



*Loi canadienne sur
la protection
de l'environnement*

Liste des substances d'intérêt prioritaire
Rapport d'évaluation

Pentachlorobenzène



Gouvernement
du Canada

Government of
Canada

Environnement
Canada

Environment
Canada

Santé
Canada

Health
Canada



Liste des substances d'intérêt prioritaire
Rapport d'évaluation

Pentachlorobenzène

Gouvernement du Canada
Environnement Canada
Santé Canada

Also available in English under the title:
Canadian Environmental Protection Act
Priority Substances List
Assessment Report: Pentachlorobenzene

DONNÉES DE CATALOGAGE AVANT PUBLICATION (CANADA)

Vedette principale au titre:

Pentachlorobenzène

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

Publ. aussi en anglais sous le titre: Pentachlorobenzene.

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

Comprend des références bibliographiques.

ISBN 0-662-98666-0

N^o de cat. En40-215/26F

1. Pentachlorobenzène – Aspect de l'environnement.
2. Pentachlorobenzène – Toxicité – Tests.
3. Environnement – Surveillance – Canada.
 - I. Canada. Environnement Canada.
 - II. Canada. Santé Canada.
 - III. Coll.

TD427.P32P5614 1993 363.73'84 C94-980030-9



Groupe	Canada
Communication	Communication
Canada	Group
Édition	Publishing

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1993
Groupe Communication Canada — Édition
Ottawa, Canada K1A 0S9
N^o de cat. En40-215/26F
ISBN 0-662-98666-0



Imprimé sur du papier recyclé

Table des matières

Synopsis	v
1.0 Introduction	1
2.0 Sommaire des données critiques pour l'évaluation de la «toxicité»	4
2.1 Description, propriétés, production et utilisations	4
2.2 Pénétration dans l'environnement	5
2.3 Informations sur l'exposition.....	7
2.3.1 Devenir.....	7
2.3.2 Concentrations	9
2.4 Informations sur les effets.....	12
2.4.1 Animaux de laboratoire et <i>in vitro</i>	12
2.4.2 Humains	16
2.4.3 Écotoxicologie	16
3.0 Évaluation de la «toxicité» au sens de la LCPE	17
3.1 Alinéa 11 <i>a</i>) - L'environnement	17
3.2 Alinéa 11 <i>b</i>) - L'environnement essentiel à la vie humaine	19
3.3 Alinéa 11 <i>c</i>) - La vie ou la santé humaine.....	19
3.4 Conclusion	22
4.0 Recommandations	23
5.0 Bibliographie	24

Liste des tableaux

Tableau 1 :	Estimation des principaux rejets de pentachlorobenzène dans l'environnement canadien.....	6
Tableau 2:	Estimation de la pire exposition journalière totale d'un mammifère piscivore près de la région du Niagara, en Ontario.....	18
Tableau 3 :	Dose journalière estimée ($\mu\text{g}/\text{kg}$) de pentachlorobenzène absorbée par la population en général du Canada.....	20

Synopsis

Le pentachlorobenzène n'est pas produit au Canada et il n'y a actuellement aucune demande commerciale au pays pour cette substance. Compte tenu des données restreintes à notre disposition, les 2 sources les plus importantes d'introduction de cette substance dans l'environnement canadien sont le déversement de liquides diélectriques ainsi que le transport et le dépôt à grande distance. On l'a décelée dans des prélèvements d'air, d'eaux de surface, d'eau de pluie, de sédiments et de biote recueillis à divers endroits au Canada. L'élimination du pentachlorobenzène dans l'air et dans les eaux de surface se fait par dégradation, par exemple par photo-oxydation et biodégradation, mais il peut persister et s'accumuler en milieu anaérobique dans des sédiments et des sols enfouis.

La concentration la plus élevée de pentachlorobenzène qui a été mesurée dans des eaux de surface au Canada était plus de 10 000 fois plus faible que le seuil d'effet estimé chez les espèces aquatiques les plus sensibles. Dans le cas de la faune, l'absorption alimentaire de cette substance estimée pour les mammifères piscivores dans les pires conditions était plus de 400 fois plus faible que le seuil d'effet estimé à partir d'études effectuées sur des mammifères en laboratoire. Bien qu'une forte exposition des organismes benthiques au pentachlorobenzène dans les sédiments puisse se produire dans certains écosystèmes aquatiques au Canada, on ne possède pas de données pertinentes sur les effets toxicologiques chez ces organismes. Ainsi, il n'est pas possible de déterminer si des concentrations de cette substance dans les sédiments pourraient avoir des effets nuisibles sur ce biote.

À l'heure actuelle, les taux de rejet de pentachlorobenzène dans l'environnement sont faibles. Il s'élimine de l'atmosphère par photo-oxydation et précipitation, si bien que sa concentration dans l'air est faible. En tant que tel, on ne s'attend pas qu'il contribue de façon notable au réchauffement planétaire ni à l'amincissement de l'ozone stratosphérique.

D'après les données limitées disponibles sur des concentrations de pentachlorobenzène dans l'air ambiant, dans l'eau potable et dans des aliments, on a estimé la dose journalière moyenne totale de pentachlorobenzène absorbée par divers groupes d'âge représentant l'ensemble de la population. Ces doses sont plus faibles (d'environ 250 à 1 000 fois) que la dose journalière admissible calculée d'après les données tirées d'études chez des animaux de laboratoire. Chez des nourrissons dont la dose est élevée uniquement pour une brève période de leur vie, la dose journalière moyenne totale estimée est 5 fois plus faible que la dose journalière admissible. La dose journalière admissible est la quantité à laquelle on croit qu'une personne peut être exposée pendant toute sa vie sans subir d'effet délétère.

À partir de ces considérations, on a conclu que les renseignements disponibles sont insuffisants pour déterminer si le pentachlorobenzène pénètre dans l'environnement en quantités ou dans des conditions pouvant être nocives pour l'environnement. On a toutefois conclu que le pentachlorobenzène ne pénètre pas dans l'environnement en quantités ou dans des conditions susceptibles de mettre en danger l'environnement essentiel à la vie humaine, ou de constituer un danger pour la vie ou la santé humaine.

1.0 Introduction

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* exige que les ministres de l'Environnement et de la Santé préparent et publient une liste de substances d'intérêt prioritaire, à savoir les produits chimiques, les groupes de produits chimiques, les effluents et les déchets, qui peuvent se révéler nocives pour l'environnement ou constituer un danger pour la santé des êtres humains. La Loi exige également qu'ils évaluent ces substances et déterminent si elles sont «toxiques» au sens de l'article 11 de la Loi, selon lequel :

«[...] 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» en vertu de cet article peuvent être inscrites à l'Annexe I de la Loi et faire l'objet éventuellement de règlements, de lignes directrices ou de codes de pratique visant à régir un aspect quelconque de leur cycle de vie, à partir de l'étape de la recherche et de la mise au point jusqu'à la fabrication, l'utilisation, l'entreposage, le transport et l'élimination finale.

Pour évaluer si le pentachlorobenzène est «toxique» au sens de la LCPE, on a déterminé s'il **pénètre** ou peut pénétrer dans l'environnement canadien en une concentration ou en une quantité ou dans des conditions qui pourraient entraîner l'**exposition** des êtres humains ou d'autres éléments du biote à un point tel qu'il pourrait en résulter des **effets** nocifs.

L'évaluation servant à déterminer si le pentachlorobenzène est «toxique» pour la santé humaine au sens de la LCPE repose principalement sur une documentation dressée par le personnel de Santé Canada pour le Programme international sur la sécurité des substances chimiques (PISSC). Entre 1984 et 1987, le personnel de ce ministère a examiné des données originales pertinentes à l'évaluation des risques pour la santé associés à une exposition aux benzènes chlorés (sauf l'hexachlorobenzène), aux fins

de la rédaction d'un projet de document sur les critères de santé environnementale (CSE) du PISSC. L'évaluation courante a été mise à jour et étendue pour souligner les données les plus utiles à l'évaluation des risques associés à l'exposition au pentachlorobenzène dans l'environnement général au Canada.

En vue du document du PISSC, on a consulté une grande diversité de bases de données scientifiques afin de mettre à jour les renseignements obtenus dans les premiers rapports des entrepreneurs, y compris une bibliographie annotée sur les chlorobenzènes (sauf l'hexachlorobenzène) par Peter Strahlendorf (1978) et un document de critères sur les chlorobenzènes (y compris l'hexachlorobenzène) rédigé par Michael Holliday and Associates (1984a; 1984b). Les points de contact du PISSC et un groupe de travail d'experts se sont réunis en juin 1990 afin de relever d'autres renseignements pendant un examen par les pairs du projet de document sur les critères de la santé environnementale. Plus récemment, en février 1991, on a consulté les bases de données ENVIROLINE, Chemical Abstracts, Pollution Abstracts, Environmental Bibliography, IRIS, MEDLINE et BIOSIS afin d'obtenir les plus récentes données se rapportant à l'évaluation des risques pour la population du Canada. Les données utiles obtenues après l'achèvement de ces sections du rapport (mars 1992) et servant à déterminer si le pentachlorobenzène est «toxique» pour la santé humaine n'ont pas été incorporées.

Les données jugées utiles pour déterminer si le pentachlorobenzène est «toxique» pour l'environnement ont été obtenues à la suite de consultations en direct faites en novembre 1990 dans les bases de données ASFA, BIOSIS, CAB Abstracts, Chemical Abstracts, CESARS, CIS, ENVIROLINE, Hazardous Substances et IRPTC. La préparation du présent rapport nous a également amenés à consulter un résumé des renseignements sur la toxicité environnementale, le devenir et les niveaux de pentachlorobenzène dans l'environnement canadien, préparé sous contrat par Diane Koniecki (novembre 1991). Les renseignements reçus après mars 1993 n'ont pas été incorporés aux sections environnementales du rapport.

Bien que des articles faisant le point sur la situation aient été consultés lorsque cela a été jugé pertinent, toutes les études originales sur lesquelles est basée la détermination du caractère «toxique» au sens de la LCPE ont été évaluées de manière critique par des personnes au service de Santé Canada (exposition humaine et effets sur la santé humaine) et d'Environnement Canada (pénétration, exposition et effets sur l'environnement). Les fonctionnaires suivants ont contribué à la rédaction du rapport:

A.M. Bobra (Environnement Canada)
D. Boersma (Environnement Canada)
L. Brownlee (Environnement Canada)
M. Giddings (Santé Canada)

R. Gomes (Santé Canada)
K.M. Lloyd (Environnement Canada)
M.E. Meek (Santé Canada)

B. Idris et R.G. Liteplo, de Santé Canada, ont également participé à la mise au point de ce rapport d'évaluation.

Ce rapport donne un aperçu des résultats qui paraîtront dans la *Gazette du Canada*. On a inclus dans la section 2.0 un résumé de l'information technique essentielle à l'évaluation, qui est présentée de manière plus détaillée dans un document à l'appui inédit. La détermination de la nature «toxique» du pentachlorobenzène au sens de la LCPE est présentée dans la troisième section.

Dans le cadre du processus de révision et d'approbation établi par Environnement Canada, les sections du rapport d'évaluation portant sur l'environnement ont été revues par B. Oliver (Zenon Environmental Laboratories), M. Rankin (Dow Chemical Canada Inc.) et H. Rogers (Pêches et Océans Canada, Institut des sciences de la mer). Les sections traitant des effets sur la santé humaine ont été approuvées par le Comité de décision sur les normes et recommandations du Bureau des dangers des produits chimiques de Santé Canada. Le rapport d'évaluation complet a été passé en revue et approuvé par le Comité de gestion de la LCPE d'Environnement Canada et de Santé Canada.

On peut se procurer des exemplaires de ce rapport d'évaluation et du document à l'appui inédit aux endroits suivants :

Centre d'hygiène du milieu
Santé Canada
Pièce 104
Pré Tunney
Ottawa (Ontario) Canada
K1A 0L2

Direction des produits
chimiques commerciaux
Environnement Canada
14^e étage
Place Vincent-Massey
351, boulevard Saint-Joseph
Hull (Québec) Canada
K1A 0H3

2.0 Sommaire des données critiques pour l'évaluation de la «toxicité»

2.1 Description, propriétés, production et utilisations

Le pentachlorobenzène (numéro d'enregistrement du Chemical Abstracts Service 608-93-5) est un hydrocarbure aromatique cyclique contenant cinq atomes de chlore remplaçant les atomes d'hydrogène dans le cycle benzénique. À la température de la pièce, il est un solide cristallin blanc dont le point de fusion est de 86 °C (Mackay et Shiu, 1981). À l'état solide, le pentachlorobenzène a une pression de vapeur estimée de 0,22 Pa à 25 °C (Weast, 1972, 1973). Sa solubilité dans l'eau à 25 °C s'établit à 0,65 mg/L (Mackay et coll., 1992). Son coefficient de partage logarithmique octanol/eau ($\log K_{oc}$) est de 5,0 (Mackay et coll., 1992). Le pentachlorobenzène absorbe le rayonnement infrarouge, y compris les longueurs d'onde dans la région de 7 à 13 μm (Sadtler Research Laboratories, 1982).

Le pentachlorobenzène peut se détecter par chromatographie en phase gazeuse avec détection par ionisation de flamme ou par capture d'électrons, ou par chromatographie en phase gazeuse/spectrométrie de masse (Oliver et Nicol, 1984; Bosma et coll., 1988).

Le pentachlorobenzène n'est pas produit au Canada (Camford, 1991) et il n'y a en ce moment aucune demande commerciale pour cette substance au pays. Moins de 0,1 kg par année de pentachlorobenzène pur a été importé des États-Unis au Canada pour l'utiliser comme agent réactif en laboratoire (Statistique Canada, 1991; Environnement Canada, 1992a).

Auparavant, le pentachlorobenzène de même que les trichlorobenzènes et les tétrachlorobenzènes étaient utilisés en combinaison avec les biphényles polychlorés (BPC) dans les liquides diélectriques. Toutefois, après l'adoption en 1980 de règlements interdisant les nouvelles utilisations de liquides diélectriques contenant des BPC (*Gazette du Canada*, 1980), le volume de pentachlorobenzène utilisé à cette fin a fortement régressé. D'après les résultats d'une récente enquête (Brien, 1992), de petites quantités de pentachlorobenzène (40 kg pendant les 6 premiers mois de 1992) ont quand même été importées au Canada dans des liquides diélectriques pour servir à l'entretien de transformateurs.

2.2 Pénétration dans l'environnement

Il n'y a aucune source naturelle connue de pentachlorobenzène et on ne compte actuellement aucune activité commerciale au Canada faisant appel à ce composé. Toutefois, des quantités importantes sont toujours utilisées dans des liquides diélectriques. D'après de récentes estimations, les liquides diélectriques en usage contiendraient jusqu'à 200 000 kg de pentachlorobenzène, tandis que jusqu'à 1 000 kg seraient présents dans des liquides diélectriques entreposés en vue de leur destruction (Environnement Canada, 1991). Étant donné que la production d'autres substances organiques chlorées (comme les tétrachlorobenzènes, l'hexachlorobenzène, le pentachloronitrobenzène, le 1,1,1-trichloroéthane, le tétrachlorure de carbone, le trichloroéthylène, le perchloroéthylène et le bichlorure d'éthylène [EPA des É.-U., 1980]), peut donner lieu à du pentachlorobenzène sous forme de sous-produit ou de contaminant, le pentachlorobenzène peut s'introduire dans l'environnement à la suite d'émissions pendant l'entreposage, l'utilisation, le transport ou l'élimination de ces substances chlorées. L'utilisation de pentachloronitrobenzène au Canada (Brien, 1992) peut contribuer au rejet dans l'environnement d'environ 17 kg de pentachlorobenzène par année; cependant il n'a pas été possible d'estimer les quantités de pentachlorobenzène présentes dans d'autres composés chlorés.

Le pentachlorobenzène a également été décelé dans les effluents des sources suivantes : usines de pâtes et papiers, usines sidérurgiques, usines de produits chimiques organiques et inorganiques, raffineries de pétrole et installations de traitement de boues activées et d'eaux d'égout (Rankin, 1993; MEO, 1990a, 1990b, 1991a, 1991b, 1991c, 1992a, 1992b; Merriman, 1988; King et Sherbin, 1986; Oliver et Nicol, 1982). Les concentrations de pentachlorobenzène ont varié d'une quantité non détectable (les limites de détection s'échelonnant de 0,01 à 10 ng/L) à 5 400 ng/L; les concentrations les plus élevées ont été décelées dans les effluents d'usines de produits chimiques inorganiques et d'usines sidérurgiques. On n'a pu relever les sources de pentachlorobenzène de ces effluents.

Aucune donnée quantitative facilement accessible n'a pu être relevée sur les émissions de pentachlorobenzène dans l'environnement canadien. Cependant, on a estimé et résumé au tableau 1 les quantités rejetées des sources les plus probables. D'après les données limitées à notre disposition, les 2 plus importantes sources d'introduction seraient le déversement de liquides diélectriques et le transport et le dépôt sur de longues distances.

Tableau 1
Estimation des principaux rejets de pentachlorobenzène dans
l'environnement canadien

Sources	Rejets kg/an
Déversement de liquides diélectriques (après nettoyage) ^a	180
Incinération de liquides diélectriques(après nettoyage) ^a	15
Fabrication de solvants chlorés ^c (avant avril 1992)	(24-70)
(après avril 1992)	aucun prévu
Usage de solvants chlorés ^d	4
Rejets d'autres composés chlorés	Inconnus
Dégradation et métabolisme d'autres composés chlorés ^e	Inconnus
Transport et dépôt sur de longues distances ^f	286
Effluents d'installations de traitement d'eaux d'égout et de boues activées, d'usines de pâtes et papiers, d'usines sidérurgiques, d'usines de produits chimiques inorganiques et organiques et de raffineries de pétrole ^g	plus grande que 7
Usage de produits antiparasitaires ⁱ	17
Sites de décharge ^h	plus grand que 1

- a) Chiffres reposant sur $5,6 \times 10^3$ kg pour une période de 10 ans et une élimination de 67% du déversement initial à la suite du nettoyage (Menzies, 1992); par conséquent, une quantité de $1,8 \times 10^2$ kg/an serait rejetée dans l'environnement. Ces estimations ne comprennent pas les rejets passagers qui peuvent être importants (Western Research, 1991).
- b) Les rejets par incinération supposent une destruction efficace à 99,99% (Dibbs, 1991); les quantités annuelles ne sont pas connues. On suppose une intégralité des rejets dans un an.
- c) Avant avril 1992, les rejets annuels d'incinération de sous-produits de déchets s'échelonnaient de 24 à 70kg (en s'appuyant sur les chiffres de production de 1990) [CPI, 1990a, 1990b, 1990c] les facteurs d'émission provenant de l'EPA des États-Unis (Brooks et Hunt, 1984), l'incinération étant efficace à 99,99% (Environnement Canada, 1991b; Jacoff et coll., 1986); depuis avril 1992, on ne produit plus de solvants chlorés au Canada sauf dans une usine qui fabrique du tétrachlorure de carbone, en Ontario. On ne s'attend donc pas à des rejets de pentachlorobenzène dans l'environnement de cette source (ICI, 1993).
- d) D'après la demande intérieure au Canada (Camford, 1991) multipliée par une concentration limite supérieure de 1 mg/L et en supposant des rejets de 10%.
- e) Le pentachlorobenzène peut être libéré dans l'environnement par le métabolisme et la dégradation d'autres composés chlorés, comme le lindane (Reed et Forgash, 1970; Karapally et coll., 1973; EPA des É.-U., 1980) et le pentachloronitrobcnzène (Kuchar et coll., 1969).
- f) Introduction transfrontalière provenant de sites d'élimination des déchets (Oliver, 1984, 1985; Oliver et Kaiser, 1986) et d'eau de pluie (Muir, 1993; Strachan, 1993) et de neige au Canada (Welch et coll., 1991).

- g) Charges des usines sidérurgiques de l'Ontario; pour les autres secteurs, les charges ne sont pas connues (MEO, 1990a, 1990b, 1991a, 1991b, 1991c, 1992a, 1992b). Auparavant, d'autres sources libéraient du pentachlorobenzène dans l'environnement, mais à la suite des changements technologiques ces sources ont diminué radicalement leurs émissions ou ont disparu complètement (Gilbertson, 1979; Alves et Chevalier, 1980).
- h) Charge d'un seul site (une décharge d'une usine de produits chimiques située à Sarnia, en Ontario, avait l'habitude de se débarrasser des résidus de distillation des composés chlorés) [King et Sherbin, 1986].
- i) Importation de pentachloronitrobenzène (Brien, 1992) en supposant le rejet complet du pentachlorobenzène sous forme de contaminant.

2.3 Informations sur l'exposition

2.3.1 Devenir

Le devenir du pentachlorobenzène dans l'environnement est régi par les procédés de transport, comme la volatilisation et l'adsorption, et les procédés de transformation, comme la photo-oxydation et la biodégradation par voie aérobie. Bien que les procédés de dégradation éliminent le pentachlorobenzène des milieux aérobiques (par exemple de l'air et des eaux de surface), la substance peut persister et s'accumuler en milieu anaérobie dans des sédiments et des sols enfouis.

Si l'on se fie aux propriétés chimiques et physiques du pentachlorobenzène, on prévoit qu'une fois rejeté dans l'atmosphère, il sera à la longue distribué dans l'air et dans l'eau, et en plus petites quantités dans le sol et les sédiments (Mackay et coll., 1992). De plus, le pentachlorobenzène est déposé par précipitation atmosphérique (Muir, 1993; Strachan, 1993). Il peut subir une photo-oxydation dans l'atmosphère principalement par réactions avec des radicaux hydroxyles (OH) [Atkinson, 1987; Howard et coll., 1991]. La demi-vie atmosphérique estimée du pentachlorobenzène varie de 45 à 467 jours (1,28 an) [Howard et coll., 1991; Mackay et coll., 1992; Singleton, 1993]. Cette demi-vie est suffisante pour contribuer au transport de cette substance sur de longues distances. La présence de pentachlorobenzène dans des masses d'air au-dessus de l'océan Pacifique (Atlas et Schauffler, 1990) laisse supposer que cette substance pourrait être transportée sur de longues distances.

Si l'on se fie à ses propriétés physiques et chimiques, le pentachlorobenzène rejeté dans l'eau devrait adsorber les sédiments et les particules (Kuntz et Warry, 1983; Oliver, 1987b, 1987c; Oliver et Nicol, 1984), avec une certaine volatilisation dans l'atmosphère (Oliver, 1984; Oliver et Carey, 1986). On a estimé à 6 heures la demi-vie de volatilisation du pentachlorobenzène dans l'eau de rivière (un mètre d'eau à un débit de 1 m/s à 20 °C, sous un vent de 3 m/s), selon la méthode décrite par Thomas (1982) pour des composés de volatilité moyenne à élevée. Dans l'eau, la biodégradation semble le seul procédé important de dégradation (Howard et coll.,

1991). La demi-vie du pentachlorobenzène dans les eaux de surface a été estimée à une valeur allant de 194 à 1 250 jours (Howard et coll., 1991; Mackay et coll., 1992). Dans les eaux profondes, sa demi-vie de biodégradation par voie anaérobique a varié de 776 à 1 380 jours (Howard et coll., 1991).

On s'attend que le pentachlorobenzène persiste et s'immobilise dans le sol. Cette substance a un K_{oc} (coefficient de sorption du carbone organique) supérieur à 100 (Kenaga, 1980). Beck et Hansen (1974) ont calculé une demi-vie de 270 jours pour la dégradation du pentachlorobenzène dans le sol, d'après les résultats d'une étude au cours de laquelle on a exposé le sol à cette substance (à raison de 10 kg/ha) pour ensuite l'entreposer dans des contenants recouverts de plastique. Mackay et ses collaborateurs (1992) ont estimé pour leur part des demi-vies s'échelonnant de 194 à 1 250 jours.

D'après ses propriétés physiques et chimiques, on s'attend que le pentachlorobenzène persiste dans les sédiments (Mackay et coll., 1992). Bien que le pentachlorobenzène adsorbe fortement les sédiments, une partie peut être libérée par resuspension (Oliver, 1984; 1985; Oliver et coll., 1989), par activités biologiques comme la bioturbation (Karickhoff et Morris, 1985) ou par désorption dans l'eau de porosité et diffusion ultérieure dans la couche d'eau supérieure (Charlton, 1983; Oliver et Charlton, 1984). On a situé entre 388 et 1 250 jours la demi-vie de la biodégradation du pentachlorobenzène dans les sédiments (Howard et coll., 1991; Mackay et coll., 1992). D'après une analyse d'échantillons-carottes de sédiments du lac Ontario et d'un lac près de Kenora (Ontario), le pentachlorobenzène est rejeté dans l'environnement depuis plus de 60 ans (Oliver et Nicol, 1982; Oliver, 1984; Durham et Oliver, 1983; Oliver et coll., 1989; Muir, 1993) sans qu'il y ait de dégradation anaérobique importante dans les sédiments (Oliver et Nicol, 1983).

Les facteurs de bioaccumulation (FBA) du pentachlorobenzène dans tout l'organisme varient entre 813 pour la moule (*Mytilis edulis*) [Renberg et coll., 1986] et 20 000 pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) [Oliver et Niimi, 1983]. On a signalé un FBA de pentachlorobenzène de 401 000 dans le cas des lombrics (*Eisenia andrei*) [Belfroid et coll., 1993]. Le pentachlorobenzène dans les sédiments peut atteindre les invertébrés benthiques. Ainsi, des concentrations de pentachlorobenzène dans des populations d'oligochètes et d'amphipodes ont été liées aux concentrations dans les sédiments (Fox et coll., 1983). Oliver (1987a) a démontré une bioaccumulation de pentachlorobenzène par des oligochètes trouvés dans des sédiments du lac Ontario dans des aquariums de laboratoire. L'ampleur de la bioaccumulation à partir des sédiments semblait dépendre des concentrations de pentachlorobenzène dans l'eau de porosité des sédiments plutôt que de l'ingestion de particules contaminées de sédiments (Oliver, 1987a; Markwell et coll., 1989). Bien que le pentachlorobenzène soit un composé bioaccumulatif, personne n'a pu relever d'amplification dans la chaîne trophique aquatique (Thomann, 1989; Oliver et Niimi, 1988).

Les facteurs de concentration air-plante (air-lichen) pour le pentachlorobenzène dans la région supérieure des Grands Lacs de l'Ontario ont varié de $2,16 \times 10^7$ à $3,17 \times 10^7$ (Muir et coll., 1993). Il est possible que les plantes terrestres absorbent le pentachlorobenzène par les racines et les feuilles, mais ce processus est sans doute limité (Topp et coll., 1986; Trapp et coll., 1990).

2.3.2 Concentrations

On a décelé du pentachlorobenzène dans des échantillons d'air ambiant, d'eaux de surface, d'eau potable, de sédiments et du biote au Canada. On n'a relevé aucune donnée sur les concentrations de pentachlorobenzène à l'intérieur de bâtiments, dans des eaux d'estuaire ou de mer ou dans le sol.

Les échantillons d'air ambiant prélevés à Windsor et à Walpole Island, en Ontario, entre août 1988 et octobre 1989 ont affiché des concentrations moyennes de $0,12 \text{ ng/m}^3$ à Windsor (détection dans 31 des 32 prélèvements) et de $0,07 \text{ ng/m}^3$ à Walpole Island (détection dans 27 des 30 prélèvements) respectivement (Environnement Canada, 1990). Les concentrations maximales aux 2 sites étaient de $0,28$ et $0,22 \text{ ng/m}^3$ à Windsor et à Walpole Island respectivement (la limite de détection étant de $0,03 \text{ ng/m}^3$). Les sites de prélèvement à Windsor se trouvaient à environ 6 km d'un incinérateur municipal de déchets situé à Detroit, au Michigan, tandis que Walpole Island est une localité rurale située à 55 km du même incinérateur. La concentration de pentachlorobenzène dans des prélèvements d'air recueillis entre février et avril 1988 à Alert (Territoires du Nord-Ouest) a varié de $0,031$ à $0,135 \text{ ng/m}^3$ (Patton et coll., 1991). On n'a pas relevé de données sur les concentrations de pentachlorobenzène à l'intérieur de bâtiments au Canada, ou ailleurs, sauf dans le voisinage d'un nombre restreint de sites contaminés.

La concentration de pentachlorobenzène dans des échantillons d'eau de pluie recueillis à divers endroits au Canada entre 1987 et 1991 a varié de moins de $0,01$ à $0,09 \text{ ng/L}$; la concentration moyenne a été de $0,02 \text{ ng/L}$ (Muir, 1993; Strachan, 1993).

La concentration de pentachlorobenzène dans des échantillons d'eau prélevés dans divers lacs et rivières au Canada entre 1980 et 1991 a varié d'un seuil non détectable à 13 ng/L (les limites de détection s'échelonnant de $0,01$ à 1 ng/L selon la technique d'analyse utilisée) [Oliver et Nicol, 1982, 1984; Fox et coll., 1983; Oliver, 1984; Chan et coll., 1986; Oliver et Kaiser, 1986; Fox et Carey, 1986; Chan et Kohli, 1987; Biberhofer et Stevens, 1987; Carey et Fox, 1987; Oliver et Niimi, 1988; Data Interpretation Group River Monitoring Committee, 1988, 1990; Stevens et Neilson, 1989; Muir, 1993]. Toutes les concentrations moyennes ont été inférieures à $1,5 \text{ ng/L}$. Les concentrations maximales les plus élevées ont été obtenues dans des échantillons d'eau recueillis au début des années 1980 dans le lac Ontario à l'embouchure de la rivière Niagara (Fox et Carey, 1986; Oliver et Nicol, 1984) et dans la rivière St. Clair

(Oliver et Kaiser, 1986); toutefois, les concentrations ont diminué par la suite. La concentration maximale des prélèvements d'eau recueillis dans la rivière Niagara à Niagara-on-the-Lake au cours de 1988 et de 1989 a été de 0,24 ng/L (Data Interpretation Group River Monitoring Committee, 1990).

Les renseignements sur les concentrations de pentachlorobenzène dans l'approvisionnement d'eau potable au Canada sont restreints. Les concentrations de pentachlorobenzène dans les approvisionnements publics d'eau de 3 villes en Ontario ayant fait l'objet d'un prélèvement en 1980 ont varié de 0,03 ng/L à 0,05 ng/L, la valeur moyenne s'établissant à 0,04 ng/L (la limite de détection étant d'environ 0,01 ng/L) [Oliver et Nicol, 1982]. Après des prélèvements d'eau potable effectués à 139 sites dans les 4 provinces de l'Atlantique entre 1985 et 1988, 602 échantillons analysés ne contenaient pas de pentachlorobenzène (la limite de détection étant de 0,002 µg/L) [Environnement Canada, 1989a, 1989b, 1989c, 1989d].

La concentration de pentachlorobenzène dans les sédiments superficiels recueillis dans divers lacs et rivières au Canada entre 1979 et 1991 a varié d'une valeur non détectable à 12 000 ng/g (poids sec) [les limites de détection variaient de 0,1 à 2 ng/g selon la technique d'analyse utilisée] (Environnement Canada, 1979; Oliver et Nicol, 1982; Fox et coll., 1983; Oliver et Charlton, 1984; Oliver et Bourbonniere, 1985; Oliver et Pugsley, 1986; Charlton et Oliver, 1986; Oliver, 1987b, 1987c; Merriman, 1987; Oliver et Niimi, 1988; Oliver et coll., 1989; Kaiser et coll., 1990; Welch et coll., 1991; MEO, 1993). Les concentrations les plus élevées provenaient de prélèvements obtenus en 1985 de la rivière St. Clair près d'un site d'élimination des déchets d'une usine de produits chimiques et du point de rejet de l'effluent d'un secteur industriel de Sarnia. Les concentrations s'échelonnaient de 0,4 à 12 000 ng/g dans les prélèvements recueillis en 1985, tandis qu'elles ont varié de 35 à 2 800 ng/g dans les échantillons de 1990 (Oliver et Pugsley, 1986; MEO, 1993). Les concentrations moyennes ont été inférieures à 10 ng/g (poids sec) à l'exception de celles obtenues du lac Ontario, de la rivière St. Clair et de sites à proximité des sources ponctuelles.

Le niveau de pentachlorobenzène dans les sédiments en suspension recueillis à divers endroits dans le sud de l'Ontario et au Québec entre 1980 et 1989 a varié d'un seuil non détectable à 600 ng/g (poids sec) [les limites de détection s'échelonnant de 0,02 à 5 ng/g selon la technique d'analyse utilisée] (Fox et coll., 1983; Kuntz et Warry, 1983; Oliver et Charlton, 1984; Chan et coll., 1986; Charlton et Oliver, 1986; Oliver et Kaiser, 1986; Sylvestre, 1987; Merriman, 1987, 1988; Oliver et Niimi, 1988; Data Interpretation Group River Monitoring Committee, 1988, 1990; Oliver et coll., 1989; Kaiser et coll., 1990). Les concentrations de pentachlorobenzène les plus élevées provenaient d'échantillons recueillis en 1985 de la rivière St. Clair près d'un site d'élimination des déchets d'une usine de produits chimiques et du point de rejet de l'effluent d'un secteur industriel de Sarnia (Oliver et Kaiser, 1986).

La concentration de pentachlorobenzène dans les prélèvements du biote recueillis dans divers lacs et rivières au Canada entre 1980 et 1991 a varié de moins de 0,01 ng/g à 93 ng/g (poids humide) [Oliver et Nicol, 1982; Oliver et Niimi, 1983, 1988; Fox et coll., 1983; Jaffe et Hites, 1986; Oliver, 1987a; Niimi et Oliver, 1989; Metcalfe et Charlton, 1990; Muir et coll., 1992; Muir, 1993]. La concentration de pentachlorobenzène dans les invertébrés aquatiques mesurée dans le lac Ontario près de l'embouchure de la rivière Niagara a varié de 0,3 à 93 ng/g (poids humide) [Fox et coll., 1983; Oliver et Niimi, 1988]. Les niveaux de pentachlorobenzène dans les macrocytes obtenus de la rivière St. Clair dans le secteur industriel de Sarnia sont d'environ quelques ng/g (MEO, 1987). Les niveaux dans les lichens de l'Ontario ont été inférieurs à 1 ng/g (poids humide) [Muir et coll., 1993].

La concentration de pentachlorobenzène dans diverses espèces de poisson de la chaîne trophique supérieure obtenue en 1980 des lacs Supérieur, Huron, Érié et Ontario a varié de 0,6 à 16 ng/g (poids humide). Les concentrations les plus élevées provenaient de poissons du lac Ontario près de la rivière Niagara (Oliver et Nicol, 1982). Les concentrations de pentachlorobenzène dans diverses espèces de poisson de lac recueillies dans le nord-ouest de l'Ontario en 1990 et 1991 ont été assez basses (< 1 ng/g - poids humide) [Muir, 1993].

Entre 1980 et 1990, les niveaux de pentachlorobenzène dans des œufs de goélands argentés (*Larus argentatus*) recueillis dans la rivière Niagara et la rivière Détroit ont diminué d'environ 15 fois pour s'établir à 1 ng/g, soit la limite de détection (Bishop et coll., 1992). Environnement Canada inclut le pentachlorobenzène dans la surveillance régulière des composés organiques chlorés qui se trouvent dans la faune, mais on le décèle rarement à des concentrations supérieures à 2 ng/g, la limite de détection variant de 0,1 à 2,0 ng/g (Environnement Canada, 1992b). On observe habituellement des concentrations supérieures à la limite de détection dans les prélèvements recueillis de sites contaminés comme la rivière Niagara. Les niveaux de pentachlorobenzène dans des prélèvements de graisse de narval recueillis entre 1982 et 1983 à Pond Inlet, dans les Territoires du Nord-Ouest, ont varié de 6,9 à 36,6 ng/g - poids humide (Muir, 1993).

On dispose de données restreintes sur les concentrations de pentachlorobenzène dans les approvisionnements alimentaires au Canada. On n'a pas décelé de pentachlorobenzène (la limite de détection étant de 0,00001 µg/g) lors d'une étude limitée de composés alimentaires frais de l'Ontario (Davies, 1988). Parmi les composés analysés, mentionnons des légumes feuillus, des fruits, des légumes-racines (y compris des pommes de terre), des œufs, de la viande et du lait de vache à 2% qui ont tous été préparés à partir d'échantillons obtenus dans 4 épiceries. Dans l'étude globale du régime alimentaire de la Food and Drug Administration des États-Unis effectuée entre avril 1982 et avril 1986, on a décelé du pentachlorobenzène à quelques

occasions dans certains aliments (16 échantillons de chacun des 14 types d'aliments) [Gunderson, 1987]. Les concentrations moyennes s'échelonnaient d'une valeur non détectable (la limite de détection n'étant pas indiquée) à 0,0045 p.p.m. ($\mu\text{g/g}$). Les concentrations les plus élevées ont été trouvées dans le beurre d'arachides et dans les arachides grillées séchées (valeur maximale de 0,0090 p.p.m. ou [$\mu\text{g/g}$]), le pentachlorobenzène ayant été décelé dans les 16 échantillons de chacun de ces aliments.

On a retrouvé du pentachlorobenzène dans du lait maternel. La concentration moyenne de pentachlorobenzène présent dans le lait maternel de Canadiennes et prélevé de 3 à 4 semaines après l'accouchement a été de moins de 1 ng/g (trace), la valeur maximale étant de 1 ng/g. Lors de cette étude, on a décelé le composé dans 97% des 210 prélèvements analysés (la limite de détection et la période de prélèvement ne sont pas précisées) [Mes et coll., 1986]. Dans le lait maternel de Canadiennes autochtones, on a retrouvé des traces ($< 1 \text{ ng/g}$) de pentachlorobenzène dans 17% des 18 échantillons analysés (la limite de détection n'est pas indiquée) [Davies et Mes, 1987].

2.4 Informations sur les effets

2.4.1 Animaux de laboratoire et in vitro

Les DL_{50} du pentachlorobenzène (gavage à l'huile d'arachides) varient de 940 à 1 125 mg/kg p.c. chez les rats adultes et sevrés, et de 1 175 à 1 370 mg/kg p.c. chez les souris Swiss Webster (Linder et coll., 1980). On a observé une activité réduite et des tremblements chez les deux espèces qui avaient reçu des doses sublétales; il y a eu aussi grossissement des reins, du foie et des glandes adrénales des rats. Chez certains rats, la muqueuse gastrique était hyperémique; on a observé tant chez les rats que chez les souris, sous la lumière ultraviolette, une légère fluorescence rougeâtre de la paroi gastro-intestinale, indiquant une porphyrie.

Les renseignements relevés sur la toxicité du pentachlorobenzène à la suite de son administration à court terme proviennent uniquement de 2 études effectuées chez des rats (Chu et coll., 1983; NTP, 1991) et d'une autre effectuée sur des souris (NTP, 1991). Dans ces études, le pentachlorobenzène a été administré dans les aliments. Les rats Sprague-Dawley ont reçu des enzymes hépatiques et on a observé des variations histopathologiques légères du foie qui ont varié selon la dose, une accumulation de pentachlorobenzène dans les matières grasses et dans le foie et une augmentation importante du poids du foie à la plus forte dose à la suite d'un régime de 5, 50 ou 500 p.p.m. (mg/kg) [de 0,59 à 59 mg/kg p.c./jour] pour 28 jours. Dans une étude du NTP, les rats de la souche F344 ont reçu 100, 330, 1 000, 3 300 ou 10 000 p.p.m. (mg/kg) [de 9 à 304 mg/kg p.c./jour pour des concentrations allant jusqu'à 3 300 p.p.m.]. Dans le groupe le plus exposé, tous les rats sont morts. Il y a également

eu appauvrissement des lymphocytes T, un hyperkératose du préestomac et une acanthose du préestomac chez les femelles. À une dose de 3 300 p.p.m. (mg/kg), il y a eu diminution du poids corporel. Le poids du foie a augmenté à des concentrations aussi faibles que 100 p.p.m. (mg/kg) chez les mâles et il est survenu une hypertrophie hépatocellulaire centro-lobulaire à des concentrations supérieures (aussi faibles que 330 p.p.m. [mg/kg] chez les mâles). À toutes les concentrations, on a observé chez les rats mâles une augmentation du poids du foie et une formation anormale de gouttelettes transparentes dans l'épithélium cortico-rénal (NTP, 1991). Chez les souris B6C3F₁ exposées aux mêmes concentrations dans leur alimentation (5,2 à 410 mg/kg p.c./jour), tous les animaux dans les 2 groupes ayant reçu la dose la plus élevée (3 300 et 10 000 p.p.m. [mg/kg]) sont morts le dixième jour, tout juste après avoir montré des signes cliniques de toxicité. Il y a eu une augmentation importante du poids du foie chez les animaux des deux sexes à une dose de 330 et 1 000 p.p.m. (mg/kg) et un appauvrissement de léger à modéré des lymphocytes T, par suite d'une nécrose des lymphocytes, chez les animaux moribonds ou chez ceux qui sont morts au début (NTP 1991).

Les études de toxicité subchronique, au cours desquelles on a analysé, chez des animaux exposés au pentachlorobenzène, le gain de poids corporel, la survie, les signes cliniques de toxicité, la chimie, l'hématologie et l'histopathologie cliniques des principaux organes et tissus, sont restreintes à 2 études chez des rats (Linder et coll., 1980; NTP, 1991) et à une chez les souris (NTP, 1991). Dans tous ces essais biologiques, le pentachlorobenzène a fait partie du régime alimentaire. Chez les rats femelles Sherman dont le régime contenait 500 p.p.m. (mg/kg) et plus (> 37,5 mg/kg p.c./jour*) de pentachlorobenzène pour 100 jours, il y a eu augmentation du poids du foie et hypertrophie des cellules hépatiques (Linder et coll., 1980). Il y a également eu augmentation du poids des reins et formation de gouttelettes rénales transparentes chez les mâles soumis à une dose de 125 p.p.m. (mg/kg) et plus (>8,3 mg/kg p.c./jour*). De plus, à une dose de 1 000 p.p.m. (mg/kg) [81,1 mg/kg p.c./jour chez les mâles et 78,7 mg/kg p.c./jour* chez les femelles], on a constaté ce qui suit: une augmentation du poids des glandes adrénales ainsi que des foyers de l'atrophie tubulaire et une infiltration lymphocytaire interstitielle chez les mâles; une augmentation du poids des reins chez les femelles; une diminution de l'hémoglobine et une augmentation du nombre de globules blancs chez les deux sexes; une diminution des globules rouges et de l'hématocrite chez les mâles. La concentration sans effet observé (CSEO) chez les femelles, provenant des résultats de cette étude, s'est établie à 250 p.p.m. (mg/kg) [18,2 mg/kg p.c./jour* la concentration minimale avec effet observé (CMEO) chez les mâles a été de 125 p.p.m. (mg/kg) [8,3 mg/kg p.c./jour*].

* La dose journalière moyenne provient de Linder et coll., 1980, figure 1.

Dans une étude effectuée par le National Toxicology Program (NTP) des États-Unis, on a administré du pentachlorobenzène à des concentrations de 0, 33, 100, 330, 1 000 ou 2 000 p.p.m. (mg/kg) pendant 13 semaines (de 2,2 à 164 mg/kg p.c./jour chez les rats; de 5,2 à 410 mg/kg p.c./jour chez les souris) dans le régime alimentaire de rats F344 et de souris B6C3F₁ (10 de chaque sexe/groupe) [NTP, 1991]. Il y a eu diminution du poids corporel moyen des rats mâles à une concentration de 1 000 p.p.m. (mg/kg) ou plus et le même phénomène chez les femelles à toutes les concentrations (33 p.p.m. [mg/kg] et plus). Il y a eu augmentation du poids absolu et relatif du foie chez les deux sexes. Chez les mâles, cette augmentation c'est produites à des concentrations aussi faibles que 33 p.p.m. (mg/kg). À des concentrations plus élevées (aussi faibles que 330 p.p.m. [mg/kg] pour les mâles), on a constaté une hypertrophie hépatocellulaire centro-lobulaire et une accumulation de pigments jaune-brun non identifiés dans les hépatocytes, contenant sans doute des porphyrines. Chez les mâles, le poids des reins a augmenté et des effets histopathologiques rénaux sont apparus à des concentrations aussi faibles que 100 p.p.m. (mg/kg), tandis qu'on a observé des effets néphrotoxiques uniquement à des concentrations plus élevées chez les femelles (augmentation du poids des reins et effets histopathologiques à des concentrations de 1 000 p.p.m. [mg/kg] ou plus). L'éventail des lésions rénales observées chez les rats mâles était caractéristique de la néphropathie des gouttelettes transparentes, tandis qu'on a observé chez les rats des deux sexes une exacerbation de la néphropathie spontanée caractérisée par une régénération des cellules tubulaires rénales et des cylindres de protéines homogènes intratubulaires. La concentration de protéines dans l'urine a augmenté chez les rats mâles et femelles exposés à des concentrations de pentachlorobenzène de 1 000 p.p.m. (mg/kg) et plus dans leur régime; cet effet a surtout été constaté chez les mâles. On a également observé chez les rats mâles et femelles exposés à des doses de 1 000 et de 2 000 p.p.m. (mg/kg) de pentachlorobenzène une hypertrophie minimale des cellules folliculaires de la thyroïde. Les concentrations de thyroxine libre et de thyroxine totale ont diminué d'une façon notable chez les rats mâles et femelles exposés, indiquant par là une hypothyroïdémie modérée. À des concentrations de 330 p.p.m. (mg/kg) et plus chez les femelles et de 1 000 p.p.m. (mg/kg) et plus chez les mâles, les paramètres hématologiques ont changé, notamment : diminution des valeurs hématocrites, des concentrations de l'hémoglobine, du nombre d'érythrocytes (mâles), des volumes moyens de l'hémoglobine corpusculaire et du volume moyen des érythrocytes et enfin diminution de la concentration moyenne de l'hémoglobine corpusculaire. Ces observations étaient liées à une anémie légère à modérée. Chez les mâles à qui l'on avait administré deux doses alimentaires (330 et 2 000 p.p.m. [mg/kg]), il y a eu augmentation de la fréquence de sperme anormal. D'après les lésions histopathologiques, les auteurs ont jugé que les CSEO étaient de 33 p.p.m. (mg/kg) chez les rats mâles et de 330 p.p.m. (mg/kg) chez les femelles (environ 2,4 et 24 mg/kg p.c./jour respectivement).

Chez les souris ayant reçu la plus forte concentration de pentachlorobenzène dans leur régime alimentaire (2 000 p.p.m. [mg/kg]), on a observé chez les deux sexes des signes cliniques liés à ce composé, y compris un gonflement du ventre et une fourrure froissée. Le poids des reins a augmenté aux concentrations les plus élevées (330 p.p.m. [mg/kg] et plus chez les mâles) et on a observé des effets fonctionnels sur la thyroïde (diminution des concentrations de la thyroxine totale) à toutes les concentrations chez les deux sexes (33 p.p.m. [mg/kg] et plus). Le poids du foie a augmenté aux concentrations inférieures (aussi faibles que 100 p.p.m. [mg/kg] chez les mâles). Chez les souris des deux sexes, la seule lésion histologique liée à l'exposition au pentachlorobenzène a été une hypertrophie hépatocellulaire centro-lobulaire et une nécrose minimale, observée à toutes les concentrations chez les mâles et à une dose de 330 p.p.m. (mg/kg) [68 mg/kg p.c./jour] ou plus chez les femelles. D'après les lésions histopathologiques, les auteurs ont jugé que la CSEO chez les souris femelles était de 100 p.p.m. (mg/kg) [environ 22 mg/kg p.c./jour]. On n'a pu établir aucune CSEO chez les mâles (CMEO = 33 p.p.m. [mg/kg] ou environ 5,2 mg/kg p.c./jour).

On n'a pas relevé de données sur la toxicité chronique ni sur la cancérogénicité du pentachlorobenzène.

Les études disponibles sur l'embryotoxicité, la foetotoxicité et la tératogénicité du pentachlorobenzène comprennent une étude chez les rats (Villeneuve et Khera, 1975) et une autre chez les souris exposées par gavage à l'huile de maïs (Courtney et coll., 1977). Bien que les résultats de l'étude chez les rats indiquent la foetotoxicité du pentachlorobenzène (fréquence accrue d'imperfections supplémentaires au niveau des côtes et du sternum) à des doses (50 mg/kg p.c./jour) inférieures à celles qui provoquent des effets toxiques chez les mères (Villeneuve et Khera, 1975), il n'y a eu aucun effet embryotoxique, foetotoxique ou tératogénique dans la progéniture des souris à des doses qui étaient toxiques pour la mère (50 mg/kg p.c./jour et plus) [Courtney et coll., 1977].

Dans la seule étude relevée sur la toxicité reproductive du pentachlorobenzène, Linder et ses collaborateurs (1980) ont signalé chez la mère une toxicité (dose minimale avec effet néfaste observé [DMENO] = 37,5 mg/kg/jour*), des tremblements chez les ratons sevrés (DMENO = 18,2 mg/kg/jour*), une diminution du taux de croissance avant sevrage et une augmentation de la mortalité des ratons à des doses plus élevées.

* La dose journalière moyenne provient de Linder et coll., 1980, figure 1.

À partir des données limitées à notre disposition, de la mutagénicité de *S. typhimurium* avec et sans activation métabolique, des effets sur les chromosomes des cellules ovariennes *in vitro* du hamster de Chine et de micronoyaux dans des frottis de sang périphérique chez les animaux ayant participé à l'étude de toxicité subchronique du NTP il n'y a pas eu génotoxicité du pentachlorobenzène (Haworth et coll., 1983; NTP, 1991).

2.4.2 Humains

On n'a pas relevé de cas d'effets néfastes sur des individus ni d'études épidémiologiques auprès de populations exposées au pentachlorobenzène.

2.4.3 Écotoxicologie

La toxicité aiguë et chronique du pentachlorobenzène a été étudiée chez plusieurs espèces aquatiques. Toutefois, on n'a pas relevé de données sur la toxicité de ce composé chez d'autres biotes, y compris les organismes vivant dans les sédiments et le sol, les invertébrés terrestres, les plantes vasculaires aquatiques, les oiseaux ou les mammifères sauvages. Dans le cas de la puce d'eau (*Daphnia magna*), le point final aigu le plus sensible qu'on ait relevé a été l'immobilisation, avec une CE₅₀-48 heures de 122 µg/L (Hermens et coll., 1984). D'après les résultats d'un test de la CE₅₀-16 jours, la diminution de productivité après une exposition à 25 µg/L de pentachlorobenzène a été l'indicateur le plus sensible du stress toxique pour *Daphnia magna* (Hermens et coll., 1984).

Par suite de l'exposition aiguë du poisson au pentachlorobenzène, le point final le plus sensible a été une CL₅₀-96 heures de 135 µg/L pour le guppy (*Poecilia reticulata*) [van Hoogen et Opperhuizen, 1988]. La croissance larvaire a été l'indicateur de stress toxique le plus sensible au cours des essais de toxicité des premiers stades de vie. van Leeuwen et ses collaborateurs (1990) ont signalé une concentration sans effet observé (CSEO) de 28 jours (pour la survie, la ponte et la croissance) de 34 µg/L pour *Brachydanio rerio*.

On a relevé une seule étude de la toxicité du pentachlorobenzène chez les plantes. D'après les résultats d'une étude dans laquelle on a cultivé *Lactuca sativa* dans un sol contaminé avec du pentachlorobenzène, Hesse et ses collaborateurs (1991) ont signalé une CE₅₀-14 jours et une CSEO (pour la croissance) de 280 et 50 µg/g (poids sec) respectivement, après une normalisation à 10% du contenu de la matière organique du sol.

3.0 Évaluation de la «toxicité» au sens de la LCPE

3.1 Alinéa 11a) - L'environnement

Le pentachlorobenzène n'est pas produit au Canada et il ne fait actuellement l'objet d'aucune demande commerciale au pays. D'après les données limitées à notre disposition, les 2 sources les plus importantes d'introduction de cette substance dans l'environnement canadien sont le déversement de liquides diélectriques et son transport et dépôt sur de longues distances. On a décelé du pentachlorobenzène dans l'air, les eaux de surface, l'eau de pluie, les sédiments et le biote au Canada. Il s'élimine de l'air et des eaux de surface par procédé de dégradation, mais il peut persister et s'accumuler par voie anaérobique dans les sédiments et les sols enfouis.

Selon les relevés, la plus faible concentration avec effet chronique chez des organismes d'eau douce a été de 25 µg/L pour *Daphnia magna* (CE₅₀-16 jours pour une reproduction réduite). Si l'on divise cette valeur par un facteur de 10 pour tenir compte de la sensibilité interspécifique, pour extrapoler les résultats en laboratoire aux conditions qui existent sur le terrain et enfin pour convertir la plus faible concentration avec effet chronique à une concentration sans effet chronique, on obtient un seuil estimé d'apparition des effets de 2,5 µg/L. La plus forte concentration de pentachlorobenzène dans les eaux de surface au Canada (13 ng/L dans un échantillon recueilli dans le lac Ontario près de l'embouchure de la rivière Niagara en 1982) est environ 200 fois moins élevée que le seuil d'apparition des effets calculé. D'après les plus récentes données, la concentration de pentachlorobenzène dans les eaux de surface au Canada est environ 10 000 fois moins élevée que le seuil d'apparition des effets calculé.

Les organismes benthiques sont exposés au pentachlorobenzène dans les sédiments provenant des sources suivantes : les Grands Lacs canadiens et leurs canaux de raccordement; le fleuve Saint-Laurent; le lac Hawk and Far, dans les Territoires du Nord-Ouest; et Abercrombie Point, la rivière Economy et Truro, en Nouvelle-Écosse. Toutefois, on n'a pu relever de données toxicologiques qui permettraient d'estimer le seuil d'apparition des effets pour ces biotes en vue de déterminer l'importance d'une telle exposition. De même, à cause du manque de données sur les concentrations et les effets dans les sols (y compris ceux qu'on retrouve aux sites de déversement de liquides diélectriques), il n'est pas possible de déterminer si les organismes vivant dans le sol sont affectés par une exposition aux niveaux de pentachlorobenzène présents au Canada.

On a évalué le potentiel des effets nocifs pour la faune à la suite d'une exposition au pentachlorobenzène en se basant sur le pire scénario d'exposition du vison (*Mustela vison*) dans plusieurs milieux. Le vison est un mammifère terrestre dont le régime est partiellement composé de proies aquatiques. On a estimé que le vison habitant la région à proximité de l'embouchure de la rivière Niagara, où l'on a relevé les plus forts niveaux de pentachlorobenzène dans les eaux canadiennes (tableau 2), recevait une dose journalière de 126 ng/kg p.c./jour. L'apport de pentachlorobenzène de l'air et de l'eau est négligeable par comparaison à celui qui provient des aliments. Faute d'études toxicologiques portant sur les espèces fauniques, on a estimé le seuil d'apparition des effets sur le vison d'après les résultats d'une étude de toxicité subchronique sur l'ingestion chez la souris. Dans cette étude, on a jugé que la dose minimale avec effet observé (DMEO) était de 5,2 mg/kg p.c./jour (NTP, 1991). Si l'on divise cette valeur par un facteur de 100 (10 pour tenir compte de la variation interspécifique et pour extrapoler sur le terrain les données obtenues en laboratoire, et 10 pour extrapoler une DSENO chronique à partir d'une DMEO subchronique), on a estimé que le seuil d'apparition des effets chez les mammifères sauvages était de 52 µg/kg p.c./jour. Étant donné que la dose estimée de pentachlorobenzène absorbée par le vison est plus de 400 fois inférieure à celle du seuil d'apparition des effets estimé, l'exposition au pentachlorobenzène ne devrait avoir aucun effet nocif sur les mammifères sauvages.

Tableau 2
Estimation de la pire exposition journalière totale d'un mammifère piscivore près de la région du Niagara, en Ontario

Voie d'exposition	Niveaux dans l'environnement ^a	Taux de consommation journalier (par kg p.c.) ^b	Dose journalière (ng/kg p.c./jour)
Air	0,22 ng/m ³	0,55 m ³ /j	0,12
Eaux de surface	0,24 ng/L	0,1 L/j	0,024
Biote (poisson)	0,81 ng/g	155 g/j	126
Total	–	–	126

a) Le niveau dans l'air est le niveau maximal mesuré dans un environnement rural (Walpole Island, Ontario) en 1988-1989 (Environnement Canada, 1990); le niveau dans les eaux de surface est le niveau maximal mesuré dans les prélèvements d'eau provenant de Niagara-on-the-Lake, 1988-1989 (Data Interpretation Group River Monitoring Committee, 1990); le niveau dans le poisson est celui prévu d'après un log de FBA de 3,53 pour le crapet arlequin et la concentration maximale dans les eaux de surface de 0,24 ng/L.

b) Le taux d'inhalation provient de Stahl (1967); le taux dans l'eau potable provient de Calder et Braun (1983) et le taux d'ingestion provient de Nagy (1987), en supposant un régime composé à 75% de poisson.

D'après les données disponibles, on estime que les concentrations de pentachlorobenzène dans les eaux de surface canadiennes n'auront probablement pas d'effets nocifs sur le biote aquatique ou la faune. Toutefois, on considère que les données toxicologiques sur les effets du pentachlorobenzène sur le biote des sédiments et des sols sont insuffisantes pour déterminer l'importance des concentrations de cette substance dans ces milieux au Canada. Par suite, les renseignements disponibles sont insuffisants pour conclure que le pentachlorobenzène pénètre dans l'environnement en quantités ou dans des conditions pouvant être nocives pour l'environnement.

3.2 Alinéa 11b) - L'environnement essentiel à la vie humaine

Le pentachlorobenzène est présent sous forme de gaz dans la troposphère et il absorbe le rayonnement infrarouge en longueurs d'onde variant de 7 à 13 μm , mais son faible taux de rejet et son élimination rapide de l'atmosphère par photo-oxydation (la demi-vie varie de 45 à 467 jours) et par précipitation en fait une substance faiblement concentrée dans l'atmosphère ($< 0,01 \mu\text{g}/\text{m}^3$). En tant que tel, on ne s'attend pas que le pentachlorobenzène contribue d'une façon notable au réchauffement planétaire ou à l'amincissement de la couche d'ozone.

D'après les renseignements disponibles, on a conclu que le pentachlorobenzène ne pénètre pas dans l'environnement en quantités ou dans des conditions susceptibles de mettre en danger l'environnement essentiel à la vie humaine.

3.3 Alinéa 11c) - La vie ou la santé humaine

Exposition de la population

D'après les données disponibles, il est probable que l'exposition de l'ensemble de la population canadienne au pentachlorobenzène se fasse principalement par les aliments (tableau 3). À cause des données limitées dont on dispose sur les concentrations dans les aliments au Canada (soit une étude restreinte sur un nombre limité de composés alimentaires dans lesquels il a été impossible de déceler du pentachlorobenzène [Davies, 1988]), on a calculé la dose absorbée de cette provenance à partir d'une étude plus complète de tout le régime alimentaire effectuée aux États-Unis (Gunderson, 1987). Pour les groupes d'âge supérieurs à 6 mois, on a estimé que la dose journalière totale absorbée de pentachlorobenzène s'échelonnait de 0,0005 à 0,002 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.c./jour. D'après les concentrations déterminées dans le lait maternel, on estime que la dose totale des nourrissons de 0 à 6 mois est beaucoup plus importante (plusieurs ordres de grandeur), puisqu'elle varie de 0,01 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.c./jour à 0,1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.c./jour.

Tableau 3

Dose journalière estimée ($\mu\text{g}/\text{kg}$) de pentachlorobenzène absorbée par la population en général du Canada

Milieu*	Dose estimée en $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.c./jour				
	0 – 6 mois ^a	7 mois – 4 ans ^b	5 – 11 ans ^c	12 – 19 ans ^d	20+ ans ^e
Air ambiant ^f	0,00002 – 0,0003	0,00002 – 0,00004	0,00003 – 0,00005	0,00002 – 0,00004	0,00002 – 0,00004
Eau potable ^g	–	0,000002 – < 0,0001	0,000001 – < 0,00007	0,0000009 – < 0,00005	0,0000009 – < 0,00004
Lait maternel ^h	0,01 – 0,1	–	–	–	–
Aliments ⁱ	–	0,0022	0,0022	0,0011	0,00046
Dose totale	0,01 – 0,1	0,002	0,002	0,001	0,0005

- a) En supposant un sujet pesant 7 kg, respirant 2 m³ d'air par jour et buvant 750 ml de lait maternel (pour se nourrir) par jour (DHM, 1992).
- b) En supposant un sujet pesant 13 kg, respirants m³ d'air par jour et buvant 0,8 litre d'eau par jour (DHM, 1992).
- c) En supposant un sujet pesant 27 kg, respirant 12 m³ d'air par jour et buvant 0,9 litre d'eau par jour (DHM, 1992).
- d) En supposant un sujet pesant 57 kg, respirant 21 m³ d'air par jour et buvant 1,3 litre d'eau par jour (DHM, 1992).
- e) En supposant un sujet pesant 70 kg, respirant 23 m³ d'air par jour et buvant 1,5 litre d'eau par jour (DHM, 1992).
- f) D'après un éventail de concentrations atmosphériques moyennes de pentachlorobenzène de 0,00007 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à 0,00012 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ mesurées à Walpole Island, en Ontario, et à Windsor, en Ontario (Environnement Canada, 1990), en supposant que les concentrations à l'intérieur des bâtiments sont semblables à celles de l'air ambiant (DHM, 1992).
- g) D'après un éventail de concentrations moyennes de pentachlorobenzène dans l'eau potable au Canada de 0,00004 $\mu\text{g}/\text{L}$ (Oliver et Nicol, 1982) à <0,002 $\mu\text{g}/\text{L}$ (Environnement Canada, 1989a, 1989b, 1989c, 1989d).
- h) D'après un éventail de concentrations moyennes de pentachlorobenzène décelées dans le lait maternel (0,1 à 1,0 ng/g) à la suite d'un relevé national canadien et dans la population autochtone du Canada (Davies et Mes, 1987) et en supposant que la densité du lait maternel correspond à 1,0 g/ml.
- i) La dose journalière estimée provenant des aliments repose sur les niveaux de pentachlorobenzène dans le fromage, le beurre d'arachides, les arachides, les pommes de terre frites, la margarine, l'huile végétale et les friandises (Gunderson, 1987) et sur la dose estimée selon divers groupes d'âge de la population du Canada (DHM, 1992).

* Données insuffisantes pour estimer l'apport provenant du sol.

Effets

Les données disponibles sur la toxicité du pentachlorobenzène sont limitées. On ne dispose pas d'études épidémiologiques des populations exposées et on n'a pas relevé de renseignements sur la toxicité ou la cancérogénicité chroniques chez des animaux de laboratoire. Le pentachlorobenzène n'a pas été génotoxique dans un petit nombre d'études *in vitro* et *in vivo* portant sur un éventail restreint de points finals génétiques. On a donc classé le pentachlorobenzène dans le groupe V (données insuffisantes à des fins d'évaluation) du schéma de classification de la cancérogénicité destiné à l'élaboration des *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada* (DHM, 1989).

À l'exception d'une étude d'une génération visant à examiner tout particulièrement les effets sur la reproduction et le développement (Linder et coll., 1980), les plus longues études des effets du pentachlorobenzène sont les investigations de l'exposition subchronique. Dans les études d'exposition subchronique au cours desquelles on a ajouté du pentachlorobenzène dans le régime (principale voie d'exposition de la population en général) de rats (Linder et coll., 1980) et de rats et souris (NTP, 1991), la plus faible concentration dans l'alimentation (et la dose qui est associée sur la base du poids corporel) à laquelle on a observé des effets liés à cette substance mettait en cause des souris mâles (33 p.p.m. [mg/kg]; 5,2 mg/kg p.c./jour) dans l'essai biologique NTP (NTP, 1991). À cette concentration, on a observé une hypertrophie hépatocellulaire centro-lobulaire de minime à modérée ainsi qu'une nécrose occasionnelle d'hépatocytes hypertrophiés (qu'on considère comme secondaire à l'hypertrophie) [NTP, 1991]. Sur la base de cette DMEO, on obtient une valeur prudente (à cause de la pauvreté des données disponibles) d'une dose journalière admissible (DJA), de la façon suivante :

$$\begin{aligned} \text{DJA} &= \frac{5,2 \text{ mg/kg p.c./jour}}{10\,000} \\ &= 0,0005 \text{ mg/kg p.c./jour (0,5 } \mu\text{g/kg p.c./jour)} \end{aligned}$$

où:

- 5,2 mg/kg p.c./jour est la plus faible dose sans effet (nocif) observé (DSE[N]O) ou DME(N)O dans les études d'exposition subchronique effectuées jusqu'à ce jour.

- 10 000 représente le facteur d'incertitude (x10 pour la variation intraspécifique; x 10 pour la variation interspécifique; x 10 lorsqu'il n'y a pas d'étude d'exposition chronique; x 10 lorsqu'il y a absence de données sur la cancérogénicité et la toxicité chroniques; un facteur supplémentaire de 10 n'est pas introduit pour une DMEO plutôt que pour une DSENO puisque les effets observés à la DMEO étaient minimes).

Dans les études sur le développement et la reproduction menées jusqu'à maintenant, le pentachlorobenzène n'a pas eu d'effets nocifs à des concentrations inférieures à celles qui ont permis d'obtenir la DJA ci-dessus (Villeneuve et Khera, 1975; Courtney et coll., 1977; Linder et coll., 1980).

On estime que la dose journalière totale de pentachlorobenzène pour les divers groupes d'âge de la population canadienne s'échelonne entre 0,0005 et 0,1 µg/kg p.c./jour. Ces doses journalières moyennes estimées sont de 5 à 1 000 fois plus faibles que la DJA obtenue ci-dessus. Il convient cependant de souligner qu'à l'exception des bébés nourris au sein, dont la dose est élevée seulement pour une brève période de leur vie, les doses journalières moyennes estimées sont de 250 à 1 000 fois plus faibles que la DJA.

D'après les données disponibles, on a conclu que le pentachlorobenzène ne pénètre pas dans l'environnement en quantités ou dans des conditions susceptibles de constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine.

3.4 Conclusion

D'après les données disponibles, on a conclu que les renseignements étaient insuffisants pour déterminer si le pentachlorobenzène pénètre dans l'environnement en quantités ou dans des conditions pouvant être nocives pour l'environnement. On a toutefois conclu que le pentachlorobenzène ne pénètre pas dans l'environnement en quantités ou dans des conditions susceptibles de mettre en danger l'environnement essentiel à la vie humaine, ou de constituer un danger pour la vie ou la santé humaine.

4.0 Recommandations

Pour permettre d'évaluer les effets du pentachlorobenzène sur l'environnement, on recommande d'accorder une priorité élevée à l'obtention des données supplémentaires suivantes:

- (i) les concentrations de pentachlorobenzène dans le sol et les sédiments, plus particulièrement près des sources ponctuelles;
- (ii) des tests de toxicité (chronique et aiguë) chez les organismes benthiques représentatifs de ceux de l'environnement canadien, afin de déterminer les effets du pentachlorobenzène qui sont associés aux sédiments.

En outre, pour permettre une évaluation plus complète de l'exposition de la population canadienne en général au pentachlorobenzène, il est souhaitable d'obtenir des données supplémentaires d'observation, plus particulièrement à l'égard des aliments et du lait maternel. Il faut également examiner la toxicité et la cancérogénicité chroniques du pentachlorobenzène chez les animaux de laboratoire afin de permettre une évaluation plus complète de sa toxicité. Cependant, on estime que ces études n'ont pas une priorité élevée.

5.0 Bibliographie

Alves, H.H.D. et M. Chevalier. *L'hexachlorobenzène dans l'environnement québécois: Production, utilisation et présence*, Service de la Protection de l'environnement, Environnement Canada, Montréal (Québec), EPS-3 QR-80-1, 1980.

Atkinson, R. «A Structure-Activity Relationship for the Estimation of Rate Constants for the Gas-Phase Reactions of OH Radicals with Organic Compounds», *International Journal of Chemical Kinetics*, n° 19, 1987, p. 799-828.

Atlas, E.L. et S. Schauffler. «Concentration and Variation of Trace Organic Compounds in the North Pacific Atmosphere», dans D.A. Kurtz, éd., *Long Range Transport of Pesticides*, Lewis Publishers, Inc., 1990, p. 161-183.

Beck, J. et K.E. Hansen. «The degradation of quintozone, pentachlorobenzène, hexachlorobenzène and pentachloroaniline in soil», *Pest. Sci.*, n° 5, 1974, p. 41-48.

Belfroid, A, A. van Wezel, M. Sikkenk, K. van Gestel, W. Seinen et J. Hermens. «The toxicokinetic behavior of chlorobenzènes in earthworms (*Eisenia andrei*), Experiments in water», *Ecotoxicol. Environ. Safety*, n° 25, 1993, p. 154-165.

Biberhofer, J. et R.J.J. Stevens. *Les contaminants organochlores dans les eaux du lac Ontario*, Burlington (Ontario), Environnement Canada - Scientific Series No. 159-WQB, 1987.

Bishop, C.A., D.V. Wesloh, N.M. Burgess, J. Struger, R.J. Norstrom, R. Turle et K.A. Logan. *An atlas of contaminants in eggs of fish-eating colonial birds of the Great Lakes (1970-1988)*, vol. II, Technical Report Series No. 153, Service canadien de la faune, Région de l'Ontario, 1992.

Bosma, T.N.P., J.R. van der Meer, G. Schraa, M. E. Tros et A.J.B. Zehnder. «Reductive dechlorination of all trichloro- and dichlorobenzène isomers», *FEMS Microbiol. Ecol.*, n° 53, 1988, p. 223-229.

Brien, E.D. Communication personnelle, Environnement Canada, Hull (Québec), 1992.

Brooks, G.W. et G.I. Hunt. Source assessment for hexachlorobenzène. Radian Corporation, préparé pour le Research Triangle Park, Environment Protection Agency des É.-U., Caroline du Nord, EPA 68-02-3818, 1984.

Calder, W.A. et E.J. Braun. «Scaling of osmotic regulation in mammals and birds», *Am. J. Physiol.*, n° 244, 1983, p. R601-R606.

Camford. *Chlorobenzène CPI product profile*, Camford Information Services, Don Mills (Ontario), 1991, 4 p.

Canada Gazette. «Règlement n° 1 sur les biphényles chlorés», modification, *Canada Gazette*, Partie II, vol. 114, n° 13, (DORS/80-461 20 juin 1980).

Carey, J.H. et M.E. Fox. *Distribution of Chlorinated Benzenes in the Niagara River Plume*, Environnement Canada – NWRI-87-86, 1987.

Chan, C.H. et J. Kohli. «Étude des contaminants à l'état de traces dans la rivière St. Clair, 1985», Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures et des terres, Région de l'Ontario, Direction de la qualité des eaux, Burlington (Ontario), *Tech. Bull.*, n° 158, 1987, 10 p.

Chan, C.H., YL. Lau et B.C. Oliver. «Measured and modelled chlorinated contaminant distributions in St. Clair River water», *Water Pollut. Res. J. Canada*, n° 21(3), 1986, p. 332-343.

Charlton, M.N. «Downflux of sediment, organic matter and phosphorus in the Niagara River area of Lake Ontario», *J. Great Lakes Res.*, n° 9, 1983, p. 201-211.

Charlton, M. et B.G. Oliver. «Chlorinated Organic Contaminants on Suspended Sediment In Lake St. Clair», *Water Poll. Res. J. Canada*, n° 21(3), 1986, p. 380-389.

Chu, I., D. Villeneuve, V. Secours, et V.E. Valli. «Comparative toxicity of 1,2,3,4-, 1,2,4,5-, and 1,2,3,5-tetrachlorobenzene in the rat: results of acute and subacute studies», *J. Toxicol. Environ. Health*, n° 11(5), 1983, p. 663-667.

Courtney, K.D., J.E. Andrews, et M.T. Ebron. «Teratology study of pentachlorobenzene in mice: no teratogenic effect at 50 or 100 mg/kg/day from day 6 to day 15 of gestation», *IRCS Med. Sci. Libr: Compend.*, n° 5, 1977, p. 587.

CPI (Corpus Profile Information). *Carbon tetrachloride (tetrachloromethane)*, CPI Product Profiles, Don Mills (Ontario), 1990a.

CPI (Corpus Profile Information). *Perchloroethylene (tetrachloroethylene)*, CPI Product Profiles, Don Mills (Ontario), 1990c.

CPI (Corpus Profile Information). *Trichloroethylene (trichlor)*, CPI Product Profiles, Don Mills (Ontario), 1990b.

Data Interpretation Group River Monitoring Committee. *Joint Evaluation of Upstream-Downstream Niagara River Monitoring Data 1986-1987*, 1988.

Data Interpretation Group River Monitoring Committee. *Joint Evaluation of Upstream/Downstream Niagara River Monitoring Data 1988-1989*, 1990.

Davies, D. et J. Mes. «Comparison of the residue levels of some organochlorine compounds in breast milk of the general and indigenous Canadian populations», *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, n° 39, 1987, p. 743-749.

Davies, K. «Concentrations and dietary intake of selected organochlorines, including PCBs, PCDDs and PCDFs in fresh food composites grown in Ontario, Canada», *Chemosphere*, n° 17(2), 1988, p. 263-276.

Dibbs, H.P. *The VESTA Test Program: Data Review and Assessment*, Environnement Canada, Division de la technologie du BPC, (inédit), 1991, 40 p.

DHM (Direction de l'hygiène du milieu). *Calcul des concentrations maximales acceptables et des objectifs de qualité esthétique pour les substances chimiques dans l'eau potable. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada*, Bureau des dangers des produits chimiques, Santé et Bien-être social Canada, Ottawa, 1989.

DHM (Direction de l'hygiène du milieu). *Draft internal report on recommended approach and reference values for exposure assessments for CEPA Priority Substances (September 18, 1991)*, Bureau des dangers des produits chimiques, Santé et Bien-être social Canada, (inédit), Ottawa, 1992.

Durham, R.W. et B.G., Oliver. «History of Lake Ontario contamination from the Niagara River by sediment radiodating and chlorinated hydrocarbons analysis», *J. Great Lakes Res.*, n° 9(2), 1983, p. 160-168.

Environnement Canada. *Report on an Environmental Survey for Chlorobenzenes at Four Coastal Sites in Nova Scotia*, (rapport inédit), 1979.

Environnement Canada. *Atlantic Region Federal-Provincial toxic chemical survey of municipal drinking water sources, Data Summary Report, Province of New Brunswick, 1985-1988*, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, IWD-AR-WQB-89-155, 1989a.

Environnement Canada. *Atlantic Region Federal-Provincial toxic chemical survey of municipal drinking water sources. Data Summary Report, Province of Prince Edward Island, 1985-1988*, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, IWD-AR-WQB-89-156, 1989b.

Environnement Canada. *Atlantic Region Federal-Provincial toxic chemical survey of municipal drinking water sources. Data Summary Report, Province of Newfoundland 1985-1988*, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, IWD-AR-WQB-89-157, 1989c.

Environnement Canada. *Atlantic Region Federal-Provincial toxic chemical survey of municipal drinking water sources. Data Summary Report, Province of Nova Scotia 1985-1988*, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, IWD-AR-WQB-89-154, 1989d.

- Environnement Canada. *Detroit incinerator monitoring program. Data Report #4 (Appendices B to G), Windsor and Walpole Island air sampling sites*, Environnement Canada, Conservation et protection, Centre de technologie environnementale de River Road, Ottawa, PMD-90-8, 1990.
- Environnement Canada. *National Inventory of PCB in Use and PCB Wastes in Storage in Canada -December 1991*, préparé par le Bureau de la gestion de déchets pour le Conseil canadien des ministres de l'environnement, Conservation et protection, Environnement Canada, 1991a, 40p.
- Environnement Canada. *Lignes directrices nationales relatives aux installations d'incinération des déchets dangereux*, vol. II, document à l'appui, Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa (Ontario), 1991b.
- Environnement Canada. Direction des produits chimiques commerciaux, Ottawa (Ontario), (données inédites), 1992a.
- Environnement Canada. Service canadien de la faune, Ottawa (Ontario), (données inédites), 1992b.
- EPA des É.-U. (Environmental Protection Agency des États-Unis). *Materials Balance for Chlorobenzenes, Level 1-Preliminary*, Environmental Protection Agency des É.-U., (EPA-560/13-80-001), 1980.
- Fox, M.E. et J.H. Carey. *Transport of Selected Organochlorine contaminants in the Niagara River Plume*, Environnement Canada, Burlington (Ontario), NWRI-CCIW, NWRI-8640, 1986.
- Fox, M.E., J.H. Carey et B.O. Oliver. «Compartmental distribution of organochlorine contaminants in the Niagara River and the Western Basin of Lake Ontario», *J. Great Lakes Res.*, n°9(2), 1983, p. 287-294.
- Gilbertson, M. *Hexachlorobenzene (HCB) in Canada*, Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa (Ontario), (rapport inédit), 1979.
- Gunderson, E.L. *FDA Total Diet Study, April 1982-April 1986. Dietary intakes of pesticides, selected elements, and other chemicals*, Association of Official Analytical Chemists Arlington, Virginie, 1987.
- Haworth, S., T. Lawlor, K. Mortelmans, W. Speck, et E. Zeiger. «Salmonella mutagenicity test results for 250 chemicals», *Environ. Mutagen.*, n°5, 1^{er} suppl., 1983, p. 3-142.

Hermens, J., H. Canton, P. Janssen et R. de Jong. «Quantitative structure-activity relationships and toxicity studies of mixtures of chemicals with an anaesthetic potency: acute lethal and sublethal toxicity to *Daphnia magna*», *Aquat. Toxicol.*, n° 5, 1984, p. 143-154.

Hesse, J.M., G.J.A. Speijers et R.D.F.M. Taalman. *Integrated Criteria Document Chlorobenzenes Effects*, RIVM, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Pays-Bas, RIVM-Rapport n° 725201001, 1991.

Holliday, M.G. et ER. Engelhardt. *Chlorinated benzenes. A criteria review*, préparée pour la Division de la surveillance et des critères, Bureau des dangers des produits chimiques, Santé et Bien-être social Canada, Ottawa, 1984a.

Holliday, M. G., F. R. Engelhardt, et I. Maclachlan. *Chlorobenzenes: an environmental health perspective*, préparé pour Santé et Bien-être social Canada, Ottawa, 1984b.

Howard, P.H., R.S. Boethling, W.F. Jarvis, W.M. Meylan et E.M. Michalenko. *Handbook of Environmental Degradation Rates*, Chelsea, Michigan, Lewis Publishers, Inc., 1991.

ICI. Communication personnelle, 1993.

Jacoff, ES., R. Scarberry et D. Rosa. «Source assessment of hexachlorobenzene from the organic chemical manufacturing industry. Hexachlorobenzene: Proceedings of an International Symposium, Lyon, France», dans C.R. Morris et J.R.P. Cabral, éd., *IARC Scientific Publications*, n° 77, Lyon, France, 1986, p. 24-28.

Jaffe, R. et R.A. Hites. «Anthropogenic, polyhalogenated, organic compounds in non-migratory fish from the Niagara River area and tributaries to Lake Ontario», *J. Great Lakes Res.*, n° 12(1), 1986, p. 63-71.

Kaiser, K.L.E., B.G. Oliver, M.N. Charlton, K.D. Nicol et M.E. Comba. «Polychlorinated Biphenyls in St. Lawrence River Sediments», *The Science of the Total Environment*, n° 97/98, 1990, p. 495-506.

Karapally, J.C., J.C. Saha et Y.W. Lee. «Metabolism of Lindane-¹⁴C in the Rabbit: Ether-Soluble Urinary Metabolites», *J. Agr. Food Chem.*, n° 21,5, 1973, p. 811-818.

Karickhoff, S.W. et K.R. Morris. «Impact of tubificid oligochaetes on pollutant transport in bottom sediments», *Environ. Sci. Technol.*, n° 19(1), 1985, p. 51-56.

Kenaga, E.E. «Predicted bioconcentration factors and soil sorption coefficients of pesticides and other chemicals», *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, n° 4, 1980, p. 26-38.

King, L. et G. Sherbin. «Point sources of toxic organic to the upper St. Clair River», *Water Pollut. Res. J. Canada*, n° 21(3), 1986, p. 433-443.

Kuchar, E.J., EO. Geenty, W.P. Griffith et R.J. Thomas. «Analytical Studies of Metabolism of Tetrachlor in Beagle Dogs, Rats and Plants», *J. Agr. Food Chem.*, n° 17(6), 1969, p. 1237-1240.

Kuntz, K.W. et N.D. Warry. «Chlorinated organic contaminants in water and suspended sediments of the lower Niagara River», *J. Great Lakes Res.*, n° 9(2), 1983, p. 241-248.

Linder, R., T. Scotti, J. Goldstein, K. McElroy, et D. Walsh. «Acute and subchronic toxicity of pentachlorobenzene», *J. Environ. Pathol. Toxicol.*, n° 4(5-6), 1980, p. 183-196.

Mackay, D. et W.Y. Shiu. «A critical review of Henry's law constants for chemicals of environmental interest», *J. Phys. Chem. Ref. Data* 10, 1981, p. 1175-1199.

Mackay, D., W.Y. Shiu et K.C. Ma. *The Illustrated Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals. Volume I, Monoaromatics Hydrocarbons, Chlorobenzenes and Polychlorinated Biphenyls*, Lewis Publishers, Inc., 1992.

Markwell, R.D., D.W. Connell et A.J. Gabric. «Bioaccumulation of lipophilic compounds from sediments by oligochaetes», *Water Res.*, n° 23(11), 1989, p. 1443-1450.

Menzies, J. Renseignements inédits provenant du Réseau national d'analyse des tendances des urgences (NATES), Environnement Canada, Direction des urgences environnementales, Ottawa (Ontario), 1992.

MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). *Preliminary report St. Clair River, MISA Pilot-site investigation*, vol. 1, 1987.

MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). *Preliminary Report on the First Six Months of Monitoring in the Petroleum Refining Sector (December 1, 1988 to May 31, 1989)*, Stratégie municipale et industrielle de dépollution (SMID), 1990a.

MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). *Second Report on the Monitoring Data for the Petroleum Refining Sector (June 1, 1989 to November 30, 1989)*, juillet 1990, Stratégie municipale et industrielle de dépollution (SMID), 1990b.

MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). *Status report on the effluent monitoring data for the iron and steel sector for the period from November 1, 1989 to October 31, 1990*, Stratégie municipale et industrielle de dépollution (SMID), 1991a.

MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). *Preliminary Report on the First Six Months of Process Effluent Monitoring in the MISA pulp and paper sector (January 1, 1990 to June 30, 1990)*, Stratégie municipale et industrielle de dépollution (SMID), 1991b.

MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). *Preliminary Report on the Second Six Months of Process Effluent Monitoring in the MISA pulp and paper sector (July 1, 1990 to December 31, 1990)*, Stratégie municipale et industrielle de dépollution (SMID), 1991c.

MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). *Organic manufacturing (OCM) sector twelve month report-data from October 1, 1989 to September 30, 1990*, Stratégie municipale et industrielle de dépollution (SMID), 1992a.

MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). *Twelve month monitoring data report inorganic chemical sector (December 1, 1989 to November 30, 1990; February 1, 1990 to January 31, 1991)*, mai 1992, Stratégie municipale et industrielle de dépollution (SMID), 1992b.

MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). (Données inédites), 1993.

Merriman, J.C. «Trace organic contaminants in sediment of the international section of the St. Lawrence River, 1981», Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures et des terres, Direction de la qualité des eaux, Burlington (Ontario), *Technical Bull.*, n° 148, 1987, 10 p.

Merriman, J.C. «Distribution of organic contaminants in water and suspended solids of the Rainy River», *Water Pollut. Res. J. Canada*, n° 23(4), 1988, p. 590-600.

Mes, J., D.J. Davies, D. Turton, et W-F Sun. «Levels and trends of chlorinated hydrocarbon contaminants in the breast milk of Canadian women», *Food Additives and Contaminants*, n° 3(4), 1986, p. 313-322.

Metcalf, J.L. et M.N. Charlton. «Freshwater Mussels as Biomonitoring for Organic Industrial Contaminants and Pesticides in the St. Lawrence River», *The Science of the Total Environment*, n° 97/98, 1990, p. 595-615.

Muir, D.C.G. Pêches et Océans, Région du Centre et de l'Arctique, Winnipeg (Manitoba), (données inédites), 1993.

Muir, D.C.G., C.A. Ford, N.P. Grift, R.E.A. Stewart et T.F. Bidleman. «Organochlorine contaminants in narwhal (*Monodon monoceros*) from the Canadian Arctic», *Environmental Pollution*, n° 75, 1992, p. 307-316.

- Muir, D.C.G., M.D. Segstro, P.M. Welbourn, D. Toom, S.J. Eisenreich, C.R. Macdonald et D.M. Whelpdale. «Patterns of accumulation of airborne organochlorine contaminants in lichens from the upper Great Lakes region of Ontario», *Environ. Sci. Technol.*, (sous presse), 1993.
- Nagy, K.A. «Field metabolic rate and food requirement scaling in mammals and birds», *Ecol. Mono.*, n° 57, 1987, p. il 1-128.
- Niimi, A.J. et B.G. Oliver. «Distribution of Polychlorinated Biphenyls Congeners and Other Halocarbons in Whole Fish and Muscle among Lake Ontario salmonids», *Environ. Sci. Technol.*, n° 23, 1989, p. 83-88.
- NTP (National Toxicology Program). «NTP report on the toxicity studies of Pentachlorobenzene in F344/N rats and B6C3F1 mice (feed studies)», *NTP Tox 6*, Department of Health and Human Services des É.-U., Research Triangle Park, Caroline du Nord, 1991.
- Oliver, B.C. «Distribution and pathways of some chlorinated benzenes in the Niagara River and Lake Ontario», *Water Pollut. Res. J. Canada*, n° 19(1), 1984, p. 47-59.
- Oliver, B.G. «Desorption of chlorinated hydrocarbons from spiked and anthropogenically contaminated sediments», *Chemosphere*, n° 14, 1985, p. 1087-1106.
- Oliver, B.G. «Bio-uptake of chlorinated hydrocarbons from laboratory-spiked and field sediments by oligochaete worms», *Environ. Sci. Technol.*, n° 21(8), 1987a, p. 785-790.
- Oliver, B.G. «Fate of some chlorobenzenes from the Niagara River in Lake Ontario», dans R.A. Hite, S.J. Eisenreich, éd., *Sources and Fates of Aquatic Pollutants, Advances in Chemistry Series*, n° 216, *Am. Chem. Soc.*, Washington, D.C., 1987b, p. 471-489.
- Oliver, B.G. «Partitioning relationships for chlorinated organics between water and particulates in the St. Clair, Detroit and Niagara Rivers », dans K.L.E. Kaiser, éd., *QSAR in Environmental Toxicology-II*, D. Reidel Publishing Company, Boston, 1987c, p. 251-260.
- Oliver, B.G. et R.A. Bourbonniere. «Chlorinated contaminants in surficial sediments of Lakes Huron, St. Clair, and Erie: implications regarding sources along the St. Clair and Detroit Rivers», *J. Great Lakes Res.*, n° 11(3), 1985, p. 366-372.
- Oliver, B.G. et J.H. Carey. «Photodegradation of wastes and pollutants in aquatic environment», dans Pelizzetti, E. et N. Serpone, éd., *Homogenous and Heterogenous Photocatalysis*, 1986, p. 629-650.

Oliver, B.G. et M.N. Charlton. «Chlorinated organic contaminants on settling particulates in the Niagara River vicinity of Lake Ontario», *Environ. Sci. Technol.*, n° 18(12), 1984, p. 903-908.

Oliver, B.G. et K.L.K. Kaiser. «Chlorinated organics in nearshore waters and tributaries of the St. Clair River», *Water Poll. Res. J. Canada*, n° 21(3), 1986, p. 344-350.

Oliver, B.G. et K.D. Nicol. «Chlorobenzenes in sediments, water, and selected fish from Lakes Superior, Huron, Erie, and Ontario», *Environ. Sci. Technol.*, n° 16(8), 1982, p. 532-536.

Oliver, B.G. et K.D. Nicol. «Reply to comment on "Chlorobenzenes in sediments, water, and selected fish from Lakes Superior, Huron, Erie and Ontario"», *Environ. Sci. Technol.*, n° 17(8), 1983, p. 505.

Oliver, B.G. et K.D. Nicol. «Chlorinated contaminants in the Niagara River, 1981-1983», *Sci. Total Environ.*, n° 39, 1984, p. 57-70.

Oliver, B.G. et A.J. Niimi. «Bioconcentration of chlorobenzenes from water by rainbow trout: correlations with partition coefficients and environmental residues», *Environ. Sci. Technol.*, n° 17, 1983, p. 287-291.

Oliver, B.G. et A.J. Niimi. «Trophodynamic Analysis of polychlorinated Biphenyl Congeners and other Chlorinated Hydrocarbons in the Lake Ontario Ecosystem», *Environ. Sci. Technol.*, n° 22, 1988, p. 388-397.

Oliver, B.G. et C.W. Pugsley. «Chlorinated contaminants in St. Clair River sediments», *Water Pollut. Res. Can.*, n° 2.1(3), 1986, p. 368-379.

Oliver, B.G., M.N. Charlton et R.W. Durham. «Distribution, redistribution, and geochronology of polychlorinated biphenyl congeners and other chlorinated hydrocarbons in Lake Ontario sediments», *Environ. Sci. Technol.*, n° 23(2), 1989, p. 200-208.

Patton, G.W., M.D. Walla, T.F. Bidleman, et L.A. Barrie. «Polycyclic aromatic and organochlorine compounds in the atmosphere of northern Ellesmere Island, Canada», *J. Geophys. Res.*, n° 96, 1991, p. 10 867-10 877.

Rankin, M. Dow Chemical Company, Sarnia (Ontario), Communication personnelle, 1993.

Reed, W.T. et J. Forgash. «Metabolism of Lindane to Organic-Soluble Products by Houseflies», *J. Agr. Food Chem.*, n° 18(3), 1970, p. 475-481.

Renberg, L., M. Tarkpea et G. Sundstrom. «The use of the bivalve *Mytilus edulis* as a test organism for bioconcentration studies», *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, n° 11, 1986, p. 361-372.

Sadtler Research Laboratories. *Infrared spectra of priority pollutants and toxic chemicals*, Philadelphie, Pennsylvanie, Sadtler Research Laboratories, 1982.

Singleton, D. Conseil national de recherche du Canada, Ottawa (Ontario), Communication, personnelle, 1993.

Stahl, W.R. «Scaling of respiratory variables in mammals», *J. Appl. Physiol.*, n° 22, 1967, p. 453-460.

Statistique Canada. *Commerce du Canada, Importations, Commerce de marchandises, 1990*, Statistique Canada, Division du commerce extérieur, Section des renseignements sur le commerce, Ottawa (Ontario), 1991.

Stevens, R.J.J. et M.A. Neilson. «Inter- and intralake distribution of trace contaminants in surface waters of the Great Lakes», *J. Great Lakes Res.*, n° 15(3), 1989, p. 377-393.

Strachan, W.M.J. Environnement Canada, Burlington (Ontario), (données inédites), 1993.

Strahlendorf, P.W. *Chlorinated benzenes as potential environmental health hazards: a review*, préparé pour la Division de la surveillance et des critères, Direction générale de la protection de la santé, Santé et Bien-être social Canada, Ottawa, 1978.

Sylvestre, A. «Organochlorines and polyaromatic hydrocarbons in the St. Lawrence River at Wolf Island, 1982-1984», Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures et des terres, Région de l'Ontario, Direction de la qualité des eaux, Burlington (Ontario), *Tech. Bull.*, n° 144, 1987, 11 p.

Thomann, R.V. «Bioaccumulation model of organic chemical distribution in aquatic food chains», *Environ. Sci. Technol.*, n° 23(6), 1989, p. 699-707.

Thomas, R.G. «Volatilization», dans Lyman, Reehl and Rosenblatt, éd., *Handbook of Chemical Properties Estimation Methods*, New York, New York, McGraw-Hill Book Co., 1982.

Topp, E., I. Scheunert, A. Attar et F. Korte. «Factors Affecting the Uptake of ¹⁴C-labelled Organic Chemicals by Plants from Soil», *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, n° 11, 1986, p. 219-228.

Trapp, S., M. Matthies, I. Schdeunert et E.M. Topp. «Modelling the bioconcentration of organic chemicals in plants», *Environ. Sci. Technol.*, n° 24, 1990, p. 1246-1252.

van Hoogen, G. et A. Opperhuizen. «Toxicokinetics of chlorobenzenes in fish», *Environ. Toxicol. Chem.*, n° 7, 1988, p. 213-219.

van Leeuwen, C.J., D.M.M. Adema, et J. Hermens. «Quantitative structure-activity relationships for fish early life stage toxicity», *Aquat. Toxicol.*, n° 16, 1990, p. 321-334.

Villeneuve, D.C. et K.S. Khera. «Placental transfer of halogenated benzenes (pentachloro-pentachloronitro-, and hexabromo-) in rats», *Environ. Physiol. Biochem.*, n° 5(5), 1975, p. 328-331.

Weast, R.C. éd., *Handbook of Chemistry and Physics*, Cleveland, 53^e édition, CRC Press, 1972-1973.

Welch, H.E., D.C.G. Muir, B.N. Billeck, W.L. Lockhart, G.J. Brunskill, H.J. Kling, M.P. Olson et R.M. Lemoine. «Brown Snow: A Long-Range Transport Event in the Canadian Arctic», *Environ. Sci. Technol.*, n° 25(2), 1991, p. 280-286.

Western Research. *VESTA Model 100 Mobile Incinerator; Trial Burn Report. Volume II. Testing and Analytical Data*, rapport soumis au Bureau de la gestion des déchets, Environnement Canada, 15 mars 1991.