'hypothèse d'une relation entre les HAP et les tumeurs hépatiques cancéreuses chez les poissons de fond. Étant donné que les HAP sont rarement les seuls contaminants présents dans les sédiments, leur rôle particulier dans l'altération de la santé des poissons est mal connu. Dans une revue des études publiées sur la cancérogenèse du foie, Myers (1990) a noté que le foie des soles anglaises capturées dans le détroit Puget présentait toute une gamme de lésions. L'auteur a émis l'hypothèse que ces lésions sont liées aux HAP, à partir des liens statistiques établis entre la concentration de HAP dans les sédiments et la fréquence des lésions et de la corrélation significative entre la fréquence des lésions et la concentration des métabolites de composés aromatiques, y compris de nombreux métabolites de HAP, présents dans la bile.

Shugart (1990) a analysé les adduits du BaP à l'ADN dans le cerveau chez des bélugas (*Delphinapterus leucas*) de l'estuaire des fleuves Saint-Laurent et Mackenzie. On a observé des concentrations de 69 à 206 nanogrammes d'adduits comportant des BaP par gramme d'ADN dans les bélugas du fleuve Saint-Laurent, mais aucun dans ceux du fleuve Mackenzie.

Chez les mammifères terrestres, on a décelé des concentrations plus élevées d'adduits de BaP (moyenne géométrique de 69,9 pmol d'adduits de BaP par gramme d'albumine et de 7,6 pmol d'adduits de BaP par gramme d'hémoglobine) dans les protéines sanguines chez des marmottes (*Marmota monax*) capturées à 10 km d'une aluminerie dans la région du Saguenay que chez des marmottes provenant d'un secteur témoin (moyenne géométrique de 7,6 pmol d'adduits de BaP par gramme d'albumine et 0,4 pmol d'adduits de BaP par gramme d'hémoglobine) situé à Saint-Roch-des-Aulnaies, au Québec (Blondin et Viau, 1991, 1992).

### **3.0 Évaluation de la toxicité au sens de la LCPE**

#### **3.1 Effets sur l'environnement (alinéa 11a))**

Des HAP sont émis dans l'environnement canadien à partir de sources naturelles et anthropiques. Les feux de forêt constituent la source naturelle la plus importante de HAP au Canada. Étant donné que les feux de forêt se produisent à divers moments et à divers endroits au Canada et qu'ils libèrent des HAP dans l'atmosphère, un milieu qui tend à les disperser, les émissions de HAP et l'exposition à ces composés ne sont pas continues ou chroniques dans une région en particulier. Les sources anthropiques sont nombreuses et se traduisent par des émissions de HAP dans tous les milieux environnementaux. Les sources anthropiques les plus importantes de HAP dans l'atmosphère sont les alumineries qui utilisent le procédé Söderberg à goujons horizontaux. Le chauffage domestique au bois, le brûlage en milieu agricole et l'incinération des déchets de bois sont d'autres sources importantes de HAP dans l'atmosphère. Les produits traités à la créosote, les déversements de produits pétroliers, les usines métallurgiques, les cokeries et les dépôts atmosphériques de HAP sont les principales sources de HAP dans les milieux aquatiques et dans le sol. La plupart des sources anthropiques sont des sources ponctuelles qui libèrent des HAP régulièrement, soit continuellement ou par intermittence (p. ex., fonderies, cokeries, usines métallurgiques), soit des sources diffuses qui libèrent des HAP à un endroit ou à un moment bien précis (p. ex., sources urbaines, comme les émissions des véhicules ou la combustion du bois) et peuvent ainsi se traduire par une exposition chronique des organismes vivants aux HAP.

À l'exception de certains composés plus légers, les HAP sont relativement non volatils et peu solubles dans l'eau. Dans l'atmosphère, on les retrouve la plupart du temps adsorbés sur des particules qui peuvent se déposer sur l'eau et sur le sol. Dans les milieux aquatiques, les HAP s'adsorbent sur la matière en suspension dans la colonne d'eau et se déposent dans des sédiments où ils peuvent persister longtemps; les HAP lourds, comme le benzo[*a*]pyrène, peuvent persister dans les sédiments pendant plusieurs années. Les HAP sont principalement éliminés du sol par volatilisation et par l'activité des microorganismes. Par conséquent, la plupart des HAP étant émis dans l'atmosphère, l'air représente leur principal milieu de transport, alors que les sédiments constituent leur principal point de fuite.

Au Canada, on a mesuré des HAP dans l'air, le sol, l'eau souterraine, l'eau douce et l'eau de mer de surface, les sédiments, de même que chez les organismes vivants terrestres et aquatiques. Dans tous ces milieux, les concentrations sont généralement plus élevées près de sources anthropiques connues de HAP.

On dispose d'une quantité considérable de données sur la toxicité des HAP pour les organismes aquatiques. Dans l'étude de ces données, on a mis l'accent sur les résultats finaux pertinents sur le plan écologique pour les espèces que l'on trouve au Canada ou pour des espèces apparentées. Étant donné que la toxicité de nombreux

HAP résulte d'une photoactivation, il est probable que les études effectuées dans l'obscurité ou dans des conditions d'éclairage ambiant en laboratoire sous-estiment la toxicité des HAP dans les eaux de surface.

Au Canada, les concentrations de HAP dans les eaux ambiantes (c.-à-d. loin des sources anthropiques) sont relativement faibles. La concentration de HAP totaux la plus élevée dans l'eau ambiante, soit 1,8 µg/L, a été mesurée peu après la débâcle dans le fleuve Mackenzie. Les concentrations de HAP signalées dans l'eau ambiante sont plus faibles de quelques à plusieurs ordres de grandeur que les seuils d'exposition des effets les plus bas qui aient été mesurés.

Wan (1993) a signalé les concentrations les plus élevées de HAP dans l'eau des fossés d'assèchement le long des voies ferrées (HAP totaux = 5 356 µg/L) et de l'emprise des services publics (HAP totaux = 23 µg/L), où les HAP provenaient de poteaux de ligne ou de traverses de chemin de fer traités à la créosote. Peu d'échantillons ont été prélevés, mais les concentrations médianes de HAP mesurées dans les fossés d'assèchement des voies ferrées où l'on retrouve des poteaux (tableau 4) approchaient ou même dépassaient les seuils d'exposition des effets enregistrés chez des organismes vivants aquatiques (tableau 7) pour huit des HAP choisis pour cette évaluation : l'acénaphthène, le fluorène, le phénanthrène, l'anthracène, le pyrène, le fluoranthène, le benzo[*a*]anthracène et le benzo[*a*]pyrène. Les concentrations moyennes dans les fossés des emprises de services publics (tableau 4) approchaient ou même dépassaient les seuils d'exposition des effets enregistrés chez les organismes vivants aquatiques (tableau 7) de trois des HAP choisis pour cette évaluation le phénanthrène, l'anthracène et le pyrène. Aucune donnée ne permettait d'évaluer les effets des HAP sur les organismes vivants qui peuplent les eaux réceptrices.

Par conséquent, à partir des concentrations de HAP mesurées dans les eaux de surface au Canada et des seuils d'exposition des effets toxiques mesurés en laboratoire, on peut affirmer que les HAP n'affectent probablement pas directement les organismes vivants aquatiques dans l'eau ambiante, mais que les HAP libérés dans les fossés d'assèchement des voies ferrées et des services publics pourraient affecter de façon néfaste les organismes vivants.

On a trouvé de nombreux sites où les sédiments étaient contaminés par des HAP au Canada. Les sites mentionnés dans la présente section ont été choisis parce que la concentration des HAP dans les sédiments et les organismes vivants qui peuplent ces sites est relativement bien connue.

Les déchets rejetés par une cokerie sont à l'origine des étangs bitumineux que l'on trouve sur les battures du ruisseau Muggah dans le port de Sydney, en Nouvelle-Écosse. Bien que la cokerie ait été fermée en 1988, on estime que près de 1 t/a de HAP est libérée dans l'estuaire sous l'effet de la marée. Il est vrai toutefois qu'il n'y a aucun organisme vivant dans les battures du ruisseau Muggah contaminés par les HAP. En général, la diversité et l'abondance des organismes benthiques augmentent à



mesure qu'on s'éloigne du ruisseau Muggah. En outre, on a montré que les populations benthiques présentes dans le bras sud (le bras le plus contaminé) de l'estuaire sont moins diversifiées que dans le bras nord-ouest.

Le port de Hamilton est un site très contaminé des Grands Lacs, où les aciéries situées près du port sont la principale source de HAP. Bien qu'ils ne soient pas les seuls contaminants de ce site, les HAP ont été associés au décès des nymphes de l'éphémère *Hexagenia limbata* dans des essais de toxicité effectués en laboratoire (Krantzberg et Boyd, 1992; Murphy *et al.*, 1993). Des sédiments provenant d'un endroit du port très contaminé par les HAP provoquaient près de 100 % de décès, même après un traitement chimique des sédiments destiné à réduire la toxicité des métaux.

Le ruisseau Kettle de Port Stanley, en Ontario, est un autre site fortement contaminé par les HAP, par suite de la présence d'un ancien complexe de gazéification du pétrole. La firme Aquatic Ecostudies Limited (1988) a signalé une corrélation entre la concentration des HAP dans les sédiments (Canviro, 1988) et l'abondance des oligochètes *Limnodrilus cervix* et *L. hoffmeisteri*. Ces vers, qui sont généralement réputés tolérants envers les conditions de contamination du milieu, étaient les espèces les plus abondantes dans l'aire d'étude.

Par conséquent, les données provenant des études effectuées sur le terrain et en laboratoire au moyen d'échantillons prélevés sur le terrain indiquent que les organismes vivants sont affectés de façon néfaste à différents sites contaminés par des HAP d'origines industrielles diverses au Canada.

En laboratoire, on a observé des effets néoplasiques et génotoxiques liés à l'exposition à des HAP chez des organismes terrestres et aquatiques. Les données recueillies sur le terrain confirment cette association. Dans les milieux terrestres, les données recueillies sur le terrain se limitent à l'observation d'un lien possible entre l'exposition aux HAP et les stades préliminaires d'une cancérogenèse d'origine chimique. Par exemple, on a observé une augmentation de la quantité d'adduits du BaP à l'ADN dans les protéines sanguines chez des marmottes capturées sous les vents dominants d'une aluminerie dans la région du Saguenay. On a également observé ce genre de composés dans le cerveau de mammifères aquatiques (bélugas) dans le fleuve Saint-Laurent. On ne connaît pas les effets néoplasiques et génotoxiques définitifs d'une exposition chronique de la faune aux HAP.

Dans le cas des poissons de fond, les preuves d'un lien entre l'exposition au BaP et le déclenchement de cancers sont plus solides. L'injection dans le sac vitellin de truites arc-en-ciel d'extraits organiques de sédiments prélevés dans le port de Hamilton a provoqué des tumeurs hépatiques malignes semblables à celles provoquées par des HAP tels que le BaP et le 7,12-diméthylebenzanthracène (Metcalf *et al.*, 1990). En laboratoire, la sole anglaise et le flet étoilé ont métabolisé le BaP en des intermédiaires qui se lient à l'ADN hépatique et provoquent une cancérogenèse

hépatique d'origine chimique (Stein *et al.*, 1990). Également en laboratoire, Schiewe *et al.* (1991) ont montré que la sole anglaise exposée par voie parentérale à des extraits de sédiments contaminés par de fortes concentrations d'hydrocarbures aromatiques ou au benzo[*a*]pyrène développait des lésions néoplasiques hépatiques. Au Canada, on a observé des lésions cancéreuses hépatiques similaires chez la sole anglaise dans le port de Vancouver (Goyette *et al.*, 1988; Brand et Goyette, 1989). Ces auteurs ont rapporté un taux de tumeurs atteignant jusqu'à 75 % des soles anglaises capturées à Port Moody où les sédiments sont fortement contaminés par des HAP, y compris des substances cancérigènes dont le BaP et les isomères [*b*] et [*k*] du benzofluoranthène. Les tumeurs étaient moins fréquentes dans d'autres secteurs du port.

Par conséquent, les données provenant d'études effectuées en laboratoire et sur le terrain indiquent que les HAP sont à l'origine d'effets néoplasiques et génotoxiques chez les organismes vivants aquatiques. Des données obtenues sur les mammifères indiquent que ces animaux peuvent être sensibles à de tels effets, mais on n'a relevé aucune étude épidémiologique rapportant de tels effets chez des mammifères sauvages.

**Par conséquent, à la lumière des effets néoplasiques et génotoxiques et des effets sur les populations d'organismes vivants aquatiques dans des sites contaminés par des hydrocarbures aromatiques polychlorés au Canada, on juge que les HAP pénètrent dans l'environnement en quantité ou en concentration ou dans des conditions qui ont un effet nocif sur l'environnement.**

### **3.2 Effets sur l'environnement essentiel pour la vie humaine (alinéa 11b))**

En général, les HAP absorbent très faiblement la lumière à des longueurs d'onde pouvant intervenir dans le réchauffement de la planète. Contrairement aux substances associées à l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique (Firor, 1989), les HAP sont des composés non halogénés dont la persistance dans l'atmosphère est de faible à moyenne. Étant donné ces propriétés et la faible concentration des HAP à l'équilibre dans l'atmosphère, les HAP ne sont pas considérés comme pouvant contribuer de façon importante à l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique, au réchauffement de la planète ou à la formation d'ozone troposphérique.

**Par conséquent, à la lumière des données disponibles, on juge que les hydrocarbures aromatiques polycycliques ne pénètrent pas dans l'environnement en quantité ou en concentration ou dans des conditions qui constituent un danger pour l'environnement essentiel pour la vie humaine.**

### 3.3 Effets sur la vie ou la santé humaine (alinéa 11c))

À la lumière du peu de données disponibles sur la concentration des HAP dans l'eau potable au Canada, il est probable que cette contribution à la dose totale soit négligeable. Bien qu'on dispose de données sur la concentration dans les aliments de plusieurs des HAP pris en considération principalement dans la présente évaluation, la récupération était mauvaise dans les analyses. En outre, la concentration dans les aliments varie considérablement en fonction du mode de cuisson et des sources alimentaires. Les données disponibles ne permettaient pas non plus d'évaluer le pouvoir cancérigène d'une large gamme de HAP dans le tube digestif après ingestion. La présente évaluation porte donc sur l'exposition dans l'air ambiant.

La présence possible de variables confusionnelles telle l'exposition concomitante à d'autres substances qui pourraient avoir contribué aux effets observés nous amène à juger que les données épidémiologiques disponibles ne permettent pas d'évaluer les risques des HAP pour la santé humaine (y compris le pouvoir cancérigène). Les cinq HAP pris en considération principalement dans l'évaluation des risques éventuels pour la santé humaine (le benzo[*a*]pyrène, le benzo [*b*] fluoranthène, le benzo[*j*] fluoranthène, le benzo[*k*] fluoranthène et l'indéno[*1,2,3-cd*]pyrène) sont classés dans le groupe II («probablement cancérigènes pour l'être humain») du système de classification de la cancérigénicité élaboré pour l'évaluation de la toxicité au sens de l'alinéa 11c) de la LCPE (DRM, 1994). Cette classification se fonde principalement sur les résultats des essais biologiques de cancérigénicité dans lesquels des HAP ont été administrés à des animaux de laboratoire par inhalation (BaP uniquement) et par application sur la peau, ainsi que des données à l'appui provenant d'études portant sur des voies d'administration moins pertinentes du point de vue de l'exposition environnementale (c.-à-d. l'introduction directe dans des cavités de l'organisme ou dans des tissus) et des données sur la génotoxicité et le mécanisme d'action. Dans le cas de ces substances, lorsque les données disponibles le permettent, on peut comparer la dose journalière totale estimative ou la concentration dans les milieux environnementaux pertinents à l'estimation quantitative du pouvoir cancérigène pour déterminer le risque et les mesures à prendre (c.-à-d. analyse des options visant à réduire l'exposition) (DRM, 1994). On exprime le pouvoir cancérigène sous forme de dose ou de concentration provoquant une augmentation de 5 % du taux des tumeurs visées [dose toxique<sub>0,05</sub> (DT<sub>0,05</sub>)].

Afin de calculer les indices exposition/pouvoir cancérigène dans le cas des HAP, on a adopté deux approches. L'une d'elles est basée sur le postulat que le pouvoir cancérigène de chacun des composants d'un mélange de HAP est équivalent à celui du BaP, en poids; l'autre se fonde sur le calcul des pouvoirs cancérigènes relatifs de plusieurs HAP dont la base de données est jugée suffisante. Ces deux approches comportent des limites considérables (indiquées dans la présente section); en

outre, on n'a pas tenu compte de l'exposition à des milieux autres que l'air<sup>2</sup>. On considère donc ces valeurs comme «provisoires» en attendant l'obtention de données plus adéquates pour évaluer quantitativement l'exposition à ces composés et leur pouvoir cancérogène.

En ce qui concerne l'approche de l'efficacité équivalente avec le BaP, Thyssen *et al.* (1981) ont évalué la  $DT_{0,05}$  du BaP inhalé à partir d'un modèle multistade des tumeurs des voies respiratoires chez des hamsters dorés syriens. Le groupe exposé à la concentration la plus élevée a été éliminé de l'analyse à cause de la faible survie moyenne. La  $DT_{0,05}$  calculée de cette façon est égale à 1,57 mg/m<sup>3</sup> de BaP. Les valeurs provisoires des indices exposition/pouvoir cancérogène calculées pour les populations vivant dans le voisinage d'alumineries (Kitimat, Jonquière et Shawinigan) à partir de cette approche somme toute prudente et des concentrations totales de 17 des 28 HAP présents à ces endroits (de 156 à 1 690 ng/m<sup>3</sup>), déterminées lors de l'étude nationale (Ringuette *et al.*, 1993), varient de  $1,0 \times 10^{-4}$  à  $1,1 \times 10^{-3}$  (de 156 à 1 690 ng/m<sup>3</sup> ÷ 1,57 mg/m<sup>3</sup>). Par conséquent, cette approche nous indique qu'il serait hautement prioritaire d'envisager des mesures pour réduire l'exposition aux HAP uniquement à partir de considérations sur leurs effets éventuels sur la santé.

Cette approche est nécessairement limitée aux HAP mesurés dans l'air ambiant et ne tient donc pas compte de tous les HAP auxquels la population en général est exposée. En outre, les petites augmentations de la fréquence de tumeurs ailleurs que dans les voies respiratoires dans l'étude de Thyssen *et al.* (1981) n'ont pas été prises en considération. Néanmoins, il est probable que le pouvoir cancérogène des mélanges de HAP soit surestimé de façon considérable à la lumière du postulat que le pouvoir cancérogène de tous les HAP est semblable à celui du BaP, car on n'a pas étudié la somme des données concernant la cancérogénicité des HAP individuels surveillés. En outre, à la lumière des études dans lesquelles on a étudié la cancérogénicité de divers HAP, principalement par application cutanée chez la souris, le pouvoir cancérogène du BaP était régulièrement plus élevé que celui de la plupart des autres composés (*cf.* EPA, 1982). De plus, quelques données indiquent que le pouvoir cancérogène de certains mélanges de HAP renfermant du BaP est moins élevé que celui du BaP seul (Slaga *et al.*, 1980). On a également montré, à partir de la détermination du taux de formation des tumeurs après une exposition à deux HAP ou plus combinés, que les effets ne s'additionnaient pas (*cf.* p. ex., Grimmer, 1983).

En ce qui concerne l'autre approche, toutefois, il y a très peu de données permettant d'évaluer le pouvoir cancérogène relatif de divers HAP dans un organe cible (c.-à-d. les poumons) touché par l'une des principales voies d'exposition dans l'environnement en général et pour laquelle on a suffisamment de données pour évaluer cette exposition (c.-à-d. dans l'air). En fait, on a relevé seulement deux études

<sup>2</sup> À la lumière du peu de données dont on dispose sur la concentration des HAP dans les aliments (Das, 1987), la dose ingérée estimative (en équivalent de BaP) de trois des HAP choisis (BaP, BbF, BkF) pour un adulte (OHM, 1994) est environ deux fois plus élevée que la dose inhalée. Toutefois, il est probable qu'il existe des variations considérables sur le plan de la toxicocinétique ainsi que du pouvoir cancérogène entre la dose ingérée et la dose inhalée.

pertinentes dans lesquelles on a estimé le pouvoir cancérigène d'une gamme suffisante de HAP dans les poumons. La première, celle de Thyssen *et al.* (1981), comporte une indication claire d'une relation exposition-réponse entre l'inhalation de BaP et la formation de tumeurs dans les voies respiratoires chez des hamsters dorés syriens. La deuxième, celle de Deutsch-Wenzel *et al.* (1983) rapporte une relation exposition-réponse dans le cas des carcinomes épidermoïdes et des sarcomes pléomorphes chez des rats Osborne-Mendel femelles auxquels on a administré du BaP, du BbF, de l'IND, du BkF, du BjF et de l'ANT par implantation pulmonaire.

En ce qui a trait à l'approche relative au pouvoir relatif, Deutsch-Wenzel *et al.* (1983) ont évalué le pouvoir cancérigène des HAP choisis en utilisant un modèle multistade de la formation des tumeurs (les carcinomes épidermoïdes) chez des rats Osborne-Mendel exposés à chacun des HAP et des rats témoins exposés au solvant servant de véhicule des HAP. Les valeurs étaient basées sur la dose qui provoquait une augmentation de 5 % du taux des tumeurs concernées dans chaque cas. On a calculé le pouvoir cancérigène du BbF, du BjF, du BkF et de l'IND par rapport à celui du BaP en divisant la dose de BaP déterminée comme étant associée à une augmentation de 5 % des tumeurs par celle de chacun des composés. On a ainsi estimé le pouvoir cancérigène relatif à 0,06 pour le BbF, à 0,05 pour le BjF, à 0,04 pour le BkF et à 0,12 pour l'IND (et à 1 pour le BaP).

On a calculé un équivalent de BaP pour les cinq HAP étudiés en multipliant la concentration dans l'air ambiant par le pouvoir cancérigène relatif obtenu par le calcul susmentionné (tableau 9). Les valeurs d'équivalents de BaP totaux par mètre cube varient de 2,72 à 48,98 ng/m<sup>3</sup> pour les agglomérations situées près d'alumineries utilisant les procédés Söderberg à goujons horizontaux ou verticaux, de 2,42 à 9,12 ng/m<sup>3</sup> pour les agglomérations où le chauffage au bois est couramment utilisé, de 0,13 à 2,25 ng/m<sup>3</sup> pour les agglomérations urbaines et de 0,11 ng/m<sup>3</sup> pour les agglomérations rurales.

On a calculé les indices exposition/pouvoir cancérigène à partir de la DT<sub>0,05</sub> pour le BaP inhalé à l'aide du modèle multistade des tumeurs des voies respiratoires chez des hamsters dorés syriens dans l'étude de Thyssen *et al.* (1981), comme il a été décrit ci-dessus pour l'approche de l'efficacité équivalente avec le BaP, et les équivalents de BaP dans l'air ambiant à différents types de sites au Canada, et ce, pour les cinq HAP étudiés. Par exemple, la valeur des indices exposition/pouvoir cancérigène «provisoire» pour la population en général vivant près d'alumineries utilisant les procédés Söderberg à goujons horizontaux ou verticaux au Canada (c.-à-d. la population qui est la plus exposée aux HAP étudiés) varie entre  $1,7 \times 10^{-6}$  et  $3,1 \times 10^{-5}$  (2,72 à 48,98 ng/m<sup>3</sup> d'équivalents de BaP ÷ 1,57 mg/m<sup>3</sup> de BaP). À la lumière de ces seules considérations relatives aux effets éventuels sur la santé, lesquelles sont basées sur cette approche, il serait moyennement prioritaire de prendre d'autres mesures (c.-à-d. envisager des options pour réduire l'exposition).

Tableau 9 Taux de HAP en équivalents de BaP dans l'air ambiant au Canada

HAP <sup>1</sup>	Pouvoir cancérogène relatif	ng d'équivalent de BaP/m <sup>3</sup> <sup>2</sup>			
		A <sup>3</sup>	B <sup>3</sup>	C <sup>3</sup>	D <sup>3</sup>
BaP	1,0	2,06 à 36,37	1,93 à 7,66	0,09 à 1,74	0,08
BbF	0,06	0,27 à 5,59	0,19 à 0,43	0,01 à 0,15	0,01
BjF	0,05	0,10 à 2,08	0,07 à 0,23	0,01 à 0,06	0,01
BkF	0,04	0,06 à 1,27	0,04 à 0,10	<0,01 à 0,07	<0,01
IND	0,12	0,23 à 3,67	0,19 à 0,70	0,02 à 0,23	0,01
Total		2,72 à 48,98	2,42 à 9,12	0,13 à 2,25	0,11

<sup>1</sup> BaP = benzo[*a*]pyrène; BbF = benzo[*b*]fluoranthène; BjF = benzo[*j*]fluoranthène; BkF = benzo[*k*]fluoranthène; IND = indéno[*1,2,3-cd*]pyrène

<sup>2</sup> ng d'équivalent de BaP/m<sup>3</sup> = concentration moyenne dans l'air ambiant (ng/m<sup>3</sup>) x pouvoir cancérogène relatif

<sup>3</sup> A = Agglomérations près d'alumineries (Jonquière, Kitimat, Shawinigan)

B = Chauffage au bois (Whitehorse, Sept-Îles)

C = Agglomérations urbaines (Montréal, Sydney, Toronto, Vancouver, Windsor, Winnipeg)

D = Région rurale (Île Walpole)

On juge que cette approche d'estimation du pouvoir cancérogène relatif présente plusieurs avantages par rapport aux autres signalés auparavant, par exemple ceux de Thorslund et Charnley (1988) et de Slooff *et al.* (1989). L'estimation du pouvoir cancérogène se limite à l'organe visé par la voie d'exposition pour laquelle on dispose de données suffisantes pour faire l'estimation de l'exposition de la population en général (c.-à-d. par inhalation dans l'air). On peut également comparer directement le pouvoir cancérogène estimatif des autres HAP pris en considération à celui du BaP dans le même modèle expérimental. En outre, on a tenu compte de l'ensemble de la preuve relative au pouvoir cancérogène et de la qualité de l'étude, des facteurs qui ont souvent été négligés auparavant dans l'estimation du pouvoir cancérogène des HAP. Toutefois, étant donné que Thyssen *et al.* (1981) n'ont pas précisé le type des tumeurs respiratoires obtenues dans leur étude, on ne peut pas savoir si elles étaient semblables à celles provoquées par l'implantation. De plus, seules les tumeurs des voies respiratoires ont été prises en considération dans l'estimation du pouvoir cancérogène. Il ne faut pas oublier non plus que ces indices exposition/pouvoir cancérogène «provisaires» fondés sur le pouvoir cancérogène relatif ne portent que sur une faible proportion des HAP présents dans l'ensemble de l'environnement, c'est-à-dire ceux pour lesquels on estime disposer de données adéquates relatives à la concentration et au pouvoir cancérogène relatif [c.-à-d. de 0,1 % à 23,5 % des 13 HAP mesurés à divers endroits dans une étude récente de l'air ambiant au Canada (Dann, 1992a)].

À la lumière des deux approches présentées, qui toutes deux sont limitées par l'insuffisance des bases de données, les valeurs des indices exposition/pouvoir cancérigène «provisaires» seraient de moyennes à élevées – et il en va de même de la priorité à accorder aux mesures à prendre (c.-à-d. l'analyse des options pour réduire l'exposition) – à en juger uniquement par les effets éventuels des HAP étudiés sur la santé.

À partir des données disponibles, le benzo[*a*]pyrène, le benzo[*b*]fluoranthène, le benzo[*j*]fluoranthène, le benzo[*k*]fluoranthène et l'indéno[*1,2,3-cd*]pyrène sont classés dans la catégorie des substances «probablement cancérigènes pour l'être humain» (c.-à-d. des substances qu'on estime pouvoir avoir un effet nocif à n'importe quel niveau d'exposition) et jugés toxiques au sens de l'alinéa 11*c*) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*. Cette approche est conforme à l'objectif visant à réduire dans la mesure du possible l'exposition à des substances pour lesquelles il n'existe pas de seuil d'effet critique et elle nous dispense d'établir un niveau de risque minimal afin de déterminer la toxicité au sens de la Loi.

**Par conséquent, à la lumière des données disponibles, les hydrocarbures aromatiques polycycliques benzo[*a*]pyrène, benzo[*b*]fluoranthène, benzo[*j*]fluoranthène, benzo[*k*]fluoranthène et indéno[*1,2,3-cd*]pyrène pénètrent dans l'environnement en quantité ou en concentration ou dans des conditions qui peuvent constituer un danger pour la vie ou la santé humaine.**

### 3.4 Conclusion

**Par conséquent, à la lumière des données disponibles, les hydrocarbures aromatiques polycycliques pénètrent dans l'environnement en quantité ou en concentration ou dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet nocif sur l'environnement. On juge qu'ils ne pénètrent pas dans l'environnement en quantité ou en concentration ou dans des conditions qui constituent ou peuvent constituer un danger pour l'environnement essentiel pour la vie humaine. On juge que les hydrocarbures aromatiques polycycliques benzo[*a*]pyrène, benzo[*b*]fluoranthène, benzo[*j*]fluoranthène, benzo[*k*]fluoranthène et indéno[*1,2,3-cd*]pyrène pénètrent dans l'environnement en quantité ou en concentration ou dans des conditions qui peuvent constituer un danger pour la vie ou la santé humaine.**

#### **4.0 Recommandations pour la recherche**

Afin de permettre une évaluation plus complète, on recommande d'envisager les recherches suivantes :

- Élaboration de modèles expérimentaux et théoriques pour faire l'estimation du pouvoir cancérigène d'une large gamme de HAP. Il serait souhaitable, en particulier, d'effectuer des essais biologiques dans lesquels des animaux seraient exposés par les mêmes voies par lesquelles la population en général est principalement exposée (c.-à-d. par inhalation et par ingestion) à une série de HAP choisis de façon à refléter toute la gamme des pouvoirs cancérigènes (priorité élevée).
- Mise au point de méthodes d'analyse et études additionnelles visant à déterminer la concentration d'une gamme plus étendue de HAP dans l'air ambiant, l'eau potable, les aliments et le sol (priorité élevée).
- Les concentrations les plus élevées de HAP dans l'eau ont été signalées dans les fossés d'assèchement le long des voies ferrées et des emprises des services publics. Étant donné le nombre de voies ferrées et d'emprises de services publics au Canada, il faudrait obtenir des données sur les organismes vivants qui peuplent ces fossés et ces eaux réceptrices (priorité moyenne).
- Détermination des effets néoplasiques et des effets connexes d'une exposition chronique aux HAP pour les organismes terrestres, notamment les mammifères, dans les secteurs voisins des principales sources atmosphériques de HAP (faible priorité).
- Caractérisation supérieure des effets des HAP présents dans les sédiments sur les poissons grâce à leur exposition individuelle à toute une série de HAP liés à des sédiments dans le cadre de protocoles d'exposition pertinents du point de vue de l'environnement (faible priorité).



## 5.0 Bibliographie

- Abernathy, S., A.M. Bobra, W.Y. Shiu, P.G. Wells et D. Mackay, «Acute Lethal Toxicity of Hydrocarbons and Chlorinated Hydrocarbons to Two Planktonic Crustaceans: The Key Role of Organism-water Partitioning», *Aquat. Toxicol.*, 8:163-174 (1986).
- Agriculture Canada, *Avis A92-02 : Réévaluation des agents industriels de préservation du bois*, Direction générale de la production et de l'inspection des aliments, Direction des pesticides, 2 juillet 1992, Ottawa, Ont. (1992).
- AMAI (André Marsan et Associés Inc.), «LaSalle Coke : étude de caractérisation», préparée pour Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement, Montréal, QC (1986a).
- AMAI, «Monsanto : étude de caractérisation», préparée pour Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement, Montréal, QC (1986b).
- APCE, (Association pétrolière pour la conservation de l'environnement canadien), «Fate of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in Refinery Waste Applied to Soil», préparé pour l'APCE par Environnement Canada, Conservation et Protection, Centre technique des eaux usées, Burlington, Ont., 156 p. (1988).
- Aquatic Ecostudies Limited, «Effect of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons on the Benthic Invertebrate Fauna of Kettle Creek at Port Stanley, Ontario», préparé pour le ministère de l'Environnement de l'Ontario, 21 p. (1988).
- ARGUS Groupe Conseil Inc., «Les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les sols de sites industriels canadiens», préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Montréal, QC, 32 p. (1991).
- Arkoosh, M.R., E. Casillas, E. Clemons, B. McCain et U. Varanasi, «Suppression of Immunological Memory in Juvenile Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) from an Urban Estuary», *Fish Shellfish Immunol.*, 1:261-277 (1991).
- Atkinson, R., K.R. Darnall, A.C. Lloyd, A.M. Winer et J.N. Pitts Jr., *in: Advances in Photochemistry*, vol. II, J.N. Pitts. Jr., T.G.S. Hammond, and K. Gollnick (eds.), Wiley Publ., New York, NY, 375 p. (1979).
- Atwell, L., P. Hennigar, J. Kozak, M. Morin et C. Oldreive, «Ambient Air-polynuclear Aromatic Hydrocarbons Study, Sydney, Nova Scotia», Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, région de l'Atlantique et ministère de l'Environnement de la Nouvelle-Écosse, Halifax, N.-É., 79 p. (1984).

- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), «Toxicological Profile for Benzo(a)pyrene», ATSDR/TP-88-05 (1990a).
- ATSDR, «Toxicological Profile for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons», ATSDR/TP-90-20 (1990b).
- Ayotte, P. et M. Larue, «Micropolluants organiques : campagnes d'échantillonnage printemps/été 1987 et hiver 1988», ministère de l'Environnement du Québec, Direction des écosystèmes urbains, 178 p. (1990).
- Bastian, M.V. et D.W. Toetz, «Effect of Polynuclear Hydrocarbons on Algal Nitrogen Fixation», *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 35:258-265 (1985).
- Bastian, M.V. et D.W. Toetz, «Effect of Eight Polynuclear Hydrocarbons on Growth of *Anabaena flos-aquae*», *Environ. Contam. Toxicol.*, 29:531-538 (1982).
- Baumann, P.C. et M. Mac, «Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Tumours in Brown Bullheads from the Black and Cuyahoga Rivers - Cause and Effects», *Can. Tech. Rep. Fish Aquat. Sci.*, 26 p. (1988).
- Baumann, P.C. et D.M. Whittle, «The Status of Selected Organics in the Laurentian Great Lakes: An Overview of DDT, PCBs, Dioxins, Furans and Aromatic Hydrocarbons», *Aquat. Toxicol.*, 11:241-257 (1988).
- Beak, «Landspreading of Sludges at Canadian Petroleum Facilities», préparé pour l'Association pétrolière pour la conservation de l'environnement canadien, n° 81-SA, Ottawa, Ont., 97 p. + annexes (1981).
- Bedient, P.B., A.C. Rodgers, T.C. Bouvette, M.B. Tomson et T.H. Wang, «Ground-water Quality at a Creosote Waste Site», *Ground Water*, 22:318-329 (1984).
- Behymer, T.D. et R.A. Hites, «Photolysis of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Adsorbed on Fly Ash», *Environ. Sci. Technol.*, 22:1311-1319 (1988).
- Bezak, D., ministère de l'Environnement du Manitoba. (1990). (données inédites).
- Bjørseth, A. et T. Ramdhal, *Handbook of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*, vol. 2, Marcel Dekker (Publ.), New York, NY, 416 p. (1985).
- Bjørseth, A., *Handbook of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*, Marcel Dekker (Publ.), New York, NY, 727 p. (1983).
- Bjørseth, A., G. Lunde et A. Lindskog, «Long-range Transport of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons», *Atmos. Environ.*, 13:45-53 (1979).

- Black, J.A., W.J. Birge, A.G. Westerman et P.C. Francis, «Comparative Aquatic Toxicology of Aromatic Hydrocarbons», *Fund. Appl. Toxicol.*, 3:353-358 (1983).
- Blondin, O. et C. Viau, «Benzo(a)pyrene Protein Adducts in Wild Woodchucks Used as Biological Sentinels of Environmental Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Contamination», *Arch. Environ. Contain. Toxicol.*, 23:310-315 (1992).
- Blondin, O. et C. Viau, «PAH-blood Protein Adducts in Wild Woodchucks: a Useful Bioindicator of Environmental Contamination», 30th Annual Meeting, Society of Toxicology, February 25-March 1, 1991, Dallas, TX (1991).
- Boyd, J., B. Raymond et D. Goyette, «Vancouver Harbour Benthic Environmental Quality Studies. Trace Metals and Organic Compounds in Sediments - October 1987», Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Pacifique et du Yukon, Vancouver, C.-B., 62 p. (1989).
- Brand, D. et D. Goyette, «Further Studies on the Prevalence of Idiopathic Liver Lesions in English Sole, *Parophrys vetulus*, from Vancouver Harbor, British Columbia, 1987», Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Pacifique et du Yukon, Vancouver, C.-B., 30 p. (1989).
- Brunström, B., D. Broman et C. Näf, «Embryotoxicity of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Three Domestic Avian Species, and of PAHs and Coplanar Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in the Common Eider», *Environ. Pollut.*, 67:133-143 (1990).
- Bulman, T.L., S. Lesage, P.J.A. Fowlie et M.D. Webber, «The Persistence of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in Soil», préparé pour l'Association pétrolière pour la conservation de l'environnement canadien, Ottawa, Ont., 50 p. + annexes (1985).
- Call, D.J., L.T. Brooke, S.L. Harting, S.H. Poirier et D.J. McCauley, «Toxicity of Phenanthrene to Several Freshwater Species», Center for Lake Superior Environmental Studies, University of Wisconsin, Superior, WI (1986).
- Canviro, «PAH Sediment Contamination in Kettle Creek, Port Stanley: Site Investigations and Remedial Recommendations», préparé pour le ministère de l'Environnement de l'Ontario, London, Ont., par Canviro Consultants, Waterloo, Ont. (1988).
- Casserly, D.M., E.M. Davis, T.D. Downs et R.K. Guthrie, «Sorption of Organics by *Selenastrum capricornutum*», *Water Res.*, 17:1591-1594 (1983).

- CCME (Conseil canadien des ministres de l'Environnement), «Critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés», Sous-comité du CCME sur les critères de qualité environnementale pour les lieux contaminés, rapport CCME-EPC-C534, Winnipeg, Man., 20 p. (1991).
- CCME, «Directives provisoires pour la contamination par les HAP provenant de dépôts de résidus de goudron de houille», rapport CCME-TS/WM-TRE004, Environnement Canada, Ottawa, Ont. (1989).
- Chapman, P.M., D.M. Munday et G.A. Vigers, «Determination of Contaminant Levels in Fish Species from the Fraser River: Pollutant Ecology», Report no. 647, Vancouver, B.C., 25 p. (1981).
- Christensen, E.R. et X. Zhang, «Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons to Lake Michigan Determined from Sedimentary Records», *Environ. Sci. Technol.*, 27:139-146 (1993).
- CIRC (Centre international de recherche sur le cancer), «Overall Evaluations of Carcinogenicity: An Updating of IARC Monographs Volumes 1 to 42», *IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk to Humans*, Suppl. 7, Lyon, France (1987).
- CIRC, «Polynuclear Aromatic Compounds, Part 1, Chemical, Environmental and Experimental Data», *IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans*, vol. 32, Lyon, France, pp. 33-91 (1983).
- CNRC (Conseil national de recherches Canada), «Les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans le milieu aquatique : formation, source, devenir et effets sur le biote», Comité associé du Conseil national de recherches sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, n° de publication CNRC 18981, Ottawa, Ont., 209 p. (1983).
- Cooper, P.A., «Leaching of Wood Preservatives from Treated Wood in Service», préparé pour Travaux publics Canada, Ottawa, Ont., 79 p. (1991).
- CRC, *Handbook of Chemistry and Physics*, R.C. Weast (ed.), CRC Press, Boca Raton, FL, 68th ed. (1988).
- Dann, T., communication personnelle, Centre de technologie environnementale de River Road (1992a).
- Dann, T., «Detroit Incinerator Monitoring Program. Data Report #2», Centre de technologie environnementale de River Road, Environnement Canada, Conservation et Protection, Ottawa, Ont., 15 p. (1992b). (inédit).

- Dann, T., communication personnelle à Environnement Canada, région du Québec, Centre de technologie environnementale de River Road (1991).
- Dann, T., «Ambient Air PAH Concentrations Mixture Analysis», Division de la mesure de la pollution, Environnement Canada (1990). (inédit).
- Dann, T., «Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Ambient Air of Toronto, Ontario and Montreal, Quebec», Division de la mesure de la pollution, Environnement Canada, p. 20 (1989).
- Das, B.S., «Analysis of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in Canadian Foods», rapport préparé à contrat pour le compte du Centre de recherche sur les aliments et de la Direction générale de la recherche d'Agriculture Canada, Ottawa, Ont. (1987). (inédit).
- DeGraeve, G.M., R.G. Eider, D.C. Woods et H.L. Bergmann, «Effects of Naphthalene and Benzene on Fathead Minnows and Rainbow Trout», *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 11:487-490 (1982).
- Deutsch-Wenzel, R.P., H. Brune, G. Grimmer, G. Dettbarn et J. Misfeld, «Experimental Studies in Rat Lungs on the Carcinogenicity and Dose-response Relationships of Eight Frequently Occurring Environmental Polycyclic Aromatic Hydrocarbons», *J. Natl. Cancer Inst.*, 71:539-544 (1983).
- DHM (Direction de l'hygiène du milieu), «Détermination de la toxicité au sens de l'alinéa 11c) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*», Bureau des dangers des produits chimiques, Direction générale de la protection de la santé, Santé et Bien-être social Canada, Ottawa, Ont. (sous presse). (1994).
- Dobrowsky, C.J. et C.E. Epifanio, «Accumulation of Benzo(a)pyrene in a Larval Bivalve Via Trophic Transfer», *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37:2318-2322 (1980).
- Eadie, B.J., W.R. Faust, P.F. Landrum, N.R. Morehead, W.S. Gardner et T. Nalepa, «Bioconcentration of PAH by Some Benthic Organisms of the Great Lakes», in: *Polynuclear Aromatic Hydrocarbons: Formation, Metabolism and Effects*, M. Cooke and A.J. Dennis (eds.), Batelle Press, Columbus, OH, pp. 437-450 (1983).
- EAG (Environmental Application Group Ltd.), «The Environmental Toxicology of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons», préparé pour le ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto, Ont., 296 p. (1990).
- Edwards, N.T., «Uptake, Translocation and Metabolism of Anthracene in Bush Bean *Phaseolus vulgaris*», *Environ. Toxicol. Chem.*, 5:659-665 (1986).

- Edwards, N.T., «Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in the Terrestrial Environment - A Review», *J. Environ. Qual.*, 12:427-441(1983).
- Eisenreich, S.J., B.B. Looney et J.B. Thornton, «Airborne Organic Contaminants in the Great Lakes Ecosystem», (1981). (Cité dans CNRC, 1983).
- Eisler, R., «Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Hazards to Fish, Wildlife, and Invertebrates: A Synoptic Review», U.S. Fish and Wildlife Service, Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, MD (1987).
- Envirochem, «An Inventory of Sources, Uses, and Waste Disposal Practices of Creosote in Canada», préparé pour Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, région de l'Ouest et du Nord, Edmonton, Alb., 74 p. (1991).
- ENVIRODAT, base de données sur les résultats environnementaux, Environnement Canada, Direction de la santé des écosystèmes, Ottawa, Ont. (1993).
- Environnement Canada, communication personnelle, D. Dubé, Direction des produits chimiques commerciaux, Conservation et Protection, Hull, QC (1992).
- Environnement Canada, «Atlantic Region Federal-Provincial Toxic Chemical Survey of Municipal Drinking Water Sources, Data Summary Report, Province of Nova Scotia, 1985-1988», Service de la protection de l'environnement, Direction de la qualité de l'eau, région de l'Atlantique, IWD-AR-WQB-89-154 (1989a).
- Environnement Canada, «Atlantic Region Federal-Provincial Toxic Chemical Survey of Municipal Drinking Water Sources, Data Summary Report, Province of New Brunswick, 1985-1988», Service de la protection de l'environnement, Direction de la qualité de l'eau, région de l'Atlantique, IWD-AR-WQB-89-155 (1989b).
- Environnement Canada, «Atlantic Region Federal-Provincial Toxic Chemical Survey of Municipal Drinking Water Sources, Data Summary Report, Province of Prince Edward Island, 1985-1988», Service de la protection de l'environnement, Direction de la qualité de l'eau, région de l'Atlantique, IWD-AR-WQB-89-156 (1989c).
- Environnement Canada, «Atlantic Region Federal-Provincial Toxic Chemical Survey of Municipal Drinking Water Sources, Data Summary Report, Province of Newfoundland, 1985-1988», Service de la protection de l'environnement, Direction de la qualité de l'eau, région de l'Atlantique, IWD-AR-WQB-89-157 (1989d).

- Environnement Canada, «Installation de préservation de bois à la créosote», Environnement Canada, Conservation et Protection, rapport SPE 2/WP/1, Ottawa, Ont. (1988).
- Environnement Illimitée Inc., «Caractérisation de la qualité des sédiments du port de Montréal», rapport préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Montréal, QC (1990).
- EPA (Environmental Protection Agency) des États-Unis, «Chemical Fate Rate Constants for SARA Section 113 Chemicals and Superfund Health Evaluation Manual Chemicals», Office of Toxic Substances, EPA 6-02-4254, Washington, DC, (1990).
- EPA, «Locating and Estimating Air Emissions from Sources of Polycyclic Organic Matter (POM)», EPA-45014-84-007, September (1987).
- EPA, «An Exposure and Risk Assessment for Benzo(a)pyrene and Other Polycyclic Aromatic Hydrocarbons», Office of Water Regulations and Standards, EPA/440/4-85-020, Washington, DC (1982).
- ETL (Enviro-Test Laboratory), «GC/MS Analysis - Gulf/Pincher Creek - Samples Within Process Area», préparé pour Gulf Canada Inc. et Monenco Consultants Ltd., 48 p. (1984).
- Faulkner, D.A., «Atmospheric Concentration of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in Greater Vancouver», Scientific Services Division, Atmospheric Environment Service, Report PAES-85-1, Vancouver, B.C. (1985).
- Finger, S.E., E.F. Little, M.G. Henry, J.F. Fairchild et T.P. Boyle, «Comparison of Laboratory and Field Assessment of Fluorene. Part I: Effects of Fluorene on the Survival, Growth, Reproduction and Behavior of Aquatic Organisms in Laboratory Tests», in: *Validation and Predictability of Laboratory Methods for Assessing the Fate and Effects of Contaminants in Aquatic Ecosystems*, T.P. Boyle (ed.), ASTM STP 865, Philadelphia, PA, pp. 120-133 (1985).
- Firor, J., *The Challenge of Global Warming*, D.E. Abrahamson (ed.), Island Press, Washington, DC (1989).
- Gelboin, H.V., «Benzo(a)pyrene Metabolism, Activation, and Carcinogenesis: Role and Regulation of Mixed-function Oxidases and Related Enzymes», *Physiol. Rev.*, 60:1107-1167 (1980).
- Germain, A. et M. Bisson, «Mesure d'hydrocarbures aromatiques polycycliques dans l'air ambiant au Québec (Canada)», in: *Compte rendu : 5<sup>e</sup> Colloque sur les*

- substances toxiques, 1<sup>er</sup> et 2 avril 1992. Montréal, Québec, Environnement Canada, p. 47-57 (1992).*
- Germain, A. et C. Langlois, «Contamination des eaux et des sédiments en suspension du fleuve Saint-Laurent par les pesticides organochlorés, les biphényles polychlorés et d'autres contaminants organiques prioritaires», *Water Pollut. Res. J. Can.*, 23:602-614 (1988).
- Germain, A., F. Perron et R. van Coillie, «Cheminement, écotoxicité et réglementation pour les HAP dans l'environnement», Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec (1993).
- Goyette, D., «Sédiments PAH - Vancouver Harbour, Kitimat Arm and Two B.C. Coastal Reference Areas», Environnement Canada, Direction de l'assainissement de l'environnement et du milieu marin, région du Pacifique, Vancouver, C.-B. (1991). (inédit).
- Goyette, D. et J. Boyd, «Distribution and Environmental Impact of Selected Contaminants in Vancouver Harbour, British Columbia», Environnement Canada, région du Pacifique et du Yukon, rapport du programme régional n° 89-02, Vancouver, C.-B., 99 p. (1989).
- Goyette, D., D. Brand et M. Thomas, «Prevalence of Idiopathic Liver Lesions in English Sole and Epidermal Abnormalities in Flatfish from Vancouver Harbor, British Columbia, 1986», Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Pacifique et du Yukon, Vancouver, C.-B., 48 p. (1988).
- Grimmer, G., *Environmental Carcinogens: Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Chemistry, Occurrence, Biochemistry, Carcinogenicity*, CRC Press Inc., Boca Raton, FL (1983).
- Gschwend, P.M. et R.A. Hites, «Fluxes of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons to Marine and Lacustrine Sediments in the Northeastern United States», *Geochim. Cosmochim. Acta.*, 45:2359-2367 (1981).
- Hallet, D.J., R.W. Brecher, J.O. Nriagu et M.S. Simmons, «Cycling of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in the Great Lakes Ecosystem», *Adv. Environ. Sci. Technol.*, 14: 213-238 (1984).
- Hallet, D.J., R.J. Norstrom, F.I. Onuska et M.E. Comba, in: *Proceedings of the 2nd International Symposium on Glass Capillary Chromatography*, R.E. Keiser (ed.), Allgau/Bad Durkheim, Germany (1977).
- Harrison, R.M., R. Perry et R.A. Wellings, «Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Raw, Potable and Waste Waters», *Water Res.*, 9:331-346 (1975).



- Hawkins, W.E., W.W. Walker, R.M. Overstreet, J.C. Lyttle et T.F. Lyttle, «Carcinogenic Effects of Some Polycyclic Aromatic Hydrocarbons on the Japanese Medaka and Guppy in Waterborne Exposures», *Sci. Total Environ.*, 94:155-167 (1990).
- Heinrich, U., F. Pott, U. Mohr, R. Fuhst et J. König, «Lung Tumours in Rats and Mice After Inhalation of PAH-rich Emissions», *Exp. Pathol.*, 29:29-34 (1986).
- Herbes, S.E. et L.R. Schwall, «Microbial Transformation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Pristine and Petroleum-contaminated Sediments», *Appl. Environ. Microbiol.*, 35:306-316 (1978).
- Hildebrand, L.P., «Environmental Quality in Sydney and Northeast Industrial Cape Breton, Nova Scotia», Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Direction de l'évaluation des contaminants, région de l'Atlantique, Dartmouth, N.-É., 89 p. (1982).
- Hites, R.A. et P.M. Gschwend, «The Ultimate Fates of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Marine and Lacustrine Sediments», in: *Polynuclear Aromatic Hydrocarbons: Physical and Biological Chemistry*, Sixth International Symposium, M. Cooke, A.J. Dennis, and G.L. Fisher (eds.), Battelle Press, Columbus, OH, pp. 357-366 (1982).
- Hose, J.E., «Potential Use of Sea Urchin Embryos for Identifying Toxic Chemicals: Description of a Bioassay Incorporating Cytologic, Cytogenic and Embryologic Endpoints», *J. Appl. Toxicol.*, 5:245-254 (1985).
- Hose, J.E., J.B. Hannah, H.W. Puffer et M.L. Landolt, «Histologic and Skeletal Abnormalities in Benzo(a)pyrene Treated Rainbow Trout Alevins», *Arch. Environ. Contain. Toxicol.*, 13:675-684 (1984).
- Huang, X.D., D.G. Dixon et B.M. Greenberg, «Impacts of UV Radiation and Photomodification on the Toxicity of PAHs to Higher Plant *Lemna gibba* (Duckweed)», *Environ. Toxicol. Chem.*, 12:1067-1077 (1993).
- Jackson, R.E., R.L. Patterson, B.W. Graham, J.M. Bahr, D. Bélanger, J. Lockwood et M. Priddle, «Hydrogéologie des contaminants organiques toxiques à un site d'enfouissement, Gloucester (Ontario) 1. Propriétés chimiques et évaluation du site», Direction générale des eaux intérieures, Institut national de recherches en hydrologie, n° 23, Burlington, Ont., 118 p. (1986).
- Johnson, D., «PAH Levels in Kitimat, B.C.», Ministry of the Environment of British Columbia (1991). (unpublished).

- Kaiser, K.L.E., M.E. Comba, H. Hunter, R.J. Maguire, R.J. Tkacz et R.F. Platford, «Trace Organic Contaminants in the Detroit River», *J. Great Lakes Res.*, 11:386-399 (1985).
- Kamens, R.M., Z. Guo, J.N. Fulcher et D.A. Bell, «Influence of Humidity, Sunlight and Temperature on the Daytime Decay of Polyaromatic Hydrocarbons on Atmospheric Soot Particles», *Environ. Sci. Technol.*, 22:103-108 (1988).
- Keizer, P.D., Pêches et Océans Canada, Direction générale des sciences biologiques, Bedford Institute for Oceanography, Dartmouth, N.-É. (1990). (données inédites).
- Kieley, K.M., P.A. Hennigar, R.A.F. Matheson et W.R. Ernst, «Polynuclear Aromatic Hydrocarbons and Heterocyclic Aromatic Compounds in Sydney Harbour- A 1986 Survey, Nova Scotia», Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, région de l'Atlantique, EPS-5-AR-88-7, Dartmouth, N.-É., 41 p. (1988).
- Kieley, K.M., R.A.F. Matheson et P.A. Hennigar, «Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in the Vicinity of Two Atlantic Region Wood Preserving Operations», Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, région de l'Atlantique, EPS-5-AR-86-3, Dartmouth, N.-É., 28 p. (1986).
- Korfmacher, W.A., E.L. Wehry, G. Mamantov et D.F.S. Natush, «Resistance to Photochemical Transformations of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Adsorbed on Coal Fly Ash», *Science*, 207:1094-1099 (1980).
- Krahn, M.M., L.D. Rhodes, M.S. Myers, L.K. Mooree, W.D. MacLeod et D.C. Malins, «Associations Between Metabolites of Aromatic Compounds in Bile and the Occurrence of Hepatic Lesions in English Sole (*Parophrys vetulus*) from Puget Sound, Washington», *Arch. Environ. Contain. Toxicol.*, 15:61-67 (1986).
- Krantzberg, G. et D. Boyd, «The Biological Significance of Contaminants in Sediment from Hamilton Harbour, Lake Ontario», *Environ. Toxicol. Chem.*, 11:1527-1540 (1992).
- Kuntz, K.W., Environnement Canada, Direction de la qualité de l'eau, région de l'Ontario, Burlington, Ont. (1990). (inédit).
- Landrum, P.F. et D. Scavia, «Influence of Sediment on Anthracene Uptake, Depuration and Biotransformation by the Amphipod *Hyaella azteca*», *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 40:298-305 (1983).

- Lane, P. and Associates, Loucks Oceanology Ltd. et Manna Marine Enterprises Ltd., «Sydney Tar Ponds Clean-Up Marine Monitoring Implementation», Project E-222, prepared for Acres International Ltd. (1990).
- Langlois, C., Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec (1989). (inédit).
- Lapierre, L., Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec (1989). (inédit).
- Larsen, P.F., D.F. Gadbois et A.C. Johnson, «Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Gulf of Maine Sediments: Distribution and Mode of Transport», *Mar. Environ. Res.*, 4:231-244 (1986).
- Laskin, S., M. Kuschner et R.T. Drew, «Studies in Pulmonary Carcinogenesis», *in: Inhalation Carcinogenesis*, M.G. Hanna, Jr., P. Nettesheim, and J.R. Gilbert, (eds.), AEC Symposium Series No. 18, Oak Ridge, TN, Oak Ridge Division of Technical Information, U.S. Atomic Energy Commission, pp. 321-351 (1970).
- LEI (Lavalin Environnement Inc.), «HAP dans l'air ambiant au Québec. (Campagnes automne 1989 - hiver 1990)», rapport préparé pour la Division du contrôle de la pollution atmosphérique et des toxiques, Environnement Canada, Conservation et Protection, Direction de la protection de l'environnement, région du Québec, 103 p. (1992a). (inédit).
- LEI, «HAP dans l'air ambiant au Québec. (Campagnes automne 1990 - hiver 1991)», rapport préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Direction de la protection de l'environnement, Division du contrôle de la pollution atmosphérique et des toxiques, région du Québec, 111 p. (1992b). (inédit).
- LEI, «Étude sur les hydrocarbures aromatiques polycycliques. Technologies de réduction des émissions et besoins de développement», préparée pour Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Montréal, QC (1990).
- Lemke, A.E. et R.L. Anderson, «Insect Interlaboratory Toxicity Test Comparison Study for the Chironomid (*Paratanytarsus* sp.) Procedure», U.S. Environmental Protection Agency, EPA-600/3-84-054, Duluth, MN, 15 p. (1984).
- LGL (Lalonde, Girouard, Letendre et Associés), «PAH Emissions into the Environment in Canada - 1990», préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Montréal, QC (1993).

- Ligocki, M.P., C. Leuenberger et J.F. Pankow, «Trace Organic Compounds in Rain-II. Gas Scavenging of Neutral Organic Compounds», *Atmos. Environ.*, 19:1609-1617 (1985).
- Linder, G. et H.L. Bergman, «Periodic Depuration of Anthracene Metabolites by Rainbow Trout», *Trans. M. Fish. Soc.*, 113:513-520 (1984).
- Lockhart, W.L., communication personnelle, Pêches et Océans Canada, Institut des eaux douces, Winnipeg, Man. (1990).
- Lu, P.Y., R.L. Metcalfe, N. Plummer et D. Mandel, «The Environmental Fate of Three Carcinogens, Benzo(a)pyrene, Benzidine and Vinyl Chloride Evaluated in Laboratory Model Ecosystems», *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 6:129-142 (1977).
- Lunde, G. et A. Bjørseth, «Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Long-range Transported Aerosols», *Nature*, 268:518-519 (1977).
- Lyman, W.J., W.F. Reehl et D.H. Rosenblatt, *Handbook of Chemical Property Estimation Methods*, McGraw Hill, New York, NY (1982).
- Maccubbin, A.E., J.J. Black et B.P. Dunn, «<sup>32</sup>P-Post-labeling Detection of DNA Adducts in Fish from Chemically Contaminated Waterways», *Sci. Total Environ.*, 94:89-104 (1990).
- Maccubbin, A.E., P. Black, L. Trzeciak et J.J. Black, «Evidence for Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in the Diet of Bottom-feeding Fish», *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 34:876-882 (1985).
- Mackay, D. et W.Y. Shiu, «Aqueous Solubility of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons», *J. Chem. Eng. Data*, 22:399-402 (1977).
- Mailhot, H., «Prediction of Algal Bioaccumulation and Uptake Rate of Nine Organic Compounds by Ten Physicochemical Properties», *Environ. Sci. Technol.*, 21:1009-1013 (1987).
- Malins, D.C., M.M. Krahn, D.W. Brown, L.D. Rhodes, M.S. Myers, B. McCain et S.L. Chan, «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 (1985a).
- 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, «Toxic Chemicals in Sediment and Biota from a Creosote-polluted Harbor: Relationships with Hepatic Neoplasms and Other

- Hepatic Lesions in English Sole (*Parophrys vetulus*)», *Carcinogenesis*, 10:1463-1469 (1985b).
- Malins, D.C., B.B. McCain, D.W. Brown, S.L. Chan, M.A. Myers, J.T. Landahl, P.C. Prohaska, A.J. Friedman, L.D. Rhodes, D.G. Burrows, W.D. Gronlund et H.U. Hodgins, «Chemical Pollutants in Sediments and Diseases of Bottom-dwelling Fish in Puget Sound, Washington», *Environ. Sci. Technol.*, 18:705-713 (1984).
- Matheson, R.A.F., G.L. Trider, W.R. Ernst, K.G. Hamilton et P.A. Hennigar, «Investigation of Polynuclear Aromatic Hydrocarbon Contamination of Sydney Harbour, Nova Scotia», Environnement Canada, région de l'Atlantique, EPS-5-AR-83-6, 86 p. (1983).
- McCain, B.B., D.C. Malins, M.M. Krahn, D.W. Brown, W.D. Gronlund, L.K. Moore et S.-L. Chan, «Uptake of Aromatic and Chlorinated Hydrocarbons by Juvenile Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in an Urban Estuary», *Arch. Environ. Contain. Toxicol.*, 19:10-16 (1990).
- MEO (ministère de l'Environnement de l'Ontario), «Drinking Water Surveillance Program Overview Annual Report 1987», Toronto, Ont. (1989).
- MEO, «Drinking Water Survey of Selected Municipalities in the Niagara Area and Lake Ontario», Toronto, Ont. (1984).
- Merck Index, *An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals*, 11th Edition, S. Budavari, M.J. O'Neil, A. Smith, and P.E. Heckelman (eds.), Merck and Co., Rahway, NJ (1989).
- Metcalf, C.D., G.C. Balch, V.W. Cairns, J.D. Fitzsimons et B.P. Dunn, «Carcinogenic and Genotoxic Activity of Extracts from Contaminated Sediments in Western Lake Ontario», *Sci. Total Environ.*, 94:125-141(1990).
- Miguel, A.H. et S.K. Friedlander, «Distribution of Benzo(a)pyrene and Coronene with Respect to Particle Size in Pasadena Aerosols in the Submicron Range», *Atmos. Environ.*, 12:2407-2413 (1978).
- Millemann, R.E., W.J. Binje, J.A. Black, R.M. Curham, K.L. Daniels, P.J. Franco, J.M. Giddings, J.F. McCarthy et A.J. Stewart, «Comparative Acute Toxicity to Aquatic Organisms of Components of Coal-derived Synthetic Fuels», *Trans. Am. Fish. Soc.*, 113:74-85 (1984).
- Murphy, P.P., T.S. Bates, H.C. Curl, R.A. Feely et R.S. Burger, «The Transport and Fate of Particulate Hydrocarbons in an Urban Fjord-like Estuary», *Estuar. Coast Shelf Sci.*, 27:461-482 (1988).

- Murphy, T.P., H. Brouwer, M.E. Fox, E. Nagy, L. McArdle et A. Moller, «Assessment of the Coal Tar Contamination Near Randle Reef, Hamilton Harbour», Institut national de recherche sur les eaux, service de recherche sur les lacs, Burlington, Ont. (1993).
- Myers, M.S., «Overview of Studies on Liver Carcinogenesis in English Sole from Puget Sound: Evidence for a Xenobiotic Chemical Etiology I: Pathology and Epizootiology», *Sci. Total Environ.*, 94:33-50 (1990).
- Nagy, E., J.H. Carey et E.D. Ongley, «Under-ice Hydrocarbons in the Mackenzie River», Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington, Ont. (1989).
- Nagy, E., J.H. Carey et E.D. Ongley, «Hydrocarbons in the Mackenzie River», Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington, Ont., 7 p. (1987).
- Neal, J. et R.H. Rigdon, «Gastric Tumours in Mice Fed Benzo(a)pyrene: A Quantitative Study», *Texas Reports on Biology and Medicine*, 25:553-557 (1967).
- Neff, J.M., «Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment. Sources, Fates and Biological Effects», Applied Science Publishers Ltd., Essex, England, 262 p. (1979).
- Newsted, J.L. et J.P. Giesy, «Predictive Models for Photoinduced Acute Toxicity of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons to *Daphnia magna*», *Environ. Toxicol. Chem.*, 6:445-461(1987).
- NRC (National Research Council), «Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Evaluation and Effects», Committee on Pyrene and Selected Analogues, Board on Toxicology and Environmental Health Hazards, Commission on Life Sciences, National Academy Press, Washington, DC (1983).
- O'Neill, H.J. et K.M. Kieley, «Polynuclear Aromatic Hydrocarbons: Atlantic Region Data Summary and Review», Environnement Canada, Conservation et Protection, Moncton, N.-B., 64 p. (1992).
- Oris, J.T. et J.P. Giesy, «The Photo-induced Toxicity of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons to Larvae of the Fathead Minnow *Pimephales promelas*», *Chemosphere*, 16:1395-1404 (1987).
- Oris, J.T., A. Tilghman, Hall et J.D. Tylka, «Humic Acids Reduce the Photo-induced Toxicity of Anthracene to Fish and *Daphnia*», *Environ. Toxicol. Chem.*, 9:575-583 (1990).

- Ortech International, «MOE Toxic Chemical Emission Inventory for Ontario Eastern North America», préparé pour le ministère de l'Environnement de l'Ontario, rapport préliminaire n° P89-5-5429/06 (1990).
- Payne, J.F., J. Kiceniuk, L.L. Fancey, U. Williams, G.L. Fletcher, A. Rahimtula et B. Fowler, «What Is a Safe Level of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons for Fish: Subchronic Toxicity Study on Winter Flounder (*Pseudopleuronectes americanus*)», *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 45:1983-1993 (1988).
- Pierce, R.C. et M. Katz, «Dependency of Polynuclear Aromatic Hydrocarbon Content on Size Distribution of Atmospheric Aerosols», *Environ. Sci. Technol.*, 9:347-353 (1975).
- Pruell, R.J., J.L. Lake, W.R. Davies et J.G. Quinn, «Uptake and Depuration of Organic Contaminants by Blue Mussels *Mytilus edulis* Exposed to Environmentally Contaminated Sediments», *Mar. Biol.*, 91:497-508 (1986).
- Pupp, C., R. Lao, J. Murray et R. Pottie, «Equilibrium Vapor Concentrations of Some Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, As<sub>4</sub>O<sub>6</sub> and SeO<sub>2</sub>, and the Collection Efficiencies of these Air Pollutants», *Atmos. Environ.*, 8:915-925 (1974).
- Radding, S.B., T. Mill, C.W. Gould, D.H. Liu, H.L. Johnson, D.C. Bomberger et C.V. Fojs, «The Environmental Fate of Selected Polynuclear Aromatic Hydrocarbons», U.S. Environmental Protection Agency, Office of Toxic Substances, EPA 560/5-75-009, Washington, DC, 122 p. (1976).
- Ramanathan, V., R.J. Cicerone, H.B. Singh et J.T. Kiehl, «Trace Gases and Their Potential Role in Climate Change», *J. Geophys. Res.*, 90:(D3), 5547-5566.
- RDRC (Resources Development Research Centre), «National Overview of Abandoned Coal Gasification Works in Canada», rapport du Resources Development Research Centre de l'université Carleton, pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Ottawa, Ont., 51 p. (1987).
- Ringuette, S., A. Germain, C. Gonthier et F. Perron, «Présence des HAP dans l'environnement canadien : Résumé de la situation», Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Montréal, QC, 36 p. + annexes (1993).
- Sadtler Research Laboratories, «Infrared Spectra of Priority Pollutants and Toxic Chemicals», Sadtler Research Laboratories, Philadelphia, PA (1982).
- Santodonato, J., P. Howard et D. Basu, «Health and Ecological Assessment of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons», *J. Environ. Pathol. Toxicol.*, 5:1-368 (1981).

- Santodonato, J., P. Howard, D. Basu, S. Lande et J.K. Selkirk, «Health Assessment Document for Polycyclic Organic Matters», Report EPA-600/9-79-008, Washington, DC (1979). (As cited in Smith, 1984).
- Schiewe, M.H., D.W. Weber, M.S. Myers, F.J. Jacques, W.L. Reichert, C.A. Krone, D.C. Malins, B.B. McCain, S.L. Chan et U. Varanasi, «Induction of Foci of Cellular Alteration and Other Hepatic Lesions in English Sole (*Parophrys vetulus*) Exposed to an Extract of an Urban Marine Sediment», *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 48:1750-1759 (1991).
- Shugart, L.R., «Detection and Quantitation of Benzo(a)pyrene-DNA Adducts in Brain and Liver Tissues of Beluga Whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence and Mackenzie Estuaries», in: *Pour l'avenir du béluga, Compte rendu du Forum international pour l'avenir du béluga*, J. Prescott et M. Gauquelin (éd.), Presses de l'Université du Québec, Québec, p. 219-223 (1990).
- Shugart, L.R., «Quantitation of Chemically Induced Damage to DNA of Aquatic Organisms by Alkaline Unwinding Assay», *Aquat. Toxicol.*, 13:43-52 (1988).
- Sims, R.C. et M.R. Overcash, «Fate of Polycyclic Aromatic Compounds in Soil-plant Systems», *Residue Rev.*, 88:1-68 (1983).
- Sirota, G.R., J.F. Uthe, A. Streedharan, R. Matheson, G.J. Musial et K. Hamilton, «Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in Lobster (*Homarus americanus*) and in the Vicinity of a Coking Facility», in: *Polynuclear Aromatic Hydrocarbons Formation, Metabolism and Measurement*, M. Cooke and A.J. Dennis (eds.), Batelle Press, OH, pp. 1123-1136 (1983).
- Siaga, T.J., G.L. Gleason, G. Mills, L. Ewald, P.P. Fu, H.M. Lee et R.G. Harvey, «Comparison of the Skin Tumour-initiating Activities of Dihydrodiols and Diol-epoxides of Various Polycyclic Aromatic Hydrocarbons», *Cancer Res.*, 40:1981-1984 (1980).
- Slooff, W., J.A. Janus, A.J.C.M. Matthijsen, G.K. Montizaan et J.P.M. Ros (eds.), «Integrated Criteria Document PAHs», National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM), Buthoven, Netherlands, Report no. 758474011, 199 p. (1989).
- Smith, I.M., «PAH from Coal Utilization - Emissions and Effects», IEA Coal Research, London, England, ICTIS/TR 29 (1989).
- Smith, J.H., W.R. Mabey, N. Bohonos, B.R. Holt, S.S. Lee, T.W. Chov, D.C. Bamberger et T. Mill, «Environmental Pathways of Selected Chemicals in



- Freshwater Systems, Part II: Laboratory Studies», U.S. Environmental Protection Agency, EPA 600/7-78-074, Washington, DC, 405 p. (1978).
- Solbakken, J.E., S. Tilseth et K.H. Palmork, «Uptake and Elimination of Aromatic Hydrocarbons and Chlorinated Biphenyl in Eggs and Larvae of Cod *Gadus morhua*», *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 16:297-301 (1984).
- Southworth, G.R., «The Role of Volatilization in Removing Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from Aquatic Environments», *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 21:507-514 (1979).
- Southworth, G.R., J.J. Beauchamp et P.K. Schmieden, «Bioaccumulation Potential of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in *Daphnia pulex*», *Water Res.*, 12:973-977 (1978).
- Spacie, A., P.F. Landrum et G.J. Leversee, «Uptake, Depuration and Biotransformation of Anthracene and Benzo(a)pyrene in the Gill Fish», *Ecotox. Environ. Safety*, 7:330-341(1983).
- SRI (Stanford Research Institute), «International Chemical Economics Handbook» (1985). (As cited in Slooff *et al.*, 1989).
- SRI, «Directory of Chemical Producers», Menlo Park, CA (1980). Statistique Canada, Catalogue 45-004, mensuel, vol. 44, n° 11, novembre (1989).
- Stein, J.E., W.L. Reichert, M. Nishimoto et U. Varanasi, «Overview of Studies on Liver Carcinogenesis in English Sole from Puget Sound; Evidence for a Xenobiotic Chemical Etiology II: Biochemical Studies», *Sci. Total Environ.*, 94:51-69 (1990).
- Suess, M.J., «The Environmental Load of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons» (1976). (As cited in Bjørseth *et al.*, 1979).
- Swain, L.G. et D.G. Walton, «Fraser River Monitoring - Report on the 1988 Fish Monitoring Program», Ministry of the Environment, British Columbia, 147 p. (1989).
- Tardif, M. et C. Chiu, «Method Development on the Analysis of PAH Isomers», Environnement Canada, Direction du développement technologique, Centre de technologie environnementale de River Road, Division de la chimie, n° de référence CD920303 (1992). (données inédites).
- Tecsult, «Garde côtière canadienne - base de Sorel : étude de caractérisation complémentaire», préparée pour Transports Canada (1989).

- Thorslund, T. et G. Charnley, «Comparative Potency Approach for Estimating the Cancer Risk Associated with Exposure to Mixtures of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons», ICF-Clement Associates, Washington, DC, Interim Final Report prepared for U.S. EPA Office of Health and Environmental Assessment, Contract No. 68-02-4403 (1988). (unpublished).
- Thyssen, J., J. Althoff, G. Kimmerle et U. Mohr, «Inhalation Studies with Benzo[a]pyrene in Syrian Golden Hamsters», *J. Natl. Cancer Inst.*, 66:575-577 (1981).
- Trucco, R.G., F.R. Englehardt et B. Tracey, «Toxicity, Accumulation and Clearance of Aromatic Hydrocarbons in *Daphnia pulex*», *Environ. Poll., ser. A*, 31:191-202 (1983).
- Utth J.F. et C.J. Musial, «Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Contamination of American Lobster, *Homarus americanus*, in the Proximity of a Coal-cooking Plant», *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 37:730-738 (1986).
- van Coillie, R., N. Bermingham, C. Blaise, R. Vezeau et J. Lakshuminarayanan, «Integrated Ecotoxicological Evaluation of Effluents from Dumpsites», in: *Advances of Environmental Sciences and Technology*, J.M. Wiley, New York, NY, 22:161-191(1990).
- van Noort, P.C.M. et E. Wondergem, «Scavenging of Airborne Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by Rain», *Environ. Sci. Technol.*, 19:1044-1048 (1985).
- van Vaeck, L. et K. van Cauwenbeege, «Cascade Impactor of the Size Distribution of the Major Classes of Organic Pollutants in Atmospheric Particulate Matter», *Atmos. Environ.*, 12:2229-2239 (1978).
- Vandermeulen, J.H., «PAH and Heavy Metal Pollution of the Sydney Estuary: Summary and Review of Studies to 1987», *Rapport technique sur l'hydrographie et les sciences océaniques*, n° 108 (1989).
- Varanasi, U., J.E. Stein et M. Nishimoto, «Biotransformation and Disposition of PAH in Fish», in: *Metabolism of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment*, U. Varanasi (ed.), CRC Press, Boca Raton, FL, 4:93-151(1989).
- Wakeham, S.G., C. Schaffer et W. Giger, «Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Recent Lake Sediments - I. Compounds Having Anthropogenic Origins», *Geochim. Cosmochim. Acta.*, 44:403-413 (1980).
- Wan, M.T., «Utility Right-of-way Contaminants: Polycyclic Aromatic Hydrocarbons», Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Pacifique et du Yukon, North Vancouver, C.-B. (1993). (données inédites).

- Wan, M.T., «Railway Right-of-way Contaminants in the Lower Mainland of British Columbia: Polycyclic Aromatic Hydrocarbons», *J. Environ. Qual.*, 20:228-234 (1991).
- Wang, T.H., C. Curran, P. Bedient et M. Tomson, «Ground Water Contamination at Conroe Creosote Waste Disposal Site», in *Proceedings, Second International Conference on Ground Water Quality Research*, Tulsa, OK (1983). (As cited in Bedient *et al.*, 1984).
- Warshawsky, D., T. Cody, M. Radike, B.A. Smiddy et B. Nagel, «Toxicity and Metabolism of Benzo(a)pyrene in the Green Algae *Selenastrum capricornutum*», in: *Polynuclear Aromatic Hydrocarbons: Formation, Metabolism, and Effects*, M. Cooke and A.J. Dennis (eds.), Batelle Press, Columbus, OH, pp. 1235-1245 (1983).
- Wendland, T., «1978-79 Sydney Harbour Survey; Benthic Fauna Distribution and Related Studies», Environmental Technology Project, College of Cape Breton, Sydney, N.S. (1979). (As cited in Hildebrand, 1982).
- Westerholm, R.N., T.E. Alsberg, A.B. Frommelin, M.E. Strandell, V. Ranney, L. Winquist, V. Grigoriadis et K.E. Egebäck, «Effect of Fuel Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Content on the Emissions of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Other Mutagenic Substances from a Gasoline-fueled Automobile», *Environ. Sci. Technol.*, 22:925-930 (1988).
- Wild, S.R. et K.C. Jones, «Biological and Abiotic Losses of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons (PAHs) from Soils Freshly Amended with Sewage Sludge», *Environ. Toxicol. Chem.*, 12:5-12 (1993).
- Wild, S.R., M.L. Berrow et K.C. Jones, «The Persistence of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons (PAH) in Sewage Sludge Amended Agricultural Soils», *Environ. Pollut.*, 72:141-157 (1991).
- Windsor, J.G. et R.A. Hites, «Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Gulf of Maine Sediments and Nova Scotia Soils», *Geochim. Cosmochim. Acta.*, 43:27-33 (1979).
- Wislocki, P.G. et A.Y.H. Lu, «Carcinogenicity and Mutagenicity of Proximate and Ultimate Carcinogens of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons», *Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Carcinogenesis: Structure-Activity Relationships*, vol. I, S.K. Yang and B.D. Silverman (eds.), CRC Press Inc., Boca Raton, FL, pp. 1-30 (1988).

WMS Associates Ltd., Intera Technologies et Institut national de recherche sur les eaux,  
«Investigation of Suspected PAH Contamination of Groundwater, Newcastle,  
New Brunswick», WMS 2988, Fredericton, N.-B., 29 p. (1989).

Wong, L. et H. Bailey, Environnement Canada, Conservation et Protection, Moncton,  
N.-B. (1990). (inédit).