



*Loi canadienne sur
la protection
de l'environnement*

Liste des substances d'intérêt prioritaire
Rapport d'évaluation

**Matières résiduelles
imprégnées de créosote**



Gouvernement
du Canada

Government of
Canada

Environnement
Canada

Environment
Canada

Santé
Canada

Health
Canada



LISTE DES SUBSTANCES D'INTÉRÊT PRIORITAIRE
RAPPORT D'ÉVALUATION

MATIÈRES RÉSIDUAIRES IMPRÉGNÉES DE CRÉOSOTE

Gouvernement du Canada
Environnement Canada
Santé Canada

Aussi disponible en anglais sous le titre:
Canadian Environmental Protection Act
Priority Substances List
Assessment Report
Creosote-impregnated Waste Materials

DONNÉES DE CATALOGAGE AVANT PUBLICATION (CANADA)

Vedette principale au titre:

Matière résiduaire imprégnée de créosote

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

Publ. aussi en anglais sous le titre:

Creosote-impregnated waste materials.

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

Comprend des références bibliographiques.

ISBN 0-662-98213-4

N^o de cat. MAS En40-215/13-F

1. Créosote -- Déchets-- Élimination.
2. Produits de préservation du bois -- Déchets --
Élimination. I. Canada. Environnement Canada.
II. Canada. Santé et bien-être social Canada.
III. Coll.

TP248.C63C7214 1993 363.72'88 C93-099514-7

TABLE DES MATIÈRES

Synopsis	v
1.0 Introduction	1
2.0 Sommaire des informations essentielles pour l'évaluation de la toxicité	4
2.1 Identité, propriétés et utilisations	4
2.2 Pénétration dans l'environnement	5
2.3 Informations sur l'exposition	6
2.3.1 <i>Devenir</i>	6
2.3.2 <i>Concentrations</i>	10
2.4 Informations sur les effets	12
3.0 Évaluation de la toxicité au sens de la LCPE	17
3.1 Effets sur l'environnement (alinéa lia)	17
3.2 Conclusion	17
4.0 Recommandations pour la recherche et l'évaluation	19
5.0 Bibliographie	20

LISTE DES TABLEAUX

1	Sommaire des concentrations maximales de HAP dans les lieux de stockage et de traitement du bois au Canada	7
2	Concentrations de certains HAP dans les organismes vivants de lieux contaminés par la créosote au Canada et aux États-Unis	11
3	Sommaire des concentrations seuils des effets apparents des HAP fixés par sorption sur les sédiments marins ainsi que des concentrations des HAP observées à l'installation de Northern Wood Preservers, à Thunder Bay (Ontario), en 1988	16

Avis aux lecteurs

La créosote, comme pesticide, n'a pas été évaluée dans le présent rapport. À ce titre, elle 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 (cf. *Avis A92-02 : Réévaluation des agents industriels de préservation du bois*, Agriculture Canada, Direction générale de la production et de l'inspection des aliments, 2 juillet 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

Synopsis

La créosote est utilisée au Canada comme agent à usages industriels intensifs dans la préservation des traverses de chemins de fer, du bois de construction des ponts, des pieux et du bois de charpente de grosses dimensions. Elle est constituée de centaines de composés, dont le groupe le plus important est celui des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Dans la présente évaluation, la substance appelée «matières résiduelles imprégnées de créosote» englobe les *produits résiduels créosotés* et les lieux contaminés par la créosote. Les *produits résiduels créosotés* sont des matériaux ligneux traités à la créosote en instance d'élimination (vieilles traverses de chemins de fer, vieux poteaux de lignes, etc.), tandis que les *lieux contaminés par la créosote* sont constitués de sols, d'eau ou de matériaux contaminés du fait de l'utilisation, de la fabrication, du stockage, du transport ou du déversement de la créosote.

Les traverses de chemins de fer constituent le volume le plus important des *produits résiduels créosotés* au Canada. Les grandes sociétés ferroviaires en déclassent 4,5 millions chaque année (450 000 m³ de bois). On estime que cette quantité équivaut à 20,2 x 10⁶ kg de créosote, et que 90 % des traverses déclassées sont réutilisées. Chaque année, on rejette donc en gros 2,02 x 10⁶ kg de créosote dans les traverses de chemins de fer mises au rebut. D'autres *produits résiduels créosotés* sont engendrés quand on dé classe les quais, les brise-lames, ainsi que les ponts et les chevalets de chemins de fer. On n'a pas trouvé d'études qui permettraient de déterminer si les *produits résiduels créosotés* pourraient nuire à l'environnement.

Pour de nombreux *lieux contaminés par la créosote*, on ne possède pas d'estimation des quantités de créosote usée qui pénètrent dans l'environnement canadien. Toutefois, dans la plupart des lieux sur lesquels on a effectué des relevés hydrogéologiques, on a découvert de fortes quantités de créosote usée dans le sol, les eaux souterraines et, parfois, les eaux de surface. On estime à 256 000 m³ le volume des sols modérément et fortement contaminés dans 11 installations de créosotage abandonnées ou en exploitation au Canada. Il s'est avéré que la créosote usée pénètre dans le sol, les eaux souterraines et les eaux de surface de 24 *lieux contaminés par la créosote* dans toutes les provinces, sauf l'Île-du-Prince-Édouard. Dans plusieurs de ces lieux, les eaux souterraines ont été gravement contaminées. Les organismes benthiques et l'état général de l'écosystème aquatique près d'une installation importante de traitement du bois de Thunder Bay, en Ontario, ont souffert de l'accumulation de créosote usée à la surface des sédiments. Le nombre des invertébrés benthiques fragiles [trichoptères (phryganes) et plécoptères (perles)] était réduit de façon significative sur environ 1 km de distance du côté sud de la rivière Bow, en aval d'une autre installation importante de traitement du bois de Calgary. Ces espèces avaient cédé la place aux gastropodes (escargots) et aux diptères (tipules), espèces moins fragiles. La créosote usée et des HAP présents dans cette dernière ont été décelés dans les sédiments d'eau douce près d'usines canadiennes de créosotage du bois, à des concentrations supérieures à celles qui exercent de graves effets sur les organismes marins et dulcicoles. De fortes corrélations ont été établies entre, d'une part, la présence de HAP dans des matières résiduelles imprégnées de créosote trouvées dans les sédiments d'Eagle Harbor, dans

l'État de Washington, et de la rivière Elizabeth, en Virginie, et, d'autre part, les concentrations de HAP dans les tissus de poissons de ces deux milieux aquatiques et les tumeurs du foie observées chez ces poissons.

Il n'y a pas suffisamment d'informations pour estimer l'exposition des humains aux constituants de la créosote usée dans les matières résiduelles imprégnées de créosote. En outre, on n'a pas trouvé d'informations sur les effets qu'exercent les matières résiduelles imprégnées de créosote sur l'environnement essentiel pour la vie humaine. Par conséquent, un examen détaillé visant à déterminer si ces matières sont toxiques au sens des alinéas 11*b*) et 11*c*) de la LCPE n'a pas été intégré dans la présente évaluation.

Produits résiduels créosotés

Par conséquent, à la lumière des données disponibles, il n'est pas possible de déterminer si les matières provenant des *produits résiduels créosotés* par lixiviation (c.-à-d. les vieilles traverses de chemins de fer et les vieux poteaux de lignes) pénètrent ou peuvent pénétrer dans l'environnement en quantité ou en concentration ou dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet nocif sur l'environnement.

Lieux contaminés par la créosote

Par conséquent, à la lumière des données disponibles, les matières provenant des *lieux contaminés par la créosote* pénètrent ou peuvent pénétrer dans l'environnement en quantité ou en concentration ou dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet nocif sur l'environnement.

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 à l'annexe I de la Loi. 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.

L'utilisation de la créosote comme agent de la préservation du bois à usage industriel intensif est, au Canada, assujettie à la *Loi sur les produits antiparasitaires*, administrée par Agriculture Canada. La loi ne couvre pas, cependant, l'élimination des produits résiduels provenant de l'utilisation de cette substance ou l'exploitation des installations de créosotage. La substance appelée «matières résiduelles imprégnées de créosote» a été ajoutée à la Liste des substances d'intérêt prioritaire, qui a été dressée en vertu de la LCPE, en raison du potentiel de contamination de l'environnement découlant de la production de matières résiduelles dans les installations de créosotage du bois ou de la mise au rebut de produits ligneux créosotés.

Pour les besoins de la présente évaluation, les matières résiduelles imprégnées de créosote comprennent:

- les *produits résiduels créosotés* : matériaux traités à la créosote, déclassés et en instance d'être éliminés (vieilles traverses de chemins de fer, vieux poteaux de lignes, etc.);
- les *lieux contaminés par la créosote*: terrains ou matériaux contaminés par la créosote du fait de l'utilisation, de la fabrication, du stockage, du transport ou du déversement de la créosote.

Pour déterminer si les matières résiduelles imprégnées de créosote sont toxiques au sens de l'article 11 de la LCPE, on a déterminé si la créosote usée ou les composés de ce constituant **pénètrent** ou peuvent pénétrer dans l'environnement au Canada en une concentration ou en 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.

Les effets possibles de la créosote usée dans les matières résiduelles imprégnées de créosote sur la santé humaine n'ont pas été étudiés de façon approfondie. On possède certaines informations sur les effets des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), le principal groupe de composés présents dans la créosote usée, sur les animaux de laboratoire et les humains. Une étude préliminaire de la documentation n'a pas permis de cerner suffisamment de données qui auraient permis d'évaluer le degré d'exposition des humains aux HAP provenant de matières résiduelles imprégnées de créosote. Comme les HAP font l'objet d'un rapport d'évaluation distinct, leurs effets potentiels sur la santé humaine ne seront pas traités dans le présent rapport. Aucune information n'a été localisée qui indiquerait que ces matières exercent des effets sur l'environnement essentiel pour la vie humaine. Par conséquent, un examen détaillé visant à déterminer si cette substance est toxique au sens des alinéas 11*b*) et 11*c*) de la Loi n'a pas été intégré dans la présente évaluation.

Les données requises pour l'évaluation de la créosote usée en ce qui concerne la pénétration dans l'environnement, l'exposition de l'environnement et les effets sur l'environnement ont été tirées de documents de synthèse, d'ouvrages de référence et d'articles publiés dans des périodiques scientifiques retrouvés à l'aide de recherches dans des bases de données électroniques jusqu'en 1991. Ces bases de données incluaient: *BIOSIS Previews*, *Pollution Abstracts*, *ENVIROLINE*, *ENVIROFATE*, le catalogue de la bibliothèque ministérielle d'Environnement Canada (*ELIAS*), le Registre international des substances chimiques potentiellement toxiques (*RISCPT*), *Chemical Evaluation Search and Retrieval System (CESARS)*, *Risk Reduction Engineering Laboratory (RREL) Treatability* de l'Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis, *Register of Toxic Effects of Chemical Substances (RTECS)*, *Chemical Hazard Response Information System (CHRIS)*, *National Institute of Occupational Safety and Health Technical Information Center (NIOSH TIC)* et *National Technical Information Service (NTIS)*. Des rapports d'évaluation des lieux, préparés par les gouvernements et par l'industrie de la préservation du bois, ont servi à la présente évaluation. En outre, une étude a été réalisée à contrat pour réunir des renseignements commerciaux sur l'utilisation de la créosote au Canada auprès de l'industrie canadienne de la préservation du bois, d'Agriculture Canada, de Statistique Canada, de Travaux publics Canada, de sociétés de services publics et d'autres utilisateurs industriels de produits créosotés.

Bien qu'une grande partie de la recherche effectuée sur les matières résiduelles imprégnées de créosote ait été effectuée à l'étranger, on a mis au premier plan les données canadiennes disponibles sur les sources, le devenir, les concentrations et les effets de ces matières sur l'environnement canadien. Toutes les études originales qui ont

servi à déterminer si ces matières sont toxiques au sens de l'article 11 de la LCPE ont été soumises à un examen critique par les employés suivants d'Environnement Canada:

A. Beckett
M. Constable
E. Gordy
T. Lambert
B. Munson, chef du groupe de travail

Les matières résiduelles imprégnées de créosote ont été caractérisées par les employés suivants d'Environnement Canada : J. Sproull, E. Gordy, N. Gurprasad et G. Atkinson.

Le présent rapport comprend un synopsis qui sera publié dans la *Gazette du Canada*. En outre, la section 2.0 offre un sommaire détaillé des données techniques essentielles à l'évaluation, qui sont exposées en plus grand détail dans un document à l'appui disponible sur demande. C'est à la section 3.0 qu'on établit si les matières résiduelles imprégnées de créosote sont toxiques au sens de la LCPE.

Dans le cadre du processus d'examen et d'approbation mis en place par Environnement Canada pour ses contributions aux rapports d'évaluation des substances d'intérêt prioritaire, le présent rapport d'évaluation et le document à l'appui ont été révisés par un certain nombre de spécialistes d'Environnement Canada, par G. Brudermann (expert-conseil en préservation du bois) et par J. Butala (École de pharmacie de l'Université Duquesne). Le rapport d'évaluation final a été révisé 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 du document à l'appui non publié, on peut communiquer avec l'un ou l'autre des bureaux suivants:

Direction des produits
chimiques commerciaux
Environnement Canada
14^e étage, Place Vincent-Massey
351, boul. Saint-Joseph
Hull (Québec)
K1A 0R3

Centre d'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 et utilisations

La créosote est un mélange complexe et variable de plus de 300 composés, que l'on tire du charbon. L'American Wood Preservation Association décrit la créosote [numéro de registre 8001-58-9 du CAS (Chemical Abstracts Service)] comme étant un distillat de goudron de houille obtenu par la carbonisation à haute température du charbon bitumineux, consistant principalement en hydrocarbures aromatiques liquides et solides et renfermant des quantités appréciables d'acides et de bases de goudron; elle est plus lourde que l'eau et possède un intervalle ininterrompu de températures d'ébullition de 275 °C, qui débute vers 175 °C (AWPA, 1977).

La créosote renferme cinq grandes catégories de composés, comme suit:

- des *hydrocarbures aromatiques*, y compris des HAP, des HAP alkylés, du benzène, du toluène et du xylène (les HAP constituent jusqu'à 90 % de la créosote);
- des *dérivés du phénol*, y compris des phénols, des crésols, des xylénols et des naphthols (de 1 à 3 % de la créosote);
- des *composés hétérocycliques azotés*, y compris des pyridines, des quinoléines, des acridines, des indolines et des carbazoles (de 1 à 3 % de la créosote);
- des *composés hétérocycliques soufrés*, y compris des benzothiofènes (de 1 à 3 % de la créosote);
- des *composés hétérocycliques oxygénés*, y compris des dibenzofuranes (de 5 à 7,5 % de la créosote) (U.S. EPA, 1987).

La créosote «pure» est plus dense que l'eau. Pour certaines utilisations dans la préservation du bois, on mélange en proportions égales de la créosote et du mazout. La densité du mélange, tout en étant inférieure à celle de la créosote pure, est néanmoins supérieure à celle de l'eau (Hoffman et Hrudehy, 1990). La créosote est insoluble dans l'eau (Romanowski *et al.*, 1983) bien que ses constituants soient dotés d'une large gamme de solubilités. On y retrouve des acides et des bases de goudron très hydrosolubles (c.-à-d. des phénols, des crésols et des acridines) aussi bien que des HAP à six cycles insolubles (naphto[2,3-*e*]pyrène) (CRC Press, 1973; Merck Index, 1976; Clement Int. Corp., 1990; Syracuse Research Corp., 1989). La créosote est soluble dans de nombreux solvants organiques, y compris l'huile et le diesel (U.S. EPA, 1984; Bos *et al.*, 1983).

La tension de vapeur de la créosote, variable à cause du nombre de composés, est difficile à caractériser. Elle va de 2,0 x 10⁻¹⁰ pascals (Pa), dans le cas du dibenzo[*ghi,pqr*]chrysène à 11,6 Pa, dans le cas du naphthalène (Clement Int. Corp.,

1990). Les logarithmes des coefficients de partage octanol/eau ($\log K_{oc}$) des HAP varient de 3,29 à 7,19 (Clement Int. Corp., 1990). Les $\log K_{oc}$ d'autres constituants de la créosote varient considérablement, de 0,65, dans le cas de la pyridine (Leo *et al*, 1971), à 3,95, dans le cas du biphényle (Miller *et al*, 1985). La gamme des valeurs des logarithmes des coefficients de sorption sur du carbone organique ($\log K_{co}$) des HAP va de 2,97 à 6,74 (Clement Int. Corp., 1990).

Les matières résiduelles imprégnées de créosote peuvent avoir deux origines : les *produits résiduels créosotés* et les *lieux contaminés par la créosote*. Ces origines représentent 71 et 29 % respectivement du poids des matières résiduelles imprégnées de créosote dans l'environnement canadien (Konasewich *et al*, 1991).

Au Canada, cinq installations pratiquent le créosotage sous pression : deux en Colombie-Britannique, une en Ontario et deux au Québec (Konasewich *et al*, 1991). Une installation de traitement en Ontario et une autre à Terre-Neuve ont cessé d'utiliser la créosote en 1992 (Constable, 1992). On compte également 20 petites installations de trempage et d'injection à la vapeur au Québec (Environnement Québec, 1989) et deux installations de trempage en Saskatchewan (Ertman, 1992). Ces installations, réunies, consomment 21×10^6 kg de créosote par année. La préservation des traverses de chemins de fer utilise 54 % de la créosote, les pieux d'ouvrages marins en utilisent 37 %, tandis que les tabliers et la structure des ponts ainsi que les poteaux de lignes consomment le reste, soit 9 % (Konasewich *et al*, 1991).

2.2 Pénétration dans l'environnement

Les traverses de chemins de fer constituent le volume le plus important des *produits résiduels créosotés* au Canada. Les grandes sociétés ferroviaires en déclassent $4,5 \times 10^6$ par année ($450\,000 \text{ m}^3$ de bois), qui renferment, estime-t-on, $20,2 \times 10^6$ kg de créosote. On estime que 90 % de toutes les traverses déclassées chaque année sont réutilisées. Il resterait ainsi en gros, chaque année, $2,02 \times 10^6$ kg de créosote dans les traverses mises au rebut à titre de produits résiduels créosotés (Konasewich *et al.*, 1991). Certaines traverses sont brûlées par les sociétés ferroviaires, en vertu de permis obtenus des autorités provinciales responsables de l'environnement. On en sait peu sur le sort réservé au reste des rebuts ligneux traités, même si une certaine partie va dans les décharges. Comme les concentrations de HAP trouvées dans les rebuts de traverses de chemins de fer sont variables, on ne peut pas généraliser sur la composition des matières résiduelles imprégnées de créosote provenant des *produits résiduels créosotés* (Sproull et Gurprasad, 1992).

Beaucoup de pieux d'ouvrages marins sont réutilisés après avoir été enlevés. Ces pieux ainsi que les poteaux de lignes ne représentent pas une source de *produits résiduels créosotés* aussi importante que les traverses de chemins de fer mises au rebut.

Une étude sur les lixiviats solubles dans l'eau provenant des traverses de chemins de fer retirées du service a permis de déceler un grand nombre de HAP et de composés associés. Un gramme de bois a été enlevé de la surface des traverses

de chemins de fer et agité dans l'eau pendant 24 heures. On a alors trouvé dans l'eau 88,9 µg/L de naphthalène, 92,7 µg/L de dibenzofurane, 120 µg/L de fluorène, 119 µg/L de phénanthrène et 58,9 µg/L de carbazole. La présence d'autres composés a également été décelée à de plus faibles concentrations (Rotard et Mailahn, 1987). On possède peu d'informations qui permettraient de déterminer le potentiel de lixiviation des constituants de la créosote qui subsistent dans les *produits résiduaux créosotés*.

Pour de nombreux *lieux contaminés par la créosote*, on ne possède aucune estimation des quantités de créosote usée qui pénètrent dans l'environnement canadien. Toutefois, dans la plupart des lieux sur lesquels on a effectué des relevés hydrogéologiques afin de surveiller la contamination souterraine, on a découvert, dans le sol, les eaux souterraines et certaines eaux de surface, de fortes concentrations de composés provenant des matières résiduaux imprégnées de créosote. L'estimation des quantités de créosote usée dans un lieu donné ou entraînées à l'extérieur de ce lieu par lixiviation est une opération complexe et coûteuse, qui n'a été tentée, dans le détail, qu'à deux endroits au Canada. On estime à 256 000 m³ le volume des sols de modérément à fortement contaminés par la créosote usée dans 11 installations de créosotage abandonnées ou en exploitation au Canada (tableau 1). On retrouve aussi au Canada au moins 13 installations abandonnées ou en exploitation, susceptibles d'être contaminées, mais sur lesquelles on n'a obtenu aucune information. Les *lieux contaminés par la créosote* seraient vraisemblablement une source plus importante de créosote usée dans l'environnement canadien que ne le sont les *produits résiduaux créosotés*, mais on ne possède pas de données pour confirmer cette hypothèse.

On ne possède aucune information sur la contamination d'au moins 28 installations canadiennes de créosotage. L'Île-du-Prince-Édouard serait la seule province exempte de *lieux contaminés par la créosote*.

2.3 Informations sur l'exposition

2.3.1 Devenir

Tant au Canada qu'aux États-Unis, on a observé des concentrations élevées de HAP dans des matières résiduaux imprégnées de créosote. Presque toutes les informations que l'on a réunies se rapportent à la contamination de l'environnement imputable à d'anciennes installations de préservation du bois (c.-à-d. des *lieux contaminés par la créosote*). Bien que l'on ait trouvé des études sur le transport des HAP présents dans les produits traités encore en service, il semble qu'aucune étude n'ait été entreprise pour déterminer la mobilité des constituants de la créosote des *produits résiduaux créosotés*.

Le transport, la transformation et l'accumulation des constituants de la créosote dans l'environnement dépendent fortement des propriétés physico-chimiques des constituants. Du fait de la complexité chimique de la créosote usée, les études effectuées sur le comportement d'un HAP dans l'environnement peuvent ne pas décrire fidèlement le comportement de ce constituant dans la créosote. La répartition observée des contaminants dans les installations de créosotage est donc le meilleur indicateur du

Tableau 1 Sommaire des concentrations maximales de HAP dans les lieux de stockage et de traitement du bois au Canada

Lieu	Milieu	Concentrations maximales de HAP décelées					HAP totaux***	Référence		
		ANT	BbF	BaP	NAP	PHE				
Northern Wood Preserver, Thunder Bay (Ontario)	Sédiments	1 124	632	450	7 654	5 687	26 388	Berard et Tseng, 1986; Pugh, 1989; DeBrou, 1989; Beak Consultants Ltd. et Dominion Soil Investigation Inc., 1988; Berard, 1988		
	Eaux souterraines				1,355					
	Air	3			40					
Domtar Sunalta, Calgary (Alberta)	Sols ⁵	5 300*	390	290	8 700	5 300*	39 630	Golder Assoc., 1990a;b; Environmental Management Assoc., 1993		
	Eaux souterraines	40*	8	4	66	40*			303	
	Sédiments en amont	0,13*	0,04	0,02	0,02	0,13				
	Sédiments sur les lieux	2,50*	2,60	1,00	2,50	2,50*				66,84
	Eau de porosité ⁸	2,80*	2,10	0,89	27,00	9,00				
Domtar, Truro (Nouvelle-Écosse)	Sols ⁶	1 600	510	390	ND	7 200	26 530	Kieley <i>et al.</i> , 1986; Henning et Konasewich, 1984; Bamwoya <i>et al.</i> , 1991		
	Sédiments ¹	42	120	150	50	1 900			6 300	
	Sédiments ²		0,17	0,22	ND	1,4				5,2
Domtar, Newcastle (Nouveau-Brunswick)	Sols ⁵		250	350	30	6 700	16 000	Golder Assoc., 1987; 1988; 1989		
	Sédiments		120	190	ND	5 600			11 000	
Domtar, Transcona (Manitoba)	Eaux souterraines	0,360	0,335	0,130	4,280	2,045	9,27	Cherry et Smith, 1990		
	Sols ⁵	34,91*	5,02	2,60	4,70	34,91*			89,46	
Saskatchewan Forest Products, Prince Albert (Saskatchewan)	Eaux souterraines	0,02*	0,000 3	0,000 14	0,378	0,020*	76	Beak Assoc. Consulting, 1990		
	Sols ⁶	1 496,64*		0,458	2 057,88	1 496,64*			7 795	
Koppers, Burnaby (Colombie-Britannique)	Sols ⁷	4 910,65*		0,219	11 989,1	4 910,65*	27 435	Stanley Assoc., 1982; Batterson, 1981; Gough et Konasewich, 1985; Wile, 1984		
	Sols ⁵								de 1 750 à 520 000	

Tableau 1 Sommaire des concentrations maximales de HAP dans les lieux de stockage et de traitement du bois au Canada (suite)

Lieu	Milieu	Concentrations maximales de HAP décelées						Référence
		ANT	BbF	BaP	NAP	PHE	HAP totaux***	
Liverpool Tank Farm, Surrey (Colombie-Britannique)	Sols ³						de 130 à 19 000	Domtar Inc., 1983 Golder Assoc., 1991
Bell Pole, Lumby (Colombie-Britannique)	Sols ⁴	0,50	3,2	22	1,5	5,6	23 656	Conestoga-Rovers & Assoc. 1991a; b
	Sols ⁵ Eaux souterraines	1 910 0,032	500 0,0022	300 0,019	850 3,140	2 260 0,730	5,406	
Cedar Pole, Galloway (Colombie-Britannique)	Sols ⁴	15	8,4	17	44	170	2 400	Envirochem, 1989; 1990
	Eaux souterraines	0,015	0,000 08	0,000 22	1,50	0,52	1,85	
Domtar, New Westminster (Colombie-Britannique)	Sédiments	0,066	0,110	0,057	ND	0,038	0,863	Environment Canada, 1983; Ito, 1991

Abréviations utilisées dans le tableau

- 1 sédiments du canal de l'effluent
- 2 sédiments de la rivière Salmon
- 3 sols, de la surface jusqu'à 4 m de profondeur
- 4 sols de surface
- 5 sols à différentes profondeurs
- 6 sols des puisards de boues
- 7 sols des puisards de boues
- 8 eau associée aux sédiments

ANT – anthracène
 BbF – benzo[b]fluoranthène
 BaP – benzo[a]pyrène
 NAP – naphthalène
 PHE – phénanthrène
 ND – non décelé

Concentrations utilisées dans le tableau

Air – µg/m³
 Eau – mg/L
 Sols et sédiments – mg/kg (à l'état sec)

- * Échantillon combiné d'anthracène et de phénanthrène.
- ** L'expression « HAP totaux » se réfère à la quantité de HAP décelée, non au total des quantités précisées

Limite de détection du naphthalène : 0,001 mg/kg de sols et de sédiments

comportement dans l'environnement des HAP présents dans les matières résiduelles imprégnées de créosote (Hoffman et Hrudey, 1990).

À certains endroits, il semble y avoir un transport en masse de la créosote, habituellement dans les sols presque saturés. Le phénomène peut s'expliquer par l'effet combiné de la force de gravité et de l'écoulement de l'eau souterraine. Les concentrations des HAP dans le sous-sol varient selon la quantité de créosote dans le sol, le type de sol, la pente du terrain et la quantité d'eau souterraine présente. La créosote usée dans le sol pouvant se présenter en une fraction plus légère que l'eau et en une fraction plus lourde, on peut la trouver au-dessus ou au-dessous du niveau de saturation ou même sous la forme d'une accumulation de liquide libre. La fraction légère comprend les HAP azotés, oxygénés et soufrés, les naphthalènes, l'acénaphthène, le fluorène, les phénols et les hydrocarbures de l'huile de dilution de la créosote. Les HAP légers, étant plus hydrosolubles que les autres constituants de la créosote, se dissolvent et sont transportés dans l'eau souterraine et l'eau de surface. Comme on a observé que les HAP se déplaçaient avec les fluctuations des niveaux de l'eau, ils peuvent contaminer toute la couche de terrain. La fraction lourde ne se distingue pas de la créosote «pure». Elle tend à descendre dans le sol jusqu'à une couche imperméable, le long de laquelle elle s'écoule, au travers du sol poreux, dans le sens de la pente. Dans de nombreux *lieux contaminés par la créosote*, ce comportement a causé la contamination des eaux de surface et des eaux souterraines (W.L. Wardrop & Assoc., 1977; Thompson *et al.*, 1978; Ehrlich *et al.*, 1980; Black, 1982; Hickok *et al.*, 1982; Goerlitz *et al.*, 1985; Rostad *et al.*, 1985; Hult et Stark, 1986; Berard, 1988; Coover *et al.*, 1988; Elder et Dresler, 1988; U.S. EPA, 1988; Golder Associates, 1988; 1990b; 1991; Cherry et Smith, 1990; Reitman *et al.*, 1990).

Dans plusieurs lieux contaminés du Canada et des États-Unis, on a trouvé de la créosote usée «altérée», constituée de HAP subsistant après la dégradation, l'évaporation ou la dissolution dans l'eau de constituants légers tels que le phénol, le crésol, le naphthalène, le phénanthrène, l'anthracène et la quinoléine. De façon caractéristique, la créosote altérée se compose surtout de HAP de trois ou de quatre cycles ou plus (Merrill et Wade, 1985; Bieri *et al.*, 1986). Dans un lieu canadien, les échantillons de sol renfermaient jusqu'à 7 200 mg de phénanthrène et jusqu'à 390 mg de benzo[*a*]pyrène par kilogramme de sol (à l'état sec) (Kieley *et al.*, 1986). Dans les sédiments contaminés par la créosote de la rivière Elizabeth, en Virginie, les chercheurs ont observé qu'après une période initiale de dissolution des HAP légers, la composition des HAP subsistants n'avait pas changé en 80 ans (Bieri *et al.*, 1986).

Dans certains systèmes aquatiques, la sédimentation peut isoler de l'eau les couches contaminées par la créosote, ce qui ralentit et finit par arrêter la dispersion des HAP les plus solubles dans l'eau. Le phénomène a été observé dans des études sur le port de Thunder Bay, où on a trouvé des accumulations de créosote résiduelle, protégées par une chape sédimentaire qui s'était formée au-dessus d'elles (Superior Diving, 1988; Beak Consultants Ltd. et Dominion Soil Investigation Inc., 1988; de Geus, 1990; Pugh, 1989). Le phénomène a également été signalé dans la rivière Elizabeth, en Virginie, où

de la créosote a rapidement été recouverte par des sédiments qui s'accumulaient à la vitesse de 2 cm par année (Bieri *et al*, 1986).

2.3.2 Concentrations

Le tableau 1 montre les concentrations maximales de cinq HAP présents dans la créosote usée mesurées dans les sols, les sédiments, l'eau souterraine et l'air. La concentration la plus forte dans le sol, dans les *lieux contaminés par la créosote* au Canada, était de 8 700 mg de naphthalène par kilogramme (à l'état sec). Les concentrations totales de HAP dans le sol se sont révélées atteindre jusqu'à 39 630 mg/kg (à l'état sec). L'eau souterraine a été gravement contaminée par les HAP dans plusieurs lieux au Canada. On a trouvé du naphthalène à des concentrations pouvant égaler 66 mg/L et du benzo[a]pyrène jusqu'à la concentration de 4 mg/L. Dans l'eau souterraine, la concentration totale de HAP a atteint un sommet de 950 mg/L, la créosote ayant remplacé beaucoup d'eau souterraine. Dans le port de Thunder Bay, on a trouvé des accumulations de créosote dont on a estimé le volume à 292 m³; autour des accumulations, on a observé un «champ de globules de créosote» d'une superficie d'environ 8 800 m² (Beak Consultants Ltd. et Dominion Soil Investigation Inc., 1988; Superior Diving, 1988; O'Connor Assoc., 1989; de Geus, 1990; Reitman *et al*, 1990; Golder Associates, 1990b).

Même si quelques études ont examiné l'exposition de moules et de homards à la créosote de produits encore en service, on ne possède aucune information relative à l'exposition sur les concentrations de la créosote usée provenant de produits résiduels créosotés chez les organismes vivants. Par contre, on possède des données sur les *lieux contaminés par la créosote*, qui permettent d'établir l'exposition de certains organismes aquatiques (tableau 2). La plus grande partie des informations présentées provient des États-Unis.

À l'exception des études en laboratoire, on n'a trouvé aucune donnée pertinente sur l'exposition de populations terrestres à la créosote usée ou à ses constituants provenant de *lieux contaminés par la créosote*.

Selon des informations préliminaires obtenues à l'installation de Domtar Sunalta/Canada Creosote, à Calgary, les ménominis des montagnes (*Prosopium williamsoni*) présentent des concentrations de benzo[a]pyrène et de phénanthrène plus élevées que les poissons d'une zone témoin en amont. Des métabolites du benzo[a]pyrène ont été décelés dans la bile de ménominis à des concentrations pouvant atteindre 200 µg/mL, tandis que chez les poissons de la zone témoin, on en a trouvé 25 µg/mL. Les concentrations de phénanthrène dans la bile des ménominis de la zone contaminée allaient jusqu'à 1 600 µg/mL, tandis qu'elles étaient de 75 µg/mL chez les poissons témoins. Ces analyses ont été effectuées par fluorescence, de sorte que la confirmation des HAP est provisoire (Environmental Management Assoc., 1993).

Aux États-Unis, on a utilisé des crustacés pour montrer la facilité d'accumulation de HAP (phénanthrène, fluoranthène, pyrène, benzo[a]pyrène, naphthalène, anthracène et benzo[b]fluoranthène) provenant d'installations de créosotage et d'endroits où de la

Tableau 2 Concentrations de certains HAP dans les organismes vivants de lieux contaminés par la créosote au Canada et aux États-Unis

Lieu	Traitement	Espèce	Concentrations de HAP (µg/g, poids frais)						Référence
			ANT	FLU	BbF	BaP	NAP ¹	PHE ¹	
Rivière Elizabeth, Virginie ³	Contaminé	Huître		1,7	0,66	0,2		0,1	Pittinger <i>et al.</i> , 1985
Bayou Bonfouca, Louisiane ³	Contaminé	Palourde	0,039	0,130		0,060	0,120	0,028	DeLeon <i>et al.</i> , 1988
	Témoin	Palourde	0,009	0,033		0,022	0,057	0,016	DeLeon <i>et al.</i> , 1988
Eagle Harbour, Washington ⁴	Contaminé	Sole <i>Parophrys</i>	9,58	20,7	7,6	5,0	0,65	19,6	Malins <i>et al.</i> , 1985
	Témoin	Sole <i>Parophrys</i>	0,013	0,089	0,035	0,03	0,14	0,06	Malins <i>et al.</i> , 1985
Pensacola, Floride ⁴	Contaminé	Gastéropodes		0,06			0,036	0,19	Elder et Dresler, 1988
		Huître		0,028			0,002	0,03	"
	Témoin	Guppies	6,8	0,16	0,15	0,23	ND	6,4	Schoor <i>et al.</i> , 1991
		Gastéropodes		ND			0,022	0,03	Elder et Dresler, 1988
Calgary, Alberta ⁵	Contaminé	Huître		0,005			0,008	0,007	"
		Insectes				3,9	0,5	0,520	Golder Assoc., 1990a
	Témoin	Chair de poissons				ND	0,22	0,03	"
		Graisse de poissons					0,24	0,200	"
	Contaminé	Bile de poissons				6,2,6		50 ² ,6	Hamilton, 1992
		Insectes				ND	ND	ND	Golder Assoc., 1990a
	Témoin	Chair de poissons				ND	0,032	ND	"
		Graisse de poissons					ND	ND	"
	Contaminé	Bile de poissons				5,4 ²		20 ²	Hamilton, 1992
		Insectes				0,725		5,49	Black <i>et al.</i> , 1980
Rivière Hersey, Michigan ⁴	Contaminé	Écrevisse				0,008		0,45	"
		Lamproie				0,001		0,038	"
	Témoin	Truite				0,000 07		0,029	"
		Meunier				0,000 08			"
	Contaminé	Insectes				0,001		0,042	Black <i>et al.</i> , 1980
		Écrevisse				0,000 6		0,006	"
	Témoin	Lamproie				0,000 8		0,035	"
		Truite				0,000 04		0,002	"
		Meunier				0,000 05		0,004	"

ANT – Anthracène
 FLU – Fluoranthène
 BbF – Benzo[b]fluoranthène
 BaP – Benzo[a]pyrène
 NAP – Naphtalène
 PHE – Phénanthrène

1 métabolites du NAP et du PHE dans la bile de poissons
 2 mesuré en µg/mL dans la bile
 3 une seule valeur signalée
 4 moyenne signalée
 5 échantillon composé
 6 valeur médiane
 ND – non décelé à la concentration de 0,001 µg/g, poids frais

créosote avait été déversée. Des huîtres (*Crassostrea virginica*) d'un cours d'eau relativement intact ont été exposées à des sédiments contaminés par des HAP près d'une installation de créosotage du bois sur la rivière Elizabeth, en Virginie. Après trois jours, l'accumulation de HAP totaux est passée d'une concentration non décelable à une concentration variant de 10,1 à 11,7 µg/g (poids frais) (Pittinger *et al.*, 1985). Des palourdes (*Rangia cuneata*) exposées à de l'eau coulant sur de la créosote déversée près de Bayou Bonfouca, en Louisiane, se sont retrouvées avec des concentrations cinq fois plus élevées d'anthracène et de fluoranthène, 30 fois plus élevées de benzo[*a*]pyrène et deux fois plus élevées de naphthalène et de phénanthrène que les palourdes en amont du lieu du déversement (DeLeon *et al.*, 1988). Des gastéropodes (*Thais haemastoma*) pris en aval d'un ruisseau traversant un lieu contaminé par la créosote, en Floride, avaient accumulé des concentrations de fluoranthène et de phénanthrène considérablement plus élevées que leurs congénères d'un lieu non contaminé. Seul le fluoranthène s'était accumulé dans les huîtres (*C. virginica*) de la même région (Elder et Dresler, 1988).

On a montré que les HAP des sédiments provenant de lieux contaminés par la créosote s'accumulaient chez la sole (*Parophrys vetulus*) (Malins *et al.*, 1985), le guppy (*Poecilia reticulata*) (Schoor *et al.*, 1991), la truite brune (*Salmo trutta*), la lamproie (espèce inconnue) et le meunier noir (*Catostomus commersoni*) (Black *et al.*, 1980). Dans la bile de *P. vetulus*, les concentrations des métabolites de HAP étaient en gros 40 fois plus élevées que chez les soles d'une région non polluée [2,10 comparativement à 0,067 µg/g (poids frais)] (Malins *et al.*, 1985). Des guppys exposés à des sédiments contaminés par la créosote ont accumulé des quantités considérables d'anthracène, de fluoranthène, de benzo[*b*]fluoranthène, de benzo[*a*]pyrène et de phénanthrène dans leur chair (Schoor *et al.* 1991). Les truites brunes et les meuniers noirs de la rivière Hersey, dans le Michigan, contaminée par la créosote, possédaient dans leurs tissus des concentrations à peu près 10 fois plus élevées que des poissons non exposés, tandis que chez les lamproies, la concentration de phénanthrène était plus de 100 fois plus élevée que chez ses congénères non exposés (Black *et al.*, 1980). Des insectes benthiques (espèces inconnues) prélevés dans la rivière Hersey renfermaient des concentrations de phénanthrène légèrement supérieures aux concentrations observées dans les sédiments [5,49 contre 4,10 µg/g (poids frais)] du lieu contaminé, tandis que les concentrations de benzo[*a*]pyrène étaient 725 fois plus élevées que chez des insectes non exposés (Black *et al.*, 1980).

Les études précitées montrent que les organismes aquatiques vivant à proximité de lieux contaminés par la créosote absorbent les HAP à des concentrations supérieures aux concentrations diffuses observées ailleurs. Les espèces susceptibles d'absorber les HAP sont celles en contact intime avec les sédiments ou se nourrissant d'espèces qui vivent dans les sédiments.

2.4 Informations sur les effets

Écotoxicologie. Aucune information n'a été trouvée sur la toxicité de la créosote utilisée provenant de produits résiduels créosotés chez des organismes aquatiques ou terrestres.

Les informations sur l'exposition présentées à la division 2.3.2 et les données sur les effets présentées ci-après sont les seules que l'on possède sur des lieux au Canada. La caractérisation de ces derniers n'a généralement pas compris de données sur l'exposition d'organismes vivants dans l'environnement et sur les effets qu'ils subissent, sauf à l'installation de Northern Wood Preservers (NWP), à Thunder Bay, et de Domtar Sunalta/Canada Creosote, à Calgary. Comme on possède peu de données sur les effets dans l'environnement canadien, on présente également des données d'observations aux États-Unis.

L'examen macroscopique de ménominis capturés dans la rivière Bow, près de l'installation de Domtar Sunalta/Canada Creosote, n'a pas permis de déceler d'anomalies. En général, les plécoptères (perles), les trichoptères (phryganes) et les chironomidés (moucheron) étaient absents d'une partie du côté sud de cette rivière, sur une distance d'environ 1 km. Ils étaient en grande partie remplacés par des gastropodes (escargots) et des diptères (tipules), que l'on sait plus tolérants à la pollution (Environmental Management Assoc., 1993). L'eau de porosité non diluée de sédiments de la rivière Bow, à partir de la risberme de séparation jusqu'à 250 m en aval, s'est révélée toxique dans 19 des 45 échantillons, selon l'essai Microtox (le résultat étant une réduction de 20 % de la production de lumière) (Shaw, 1992). Ces échantillons «toxiques» dégageaient une «odeur de créosote» et comprenaient une mince phase liquide non aqueuse (c.-à-d. la créosote usée) (Hamilton, 1992).

Des relevés de la répartition du benthos, effectués en 1986, à l'installation de Northern Wood Preservers, dans le port de Thunder Bay, ont montré que l'habitat benthique à proximité du quai de l'installation était dégradé et que la situation était la plus grave au plus près du quai. La dégradation de l'habitat, la contamination des sédiments par les HAP et l'augmentation de la concentration de matières organiques avaient réduit la diversité des espèces d'invertébrés benthiques et accru la dominance des vers oligochètes (Beak Consultants Ltd. et Dominion Soil Investigation Inc., 1988). D'après un essai biologique sur des sédiments, ces derniers étaient mortels pour les organismes aquatiques (sangues, têtes-de-boule et éphémères). Les sédiments des stations situées près de l'installation étaient mortels pour toutes les espèces après 10 jours d'exposition, tandis que les sédiments d'autres emplacements ne l'étaient pas, ce qui a permis de délimiter une zone toxique de 150 m de largeur à partir de l'installation (Metcalf et Hayton, 1989).

L'exposition d'amphipodes (*Rhepoxynius abronius*) à de l'eau aérée tirée de sédiments d'Eagle Harbor, dans l'État de Washington, a montré qu'aucun organisme n'a survécu à une exposition de quatre jours à des concentrations de 5 % d'eau extraite des sédiments. La plupart des amphipodes exposés à l'eau non diluée extraite des sédiments ont immédiatement eu un comportement de nage anormal, quelques-uns ont réussi à s'enfouir dans les sédiments, et tous les sujets sont morts en moins de 10 à 60 minutes (Swartz *et al.*, 1989).

Les effets chroniques (ou à long terme) de sédiments contaminés par la créosote usée ont été observés chez des populations de soles (*P. vetulus*) d'Eagle Harbor et du

Puget Sound, dans l'État de Washington (Malins *et al*, 1985 et 1988; Myers *et al*, 1987 et 1990; Stein *et al.*, 1990). Il y a tout lieu de croire que les taux élevés d'anomalies du foie, y compris de tumeurs et de cancers, observés chez les poissons des secteurs d'Eagle Harbor contaminés par la créosote usée proviennent d'une exposition à des sédiments contaminés par des HAP. Les anomalies observées dans le foie des soles (*P. vetulus*) ressemblent beaucoup aux modifications et aux tumeurs provoquées expérimentalement chez le rat, la souris et certains poissons par des substances chimiques réputées toxiques pour le foie de ces animaux (Myers *et al*, 1990).

On a voulu déterminer si l'exposition aux contaminants se traduisait par des anomalies du développement ovarien chez des soles (*P. vetulus*) de quatre secteurs du Puget Sound, y compris Eagle Harbor (Johnson *et al*, 1988). D'après les résultats, l'exposition aux HAP à Eagle Harbor a exercé un effet considérable sur les processus de la reproduction de ce poisson. Les HAP semblaient des plus étroitement associés à l'inhibition du développement ovarien et à la baisse des concentrations d'hormones dans le sang. Les faits montrent que les populations de soles ont diminué dans le Puget Sound, mais on ne connaît pas le rôle que l'exposition aux contaminants peut avoir joué dans ce déclin (Johnson *et al.*, 1988).

Une étude effectuée dans la rivière Elizabeth, en Virginie, a révélé que, chez le choquemort (*Fundulus heteroclitus*), le cancer du foie était prédominant dans une population fréquentant un lieu contaminé par la créosote usée. Chez 93 % des sujets, des lésions du foie étaient visibles à l'oeil nu, tandis que 33 % des sujets étaient atteints de cancers du foie. Les concentrations de HAP dans les sédiments étaient de 2 200 mg/kg (à l'état sec). Les choquemorts de deux autres lieux où les concentrations de HAP dans les sédiments étaient faibles (730 et 35 fois moins) ne présentaient aucun signe de maladie (Vogelbein *et al.*, 1990).

Les macrophages du poisson *Opsanus tau* de la rivière Elizabeth, en Virginie, contaminée par la créosote, sont moins capables de se diriger vers les bactéries, de les phagocyter et de produire les molécules oxygénées réactives nécessaires à la dégradation des matières phagocytées que les macrophages des poissons de la rivière York, en Virginie, relativement non polluée. Les poissons adultes de l'espèce *O. tau* et les sédiments provenaient de quatre endroits de la rivière Elizabeth. Les concentrations de HAP liés aux sédiments étaient les plus élevées près d'une installation de créosotage en exploitation. L'efficacité des macrophages était également des plus gravement diminuée à cet endroit (Seeley et Weeks-Perkins, 1991).

On a examiné en laboratoire les effets d'une exposition de huit jours du poisson de fond *Leiostomus xanthurus* à des sédiments de la rivière Elizabeth contaminés par la créosote usée (Hargis Jr. *et al*, 1984; Roberts *et al*, 1989). On a observé chez les poissons exposés des lésions cutanées, des anomalies au pancréas et au foie, un ralentissement du gain de poids, une diminution du nombre de globules rouges du sang ainsi qu'une mortalité accrue. Aucun effet n'a été observé chez les poissons exposés à des sédiments non contaminés. Une analyse a révélé que les sédiments d'essai étaient fortement contaminés par des HAP, comparativement aux sédiments témoins non

contaminés. Le phénanthrène et le fluoranthène étaient les HAP les plus abondants dans les sédiments d'essai, chacun comptant de 5 à 12 % de l'ensemble des HAP. On a décelé 43 mg/kg (à l'état sec) de benzo[*a*]pyrène dans les sédiments d'essai, comparativement à 0,009 mg/kg dans des sédiments témoins non contaminés. Les poissons de l'espèce *L. xanthurus* se nourrissent en grande partie au fond, en agitant vigoureusement la surface des sédiments avec leurs nageoires et leur corps lorsqu'ils sont à la recherche de nourriture. Ce mode de prospection expliquerait l'incidence élevée de l'usure grave des nageoires pectorales, caudales et pelviennes ainsi que la dilatation des vaisseaux sanguins entourant les nageoires des sujets exposés aux sédiments de la rivière Elizabeth (Hargis Jr. *et al*, 1984).

Une autre façon d'estimer les effets des polluants sur les organismes benthiques est de corréliser les effets connus, observés dans des régions polluées, et les concentrations de polluants dans les sédiments. La National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) des États-Unis se sert du seuil d'effets apparents pour estimer les effets biologiques des HAP des sédiments sur les organismes marins (NOAA, 1990). Le seuil d'effets apparents est la concentration la plus faible à laquelle un composé présent dans les sédiments exerce un effet biologique observé (habituellement un changement dans la composition des communautés d'invertébrés benthiques). Le ministère de l'Environnement de l'Ontario estime les niveaux d'effets biologiques à l'aide de recommandations pour la qualité des sédiments, établies pour les polluants dans les sédiments, y compris les HAP totaux (Persaud *et al* 1992). Les données produites par la NOAA sur les effets reliés à la créosote et subis par les organismes marins ainsi que les données du ministère de l'Environnement de l'Ontario sur les HAP totaux peuvent servir à estimer un rapport entre les concentrations de HAP dans les sédiments et leurs effets potentiels sur les écosystèmes aquatiques canadiens où on trouve ces sédiments. Les données sur les effets en milieu marin peuvent ne pas s'appliquer directement aux écosystèmes dulcicoles canadiens, mais elles constituent, du moins, un critère utile pour l'estimation des effets potentiels des matières résiduelles imprégnées de créosote présentes dans les sédiments des eaux douces. Dans le tableau 3, on trouve les concentrations seuils des effets apparents de beaucoup de HAP présents dans les sédiments marins (à l'état sec); elles sont comparées aux concentrations maximales de HAP observées autour du quai de Northern Wood Preservers, en 1988. Le ministère de l'Environnement de l'Ontario a défini provisoirement la plus faible concentration de HAP totaux dans les sédiments qui exerce un effet, soit 2 mg/kg (à l'état sec), et la concentration à partir de laquelle on observe des effets graves, soit 11 000 mg/kg (à l'état sec) (Persaud *et al*, 1992). Le seuil d'effets apparents des HAP totaux se situe à 22 mg/kg (à l'état sec) (NOAA, 1990). En 1984, des sédiments du port de Thunder Bay, près de l'installation de Northern Wood Preservers, renfermaient 26 388 mg/kg (à l'état sec) de HAP totaux (Berard et Tseng, 1986). Les répercussions écologiques observées près de cette installation (réduction de la diversité du benthos et prépondérance des oligochètes) seraient prévisibles aux concentrations de HAP présents.

Aucune donnée toxicologique concernant les mammifères n'a été trouvée sur les matières résiduelles imprégnées de créosote. Des données sur la toxicité de la créosote chez les mammifères ont été calculées à la suite d'essais d'exposition en laboratoire,

mais peu de données existent sur l'exposition dans les conditions naturelles ou sur les effets subis par les mammifères dans d'autres conditions que les conditions de laboratoire. Dans beaucoup de cas, on a utilisé, pour les essais, des extraits organiques de la créosote, des déchets de créosote ou des sédiments contaminés. Ces données de laboratoire ne serviront pas à estimer la toxicité des matières résiduelles imprégnées de créosote à l'égard de la faune, puisque les conditions d'essai ne ressemblent pas suffisamment aux conditions d'exposition de la faune.

Tableau 3 **Sommaire des concentrations seuils des effets apparents des HAP fixés par sorption sur les sédiments marins ainsi que des concentrations des HAP observées à l'installation de Northern Wood Preservers, à Thunder Bay (Ontario), en 1988**

HAP	Concentration seuil des effets apparents* [mg/kg (à l'état sec)]	Concentration maximale des sédiments** [mg/kg (à l'état sec)]
Acénaphène	0,150	15
Anthracène	0,300	120
Benzo[a]anthracène	0,550	600
Benzo[a]pyrène	0,700	450
Chrysène	0,900	600
Dibenzo[a,h]anthracène	0,100	61
Fluoranthène	1,000	780
Fluorène	0,350	25
2-méthylnaphtalène	0,300	S.O.
Naphtalène	0,500	75
Phénanthrène	0,260	250
Pyrène	1,000	338
HAP totaux	22,000	4 331 ^a 26 388 ^b

* D'après NOAA (1990).

** Beak Consultants Ltd. et Dominion Soil Investigation Inc. (1988).

a HAP totaux en 1988.

b HAP totaux en 1984.

3.0 Évaluation de la toxicité au sens de la LCPE

Pour de nombreux lieux contaminés par la créosote, on ne possède pas d'estimation des quantités de créosote usée qui entrent dans l'environnement canadien. Toutefois, dans la plupart des lieux sur lesquels on a effectué des relevés hydrogéologiques, on a découvert de fortes quantités de créosote usée dans le sol, les eaux souterraines et, parfois, dans les eaux de surface. On estime à 256 000 m³ le volume des sols modérément et fortement contaminés dans 11 installations de créosotage abandonnées ou en exploitation au Canada. Il s'est avéré que la créosote usée aboutit dans le sol, les eaux souterraines et les eaux de surface de 24 lieux contaminés par la créosote disséminés dans toutes les provinces, sauf l'Île-du-Prince-Édouard.

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

On possède peu d'informations sur la lixiviation de la créosote usée ou des HAP présents dans cette dernière et provenant des *produits résiduels créosotés*, et on n'a pas trouvé d'information sur la toxicité de ces lixiviats pour l'environnement.

Dans plusieurs des lieux contaminés par la créosote, les eaux souterraines ont été gravement contaminées. Les organismes benthiques et l'état général de l'écosystème aquatique près d'une installation importante de traitement du bois de Thunder Bay, en Ontario, ont souffert de l'accumulation de créosote usée à la surface des sédiments. Les invertébrés benthiques fragiles (trichoptères et plécoptères) étaient généralement absents sur environ 1 km de distance du côté sud de la rivière Bow en aval d'une autre installation importante de traitement du bois de Calgary. Ils avaient cédé la place aux gastropodes (escargots) et aux diptères (tipules), espèces moins fragiles. Chez les ménominis des montagnes de la rivière Bow, les concentrations des métabolites du benzo[*a*]pyrène et du phénanthrène dans la bile étaient plus élevées que chez les poissons d'un lieu témoin. De la créosote usée et des HAP présents dans cette dernière ont été décelés dans des sédiments d'eau douce près d'usines canadiennes de créosotage du bois, à des concentrations supérieures à celles qui exercent notoirement de graves effets sur les organismes marins et dulcicoles, même si ces corrélations ne prouvent pas directement l'existence de répercussions sur l'environnement. De fortes corrélations ont été établies entre, d'une part, la présence de HAP dans la créosote usée trouvée dans les sédiments d'Eagle Harbor, dans l'État de Washington, et de la rivière Elizabeth, en Virginie, et, d'autre part, les concentrations de HAP dans les tissus de poissons de ces deux milieux aquatiques et les tumeurs du foie observées chez ces poissons.

3.2 Conclusion

Produits résiduels créosotés

Par conséquent, à la lumière des données disponibles, il n'est pas possible de déterminer si les matières provenant des *produits résiduels créosotés* par lixiviation (c.-à-d. les vieilles traverses de chemins de fer et les vieux poteaux de lignes) pénètrent ou peuvent pénétrer dans l'environnement en quantité ou en concentration ou dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet nocif sur l'environnement.

Lieux contaminés par la créosote

Par conséquent, à la lumière des données disponibles, les matières provenant des *lieux contaminés par la créosote* pénètrent ou peuvent pénétrer dans l'environnement en quantité ou en concentration ou dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet nocif sur l'environnement.

4.0 Recommandations pour la recherche et l'évaluation

Les informations disponibles étaient suffisantes pour évaluer les matières résiduelles imprégnées de créosote provenant de *lieux contaminés par la créosote*. Afin d'évaluer la toxicité des matières résiduelles imprégnées de créosote provenant des *produits résiduels créosotés*, il faudrait effectuer les études précisées ci-dessous:

1. Des études de lixiviation permettraient de déterminer les constituants précis de la créosote qui proviennent des *produits résiduels créosotés* (c.-à-d. les traverses de chemins de fer et les pieux d'ouvrages marins), la vitesse de leur perte et leur biodisponibilité. On considère que cette recherche a une priorité moyenne.
2. Des essais biologiques sur des lixiviats de *produits résiduels créosotés* permettraient d'en déterminer la toxicité à l'égard d'un ensemble normalisé d'organismes. On considère que cette recherche a une priorité moyenne.

5.0 Bibliographie

- AWPA, *Book of Standards*, American Wood Preservation Association, Bethesda, MD (1977).
- Bamwoya, J.J., L.A. Rutherford, P.A. Hennigar et W.H. Home, «Toxic Contaminants in Soils and Sediments at Four Wood Preservation Facilities in Atlantic Canada», Protection de l'environnement, Environnement Canada, Dartmouth, N.-É., rapport n° EPS-5-AR-91-2 (1991).
- Batterson, J., «Koppers International Burnaby Plant Site», Water Quality Unit, Surrey, C.-B., ministère de l'Environnement de la C.-B., Report No. 5795-1(1981).
- Beak Assoc. Consulting, «Delineation of Site Contamination at Prince Albert Timber Treating Site», Saskatoon, Sask. (1990).
- Beak Consultants Ltd. et Dominion Soil Investigation Inc., «Lake Sediment Studies-Thunder Bay, Lake Superior», Brampton, Ont. (1988).
- Berard, M.F., «Northern Wood Preservers Inc., Thunder Bay, Ontario. Status Report», Protection de l'environnement, Environnement Canada, Toronto, Ont. (1988).
- Berard, M. et T. Tseng, «Survey of Northern Wood Preservers Inc., Thunder Bay, Ontario, October 1984», Protection de l'environnement, Environnement Canada, Toronto, Ont. (1986).
- Bieri R.H., C. Hein, R.J. Huggett, P. Shou, H. Slone, C. Smith et C. Su, «Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Surface Sediments from the Elizabeth River Subestuary», *Int. J. Environ. Analyt. Chem.*, 26:97-113 (1986).
- Black, J.J., «Movement and Identification of a Creosote-derived PAH¹ Complex Below a River Pollution Point Source», *Arch. Environ. Toxicol.*, 11: 161-166 (1982).
- Black, J.J., T.F. Hart et E. Evans, «HPLC Studies of PAH Pollution in a Michigan Trout Stream», in: *Chemical Analysis and Biological Fate: Polynuclear Aromatic Hydrocarbons. Fifth International Symposium. Columbus, OH*, Cooke, M. and A.J. Dennis (eds.), Batelle Press, 343-355 (1980).
- Bos, R.P., C.T. Hulshof, J.L. Theuws et P.Th. Henderson, «Mutagenicity of Creosote in the Salmonella/Microsome Assay», *Mut. Res.*, 119:21-25 (1983).
- Cherry, J.A. et J.E. Smith, «Wood-Preservative Migration Through a Clayey Aquitard in Winnipeg», Waterloo Centre for Groundwater Research, University of Waterloo, Waterloo, Ont. (1990).

- Clement Int. Corp., «Toxicological Profile for Creosote», Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Public Health Service, Washington, D.C., Report No. TP-90-09 (1990).
- Conestoga-Rovers & Assoc., «Bell Pole Comprehensive Remedial Plan Revised -July, 1991», Waterloo, Ont. (1991a).
- Conestoga-Rovers & Assoc., «Bell Pole Westyard Phase II Remedial Investigation», Waterloo, Ont. (1991b).
- Constable, M., communications personnelles avec des exploitants d'usines, Protection de l'environnement, Environnement Canada, Edmonton, Alb. (1992).
- Coover, J., B. Stone et B. Genes, «Biological Treatment of Creosote Contaminated Groundwater in Montana», in: *1988 Joint CSCE-ASCE National Conference on Environmental Engineering*, Canadian Society of Civil Engineers/American Society of Civil Engineers Conference, Vancouver, C.-B. (13-15 juillet 1988).
- CRC Press, *Handbook of Chemistry and Physics*, 53rd Ed., CRC Press, Cleveland, OH (1973).
- de Geus, N., «Ontario Region 1989 Audit of Clean-up of Creosote Pools Northern Wood Preservers Inc., Thunder Bay, Ontario», Protection de l'environnement, Environnement Canada, Toronto, Ont. (1990).
- DeBrou, G.B., «Air Quality Survey (TAGA 3000)», Direction des ressources de l'air, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto, Ont., rapport n° ARB-215-89 (1989).
- DeLeon, I., J. Ferrario et C. Byrne, «Bioaccumulation of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons by the Clam, *Rangia cuneata*, in the Vicinity of a Creosote Spill», *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 41:872-879 (1988).
- Domtar Inc., «Miscellaneous Site Evaluation for Domtar», New Westminster, C.-B. (1983).
- Ehrlich, G.G., B.M. Godsy, D.F. Goerlitz et M.F. Hult, «Microbial Ecology of a Creosote-contaminated Aquifer at St. Louis Park, MN», Chapter 18, in: *Microbiology of the Subsurface Environment, Symposium Proceedings (1980)*.
- Elder, J.F. et P.V. Dresler, «Accumulation and Bioconcentration of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in a Nearshore Estuarine Environment Near a Pensacola (Florida) Creosote Contamination Site», *Environ. Poll.*, 49:117-132 (1988).
- Envirochem, «Subsurface and Soil Investigation at Canada Cedar Pole Preservers Ltd.», North Vancouver, C.-B. (1989).

- Envirochem, «Subsurface and Soil Investigation at Canada Cedar Pole Preservers Ltd. Phase II», North Vancouver, C.-B. (1990).
- Environmental Management Assoc., «Report on Canada Creosote Project: Ecological Impact Evaluation and Risk Assessment», Calgary, Alb., ébauche de rapport (1993).
- Environnement Canada, «Miscellaneous Site Evaluation of Domtar New Westminster Wood Preservation Facility», Protection de l'environnement, Environnement Canada, North Vancouver, C.-B. (1983).
- Environnement Québec, «L'Industrie du traitement chimique (préservation et protection) du bois au Québec en 1987», Direction des substances dangereuses, Environnement Québec, ville de Québec, ENVIRODOQ 890660 (1989).
- Ertman, K., «State of the Wood Preservation Industry in Western and Northern Region Effects of the Technical Recommendation Documents», Protection de l'environnement, Environnement Canada, Edmonton, Alb., ébauche de rapport (1992).
- Goerlitz, D.F., D.E. Troutman, E.M. Godsy et B.J. Franks, «Migration of Wood-preserving Chemicals in Contaminated Groundwater in a Sand Aquifer at Pensacola», *Environ. Sci. Technol.*, 19(10): 955-981(1985).
- Golder Associates, «Hydrogeological Investigation Phase 1, Domtar Wood Preserving Division Newcastle, N.B.», Mississauga, Ont. (1987).
- Golder Associates, «Hydrogeological Investigation Phase 2, Domtar Wood Preserving Division Newcastle, N.B.», Mississauga, Ont. (1988).
- Golder Associates, «Data Review and Seismic Survey Domtar Wood Preserving Division Plant Newcastle, N.B.», Mississauga, Ont. (1989).
- Golder Associates, «Preliminary Risk Assessment Canada Creosote Site, Calgary, Alta.», Alberta Environment, Edmonton, Alb. (892-2803U) (1990a).
- Golder Associates, «Soil and Groundwater Investigation at the Former Canada Creosote Ltd. Site, Calgary, Alta. Phase 2», Alberta Environment, Edmonton, Alb., Report No. 1892-2803S (1990b).
- Golder Associates, «Hydrogeological Study Liverpool Tank Farm, Surrey, B.C.», Domtar Wood Preserving Division, Vancouver, C.-B. (1991).
- Gough, G. et D. Konasewich, «Spill Incidents and Consequences at Kopper's Facility», ministère de l'Environnement de la C.-B. et Envirochem Services, Surrey et North Vancouver, C.-B. (1985).

- Hamilton, H., communication personnelle, HydroQual Consultants (21 décembre 1992).
- Hargis Jr., W.J., M.R. Roberts Jr. et D.E. Zwerner, «Effects of Contaminated Sediments and Sediment-exposed Effluent Water on an Estuarine Fish: Acute Toxicity», *Marine Environ. Res.*, 14:337-354 (1984).
- Henning, F.A. et D.E. Konasewich, «Description and Assessment of Four Eastern Canadian Wood Preservation Facilities», Protection de l'environnement, Environnement Canada. Ottawa, Ont. (1984).
- Hickok, E.A., J.B. Erdmann, M.J. Simonett, G. Boyer et L.L. Johnson, «Groundwater Contamination with Creosote Wastes», in: *1982 National Conference on Environmental Engineering, July, 1982, Minneapolis*, W.K. Johnson and D.R. Martenson (eds.), American Society of Civil Engineers (1982).
- Hoffman, R.E. et S.E. Hrudey, «Evaluation of the Reclamation of Decommissioned Wood Preserving Plant Sites in Alberta», Alberta Environment, Edmonton, Alb. (1990).
- Hult, M.F. et J.R. Stark, «Coal-Tar Derivatives in the Prairie Du Chein-Jordan Aquifer, St. Louis Park, Minnesota», pp. 99-102, in: *National Water Summary 1986-Hydrologic Events and Ground-Water Quality*, Moody, D.W., J.C. Carr, E.B. Chase, R.W. Paulson (eds.), U.S. Geological Survey (1986).
- Ito, M., lettre et relevé de données à W. McNaughton, gestionnaire d'usine, Division de la préservation du bois de New Westminster, groupe des produits chimiques de Domtar, directeur, Direction des autorisations, Environnement Canada, North Vancouver, C.-B. (1991).
- Johnson, L.L., E. Casillas, T.K. Collier, B.B. McCain et U. Varanasi, «Contaminant Effects on Ovarian Development in English Sole (*Parophrys vetulus*) from Puget Sound, Washington», *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 45:2133-2146 (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», Protection de l'environnement, Environnement Canada, Dartmouth, N.-E., rapport n° EPS-5-AR-86-3 (1986).
- Konasewich, D., N. Hutt et G.E. Brudermann, «An Inventory of Sources, Uses and Waste Disposal Practices of Creosote in Canada», pour la Protection de l'environnement, Environnement Canada, Edmonton, Alb. (1991).
- Leo, A., C. Hansch et D. Elkins, «Partition Coefficients and Their Uses», *Crit. Rev.*, 71(6):525-616 (1971).

- Malins, D.C., B.B. McCain, J.T. Landahl, M.S. Myers, M.M Krahn, D.W. Brown, S. Chan et W.T. Roubal, «Neoplastic and Other Diseases in Fish in Relation to Toxic Chemicals: An Overview», *Aquat. Toxicol.*, 11:43-67 (1988).
- Malins, D.C., M.M. Krahn, M.S. Myers, L.D. Rhodes, D.W. Brown, C.A. Krone, B.B. McCain et S. Chan, «Toxic Chemicals in Sediments and Biota from a Creosote-polluted Harbor: Relationships with Hepatic Neoplasms and Other Hepatic Lesions in English Sole (*Parophrys vetulus*)», *Carcinogenesis*, 6(10):1463-1469 (1985).
- Merck Index*, P.A. Cooper (ed.), 9th Edition, Merck & Co., Inc. Rahway, NJ (1976).
- Merrill, E.G. et T.L. Wade, «Carbonized Coal Products As a Source of Aromatic Hydrocarbons to Sediments from a Highly Industrialized Estuary», *Environ. Sci. Technol.*, 19(7):597-602 (1985).
- Metcalf, J.L. et A. Hayton, «Comparison of Leeches and Mussels as Biomonitors for Chlorophenol Pollution», *J. Great Lakes Res.*, 15(4):654-668 (1989).
- Miller, M.M., S.P. Wasik, G.L. Huang, W.Y. Shiu et D. MacKay, «Relationships Between Octanol-water Partition Coefficient and Aqueous Solubility», *Env. Sci. Technol.*, 19(6):522-529 (1985).
- Myers, M.S., J.T. Landahl, M.M. Krahn, L.L. Johnson et B.B. McBain, «Overview of Studies on Liver Carcinogenesis in English Sole from Puget Sound; Evidence for a Xenobiotic Chemical Etiology I: Pathology and Epizootiology», *Sci. Tot. Env.*, 94:33-50 (1990).
- Myers, M.S., L.D. Rhodes et B.B. McCain, «Pathologic Anatomy and Patterns of Occurrence of Hepatic Neoplasms, Putative Preneoplastic Lesions, and Other Idiopathic Hepatic Conditions in English Sole (*Parophrys vetulus*) from Puget Sound, Washington», *J. Nat. Cancer Inst.*, 78(2):333-363 (1987).
- NOAA, «The Potential for Biological Effects of Sediment-sorbed Contaminants Tested in the National Status and Trends Program», National Oceanic and Atmospheric Administration, National Ocean Service, Seattle, WA, Report No. 1 NOAA T.M. 52 (1990).
- O'Connor Assoc., «Preliminary Investigation of Organic Contamination Beneath the Former Canada Creosoting Plant Site», Alberta Environment, Edmonton, Alb., Report No. 10-1042 (1989).
- Persaud, D., R. Jaagumagi et A. Hayton, «Guidelines for the Protection and Management of Aquatic Sediment Quality in Ontario», Direction des ressources en eau, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto, Ont. (1992).

- Pittinger, C.A., A.L. Buikema Jr., S.G. Hornor et R.W. Young, «Variation in Tissue Burdens of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Indigenous and Relocated Oysters», *Environ. Toxicol Chem.*, 4:379-387 (1985).
- Push, D., «A Benthos and Substrate Quality Survey of Thunder Bay Harbour in the Vicinity of Northern Wood Preservers 1972 and 1986», Unité de l'évaluation des ressources en eau, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Thunder Bay, Ont. (1989).
- Reitman, V., T. Stone, M. Trudell, L. Andrusiak et D. Thomson, «Mechanisms of Creosote Movement into the Bow River at the Canada Creosote Site», Alberta Research Council, Devon, Alb. (1990).
- Roberts, M., W. Hargis, C. Strobel et P.F. DeLisle, «Acute Toxicity of PAH Contaminated Sediments to the Estuarine Fish, *Leiostomus xanthurus*», *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 42:142-149 (1989).
- Romanowski, T., W. Funcke, I. Grossmann, J. König et E. Balfanz, «Gas Chromatographic/Mass Spectrometric Determination of High-Molecular-Weight Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Coal Tar», *Anal. Chem.*, 55:1030-1033 (1983).
- Rostad, C.E., W.E. Pereira et M.F. Hult, «Partitioning Studies of Coal-Tar Constituents in a Two-Phase Contaminated Ground-Water System», *Chemosphere*, 14(8): 1023-1036 (1985).
- Rotard, W. et W. Mailahn, «Gas Chromatographic-Mass Spectrometric Analysis of Creosote Extracted from Wooden Sleepers Installed in Playgrounds», *Anal. Chem.*, 59:65-69 (1987).
- Schoor, W.P., D.E. Williams et N. Takahashi, «The Induction of Cytochrome P450-IA1 in Juvenile Fish by Creosote-contaminated Sediment», *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 20:497-504 (1991).
- Seeley, K.R. et B.A. Weeks-Perkins, «Altered Phagocytic Activity of Macrophages in Oyster Toadfish from a Highly Polluted Subestuary», *J. Aquat. Anim. Heal.*, 3:224-227 (1991).
- Shaw, R., communication personnelle, HydroQual Consultants (23 décembre 1992).
- Sproull, J. et N. Gurprasad, «Analysis of Creosote Impregnated Waste Materials from Selected Sources Across Canada for Polynuclear Aromatic Hydrocarbons and Phenols», «Appendix I of the Technical Background Document of the PSL Toxicity Assessment of Creosote Impregnated Waste Materials», Protection de l'environnement, Environnement Canada (1992).

- Stanley Assoc., «Treatment and Disposal of Contaminated Soil and Groundwater, Burnaby Plant Site», Koppers International Canada Ltd. (1982).
- 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. Tot. Env.*, 94:51-69 (1990).
- Superior Diving, «Summary Report on the Sediments and Lake Bottom Surrounding Northern Wood Preservers, Thunder Bay, Ont.» (1988).
- Swartz, R.C., P.F. Kemp, D.W. Schults, G.R. Ditsworth et R.J. Ozretich, «Acute Toxicity of Sediment from Eagle Harbor, Washington, to the Infaunal Amphipod *Rhepoxynius abronius*», *Environ. Toxicol. Chem.*, 8:215-222 (1989).
- Syracuse Research Corporation, «Toxicological Profile for Phenol», Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Public Health Service and U.S. EPA, Washington, D.C. (1989).
- Thompson, G.E., H. Husain, J. Parry et P.J. Gilbride, «Hydrogeological Control and Clean Up of Soil and Groundwater Contaminants at Northern Wood Preservers Ltd.», in: *Twenty-fifth Ontario Industrial Waste Conference* (juin 1978).
- U.S. EPA, «Coal Tar, Creosote, and Coal Tar Neutral Oil Non-wood Preservative Uses», U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., Report No. EPA/540/09-87/110 (1984).
- U.S. EPA, «Health Effects Assessment for Creosote», Office of Health and Environmental Assessment and Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., Report No. EPA/600/8-88/025 (1987).
- U.S. EPA, «Superfund Record of Decision, (EPA Region 8): Libby Ground Water Contamination, MT», Office of Emergency and Remedial Response, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., Report No. EPA/ROD/RO8-89/022 (1988).
- Vogelbein, W.K., J.W. Fourie, P.A. Van Veld et R.J. Huggett, «Hepatic Neoplasms in the Mummichog *Fundulus heteroclitus* from a Creosote-contaminated Site», *Canc. Res.*, 50: 5978-5986 (1990).
- W.L. Wardrop & Assoc., «Northern Wood Preservers Ltd. Thunder Bay Creosote Contamination Investigation. Phase 1, Results of Soils and Ground Water Investigation» (1977).
- Wile, K., «Saga of the Koppers Site in Burnaby», Protection de l'environnement, Environnement Canada, North Vancouver, C.-B. (1984).