



Gouvernement  
du Canada

Government  
of Canada

## **Évaluation préalable Approche pour le secteur pétrolier**

### **Asphalte et bitume oxydé**

**Numéros de registre du Chemical Abstracts Service**

8052-42-4

64742-93-4

**Environnement et Changement climatique Canada  
Santé Canada**

Août 2017

**Canada**

N° de cat. : En14-279/2017F-PDF  
ISBN 978-0-660-09364-2

Le contenu de cette publication ou de ce produit peut être reproduit en tout ou en partie, et par quelque moyen que ce soit, sous réserve que la reproduction soit effectuée uniquement à des fins personnelles ou publiques mais non commerciales, sans frais ni autre permission, à moins d'avis contraire.

On demande seulement :

- de faire preuve de diligence raisonnable en assurant l'exactitude du matériel reproduit;
- d'indiquer le titre complet du matériel reproduit et l'organisation qui en est l'auteur;
- d'indiquer que la reproduction est une copie d'un document officiel publié par le gouvernement du Canada et que la reproduction n'a pas été faite en association avec le gouvernement du Canada ni avec l'appui de celui-ci.

La reproduction et la distribution à des fins commerciales est interdite, sauf avec la permission écrite de l'auteur. Pour de plus amples renseignements, veuillez communiquer avec l'informathèque d'Environnement et Changement climatique Canada au 1-800-668-6767 (au Canada seulement) ou 819-997-2800 ou par courriel à [ec.enviroinfo.ec@canada.ca](mailto:ec.enviroinfo.ec@canada.ca).

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'environnement, 2017.

Also available in English

## Sommaire

Conformément à l'article 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE], le ministre de l'Environnement et le ministre de la Santé ont procédé à une évaluation préalable de deux substances appelées asphalte et bitume oxydé.

N° CAS <sup>a</sup>	Nom dans la Liste intérieure des substances
8052-42-4	Asphalte
64742-93-4	Bitume oxydé

<sup>a</sup> Le numéro d'enregistrement du Chemical Abstracts Service (N° CAS) est la propriété de l'American Chemical Society. Toute utilisation ou redistribution, sauf si elle sert à répondre à des exigences réglementaires ou si elle est nécessaire pour les rapports destinés au gouvernement lorsque des renseignements ou des rapports sont exigés par la loi ou une politique administrative, est interdite sans l'autorisation écrite préalable de l'American Chemical Society.

L'asphalte (N° CAS 8052-42-4) et le bitume oxydé (N° CAS 64742-93-4) ont été déclarés prioritaires aux fins d'évaluation, car ces substances satisfaisaient aux critères de catégorisation prévus au paragraphe 73(1) de la LCPE. Ces substances ont été incluses dans l'Approche pour le secteur pétrolier (ASP), puisqu'elles sont liées à ce secteur et sont considérées comme des substances de composition inconnue ou variable, des produits de réactions complexes ou des matières biologiques (UVCB).

L'asphalte et le bitume oxydé sont des combinaisons complexes de composés organiques à haut poids moléculaire contenant une proportion relativement élevée d'hydrocarbures; le nombre de carbones (C) est nettement supérieur au C<sub>25</sub>, avec des ratios carbone/hydrogène élevés. Il s'agit de substances résiduelles dérivées de la distillation sous vide à haute température du pétrole. La composition et les propriétés physiques et chimiques de l'asphalte et du bitume oxydé varient en fonction de la source de pétrole brut, des étapes de traitement et des bases utilisées durant la production.

L'asphalte et le bitume oxydé sont utilisés principalement (à environ 99 %) dans la construction des routes et dans les matériaux pour la toiture, mais on peut également les trouver dans des adhésifs, des produits d'étanchéité, des peintures et des revêtements ainsi que dans d'autres produits divers destinés aux consommateurs. D'autres substances résiduelles du groupe bitume ayant un N° CAS différent peuvent également être utilisées dans les préparations de bitume si elles satisfont aux spécifications des matériaux. Comme les données sur les préparations de bitume (produits préparés finaux) ne précisent généralement pas de N° CAS et que toutes les substances résiduelles devraient se comporter de façon similaire lorsqu'elles sont utilisées dans ces produits, les résultats des analyses présentées ici concernant ces préparations de bitume qui ont pour objet d'évaluer l'asphalte et le bitume oxydé, pourraient également s'appliquer à d'autres substances du groupe bitume. Aux fins de cette évaluation, le terme « bitumes » est utilisé pour désigner différents types et catégories d'asphalte (N° CAS 8052-42-4) et de bitume oxydé (N° CAS 64742-93-4).

On juge que la libération de composantes de bitumes dans l'environnement devrait être faible selon des études expérimentales sur la lixiviation d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) des préparations de bitume d'asphaltage et d'asphalte de toiture. De plus, le bitume peut stabiliser et capter les contaminants ou les autres substances du pétrole mélangées au bitume, ce qui les rend non disponibles pour les organismes ou l'environnement.

En se fondant sur leurs propriétés physiques et chimiques, comme une valeur  $K_{oe}$  élevée, une valeur  $K_{co}$  élevée, une pression de vapeur et une solubilité dans l'eau très faibles dans des conditions environnementales pertinentes, les composantes du bitume ne devraient pas se disperser dans l'environnement ni être biodisponibles. Des données modélisées de l'écotoxicité et des résultats d'études sur la toxicité écologique effectuées sur des semences de haricot et de maïs exposées au bitume oxydé indiquent une faible toxicité. L'utilisation du bitume mélangé à chaud pour doubler les étangs et la faible toxicité aquatique du ruissellement de l'asphaltage non scellé des routes indiquent également que la biodisponibilité et l'écotoxicité des bitumes sont très faibles. Bien que des déversements de matériaux contenant du bitume aient été signalés, il est peu probable que les bitumes se dispersent dans l'environnement en raison de leur faible mobilité. L'absence de biodisponibilité et la faible toxicité des bitumes indiquent également que les préoccupations potentielles pour l'environnement à l'égard d'un déversement de bitume sont considérées comme étant faibles.

Compte tenu de tous les éléments de preuve disponibles présentés dans cette évaluation préalable, le risque que ces substances nuisent aux organismes ou à l'intégrité globale de l'environnement est faible. On a conclu que l'asphalte et le bitume oxydé (N° CAS 8052-42-4 et 64742-93-4) ne satisfont pas aux critères énoncés aux alinéas 64a) ou b) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique, ou à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

À la lumière des classifications établies par des organismes internationaux, la cancérogénicité constituait un effet critique sur la santé pour la catégorisation initiale de l'asphalte et du bitume oxydé. Santé Canada et plusieurs organismes de réglementation internationaux désignent les HAP et le benzène, des composantes mineures du bitume, comme étant cancérogènes. Les HAP (représentés par les équivalents benzo[a]pyrène) et le benzène constituent donc des composantes très dangereuses du bitume dans la caractérisation de l'exposition à long terme et des risques pour la population générale à proximité des installations de production et d'entreposage du bitume. Le naphthalène, un HAP volatil, a été sélectionné pour caractériser les expositions à court terme des non-utilisateurs.

Le potentiel d'exposition au bitume pour la population générale tient compte de l'exposition par inhalation à proximité des installations produisant ou raffinant des bitumes ou près des activités d'asphaltage. L'exposition cutanée peut se produire par l'utilisation de produits de consommation, y compris par l'application de produits de

scellement pour chaussée à base de bitume dans les milieux résidentiels. L'exposition orale à long terme aux composantes du bitume (c.-à-d. les HAP) peut se produire si celles-ci migrent des surfaces asphaltées vers l'intérieur et se retrouvent dans la poussière domestique. Les risques pour la santé humaine ont été caractérisés pour ces expositions potentielles.

Pour l'exposition à court terme par inhalation à proximité des activités d'asphaltage, une marge d'exposition limité non-utilisateur au naphthalène et sur le seuil d'effet chez les animaux exposés causant un effet local sur l'épithélium olfactif a été considérée comme étant adéquate. On n'estime pas que l'exposition cutanée à court terme au bitume des produits contenant du bitume constitue un risque pour la santé humaine en raison d'un manque de toxicité manifesté par le bitume dans des études à court terme menées sur des animaux et de l'absorption cutanée faible du bitume.

Pour les expositions potentielles au bitume par inhalation d'émissions fugitives et d'émissions des points de rejet de la production et du raffinement du bitume à proximité des installations, les marges d'exposition entre les estimations prudentes des expositions au benzène et aux HAP et les estimations du potentiel cancérigène établies précédemment pour l'exposition au benzène et aux HAP sont jugées adéquates pour dissiper les incertitudes dans les bases de données sur l'exposition et les effets sur la santé.

Pour l'exposition potentielle à long terme aux composantes du bitume de la couche de scellement à base de bitume des allées d'accès au garage qui, avec le temps, migrent à l'intérieur (où l'exposition se fait par ingestion de poussière domestique contenant des HAP dérivés du bitume), les marges d'exposition entre l'exposition orale aux HAP et un point de départ prudent pour le benzo[a]pyrène sont jugées adéquates pour dissiper les incertitudes dans les bases de données sur l'exposition et les effets sur la santé.

Par conséquent, l'exposition de la population générale à l'asphalte et au bitume oxydé ne devrait pas poser de risque pour la santé humaine.

À la lumière des renseignements contenus dans la présente évaluation préalable, on a conclu que l'asphalte et le bitume oxydé (N° CAS 8052-42-4 et 64742-93-4) sont des substances qui ne répondent pas aux critères énoncés à l'alinéa 64(c) de la LCPE, car elles ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Il a été conclu que l'asphalte et le bitume oxydé (N° CAS 8052-42-4 et 64742-93-4) ne satisfont à aucun des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE.

## Table des matières

<b>Sommaire</b> .....	<b>ii</b>
<b>1 Introduction</b> .....	<b>1</b>
<b>2 Identité de la substance</b> .....	<b>3</b>
<b>3 Propriétés physiques et chimiques</b> .....	<b>6</b>
<b>4 Sources</b> .....	<b>10</b>
<b>5 Utilisations</b> .....	<b>11</b>
<b>6 Rejets dans l'environnement</b> .....	<b>15</b>
<b>7 Devenir et comportement dans l'environnement</b> .....	<b>17</b>
7.1 Distribution dans l'environnement .....	17
7.2 Persistance et bioaccumulation .....	19
7.2.1 Persistance dans l'environnement.....	19
7.2.2 Potentiel de bioaccumulation.....	20
<b>8 Risque d'effets nocifs sur l'environnement</b> .....	<b>20</b>
8.1 Évaluation des effets sur l'environnement .....	20
8.1.1 Eau.....	20
8.1.2 Organismes terrestres .....	22
8.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement.....	23
8.2.1 Rejets provenant des revêtements routiers et des matériaux de couverture .....	23
8.2.2 Expositions liées aux déversements.....	27
8.2.3 Rejets provenant d'activités industrielles.....	28
8.3 Caractérisation des risques pour l'environnement.....	28
8.3.1 Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement.....	32
<b>9 Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine</b> .....	<b>33</b>
9.1 Évaluation de l'exposition .....	33
9.2 Évaluation des effets sur la santé.....	40
9.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine.....	46
9.4 Incertitudes dans l'évaluation des risques pour la santé humaine.....	52
<b>10 Conclusion</b> .....	<b>52</b>
<b>Références</b> .....	<b>54</b>
<b>Annexes</b> .....	<b>65</b>
Annexe A : Groupes de substances pétrolières.....	65
Annexe B : Propriétés physiques et chimiques des substances représentatives pour les bitumes (valeurs expérimentales et modélisées; EPI Suite, 2000-2010)] <sup>a</sup> .....	67
Annexe C : Sources et rejets de bitumes au Canada .....	72
Annexe D : Persistance de certains groupes d'hydrocarbures pétroliers pouvant se trouver dans les bitumes.....	74
Annexe E : Renseignements écotoxicologiques .....	75
Annexe F. Exposition aux rejets industriels liés au traitement, à la manutention et au stockage des bitumes dans les raffineries de bitume et à l'ingestion de poussières	77

Annexe G : Résumé des renseignements sur les effets sur la santé pour les bitumes (n <sup>os</sup> CAS 8052-42-4 et 64742-93-4) .....	87
Annexe H. Facteurs d'équivalence de toxicité pour 16 espèces d'HAP .....	99

## Tableaux et figures

Tableau 2-1. Résumé des principales classes de substances chimiques présentes dans les bitumes (API, 2009) .....	5
Tableau 3-1. Propriétés physiques et chimiques estimées pour l'asphalte (n <sup>o</sup> CAS 8052-42-4) .....	7
Tableau 3-2. Propriétés physiques et chimiques estimées pour le bitume oxydé (n <sup>o</sup> CAS 64742-93-4) .....	8
Tableau 5-1. Types de bitumes produits (CONCAWE, 1992) .....	11
Tableau 5-4. Description des préparations de bitume utilisées dans les applications liées aux revêtements routiers (US NTP, 1997; OMS, 2004) .....	13
Tableau 8-1. Éléments de preuve pour la caractérisation des risques .....	28
Tableau 9-1. Concentrations médianes dans les poussières (µg/g) provenant de 23 appartements au rez-de-chaussée à Austin, Texas (adaptation de Mahler <i>et al.</i> , 2010).....	39
Tableau 9-2. ME pour l'exposition à long terme au benzène dans le voisinage d'installations de bitumes .....	48
Tableau 9-3. Concentrations atmosphériques des espèces d'HAP dans le voisinage d'une usine de bitume, à 230 m de la source d'émission .....	49
Tableau 9-4. Ingestions de sol, de poussière et d'équivalents B[a]P par groupe d'âge .....	50
Tableau A-1. Description des neuf groupes de substances pétrolières.....	65
Tableau A-2 : Identité des substances – bitumes.....	66
Tableau A-3 : Définition des bitumes et des termes connexes.....	66
Tableau C-1 : Caractéristiques de l'offre et de la demande canadiennes en millions de litres pour l'année 2012 (Statistique Canada, 2013).....	72
Tableau C-2. Volumes des rejets signalés et nombre de déversements de bitumes en Ontario, de 2008 à 2012 (MEO, 2013) <sup>a</sup> .....	72
Tableau C-3. Nombre de déversements déclarés de matériaux à base de bitume touchant l'air, la terre et l'eau douce en Ontario, de 2008 à 2012 (MEO, 2013) .....	72
Tableau C-4. Causes des déversements déclarés de matériaux à base de bitume en Ontario, de 2008 à 2012 (MEO, 2013) .....	73
Tableau D-1. Persistance des groupes d'hydrocarbures pétroliers (d'après Environnement Canada, 2014).....	74
Tableau E-1. Données modélisées sur la toxicité aquatique aiguë pour les bitumes (PETROTOX, 2012) <sup>a</sup> .....	75
Tableau E-2. Toxicité aquatique des extraits aromatiques (C <sub>20</sub> à C <sub>50</sub> ) (API, 2003) .....	75
Tableau E-3. Concentrations d'HAP dans divers essais de lixiviation comparées aux recommandations pour la qualité de l'eau du CCME.....	75
Tableau F-1. Variables d'entrée dans le modèle SCREEN3 pour la dispersion du benzène provenant d'usines de bitume mélangé à chaud.....	77

Tableau F-2. Concentrations de benzène dans les usines de bitume mélangé à chaud provenant du modèle de dispersion.....	78
Tableau F-3. Variables d'entrée dans SCREEN3 pour la dispersion des HAP totaux et de chaque HAP provenant d'usines de bitume mélangé à chaud .....	79
Tableau F-4a. Résultats du modèle de dispersion (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) pour les HAP (totaux et espèces individuelles) dans le voisinage des usines de fabrication de bitume utilisant un procédé à four tournant .....	79
Tableau F-4b. Résultats du modèle de dispersion (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) pour les HAP (totaux et espèces individuelles) dans le voisinage des usines de fabrication de bitume utilisant un procédé à four tournant .....	80
Tableau F-4c. Résultats du modèle de dispersion (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) pour les HAP (totaux et espèces individuelles) dans le voisinage des usines de fabrication de bitume utilisant un procédé à four tournant .....	81
Tableau F-5a. Concentrations d'HAP ( $\mu\text{g}/\text{g}$ ) et d'équivalents benzo[a]pyrène dans la poussière domestique (comprenant les bitumes pour revêtements routiers non scellés et scellés avec un produit de scellement à base de bitume).....	82
Tableau F-5b. Concentrations d'HAP ( $\mu\text{g}/\text{g}$ ) et d'équivalents benzo[a]pyrène dans la poussière domestique (comprenant les bitumes pour revêtements routiers non scellés et scellés avec un produit de scellement à base de bitume).....	83
Tableau F-5c. Concentrations d'HAP ( $\mu\text{g}/\text{g}$ ) et d'équivalents benzo[a]pyrène dans la poussière domestique (comprenant les bitumes pour revêtements routiers non scellés et scellés avec un produit de scellement à base de bitume).....	84
Tableau F-6. Facteurs d'ajustement en fonction de l'âge (FAFA) et détermination de la marge d'exposition liée à l'ingestion de poussières.....	85
Tableau F-7. Facteurs d'ajustement en fonction de l'âge (FAFA) et détermination de la marge d'exposition liée à l'ingestion de poussières.....	85
Tableau H-1. Facteurs d'équivalence de toxicité pour 16 espèces d'HAP .....	99



# 1 Introduction

Conformément à l'article 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE] (Canada, 1999), le ministre de l'Environnement et le ministre de la Santé procèdent à une évaluation préalable des substances afin de déterminer si elles présentent ou sont susceptibles de présenter un risque pour l'environnement ou la santé humaine.

Un élément clé du Plan de gestion des produits chimiques (PGPC) du gouvernement du Canada est l'approche pour le secteur pétrolier (ASP), qui prévoit l'évaluation d'environ 160 substances pétrolières jugées prioritaires. Ces substances sont principalement liées au secteur pétrolier et sont considérées comme des substances de composition inconnue ou variable, des produits de réaction complexes ou des matières biologiques (UVCB).

Ces substances pétrolières sont divisées en neuf groupes de substances en fonction des similitudes qui existent quant à leur production, à leur toxicité et à leurs propriétés physicochimiques (se reporter au tableau A-1 de l'annexe A). Afin de réaliser les évaluations préalables, chaque substance pétrolière a été placée dans une des cinq catégories (ou « groupes »), selon sa production et son utilisation au Canada :

Groupe 0 : Substances n'étant pas pertinentes pour le secteur pétrolier et/ou n'étant pas commercialisées.

Groupe 1 : Substances restreintes aux installations, c'est-à-dire les substances qui ne devraient pas être transportées à l'extérieur d'une raffinerie, d'une usine de valorisation ou d'une usines de traitement du gaz naturel<sup>1</sup>.

Groupe 2 : Substances restreintes aux industries, c'est-à-dire les substances qui peuvent quitter une installation du secteur pétrolier et être transportées dans d'autres installations industrielles (par exemple pour être utilisées comme matière première, carburant ou substances de base), mais qui ne se retrouvent pas sur le marché public dans leur forme originale.

Groupe 3 : Substances qui sont principalement utilisées par les industries et par les consommateurs comme carburants.

Groupe 4 : Substances qui peuvent être présentes dans les produits mais à la disposition des consommateurs.

Une analyse des données disponibles a permis de déterminer que 67 de ces substances pétrolières pouvaient être présentes dans les produits offerts aux consommateurs faisant partie du groupe 4 susmentionné. De plus, ces 67 substances

---

<sup>1</sup> Aux fins de l'évaluation préalable des substances inscrites dans l'ASP, un « site » est défini comme le périmètre de la propriété où une installation est située.

ont été regroupées dans des sous-groupes suivants, d'après leurs propriétés physiques et chimiques et leurs utilisations potentielles : extraits aromatiques, gazoles, mazouts lourds, naphtes à faible point d'ébullition, condensats de gaz naturel, solvants, gaz de pétrole et de raffinerie (y compris les gaz de pétrole liquéfiés), huiles de base, pétrolatum et cires, et bitumes.

La présente évaluation préalable concerne l'asphalte et le bitume oxydé, portant respectivement les numéros de registre du Chemical Abstracts Service 8052-42-4 et 64742-93-4. L'asphalte et le bitume oxydé ont été déclarés prioritaires aux fins d'évaluation, car ces substances satisfaisaient aux critères de catégorisation prévus au paragraphe 73(1) de la LCPE (Environnement Canada, Santé Canada, 2007). Ces substances ont été incluses dans l'approche pour le secteur pétrolier parce qu'elles sont liées au secteur pétrolier et qu'il s'agit de mélanges complexes d'hydrocarbures.

La présente évaluation préalable prend en considération les renseignements sur les propriétés chimiques, les effets sur la santé, les utilisations des substances en question et l'exposition à celles-ci, y compris l'information fournie en application de l'article 71 de la LCPE. Les données pertinentes pour l'évaluation préalable de ces substances sont tirées de publications originales, de rapports de synthèse et d'évaluation, de rapports de recherche, de soumissions et de lettres provenant de parties intéressées ainsi que d'autres documents consultés au cours de recherches documentaires effectuées récemment, c'est-à-dire jusqu'en juin 2015. Les études les plus importantes ayant fait l'objet d'une évaluation critique et les résultats de modélisation ont servi à formuler les conclusions.

La présente évaluation préalable a été préparée par le personnel du Programme de l'évaluation des risques dans le cadre de la LCPE de Santé Canada et d'Environnement et Changement climatique Canada et elle intègre les résultats d'autres programmes de ces ministères. Les parties de la présente évaluation préalable portant sur la santé humaine et l'écologie ont fait l'objet d'examens ou de consultations externes. Les commentaires sur les parties techniques concernant l'environnement proviennent de Lawrence Kapustka, Ph. D., de Gladys Stephenson, Ph. D. et de Geoff Granville, tandis que ceux portant sur la santé humaine proviennent de Simon Hesp (Ph. D., Université Queen's de Kingston, en Ontario) et d'E. Spencer Williams (Ph. D., Université Baylor de Waco, au Texas). En outre, l'ébauche de la présente évaluation préalable a été l'objet d'une période de commentaires du public de 60 jours. Bien que des commentaires externes aient été pris en compte, Santé Canada et Environnement et Changement climatique Canada assument l'entière responsabilité du contenu final et des conclusions de la présente évaluation préalable.

La présente évaluation préalable porte sur les renseignements essentiels nécessaires pour déterminer si une substance respecte les critères énumérés à l'article 64 de la

LCPE. Pour ce faire, les données scientifiques ont été étudiées en tenant compte de la méthode du poids de la preuve et du principe de précaution<sup>2</sup>. Dans la présente évaluation, nous présentons les renseignements essentiels et les éléments sur lesquels repose la conclusion.

## 2 Identité de la substance

Aux fins du présent document, le terme « asphalte » se rapporte à la substance portant le n° CAS 8052-42-4, le terme « bitume oxydé » se rapporte à la substance portant le n° CAS 64742-93-4 et le terme « bitumes » se rapporte aux deux substances. Divers termes liés à l'asphalte sont utilisés dans la présente évaluation, et leurs définitions sont fournies au tableau A-3 de l'annexe A pour plus de clarté. L'asphalte ou le bitume envisagé dans la présente évaluation préalable consiste en un produit pétrolier raffiné importé au Canada ou produit dans des raffineries et des usines de valorisation canadiennes, même si des dépôts de bitume se produisent naturellement dans diverses parties du monde en raison du suintement des huiles minérales à partir du sol (OMS, 2004). Le bitume oxydé, également connu sous le nom de bitume soufflé ou d'asphalte soufflé à l'air, est produit à partir de bitume dans le cadre d'un procédé de soufflage d'air à des températures élevées (OMS, 2004). Ce procédé consiste principalement en une condensation oxydante qui augmente le poids moléculaire, le point de fusion et la teneur en asphaltènes (Kleinschmidt et Snoke, 1958; CONCAWE, 1992).

Les bitumes sont des substances de composition inconnue ou variable, produits de réactions complexes ou matières biologiques (UVCB) et non des composés chimiques définis. En tant que telles, elles ne présentent aucune formule ni structure chimique précise. Ces UVCB sont des combinaisons complexes de molécules qui peuvent être d'origine naturelle ou découler de réactions chimiques et de processus qui ont lieu pendant le procédé de distillation. Étant donné leur composition complexe et variable, dans la pratique, elles ne pourraient pas se former par la simple combinaison de composants individuels.

---

<sup>2</sup> La détermination de la conformité à l'un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE est basée sur une évaluation des risques potentiels pour l'environnement ou la santé humaine associés aux expositions dans l'environnement en général. Pour les humains, ces expositions découlent de la présence de la substance notamment dans l'air ambiant, dont l'air intérieur, l'eau potable, les aliments et les produits de consommation. Une conclusion tirée en vertu de la LCPE n'est ni utile ni proscrite dans le cadre d'une évaluation basée sur des critères de risque du *Règlement sur les matières dangereuses*, lequel fait partie du cadre réglementaire du Système d'information sur les matières dangereuses utilisées au travail, pour les produits utilisés au travail. De même, une conclusion s'appuyant sur les critères définis à l'article 64 de la LCPE n'empêche pas la prise de mesures en vertu d'autres articles de la LCPE ou d'autres lois.

Les bitumes sont des combinaisons complexes de composés organiques à haut poids moléculaire contenant une proportion relativement élevée d'hydrocarbures; le nombre de carbones (C) est nettement supérieur au C<sub>25</sub>, avec des ratios carbone/hydrogène élevés (API, 2009). Les analyses élémentaires indiquent que la plupart des bitumes contiennent approximativement de 79 à 88 % en poids (% en poids) de carbone, 7 à 13 % en poids d'hydrogène, de 2 à 8 % en poids d'oxygène, de traces à 8 % en poids de soufre et de traces à 3 % en poids d'azote (USEPA, 2011).

Les bitumes font partie de l'un des sept groupes de produits résiduels couverts par le groupe bitume défini dans le Défi des substances chimiques produites en grande quantité (High Production Volume [HPV] Challenge Program) de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (API, 2009). Ce groupe bitume est généralement composé d'un groupe de produits résiduels lourds dérivés de la distillation sous vide à haute température du pétrole, mais qui peuvent également être produits par une altération thermique au cours de la distillation ou du soufflage d'air des produits résiduels (API, 2009; Speight, 2014). Les substances du groupe bitume du programme HPV présentent des poids moléculaires élevés (de 500 à 5000 g/mol) [API, 2006; 2009].

Le bitume qui a été raffiné pour satisfaire aux spécifications liées à une utilisation particulière (p. ex. revêtements routiers, matériaux de couverture, utilisations industrielles ou autres) est appelé ciment bitumineux (AI, 1990b). Les autres synonymes pour l'asphalte comprennent le bitume, le bitume asphaltique, le bitume naturel, le bitume de pétrole; il convient de noter que le terme bitume est aussi utilisé en Europe (Speight, 2014).

Plusieurs types et qualités de bitume sont disponibles sur le marché. Par exemple, différents degrés de pénétration existent pour le bitume et les bitumes durs qui sont décrits plus précisément à la section 5. Le n° CAS 8052-42-4 englobe les différentes qualités de bitume. Le bitume disponible sur le marché présente trois types principaux : le bitume de pénétration, le bitume dur et le bitume oxydé; par conséquent, il inclut tant le bitume non oxydé (n° CAS 8052-42-4) que le bitume oxydé (n° CAS 64742-93-4) [API 2006; 2009]. Aux fins de la présente évaluation, les termes « bitume ou bitumes » se rapportent tant à l'asphalte qu'au bitume oxydé.

Les quatre principales classes de substances chimiques présentes dans le bitume, le bitume oxydé et les autres substances du groupe bitume provenant des raffineries de pétrole sont décrites au Tableau 2-1 Les proportions de ces classes de substances chimiques peuvent varier en raison des différences importantes qui existent dans la composition des sources de pétrole brut et les procédés de fabrication. Deux bitumes ne sont jamais identiques sur le plan chimique, et l'analyse chimique ne peut pas être utilisée pour définir une structure ou une composition chimique exacte pour le bitume (CIRC, 1998; CONCAWE, 1992; API 2006; 2009).

**Tableau 2-1. Résumé des principales classes de substances chimiques présentes dans les bitumes (API, 2009)**

Classe chimique	Description
Asphaltènes	« Solides amorphes cassants de couleur brun noir qui sont des composés aromatiques très condensés présentant des poids moléculaires compris entre 2 000 et 5 000. Les asphaltènes constituent de 5 à 25 % en poids des bitumes. Ils comprennent un ou deux chromophores contenant chacun quatre à dix cycles fusionnés présentant un nombre important de substituants alkyles. Une part plus importante d'asphaltènes est présente dans les bitumes durs. »
Résines	« Solides ou semi-solides brillants, adhésifs et de couleur brun noir. Ces résines comprennent des composés aromatiques polaires hétérogènes présentant de faibles quantités d'oxygène, d'azote et de soufre; avec des poids moléculaires compris entre 800 et 2 000, elles constituent de 15 à 25 % en poids des bitumes. Elles peuvent être considérées comme des asphaltènes présentant un poids moléculaire inférieur et consistent en des agents de dispersion pour ces asphaltènes. La proportion résines-asphaltènes régit jusqu'à un certain point la viscosité du bitume. »
Composés aromatiques	« Liquides visqueux de couleur brun foncé contenant principalement du carbone, de l'hydrogène et du soufre avec des quantités mineures d'oxygène et d'azote. Ces composés présentent des poids moléculaires compris entre 500 et 900, et constituent de 45 % à 60 % en poids des bitumes. Il s'agit de composés disposant de noyaux aromatiques et naphthéniques-aromatiques avec des composants à chaîne latérale. »
Saturés	« Liquides visqueux ou solides variant d'une couleur jaune paille à blanc clair, comprenant principalement des hydrocarbures saturés à longue chaîne, certains composés à chaîne ramifiée, des aromatiques alkylés à longues chaînes latérales et des paraffines cycliques (naphthènes). Ces composés présentent des poids moléculaires compris entre 500 et 1 000, et constituent de 5 à 20 % en poids des bitumes. »

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) font partie de la fraction aromatique du bitume et du bitume oxydé. Il s'agit de composés organiques comprenant au moins deux cycles aromatiques fusionnés disposés diversement qui ne contiennent que des molécules de carbone et d'hydrogène (Environnement Canada, Santé Canada, 1994). Les HAP principalement présents dans l'asphalte et le bitume oxydé présentent des poids moléculaires élevés. La présence d'HAP conventionnels (structures présentant trois à sept cycles condensés sans chaîne latérale alkyle ou très peu de ces chaînes) est limitée dans le bitume : 29 HAP présentaient des

concentrations comprises entre le seuil de détection et 28 mg/kg dans une étude (Kriech *et al.*, 2002).

L'asphalte et le bitume oxydé disponibles sur le marché peuvent être traités ou modifiés de manière plus approfondie (p. ex. en y intégrant certaines autres substances) pour produire des préparations de bitume servant de revêtements routiers et de matériaux de couverture, comme le bitume fluidifié, l'émulsion de bitume, la mousse de bitume ou le bitume modifié par des polymères. Le terme « asphalte » se rapporte ici à la définition de Statistique Canada, à savoir « produits de la transformation du pétrole, comprend l'huile de fluxage, le bitume pour couche d'impression, le bitume d'imprégnation, les bitumuls, le bitume fluxé, les asphaltes liquides ou solides, l'asphalte oxydé, les composés pour pavage, fluxage ou couche d'impression » (Statistique Canada, 2013); c'est un terme général qui inclut les substances du groupe bitume et les préparations de bitume. D'autres substances résiduelles du groupe bitume qui présentent différents n<sup>os</sup> CAS peuvent également servir aux préparations de bitume si elles satisfont aux spécifications des matériaux. Comme les données sur les préparations de bitume ne précisent généralement pas de n<sup>o</sup> CAS et étant donné que toutes les substances résiduelles devraient se comporter de façon similaire lorsqu'elles sont utilisées dans ces produits, les résultats des analyses présentées ici concernant de telles préparations de bitume, qui ont pour objet d'évaluer l'asphalte et le bitume oxydé, pourraient s'appliquer à toutes les substances du groupe bitume utilisées dans lesdites préparations de bitume. En outre, les préparations de bitume peuvent contenir d'autres substances pétrolières (comme du gazole, du kérosène, des huiles de base, des mazouts lourds, des extraits aromatiques de distillat ou du naphta). Il est impossible de répartir les rejets d'HAP en fonction de chacune des substances lorsque ces dernières font partie d'une préparation de bitume. Par conséquent, au moment de caractériser les rejets d'HAP provenant de préparations de bitume, la contribution des composés de toutes les autres substances pétrolières présentes dans la préparation est envisagée dans le cadre du scénario de rejet. Des composés organiques volatils (COV) sont également rejetés pendant l'application des préparations de bitume. Les préoccupations à l'égard des COV sont également liées aux charges cumulatives provenant de plusieurs sources, y compris les préparations de bitume. Les COV sont déjà inscrits à l'annexe 1 de la LCPE, et des mesures sont prises pour s'occuper des rejets de ces composés en provenance de différentes sources, y compris les préparations de bitume. Les préoccupations environnementales liées aux COV ne sont donc pas prises en compte dans le cadre de la présente évaluation.

### **3 Propriétés physiques et chimiques**

Les propriétés physiques et chimiques générales du bitume et du bitume oxydé sont présentées au tableau 3-1 et au tableau 3-2, respectivement. Ces propriétés varient en fonction des composés de base présents, lesquels sont déterminés en fonction de facteurs tels que la source du pétrole brut et les étapes du procédé nécessaire à la production de la substance à base de bitume (API, 2006; 2009). Les bitumes sont des mélanges complexes dont la composition peut varier d'un lot à l'autre; dans de nombreux cas, les publications ne présentent que des valeurs uniques en ce qui a trait

à leurs propriétés physiques et chimiques, alors que ces propriétés seraient mieux représentées par des plages de valeurs.

**Tableau 3-1. Propriétés physiques et chimiques estimées pour l'asphalte (n° CAS 8052-42-4)**

Propriété	Valeur	Température (°C)	Référence
État physique	Solide ou semi-solide	-	CONCAWE, 1992
Point de ramollissement (°C)	30 à 75	-	API, 2009
Point d'ébullition (°C)	> 450	-	API, 2006
Masse volumique (kg/m <sup>3</sup> )	950 à 1 100	-	API, 2009
Pression de vapeur (Pa)	Négligeable	-	API, 2006
Pression de vapeur (Pa)	100	120	Trumbore, 1999
Pression de vapeur (Pa)	$4,6 \times 10^7$	315	Trumbore, 1999
Pression de vapeur (Pa) <sup>b</sup>	$4,9 \times 10^{-16}$ à $4,9 \times 10^{-4}$	-	Annexe B
Constante de la loi de Henry (Pa·m <sup>3</sup> /mol) <sup>b</sup>	$3,3 \times 10^{-3}$ à $2,0 \times 10^{11}$	-	Annexe B
Log K <sub>oe</sub> <sup>c</sup> (sans dimension)	≥ 10	-	API, 2006
Log K <sub>oe</sub> <sup>b</sup> (sans dimension)	8,8 à 25	-	Annexe B
Log K <sub>co</sub> <sup>b</sup> (sans dimension)	7,7 à 21,6	-	Annexe B

Solubilité dans l'eau (mg/L)	Solubilité dans l'eau extrêmement faible à température ambiante.	-	API, 2006; 2009
Solubilité dans l'eau (mg/L)	$2,6 \times 10^{-21}$ à $1,5 \times 10^{-5}$	25	Annexe B

Abréviations :  $K_{oc}$ , coefficient de partage carbone organique-eau;  $K_{oe}$ , coefficient de partage octanol-eau.

<sup>a</sup> Le point de ramollissement est la température à laquelle le bitume se ramollit suffisamment pour qu'une bille en acier étire le bitume sur une distance de 25 mm (1 pouce) (API, 2006)

<sup>b</sup> Selon les structures représentatives présentant un point d'ébullition supérieur à 350 °C et ayant un nombre d'atomes de carbone de  $C_{25}$  à  $C_{50}$ .

<sup>c</sup> Le log  $K_{oe}$  a été estimé pour divers hydrocarbures ayant 25 atomes de carbone à l'aide du programme informatique EPI Suite (2000).

**Tableau 3-2. Propriétés physiques et chimiques estimées pour le bitume oxydé (n° CAS 64742-93-4)**

Propriété	Valeur	Température (°C)	Référence
État physique	Solide	-	CONCAWE, 1992
Point de ramollissement (°C)	60 à 130	-	API, 2009
Point d'ébullition (°C)	> 400	-	API, 2009
Masse volumique (kg/m <sup>3</sup> )	1 000 à 1 100	-	API, 2009
Pression de vapeur (Pa)	Négligeable	-	API, 2009



Solubilité dans l'eau (mg/L)	Solubilité dans l'eau extrêmement faible à température ambiante.	-	2009
------------------------------	--	---	------

Vingt-deux structures représentatives ont été sélectionnées (annexe B) sur la base de deux caractéristiques fondamentales : un point d'ébullition supérieur à 350 °C et un nombre d'atomes de carbone compris entre 25 et 50 (inclus). Le naphthalène (C<sub>10</sub>) a été inclus comme structure représentative en raison de sa présence sous forme de lixiviat des préparations de bitume, et ce malgré son point d'ébullition de 218 °C et sa présence relativement faible dans le bitume non traité (c'est-à-dire le bitume non dilué et non modifié par l'ajout d'autres substances pétrolières en vue d'en réduire la viscosité) [Kriech, 1990; 1992a; 1992b]. La présence du naphthalène dans le lixiviat est le signe de préparations de bitume contenant d'autres substances pétrolières, ou peut simplement être le fait d'un certain transfert du naphthalène et d'une présence dans le lixiviat liée à sa solubilité élevée. Les asphaltènes et les résines n'ont pas été inclus à titre de structures représentatives, car leurs structures complexes sont difficiles à identifier et leurs poids moléculaires très élevés (de 800 à 5 000) les rendent vraisemblablement non biodisponibles (Speight, 2014; API, 2009).

Le comportement physique et chimique de chaque structure représentative dépendra de la présence ou non de ces substances dans un mélange. La pression de vapeur des composants dans un mélange sera inférieure à leurs pressions de vapeur individuelles, comme l'explique la loi de Raoult (à savoir, la pression de vapeur totale du mélange idéal est proportionnelle à la somme des pressions de vapeur des fractions molaires de chaque composant individuel). Tout comme la loi de Raoult, la solubilité dans l'eau des composants dans un mélange est inférieure à celle de chaque composant individuel (Banerjee, 1984). En outre, les composants d'un mélange qui sont normalement solides dans des conditions ambiantes pourraient présenter des points de fusion inférieurs (et, par conséquent, se trouver à l'état solide à des températures plus faibles) ainsi qu'une pression de vapeur et une solubilité dans l'eau supérieures (Banerjee, 1984). Néanmoins, les propriétés physiques et chimiques de chacune des structures représentatives, comme le souligne Environnement Canada (2014), indiquent de quelle manière chacun des composants individuels du mélange pourrait se comporter dans l'environnement.

Tout au long de la présente évaluation préalable, lorsque les données propres au bitume se sont avérées indisponibles, les renseignements relatifs à ses composants ont été pris en compte.

## 4 Sources

L'asphalte (n° CAS 8052-42-4) est obtenu en tant que résidu non volatil de la distillation du pétrole brut, ou en tant que raffinat après sa séparation du pétrole résiduaire dans le cadre d'un procédé de désasphaltage ou de décarbonisation (API, 2009). Dans le procédé de raffinage, en commençant par les résidus provenant de la distillation atmosphérique, la quantité maximale de distillats de grande valeur est extraite à partir des résidus, jusqu'à ce qu'il ne reste que les composants présentant un point d'ébullition et un poids moléculaire élevés. Le bitume oxydé (n° CAS 64742-93-4) est obtenu par le traitement du bitume au moyen du soufflage d'air à des températures élevées (CONCAWE, 1992).

Les multiples sources de quantités de matériaux à base de bitume (statistiques d'importation et d'exportation du bitume et des substances connexes, y compris l'huile de fluxage, le bitume pour couche d'impression, le bitume d'imprégnation, les bitumuls, le bitume fluxé, les asphaltes liquides ou solides, l'asphalte oxydé, les composés pour pavage, fluxage ou couche d'impression) produits dans les provinces et territoires en 2012 sont présentées au tableau C-1 (annexe C). D'après Statistique Canada, 4,35 millions de tonnes de tous les types de matériaux à base de bitume ont été produites en 2012, et 1,40 million de tonnes ont été exportées. Après avoir tenu compte d'autres rajustements, comme les transferts et les variations des stocks, 4,04 millions de tonnes de matériaux à base de bitume étaient sur le marché de la vente au Canada en 2012 (Statistique Canada, 2013).

Au Canada, environ 1,25 million de tonnes de bardeaux bitumés et de matériaux de couverture sont rejetées chaque année dans des sites d'enfouissement (CCIC, 2007). Les bardeaux bitumés peuvent être recyclés en bitume mélangé à chaud pour la construction de routes et de sentiers, ou être utilisés à titre de carburant dans les fours à ciment (CCIC, 2007). Le bitume est la substance la plus recyclée aux États-Unis, 80 % des revêtements en bitume récupérés sur les chaussées étant réutilisés sur d'autres routes (USEPA, 1993). Une réutilisation du bitume du même ordre devrait se produire au Canada. Jusqu'à 100 % du bitume existant utilisé pour la construction des routes peut être recyclé (Martec Recycling Corporation, 2016).

Le bitume a été recensé par l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) parmi les substances chimiques produites en grande quantité, avec 1 000 tonnes ou plus produites chaque année (OCDE, 2004). L'Union européenne (UE) ainsi que l'Environmental Protection Agency des États-Unis (Agence de protection de l'environnement des États-Unis - USEPA) ont également désigné le bitume comme une substance chimique produite en grande quantité (CE, 2008a; USEPA, 2011). Aux États-Unis, les substances chimiques produites en grande quantité sont celles présentant des volumes de production ou d'importation d'au moins un million de livres (environ 450 000 kg) par année (USEPA, 2011). Au sein de l'Union européenne, les substances chimiques produites en grande quantité sont celles présentant des volumes de production ou d'importation de plus de 1 000 tonnes par année (CE, 2008a). Aux États-Unis, on estime que les usines de bitume produisent 400 millions de tonnes de

matériaux à base de bitume chaque année (National Asphalt Pavement Association, c2016).

## 5 Utilisations

D'après une analyse documentaire approfondie et une recherche portant sur les fiches signalétiques (FS), on a déterminé que l'asphalte, désigné par le n° CAS 8052-42-4, et le bitume oxydé, désigné par le n° CAS 64742-93-4, étaient transportés dans d'autres installations aux fins de raffinage supplémentaire en vue de leur utilisation dans des produits commerciaux et de consommation.

Les renseignements relatifs à l'utilisation de l'asphalte (non oxydé; n° CAS 8052-42-4) et du bitume oxydé (n° CAS 64742-93-4) sont souvent combinés. Le tableau 5-1 décrit les trois principaux types de bitumes commerciaux produits.

**Tableau 5-1. Types de bitumes produits (CONCAWE, 1992)**

Type	Description
Bitume de pénétration <sup>a</sup> (ciments bitumineux, bitumes de qualité visqueuse)	Résidus produits à partir de pétrole brut au moyen d'une distillation atmosphérique suivie par un traitement supplémentaire, comme la distillation sous vide (bitumes purs), la conversion thermique, l'oxydation partielle (semisoufflage) ou la précipitation dans un solvant. Ces procédés peuvent être combinés pour satisfaire aux exigences d'application pour les revêtements routiers ou les matériaux de couverture.
Bitumes durs	Bitumes fabriqués au moyen de procédés semblables à ceux permettant de produire du bitume de pénétration <sup>a</sup> , mais présentant des valeurs de pénétration plus faibles et des points de ramollissement plus élevés. Ils sont durs et plus cassants que le bitume de pénétration, et sont principalement utilisés dans la fabrication de peintures et d'émaux bitumineux.
Bitumes oxydés (soufflés)	Bitumes produits en faisant passer de l'air dans une charge d'alimentation de bitume chaud et mou dans des conditions contrôlées. Ces bitumes présentent un point de ramollissement plus élevé, sont moins susceptibles aux changements de température et sont plus résistants aux contraintes imposées que le bitume de pénétration. Les utilisations de ces bitumes comprennent : les matériaux de couverture, les papiers imperméables, les composants électriques, les revêtements de tuyau, les injections de bitume sous les revêtements en béton, les applications hydrauliques, les membranes et la fabrication de peintures.

<sup>a</sup> Le degré de pénétration est un outil de classification communément utilisé pour les bitumes (Université de Washington, 2005).

Le programme des substances chimiques produites en grande quantité (HPV) des États-Unis souligne que l'asphalte et le bitume oxydé représentent plus de 99 % de l'ensemble des matériaux à base de bitume utilisés aux États-Unis et en Europe, principalement dans le cadre des revêtements routiers et des matériaux de couverture (API, 2009). D'après une analyse des données provenant de plusieurs sources, Cheminfo (2009) indique qu'aux États-Unis et en Europe, 80 à 90 % du bitume est utilisé pour les revêtements routiers, 10 à 15 % pour les matériaux de couverture et 1 à 2 % à d'autres fins.

Cheminfo (2009) a également estimé les proportions de bitume et de bitume oxydé utilisées dans chacune des utilisations susmentionnées, même s'il existe une certaine incertitude quant aux valeurs en raison du manque de données quantitatives. On estime que le bitume non oxydé représente 90 % du bitume utilisé pour les revêtements routiers et 50 % du bitume utilisé pour d'autres applications que les revêtements routiers et les matériaux de couverture (Cheminfo, 2009). Concernant le bitume commercialisé pour les matériaux de couverture, environ 50 % est non oxydé et environ 50 % consiste en du bitume modifié par des polymères (CONCAWE, 1992).

Au Canada, en 2012, 4 millions de mètres cubes de bitume et de bitume oxydé ont été vendus (Statistique Canada, 2013). Le tableau 5-2 rapporte l'utilisation de ces préparations de bitume dans trois grands secteurs. Les utilisations associées à la fabrication correspondent principalement à la fabrication de produits de couverture, qui représente environ 20 % de l'utilisation domestique des préparations à base de bitume. La construction, le commerce et les autres institutions correspondent approximativement aux utilisations liées aux revêtements de routes et d'allées qui représentent environ 80 % de l'utilisation totale de cette substance (Statistique Canada, 2013). Ces valeurs sont conformes à celles rapportées à l'échelle mondiale.

**Tableau 5-2. Utilisation des préparations de bitume au Canada, en 2012 (Statistique Canada 2013)**

Secteur	Utilisation (en millions de m <sup>3</sup> )	Proportion
Construction	2,5	63
Fabrication	0,81	20
Commerce et autres institutions	0,70	17
Total	4,0	100

D'après les données présentées au tableau 5-2 et en partant du principe que 1 % de l'utilisation intérieure concerne des applications autres que les revêtements routiers ou les matériaux de couverture, on estime qu'environ 80 % du bitume et du bitume oxydé est utilisé pour les revêtements routiers, 19 % pour les matériaux de couverture et 1 % pour d'autres applications. Le tableau 5-3 fournit les proportions estimées de bitume et de bitume oxydé utilisées pour les diverses applications en 2012, au Canada.

**Tableau 5-3. Volumes estimés de bitume et de bitume oxydé utilisés au Canada en 2012**

Utilisation	Bitume total <sup>a</sup> (en millions de m <sup>3</sup> )	Bitume non oxydé <sup>b</sup> (en millions de m <sup>3</sup> )	Bitume oxydé <sup>b</sup> (en millions de m <sup>3</sup> )
Revêtements routiers	3,2	2,9	0,33
Bitume mélangé à chaud	2,8	2,5	0,28
Émulsions de bitume	0,36	0,32	0,04
Bitume fluidifié	0,13	0,12	0,01
Toiture	0,77	0,38	0,38
Autre	0,04	0,02	0,02

<sup>a</sup> D'après les 4,04 millions de mètres cubes de bitume et de bitume oxydé vendus en 2012 (Statistique Canada, 2013).

<sup>b</sup> D'après l'estimation d'un rapport entre le bitume non oxydé et le bitume oxydé de 90:10 pour les revêtements routiers, de 50:50 pour les matériaux de couverture et de 50:50 pour les autres applications (Cheminfo, 2009).

Les bitumes sont principalement utilisés dans les revêtements routiers. Cette utilisation peut comprendre le pavage en tant que tel (application de ciment bitumineux), l'application de produits de scellement et l'entretien (comme la pose de bouche-fentes et la réparation des nids-de-poule). Trois préparations de bitume (bitume mélangé à chaud, émulsions de bitume et bitume fluidifié) dominent le secteur de la construction de surfaces revêtues, comme l'indique le tableau 5-4, et les volumes estimés utilisés au Canada en 2012 sont rapportés dans le tableau 5-3 en supposant que les utilisations au Canada sont semblables à celles aux États-Unis (US NTP, 1997). Pour le revêtement routier au Canada, 11 % d'émulsions de bitume et 4 % de bitume fluidifié sont utilisés.

**Tableau 5-4. Description des préparations de bitume utilisées dans les applications liées aux revêtements routiers (US NTP, 1997; OMS, 2004)**

Type d'utilisation	Description
Bitume mélangé à chaud	<p>Cette préparation compte pour 85 % des produits du bitume utilisés dans les revêtements routiers aux États-Unis.</p> <p>La plupart des préparations de bitume utilisées dans les opérations de revêtement routier ne sont pas oxydées. Les bitumes sont chauffés à des températures comprises entre 149 et 177 °C, puis mélangés avec des granulats d'origine minérale chauffés (à des températures comprises entre 143 et 163 °C). Une fois transporté sur le chantier, le bitume mélangé à chaud est appliqué sur la chaussée. La température d'application est</p>

	généralement comprise entre 112 et 162 °C. Dans le bitume mélangé à chaud, le bitume agit comme un adhésif imperméable, thermoplastique et viscoélastique.
Émulsions de bitume	<p>Cette préparation est principalement utilisée pour assurer le scellement et l'entretien des routes, et compte pour 11 % du bitume utilisé dans les revêtements routiers aux États-Unis.</p> <p>L'émulsion de bitume est une mise en suspension de petits globules de ciment bitumineux dans de l'eau, un mélange favorisé par un agent émulsionnant (comme du savon). Les émulsions présentent des viscosités inférieures à celles du bitume qui n'est pas mélangé avec des additifs permettant de la réduire, et peuvent donc être appliquées dans des conditions de faible température. Après l'application d'une émulsion, l'eau s'évapore et le ciment bitumineux reste en place. Ces émulsions sont souvent utilisées à titre de coulis bitumineux et de couches d'accrochage.</p>
Bitumes fluidifiés	<p>Cette préparation est principalement utilisée pour assurer le scellement et l'entretien des routes, et compte pour 4 % du bitume utilisé dans les revêtements routiers aux États-Unis.</p> <p>Les bitumes fluidifiés sont des mélanges composés de ciment bitumineux et de solvants pétroliers. Comme les émulsions, les bitumes fluidifiés sont utilisés en raison de leur viscosité inférieure à celle des bitumes non mélangés, et peuvent donc être appliqués dans des conditions de faible température. Une fois que les bitumes fluidifiés sont appliqués, le solvant s'évapore tandis que le mélange de bitume et de granulats reste en place. Ces bitumes fluidifiés sont plus rarement utilisés aujourd'hui, car les solvants pétroliers sont plus chers que l'eau et en raison des préoccupations soulevées par le rejet de COV. Ils sont principalement utilisés à titre de coulis bitumineux, de couches d'accrochage et de bitumes contre la poussière appliqués en pulvérisation; ils sont également utilisés à titre d'enrobés et de mélanges routiers, de mélanges à stocker, de matériaux pour le rapiéçage à froid et de produits de scellement des voies d'accès (Environmental Health Strategies, 2010).</p>

La deuxième utilisation principale du bitume concerne les matériaux de couverture, et comprend : les sous-couches, les bardeaux bitumés, les matériaux à couverture en rouleau, les toitures de bitume modifié et les systèmes de toitures multicouches (Statistique Canada, 2013; Cheminfo, 2009).

Une très faible proportion du bitume est utilisée dans d'autres applications diverses (CIRC, 2011), et bon nombre des produits liés à ces applications doivent être achetés directement auprès du distributeur. Ces applications comprennent, sans toutefois s'y

limiter : hydrofugation et imperméabilisation; mastics bitumineux pour les revêtements industriels; papiers de construction; enduits; matériaux de calfeutrage; blocs, composés et feutres insonorisants; briques; composés de mastic de jointoiement; insonorisation; base de stucco; revêtements des canaux d'irrigation, des réservoirs d'eau, des barrages et des digues; revêtements protecteurs pour les murs, les voitures et les conduites d'eau principales; garnitures de frein; garnitures d'embrayage; huiles d'extension du caoutchouc; graisses de lubrification; encres d'impression; liquides de forage de puits; composés de produits d'étanchéité pour les ponts de navire; émaux; peintures; adhésifs pour le secteur de la construction; briquetage du charbon; isolation électrique et fabrication de batteries (US DHHS, 2000; Inchem, 1982; HSDB, 2009; AI, 1990a dans API, 2009).

Le bitume a été pour la première fois homologué au Canada en 1973 en tant qu'ingrédient actif en vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires* (LPA). Les pesticides contenant du bitume ont été homologués pour une utilisation dans les mastics à greffer avec une revendication d'effet antiparasitaire contre les moisissures, le pourridié et les insectes perceurs du bois. Dans le cadre du programme de réévaluation de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA), les titulaires de l'homologation ont accepté de retirer ces revendications d'effet antiparasitaire. En conséquence, les homologations des produits en vertu de la LPA ont expiré et aucune réévaluation du bitume n'a été menée. Le bitume n'est pas répertorié comme un additif alimentaire approuvé dans les listes des additifs alimentaires autorisés régies en vertu de la *Loi sur les aliments et drogues*, et il n'a pas non plus été défini comme étant utilisé ou présent dans des formulations de matériaux d'emballage des aliments ou comme additif indirect entrant en contact avec des aliments (Santé Canada, 2013; courriel de la Direction des aliments de Santé Canada au Bureau de gestion du risque de Santé Canada daté de novembre 2014, source non citée).

Le bitume est inscrit dans la Base de données sur les ingrédients des produits de santé naturels (BDIPSN) comme ayant un statut de non-PSN parce qu'il ne fait pas partie des produits présents naturellement dans l'environnement au titre de l'annexe 1 du *Règlement sur les produits de santé naturels*. Il n'est pas inscrit dans la Base de données des produits de santé naturels homologués (BDPSNH); il n'est donc présent dans aucun produit de santé naturel actuellement homologué au Canada (BDIPSN, 2015; Canada, 2003; BDPSNH, 2015).

## **6 Rejets dans l'environnement**

Les rejets dans l'environnement peuvent consister en des rejets de bitumes en tant que tels ou en des rejets des composants des préparations de bitume; par exemple, les composants les plus volatils qui peuvent être rejetés dans l'atmosphère sous l'effet de la chaleur ou les composants relativement plus solubles qui peuvent subir une lixiviation.

Les rejets de bitume et de bitume oxydé ne sont pas déclarés à l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP, 2008). Cependant, les rejets dans l'air, et notamment ceux

des hydrocarbures volatils comme le toluène, le xylène et le benzène provenant de la fabrication des préparations de bitume pour les revêtements routiers et les blocs au Canada sont déclarés.

Des rejets de composants des bitumes peuvent également se produire dans le cadre de leur utilisation sous la forme de revêtements routiers, de matériaux de couverture, d'adhésifs et de produits d'étanchéité, de peintures et de revêtements, ainsi que de divers produits de consommation. Meridian (2009) a estimé que les rejets potentiels de ces bitumes seraient faibles, car les préparations de bitume se trouvent à l'état solide.

En général, le transport est réparti en trois procédures d'exploitation : le chargement, le transport et le déchargement. Le chargement et le déchargement des bitumes se déroulent habituellement dans des lieux où l'accès est restreint pour le grand public. La manutention des bitumes dans des installations pétrolières vouées au transport est réglementée tant à l'échelle fédérale qu'à l'échelle provinciale par des mesures qui couvrent le chargement et le déchargement (SENEC, 2010). Collectivement, ces mesures établissent les exigences en matière de manutention sécuritaire des substances pétrolières et sont destinées à réduire ou à prévenir les rejets potentiels pendant le chargement, le transport et le déchargement (SENEC, 2010). Les déversements ou les fuites involontaires pendant la manutention et le transport ont été pris en compte dans cette évaluation préalable quant au potentiel d'effets nocifs sur l'environnement.

La base de données sur les déversements du ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO, 2013) a été utilisée pour évaluer la fréquence et le volume des rejets de bitumes accidentels. Le Centre d'intervention en cas de déversement de l'Ontario, au sein du MEO, est responsable de la gestion des signalements de déversements dans cette province. Tous les déversements de matériaux à base de bitume doivent être signalés, y compris les déversements provenant des véhicules à moteur, même si les déversements de moins de 100 L sont exemptés à moins qu'ils ne soient susceptibles de pénétrer dans l'eau ou à moins que des mesures d'assainissement n'aient pas été mises en œuvre immédiatement.

La base de données de l'Ontario ne classe pas les déversements en fonction des n<sup>os</sup> CAS; par conséquent, leur analyse reprend les déversements de tous les groupes de matériaux à base de bitume. Les déversements qui n'ont pas été pris en compte dans l'analyse étaient ceux liés à des collisions et à des tempêtes, ainsi que ceux se produisant dans des sites industriels (comme les raffineries); ces derniers en ont été exclus, car les rejets dans ces emplacements sont censés faire l'objet d'un confinement et d'une récupération, de sorte que la probabilité de voir les substances pénétrer dans l'environnement serait minimale.

Enfin, les sites d'enfouissement qui n'accueillent ni ne traitent leurs lixiviats peuvent rejeter des substances dans le sol ou l'eau de surface, par l'entremise des lixiviats. Cependant, le rejet de composants provenant de préparations de bitume jetées dans



des sites d'enfouissement devrait être faible au vu de la faible solubilité dans l'eau des bitumes.

## **7 Devenir et comportement dans l'environnement**

### **7.1 Distribution dans l'environnement**

Lorsque des substances pétrolières sont rejetées dans l'environnement, quatre processus de devenir importants peuvent se produire : dissolution dans l'eau, volatilisation, biodégradation et adsorption. Ces processus entraîneront des changements dans la composition de ces substances UVCB. Dans le cas de déversements dans le sol ou les surfaces d'eau, un autre processus de devenir, la photodégradation, peut également être important.

Chacun des processus de devenir a des répercussions différentes sur les familles d'hydrocarbures. Les composés aromatiques tendent à être plus hydrosolubles que les composés aliphatiques comportant le même nombre d'atomes de carbone, alors que les composés aliphatiques tendent à être plus volatils (Potter et Simmons, 1998). Il a aussi été largement démontré que presque tous les sols et sédiments ont des populations de bactéries et d'autres organismes qui peuvent dégrader des hydrocarbures pétroliers (Pancirov et Brown, 1975). Cependant, ces généralisations tendent à être moins pertinentes lorsqu'il s'agit d'hydrocarbures présentant des nombres d'atomes de carbones supérieurs à 25, comme c'est le cas pour les bitumes, et que l'hydrosolubilité et la volatilisation sont minimales à des températures normales.

Étant donné que le bitume existe à l'état semi-solide et que le bitume oxydé existe à l'état solide à la plupart des températures (API, 2006), ces bitumes ne sont pas susceptibles d'être retrouvés en dehors des lieux où ils ont été appliqués ou déversés à l'origine. Les bitumes sont également peu susceptibles de changer d'état (semi-solide ou solide) à moins d'être chauffés en vue de leur application (API, 2006). Lorsqu'ils sont rejetés dans l'environnement, les bitumes normaux (sans traitement supplémentaire) ont tendance à se solidifier et à rester intacts (CONCAWE, 1992). Lorsqu'il est chaud, le bitume s'écoule jusqu'à son refroidissement à une température inférieure à son point d'écoulement; il se solidifie alors et ne se disperse pas davantage. En revanche, les bitumes fluidifiés et les émulsions de bitume sont à l'état liquide à température ambiante et peuvent donc s'avérer plus dispersifs. Les préparations de bitume pour les revêtements routiers ne s'écouleront pas en raison de la part importante de gravier et de sable qui les constitue. Cependant, la chaleur appliquée aux bitumes pour faciliter les applications sur la chaussée et les toits produit des vapeurs et des émanations constituées des composés présentant les poids moléculaires les moins élevés et pouvant être inhalées ou se déposer sur la peau ou les vêtements (API, 2003; 2006). En outre, les bitumes utilisés dans les produits de couverture et de revêtement routier s'oxyderont au fil du temps en raison de leur exposition à l'air (Robertson, 1991).

Au vu de leurs poids moléculaires élevés et de leur nature très hydrophobe, les bitumes présentent une hydrosolubilité très faible, de sorte qu'ils couleront et se solidifieront

rapidement sans se disperser en cas de déversement dans l'eau. Toutefois, malgré la faible solubilité du bitume, certains de ses composants, comme les HAP, peuvent subir une lixiviation. En général, les essais de lixiviation à partir de diverses préparations de bitume ont permis de trouver des concentrations d'HAP inférieures aux seuils de détection ou de l'ordre de la partie par billion (ng/L) dans le lixiviat (Brandt et de Groot, 2001; Kriech, 1990, 1992; Legret *et al.*, 2005; Cooper et Kratz, 1996).

En outre, le bitume utilisé dans les produits de couverture et de revêtement routier s'oxydera au fil du temps en raison de son exposition à l'air (Robertson, 1991). Lorsque le bitume s'oxyde, des cétones et des anhydrides carboniques se forment dans la zone oxydée de la molécule (Petersen, 2009). Les bitumes oxydés sont produits à partir du bitume au cours des procédés de soufflage d'air, pendant lesquels le point de ramollissement et la teneur en asphaltènes du produit augmentent de façon linéaire (Kleinschmidt et Snoke, 1958).

En raison de l'interaction complexe des composants dans un mélange qui a une incidence sur leurs propriétés physiques et chimiques ainsi que sur leur comportement, il est difficile de prédire le devenir d'un mélange complexe. Par conséquent, comme un indicateur général du devenir du bitume, les propriétés physiques et chimiques des structures représentatives des bitumes (annexe B) ont été examinées.

D'après ces propriétés physiques et chimiques des structures représentatives des bitumes, la majorité des composés sont insolubles dans l'eau, ne se dégradent pas facilement et sont susceptibles de s'adsorber dans le sol. Les composés présentant un nombre d'atomes de carbone compris entre 25 et 50 présentent des points d'ébullition compris entre 395 et 746 °C environ. Pris individuellement, chaque composé du bitume se caractérise par une faible hydrosolubilité (de  $2,6 \times 10^{-21}$  à  $1,5 \times 10^{-5}$  mg/L) et une faible pression de vapeur (de  $3,1 \times 10^{-15}$  à  $4,9 \times 10^{-4}$  Pa). Comme nous l'avons indiqué précédemment, la solubilité et la pression de vapeur des composés dans un mélange seront différentes de celles de chaque composé pris individuellement, et ces interactions sont compliquées pour les UVCB complexes comme le bitume. En outre, ces composés présentent une constante de la loi de Henry très élevée (de  $3,3 \times 10^{-3}$  à  $2 \times 10^{11}$  Pa m<sup>3</sup>/mol), une valeur de log  $K_{oe}$  élevée (de 10,9 à 25), et une valeur de log  $K_{co}$  élevée (de 7,7 à 21,6) (annexe B).

Au vu de leur faible pression de vapeur (de  $3,1 \times 10^{-15}$  à  $4,9 \times 10^{-4}$  Pa), la majorité des composés du bitume ne devraient pas se retrouver dans l'air (annexe B). Par conséquent, les rejets de bitume dans l'air sont peu probables, à moins qu'il ne soit chauffé à haute température (plus de 150 °C). Au moment de la préparation du bitume, le ciment bitumineux est mélangé à un diluant à base de pétrole pour produire le bitume fluidifié ou encore à des agents émulsionnants, à de l'eau et parfois à une petite quantité de diluant à base de pétrole pour produire du bitume émulsionné. Une fois que le ciment bitumineux liquéfié est épandu sur la surface d'une route, le diluant (un solvant à base de pétrole dans le cas du bitume fluidifié et principalement de l'eau dans le cas des émulsions de bitume) s'évapore, laissant le ciment bitumineux restant jouer son rôle. Des COV sont rejetés au cours de ce processus.

La densité du bitume et du bitume oxydé dépend de leur composition (de 0,95 à 1,10 g/mL; tableau 3-1), de sorte que certains flottent dans l'eau lorsqu'ils y pénètrent, alors que d'autres coulent (CONCAWE, 2001). En cas de rejet dans l'eau, d'après leur hydrosolubilité (de  $2,6 \times 10^{-21}$  à  $1,5 \times 10^{-5}$  mg/L) la plupart des structures représentatives des bitumes ne devraient pas fortement se dissoudre dans l'eau, à l'exception du naphthalène, qui est un composé mineur, car son point d'ébullition se trouve en dehors de l'intervalle d'ébullition des bitumes. En outre, les bitumes montrent une faible tendance à se disperser dans la colonne d'eau; au lieu de cela, ils auront tendance à se fixer aux sédiments, d'après les valeurs estimées de  $\log K_{co}$  élevées de leurs composés (CONCAWE, 2001; annexe B).

En cas de rejet dans le sol, et d'après ces valeurs estimées de  $\log K_{co}$  élevées pour les composés du bitume, la plupart d'entre eux devraient se fixer au sol. Une volatilisation à partir des surfaces de sol humides peut se produire, d'après les valeurs de la constante de la loi de Henry estimées de  $3,3 \times 10^{-3}$  à  $2 \times 10^{11}$  Pa m<sup>3</sup>/mol pour les structures représentatives des bitumes présentant les poids moléculaires les plus faibles (alcanes, isoalcanes, cycloalcanes et substances aromatiques monocycliques), qui peuvent également se volatiliser à partir de sols secs au vu de leur pression de vapeur modérée (annexe B).

## 7.2 Persistance et bioaccumulation

En raison de la nature complexe des substances pétrolières comme les bitumes, les caractéristiques de persistance et de bioaccumulation pour une série de structures d'hydrocarbures pétroliers représentatives des composés censés se trouver dans les bitumes ont été évaluées en s'appuyant sur des données empiriques ou modélisées.

### 7.2.1 Persistance dans l'environnement

La persistance a été caractérisée selon des données empiriques ou modélisées pour une série de structures d'hydrocarbures pétroliers qui devraient se produire dans les bitumes. Les résultats du modèle et la pondération des données sont consignés dans les documents à l'appui sur la persistance et la bioaccumulation des substances pétrolières (Environnement Canada, 2014). Ces données sont résumées à l'annexe D.

Les demi-vies empiriques et modélisées dans l'atmosphère pour tous les composants des bitumes sont inférieures à deux jours (Environnement Canada, 2014). Un certain nombre d'hydrocarbures aromatiques polycycliques de trois à six cycles sont sujets au transport à grande distance vers des régions éloignées en raison de la sorption aux matières particulaires (Environnement Canada, 2014).

Compte tenu de la biodégradation dans l'eau, le sol et les sédiments, les composants suivants devraient avoir des demi-vies supérieures à 6 mois dans l'eau et les sols, et supérieures à 1 an dans les sédiments : isoalcanes comportant 30 atomes de carbone, monocycloalcanes comportant 50 atomes de carbone, dicycloalcanes comportant de 30 à 50 atomes de carbone, substances monoaromatiques comportant de 30 à

50 atomes de carbone, substances diaromatiques comportant de 25 à 50 atomes de carbone, substances aromatiques tricycliques comportant de 30 à 50 atomes de carbone et substances aromatiques à cinq cycles comportant de 25 à 30 atomes de carbone. Les monocycloalcanes comportant 30 atomes de carbone et les substances monoaromatiques comportant de 30 à 50 atomes de carbone présentent des demi-vies supérieures à un an dans les sédiments (annexe D).

Les asphaltènes et les résines, qui peuvent représenter plus de 50 % des bitumes, ne sont pas représentés dans le document d'Environnement Canada (2014); cependant, leur poids moléculaire élevé et la complexité de leur structure indiquent que ces substances persisteront vraisemblablement longtemps dans l'environnement.

## 7.2.2 Potentiel de bioaccumulation

Le potentiel de bioaccumulation pour une série d'hydrocarbures pétroliers qui devraient se produire dans les bitumes a été caractérisé en fonction des données empiriques et modélisées. Les facteurs de bioaccumulation (FBA) sont la mesure préconisée pour l'évaluation du potentiel de bioaccumulation des substances, puisqu'il se peut que le facteur de bioconcentration (FBC) ne représente pas correctement le potentiel de bioaccumulation des substances dans un régime alimentaire pour les substances avec un  $\log K_{oe}$  supérieur à environ 4,5 (Arnot et Gobas, 2003). Les composés présentant un nombre d'atomes de carbone supérieur à 20 ont des valeurs de  $\log K_{oe}$  estimées supérieures à 8 et n'ont pas été intégrés dans la modélisation, car les données empiriques manquaient concernant leur bioaccumulation.

Les composés aliphatiques et aromatiques des bitumes présentent plus de 25 atomes de carbone et des valeurs de  $\log K_{oe}$  estimées supérieures à 10 (annexe B). Des éléments probants semblent indiquer que les substances présentant un  $\log K_{oe}$  supérieur à 8 ne sont probablement pas très bioaccumulables en raison d'une biodisponibilité réduite, et qu'un certain métabolisme a lieu (Arnot et Gobas, 2006); par conséquent, ces substances ne devraient pas être très bioaccumulables. Même si les données du  $\log K_{oe}$  n'étaient pas disponibles pour les asphaltènes et les résines, leur poids moléculaire élevé (supérieur à 1 000) semble indiquer que ces composés ne seront pas absorbés facilement par des organismes. Par conséquent, les asphaltènes et les résines ne devraient pas non plus se bioaccumuler.

# 8 Risque d'effets nocifs sur l'environnement

## 8.1 Évaluation des effets sur l'environnement

### 8.1.1 Eau

L'asphalte et le bitume oxydé ne devraient pas provoquer de toxicité aiguë ou chronique chez les organismes aquatiques en raison de leur très faible solubilité dans l'eau. Étant donné que le poids moléculaire des composés du bitume est compris entre 500 et plus de 5 000, et en raison de leur faible hydrosolubilité, il est peu probable que ces composés migrent dans la colonne d'eau, comme le démontrent les résultats des

études de toxicité décrites ci-dessous. Les concentrations mesurées des composés du bitume dans les lixiviats provenant de préparation de bitume sont présentées à la section 8.2.1.

Du bitume mélangé à chaud est utilisé pour revêtir les bassins d'écloserie exploités par le Department of Fish and Wildlife de l'Oregon et le Department of Fisheries de l'État de Washington. Aucun effet défavorable apparent n'y a été observé sur l'élevage et la propagation des poissons de sport et de consommation (API, 2009). Cela indique que le bitume n'est pas toxique pour les poissons, et ce, même en cas d'exposition à long terme.

Mahler *et al.* (2015) ont étudié la toxicité des eaux de ruissellement provenant d'un revêtement en bitume non scellé sur les espèces *Ceriodaphnia dubia* et *Pimephales promelas*. Des échantillons ont été prélevés sur des parcelles d'essai sur la chaussée dans des zones de stationnement et de circulation intenses; ces échantillons ont été analysés à la recherche des 16 espèces d'HAP désignées comme polluants prioritaires par l'EPA des États-Unis<sup>3</sup>, ainsi que de la substance 4H-cyclopenta-[def]phénanthrène, de sept N-hétérocycles (aza-arènes) [à savoir, la quinoléine, l'isoquinoléine, l'acridine, la phénanthridine, le carbazole, la benzo[c]-cinnoline, la 2,2'-biquinoléine et le 1-méthylphénanthrène], et le nitrobenzène (Mahler *et al.*, 2015). Des groupes de dix organismes, dans chacun des quatre réplicats, ont été exposés à ces échantillons d'eaux de ruissellement pendant 48 h. Trois traitements des eaux d'exposition ont été testés pour chaque échantillon d'eaux de ruissellement : eaux de ruissellement à 100 %, eaux de ruissellement à 10 % (diluée à 1:10 avec de l'eau de contrôle) et eaux de ruissellement à 0 % (100 % d'eau de contrôle). Pour les deux espèces, la mortalité moyenne dans les concentrations en eaux de ruissellement à 10 et 100 % était inférieure à 5 %, tandis que celle dans l'eau de contrôle était inférieure à 2 % (Mahler *et al.*, 2015).

Une autre étude a démontré que les émulsions de bitume pourraient stabiliser les sels et les cendres des incinérateurs de déchets et réduire considérablement leur toxicité : l'inhibition du paramètre observé (CI50) dans les organismes *Pseudomonas putida*, *Lactuca sativa* et *Sinapis alba* n'a pas été constatée, même avec le lixiviat à 100 % (Vondruska *et al.*, 2002).

Étant donné qu'il n'existait aucune donnée empirique sur la toxicité pour les organismes aquatiques à propos d'asphalte (n° CAS 8052-42-4) ou du bitume oxydé (n° CAS 64742-93-4), la toxicité pour les organismes aquatiques a été modélisée. PetroTox est un modèle de toxicité pour les organismes aquatiques conçu spécialement

---

<sup>3</sup> Voici les 16 espèces d'HAP désignées comme polluants prioritaires par l'EPA des États-Unis : naphtalène, acénaphthylène, fluorène, phénanthrène, anthracène, fluoranthène, pyrène, benzo[a]anthracène, chrysène, benzo[b]fluoranthène, benzo[k]fluoranthène, benzo[a]pyrène, dibenzo[a,h]anthracène, benzo[g,h,i]pérylène et indéno[1,2,3-cd]pyrène.

pour les hydrocarbures pétroliers (PetroTox, 2009). Ce modèle, fondé sur un mode d'action chimique par narcose, tient compte des effets additifs selon une approche par unité toxique. Le modèle PetroTox peut être utilisé pour prévoir la toxicité des hydrocarbures pétroliers pour les composés comportant de 4 à 41 atomes de carbone dissous dans une fraction aqueuse. Ils considèrent que la toxicité des composés comportant moins de 4 atomes de carbone ou plus de 41 atomes de carbone est négligeable. En effet, les premiers sont trop volatils, alors que les seconds sont trop hydrophobes et immobiles. Ce modèle est très sensible à la proportion d'hydrocarbures considérée comme suffisamment soluble pour conférer une toxicité. Par conséquent, à titre informatif, le modèle a été exécuté en supposant un rapport de 1:1 entre les composés présentant de 25 à 35 atomes de carbone et ceux présentant de 36 à 41 atomes de carbone. Ce modèle ne peut pas être utilisé pour les asphaltènes et les résines, qui composent jusqu'à 50 % des bitumes. Cependant, au vu des propriétés physiques et chimiques des asphaltènes et des résines (à savoir un poids moléculaire élevé et une hydrosolubilité faible), ces éléments ne devraient pas être biodisponibles ni toxiques pour les organismes aquatiques.

Les estimations de toxicité du modèle PetroTox sont exprimées en charge létale médiane (LL<sub>50</sub>) plutôt qu'en concentration létale médiane (CL<sub>50</sub>), étant donné que les produits pétroliers ne sont pas solubles dans l'eau. La valeur de LL<sub>50</sub> représente la quantité de substance pétrolière nécessaire pour produire une fraction aqueuse qui est toxique pour 50 % des organismes d'essai. Il ne s'agit pas d'une mesure de la concentration des composants pétroliers dans la fraction aqueuse. Les données écotoxicologiques modélisées présentées au tableau E-1 (annexe E) indiquent que même en supposant que pas moins de la moitié des composés du bitume se trouvaient dans la fourchette la plus biodisponible (c.-à-d. des substances ayant moins de 36 atomes de carbone), la toxicité aiguë reste très faible pour tous les organismes d'essai, comme l'indiquent les valeurs de LL<sub>50</sub> supérieures à 1 000 mg/L. Bien que la part des composés des bitumes entrant dans les différentes fourchettes de valeurs liées au nombre d'atomes de carbone reste inconnue, le rapport utilisé par le modèle est jugé être une estimation raisonnable et prudente qui indique un risque faible.

La toxicité prévue des bitumes était comparable aux résultats empiriques tirés des études de toxicité sur les extraits aromatiques comprenant de 20 à 50 atomes de carbone (tableau E-2 de l'annexe E). On considère que les hydrocarbures aromatiques sont ceux qui contribuent le plus à la toxicité du pétrole (Verbruggen *et al.*, 2008). Par conséquent, les prévisions du modèle PetroTox sont jugées pertinentes et fiables.

### **8.1.2 Organismes terrestres**

Au vu de la faible hydrosolubilité et du caractère peu volatil du bitume et du bitume oxydé, il est peu probable que ces substances soient directement toxiques pour les organismes terrestres. L'examen des publications disponibles n'a permis de trouver aucun signalement de toxicité pour les animaux terrestres. Par exemple, Miller *et al.* (1980) ont mené une étude en laboratoire de 56 jours au moyen d'un sol naturel. Dans cette expérience, des graines de *Phaseolus vulgaris* (haricot) ou de *Zea mays* (maïs) ont

été exposées à des concentrations de 4,09 g ou de 20,5 g de bitume soufflé (bitume oxydé) par 1,8 kg de sol pendant 56 jours. Les résultats indiquaient que le bitume soufflé n'avait aucun effet sur la croissance des graines de haricot ou de maïs (Miller *et al.*, 1980; OMS, 2004). En outre, on a observé des plantes se développant à proximité et dans les fissures des revêtements de sol en bitume, sans subir d'effets néfastes apparents, ce qui semble indiquer une faible lixiviation des composantes dans le sol à partir de ces revêtements en bitume.

## **8.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement**

L'évaluation de l'exposition de l'environnement aux bitumes est axée sur les rejets involontaires liés à leur transport et à leur utilisation, car ces rejets sont ceux qui représentent le risque potentiel le plus élevé pour l'environnement. Les rejets dans l'air liés à la chaleur appliquée aux bitumes tendent à présenter des répercussions moindres sur l'environnement, car ces rejets sont traditionnellement peu volumineux ou de nature transitoire. Les rejets gazeux se dispersent généralement rapidement pour atteindre des concentrations qui ne présentent habituellement pas de risque pour les organismes non humains. À ce titre, les rejets dans l'air ne sont pas abordés de manière plus détaillée dans l'évaluation de l'exposition de l'environnement.

### **8.2.1 Rejets provenant des revêtements routiers et des matériaux de couverture**

Les bitumes utilisés pour les revêtements routiers et les matériaux de couverture sont soumis à une lixiviation. Cependant, les bitumes contiennent principalement des hydrocarbures larges ayant des poids moléculaires compris entre 500 et 15 000 (API, 2009) et une faible solubilité, des hydrocarbures que l'on considère généralement comme présentant une faible biodisponibilité et une faible écotoxicité (se reporter aux sections 7.2.2 et 8.1).

Des études approfondies ont été menées sur la lixiviation des HAP à partir des préparations de bitume utilisées dans les revêtements routiers et les matériaux de couverture. La présente évaluation analyse les HAP subissant une lixiviation à partir des préparations de bitume (comme les émulsions de bitume, le bitume fluidifié et le bitume mélangé à chaud) qui peuvent contenir d'autres substances pétrolières (p. ex. extraits aromatiques, huiles de base, gazoles, kérosène, naphta et mazouts lourds). Par conséquent, le rejet de ces autres substances pétrolières à partir des préparations de bitume est abordé dans cette évaluation.

Des essais de lixiviation menés sur les préparations de bitume (bitume mélangé à chaud, revêtement routier en béton bitumineux et bitume utilisé dans les matériaux de couverture) ont démontré que les concentrations à l'équilibre d'HAP dans le lixiviat étaient généralement inférieures aux seuils de détection ou de l'ordre de la partie par billion (ng/L); cependant, de faibles concentrations de certains HAP (comme le naphtalène et le phénanthrène) sont souvent détectées dans les lixiviats (Kriech, 1990, 1992a; Brandt et de Groot, 2001; Kriech *et al.*, 2002). Les concentrations de chaque

HAP mesurées dans ces essais de lixiviation en laboratoire figurent au tableau E-3 (annexe E). Kriech (1990) a mesuré 16 HAP dans des extraits provenant d'essais de lixiviation avec du bitume mélangé à chaud neuf (non contaminé) et n'a détecté que du naphthalène à une concentration de 0,25 µg/L. Des résultats semblables ont été rapportés pour des essais de lixiviation utilisant du bitume mélangé à chaud neuf et des échantillons de cette même substance prélevés sur le terrain, sur divers endroits d'une route (Kriech, 1992a). Seul le naphthalène a été détecté dans les échantillons prélevés sur la route, avec des concentrations comprises entre 0,26 et 0,31 µg/L; une concentration de 0,76 µg/L de naphthalène a été mesurée dans des extraits de sol prélevés sur l'accotement de la route (Kriech, 1992a). Grâce à l'évolution des méthodes d'analyse en laboratoire, Brandt et de Groot (2001) ont détecté de faibles concentrations d'HAP (d'une concentration inférieure au seuil de détection pour le benzo[a]pyrène à une concentration de 0,12 µg/L pour le naphthalène) dans les lixiviats provenant d'un bitume de pénétration traditionnel au moyen d'une analyse par chromatographie en phase liquide à haute performance (CPLHP). Mahler *et al.* (2004) ont découvert que sur 17 HAP (15 des 16 HAP désignés comme prioritaires par l'EPA des États-Unis plus le 9h-fluorène et le nitrobenzène) analysés, seul l'anthracène était détecté dans des eaux de ruissellement simulées en laboratoire, à partir de parcelles d'essai et d'une aire de stationnement utilisée et scellée avec une émulsion de bitume, à des concentrations estimées de 0,09 à 0,23 µg/L (en fonction de la date d'échantillonnage, car la concentration diminuait au fil du temps) et de 0,42 µg/L, respectivement. Dans cette étude comme dans d'autres études semblables, les concentrations d'HAP dans les eaux de ruissellement étaient faibles au début et diminuaient au cours d'une période de sept semaines suivant l'application (Mahler *et al.*, 2004; 2005; Rowe et O'Connor, 2011).

Sauf pour les échantillons d'essai prélevés sur des préparations de bitume neuves obtenues directement après leur fabrication, certains HAP qui se trouvent dans le lixiviat pourraient provenir d'autres sources, comme l'usure des pneus des véhicules et la contamination liée au transport. Les bitumes anciens ou altérés par les conditions météorologiques sont susceptibles, comme le démontrent les études de lixiviation, de contenir de multiples sources de produits pétroliers (p. ex. émissions des véhicules, huiles de graissage et usure des pneus). Par conséquent, les études de lixiviation menées sur les bitumes frais fournissent une meilleure indication des éléments pouvant être rejetés par les bitumes. Dans une étude menée par Birgisdottir *et al.* (2007), les concentrations d'HAP lixiviés à partir d'échantillons prélevés à la surface d'une ancienne route construite en 1980 étaient beaucoup plus élevées que celles relevées dans des échantillons provenant de la couche de base d'une nouvelle route. Les concentrations d'HAP provenant de la couche de base d'une nouvelle route sont considérées comme plus fiables pour l'évaluation de la lixivabilité des HAP à partir des bitumes, car la couche supérieure d'une telle route sera vraisemblablement contaminée.

Les rejets d'HAP provenant des bitumes fluidifiés se sont avérés légèrement supérieurs à ceux provenant des émulsions de bitume et du bitume mélangé à chaud (tableau E-3, annexe E). Kriech (1992b) a détecté des concentrations relativement plus élevées



d'HAP dans le lixiviat provenant d'émulsions de bitume, de bitumes gélifiés et de bitumes fluidifiés neufs. Les fiches signalétiques de diverses entreprises sur ces trois préparations de bitume recensaient la présence de solvants comme le kérosène ou le fuel oil n°2 dans les préparations (Fiches signalétiques, 2006, 2007a,b), bien que les émulsions de bitume ne contiennent généralement pas de solvant. Les HAP dans le lixiviat proviennent principalement des solvants présents dans la préparation. Ces solvants sont volatils : lorsqu'ils sont exposés à l'air, ils s'évaporent et ne laissent que le bitume dur sur le site d'application après la prise du bitume (Speight, 2014). Les bitumes fluidifiés à prise rapide, à prise moyenne et à prise lente sont classés en fonction de la vitesse relative de cette évaporation, et contiennent des solvants présentant différents points d'ébullition (Asphalt Institute, 2007). Les bitumes à prise rapide et à prise moyenne contiennent généralement des solvants présentant des points d'ébullition proches de ceux du naphta et du kérosène, respectivement (Environmental Health Strategies, 2010). Ces solvants sont volatils et, en cas de rejet dans l'environnement, ne devraient pas persister longtemps dans l'air (Environnement Canada, 2014). Les bitumes à prise lente contiennent généralement des solvants présentant un point d'ébullition proche de celui des mazouts. Même si les solvants des bitumes à prise lente sont moins volatils et plus persistants que le naphta et le kérosène, le bitume peut piéger ces solvants et limiter leur disponibilité pour l'environnement et les organismes (Meegoda, 1999; Vondruska *et al.*, 2002).

Les rejets d'HAP légèrement plus importants à partir des bitumes fluidifiés (comme le montre le tableau E-3 de l'annexe E) ne sont pas permanents. Le risque de rejet est au plus haut, juste après l'application et avant la prise totale du bitume. Le bitume fluidifié est principalement utilisé sous forme de coulis bitumineux et de couche d'accrochage (Environmental Health Strategies, 2010). Les coulis bitumineux et les couches d'accrochage sont utilisés pour la préparation des surfaces et pour favoriser la liaison avec les prochaines couches constituant la chaussée; ils ne sont appliqués qu'au moment de la construction de la route et sont par la suite recouverts par le revêtement (US DOT, 2005; TDOT, 2011). La pulvérisation des bitumes fluidifiés pourrait provoquer le rejet de COV, lesquels se dissiperaient rapidement. En outre, ces bitumes fluidifiés sont plus rarement utilisés aujourd'hui en raison de ces rejets de COV et du coût des solvants pétroliers (US NTP, 1997).

Au moment de la préparation du bitume, le ciment bitumineux est mélangé à un diluant à base de pétrole pour produire le bitume fluidifié ou encore à des agents émulsionnants, à de l'eau et parfois à une petite quantité de diluant à base de pétrole pour produire du bitume émulsionné. Une fois que le ciment bitumineux liquéfié est épandu sur la surface d'une route, le diluant (un solvant à base de pétrole dans le cas du bitume fluidifié et principalement de l'eau dans le cas des émulsions de bitume) s'évapore, laissant le ciment bitumineux restant jouer son rôle. Des COV sont rejetés au cours de ce processus.

Des études menées sur des échantillons de revêtements routiers en bitume recyclé ont découvert que la plupart des HAP se trouvaient en dessous des seuils de détection (Brantley et Townsend, 1999; Townsend, 1998; Legret *et al.*, 2005). Legret *et al.* (2005)

ont décelé du B[a]P et du fluoranthène à des concentrations supérieures à leurs seuils de détection respectifs dans le lixiviat provenant d'un échantillon de revêtement routier en bitume recyclé.

Des températures élevées, la présence de sel de voirie et une acidité élevée peuvent accroître le taux de lixiviation à partir du bitume frais. Cette constatation a été démontrée dans le cadre d'un essai de lixiviation portant sur la demande chimique en oxygène et dans lequel la quantité de composés organiques dans le lixiviat a été déterminée par la consommation d'oxygène permettant une oxydation chimique totale (Cai *et al.*, 2009).

La quantité d'HAP réellement lixiviable à partir du bitume dépend de la quantité d'HAP présente. Les préparations de bitume utilisées pour les matériaux de couverture contiennent des concentrations plus faibles d'HAP (fourchette de 4 à 23 mg/kg) que celles utilisées pour les revêtements routiers (fourchette de 1,9 à 66 mg/kg) [Kriech *et al.*, 2002]. Kriech *et al.* (2002) n'ont décelé aucune lixiviation d'HAP à partir de quatre échantillons d'essais de matériaux de couverture. Dans le cadre d'essais sur la lixiviation aqueuse d'HAP provenant de préparations de bitume disponibles sur le marché, le niveau d'HAP subissant une lixiviation à partir des matériaux de couverture en bitume était minime et généralement inférieur à celui observé pour les revêtements routiers en bitume (tableau E-3 à l'annexe E; Brandt et de Groot, 2001). De la même manière, la concentration d'HAP dans les produits de scellement à base de bitume pour les revêtements routiers (c.-à-d. 50 mg/kg) [Mahler *et al.*, 2012] se trouve dans la même fourchette que celles des préparations de bitume (Kriech *et al.*, 2002) et est largement inférieure à celles des produits de scellement à base de goudron de houille pour les revêtements routiers (c.-à-d. 66 000 mg/kg) [Mahler *et al.*, 2012]. Les concentrations d'HAP totales dans les eaux de ruissellement provenant des produits de scellement à base de bitume pour les revêtements routiers sont faibles (c.-à-d. 2 µg/L) par rapport à celles provenant des produits de scellement à base de goudron de houille pour les revêtements routiers (c.-à-d. 71 µg/L) [Watt *et al.*, 2010; Mahler *et al.*, 2012].

Certaines études montrent que les émulsions de bitume peuvent stabiliser et solidifier les sols contaminés par des produits pétroliers en vue d'obtenir un matériau de construction de qualité (Meegoda, 1999). Le béton fabriqué à partir d'enrobé à froid comprenait des émulsions de bitume mélangées avec six niveaux de sols contaminés par des produits pétroliers. Un essai de lixiviation uniforme a été conçu pour simuler le taux de rejet de contaminants provenant de l'enrobé à froid fabriqué à partir de sols contaminés par des produits pétroliers, lorsque cet enrobé est utilisé à titre de revêtement routier et qu'il est exposé à des conditions environnementales réalistes. La solidité structurale des échantillons était conservée tout au long de l'essai. Seuls les hydrocarbures à faible poids moléculaire (c.-à-d. le 2-méthylpentane, l'heptane, le benzène, le toluène, l'éthylbenzène, le *m*-xylène, l'*o*-xylène et le 1,2,4-triméthylbenzène) trouvés dans les sols contaminés par des produits pétroliers ont été analysés. Aucun de ces composés n'a subi de lixiviation à partir des six mélanges (le seuil de détection se trouvait à environ 0,1 partie par milliard), sauf pour l'isooctane, qui était présent dans deux sols à des concentrations de 12,5 et 10 ppm (12,5 et 10 mg/L)

[Meegoda, 1999]. Même si les composants du bitume n'ont pas été mesurés, la capacité à entraîner les composés plus solubles et présentant un faible poids moléculaire qui se trouvent dans le bitume indique que les composés les plus gros du bitume devraient être entraînés de la même manière et présenter une faible lixivibilité. La perte des contaminants à faible poids moléculaire en raison de leur volatilité est possible au cours de la préparation du bitume; cet essai de lixiviation pourrait donc avoir sous-estimé la lixivibilité des contaminants par rapport aux quantités initialement contenues dans le sol contaminé. En outre, Vondruska *et al.* (2002) ont démontré que les émulsions de bitume pouvaient stabiliser les sels et les cendres, ce qui vient soutenir la thèse de l'entraînement des substances à faible poids moléculaire dans le bitume.

Des études portant sur la lixiviation des métaux à partir du bitume sont également disponibles. De l'aluminium et du mercure ont été décelés à des concentrations de 0,014 et 0,027 mg/L, respectivement (Azizian *et al.*, 2003). Toutefois, d'autres études ont déterminé que les métaux provenaient du granulats du revêtement et non du bitume en tant que tel (Kriech, 1990; 1992; Brantley et Townsend, 1999; Azizian *et al.*, 2003). Ces métaux comprennent l'aluminium, le baryum, le chrome, le plomb et le mercure. Par conséquent, la lixiviation des métaux à partir du bitume n'est pas abordée de manière plus détaillée dans la présente évaluation.

La lixiviation d'autres composés du bitume, comme les composés aliphatiques, les résines et les asphaltènes, devrait être moins importante que pour les HAP, en raison des solubilités plus faibles de ces substances. De plus, la solubilité des HAP diminue à mesure que leur alkylation augmente (Gustafson *et al.*, 1997). Dans l'ensemble, l'exposition des récepteurs écologiques aux composés du bitume par l'intermédiaire des lixiviats est considérée comme limitée, en raison des très faibles concentrations d'HAP subissant une lixiviation à partir des préparations de bitume utilisées pour les revêtements routiers et les matériaux de couverture.

### **8.2.2 Expositions liées aux déversements**

Les données sur les déversements provenant de la base de données du ministère de l'Environnement de l'Ontario ont été analysées. Les données sur les déversements comprises dans la rubrique portant sur les bitumes de cette base de données comprennent le bitume liquide et le bitume que l'on retrouve dans les bardeaux (matériaux de couverture) ou mélangé avec des granulats (revêtements routiers). Cependant, la base de données n'indique pas clairement le nombre de déversements de bitume liquide, de bitume mélangé à chaud ou de bardeaux bitumés, car cette donnée n'a pas été consignée systématiquement. Les déversements qui comprennent les bardeaux ou les débris routiers sont principalement composés de granulats, généralement du gravier ou du sable, avec seulement 5 à 35 % des mélanges consistant en du bitume (Kreich *et al.*, 2002; CCIC, 2007).

Au total, 37 déversements de bitume ont été déclarés au ministère de l'Environnement de l'Ontario de 2008 à 2012 (tableau C-2, annexe C). Parmi ces déversements déclarés

dans la base de données de l'Ontario de 2008 à 2012, 25 comprenaient les volumes déversés (tableau C-2, annexe C). Le nombre moyen de déversements déclarés chaque année était inférieur à huit (MEO, 2013). Le volume total des déversements connu se chiffrait à 154 017 L, avec un volume médian de 600 L. La plupart des déversements ont eu lieu dans le sol (30 cas), alors que cinq déversements ont eu lieu dans l'eau et un dans l'air; le milieu dans lequel s'est produit un déversement n'était pas indiqué (tableau C-3, annexe C). Plusieurs causes ont été signalées pour les déversements de matériaux en bitume : déversements ou décharges dans un cours d'eau; débordements; fuites ou défaillances de conduite, de tuyau ou de soupape; dérèglements ou dysfonctionnements d'un processus. Les causes de dix déversements (représentant 25,4 % du volume) n'étaient pas précisées (tableau C-4, annexe C; MEO, 2013).

De manière générale, une fois déversés, les bitumes ne devraient pas se disperser dans l'environnement en raison de leur viscosité élevée, de leurs valeurs de  $K_{oe}$  et de  $K_{co}$  élevées et de la faible hydrosolubilité de leurs composés (se reporter à la section 7.1). L'asphalte et le bitume oxydé auront tendance à se solidifier et à rester intacts une fois rejetés. Les bitumes fluidifiés et les émulsions de bitume sont liquides à température ambiante et, en cas de rejet, seront plus dispersifs. Toutefois, l'utilisation des bitumes fluidifiés est plus rare aujourd'hui, ce qui limite le potentiel de rejet de cette substance par l'intermédiaire de déversements.

### 8.2.3 Rejets provenant d'activités industrielles

La fabrication du bitume mélangé à chaud et des matériaux de couverture représente la principale activité industrielle liée aux bitumes (Cheminfo, 2009). Si de l'eau est utilisée pour nettoyer l'équipement ou les installations de production, les eaux usées pourraient représenter une autre source de rejets potentielle. Étant donné que les composés du bitume sont très hydrophobes, la plupart d'entre eux seront adsorbés par les boues des systèmes de traitement des eaux usées et finiront dans les biosolides.

## 8.3 Caractérisation des risques pour l'environnement

La démarche adoptée dans la présente évaluation écologique préalable consiste à examiner les données scientifiques disponibles et à tirer des conclusions reposant sur une méthode axée sur le poids de la preuve, comme l'exige l'article 76.1 de la LCPE. De nombreux éléments de preuve semblent indiquer que les bitumes ne sont pas toxiques pour les milieux terrestre et aquatique, comme l'indiquent la section ci-dessous et le tableau 8-1.

**Tableau 8-1. Éléments de preuve pour la caractérisation des risques**

Élément de preuve	Principaux résultats	Référence
Bitume mélangé à chaud utilisé comme revêtement d'étang de pisciculture	Aucun effet nocif observé sur plusieurs années	API, 2009
Essai sur les plantes	Aucun effet sur la croissance des	Miller <i>et al.</i> , 1980

	graines	
LL <sub>50</sub> modélisées	LL <sub>50</sub> > 1 000 mg/L, signalant un faible danger	PetroTox, 2012
Toxicité pour les organismes aquatiques des eaux de ruissellement provenant d'un revêtement en bitume non scellé	La mortalité moyenne n'était pas significative, même dans les échantillons d'eaux de ruissellement non diluées.	Mahler <i>et al.</i> , 2015
Essai en laboratoire sur la lixiviation des HAP à partir des préparations pour les revêtements routiers et les matériaux de couverture	Les concentrations d'HAP dans les lixiviats étaient minimales. La plupart étaient inférieures au seuil de détection ou aux recommandations pour la qualité de l'eau du CCME.	Se reporter au tableau E-3 à l'annexe E.
HAP dans des eaux de ruissellement simulées à partir de bitumes	Les concentrations d'HAP dans les eaux de ruissellement simulées à partir d'un revêtement routier en bitume non scellé, d'une parcelle d'essai scellée avec une émulsion de bitume et d'une aire de stationnement utilisée étaient indétectables ou faibles; ces concentrations baissaient au fil du temps.	Mahler <i>et al.</i> , 2004; 2005; 2012; Rowe and O'Connor, 2011
Stabilisation des contaminants et liaison avec ces derniers	Aucune concentration ou des concentrations très faibles de contaminants n'ont été détectées dans le lixiviat de sols contaminés par des substances pétrolières avec des émulsions de bitume.  Aucune toxicité aiguë du lixiviat pour les organismes aquatiques (Cl <sub>50</sub> ) n'a été constatée.	Meegoda, 1999  Vondruska <i>et al.</i> , 2002
Données physiques et chimiques	La biodisponibilité est faible, par conséquent le potentiel de bioaccumulation aussi, pour les résines, les asphaltènes et d'autres composés, d'après leur taille moléculaire élevée, leurs valeurs de K <sub>oe</sub> et de K <sub>co</sub> élevées et leur faible solubilité.	Se reporter aux sections 7.1, 7.2.2 et 3

Abréviations : LL<sub>50</sub> se rapporte à la charge létale, à savoir la quantité de produit nécessaire pour tuer 50 % des organismes d'essai; K<sub>co</sub>, coefficient de partage carbone organique-eau; K<sub>oe</sub>, coefficient de partage octanol-eau.

Aucun effet nocif n'a été observé chez des poissons élevés dans des bassins aquacoles équipés de revêtements en bitume (API, 2009). De même, le bitume oxydé n'a eu aucun effet sur la croissance de graines de haricots et de maïs (OMS, 2004). La toxicité modélisée pour les bitumes indique une faible toxicité ( $LL_{50}$  supérieure à 1 000 mg/L, en supposant que 50 % des composés présentent moins de 36 atomes de carbone) [PetroTox, 2012].

Les études menées sur la lixiviation des composés des préparations de bitume ont signalé des concentrations faibles, voire indétectables, d'HAP et de matières inorganiques provenant des préparations examinées destinées aux revêtements routiers et aux matériaux de couverture (API, 2009; Kriech, 1990; 1992a; Brandt et de Groot, 2001; Kriech *et al.*, 2002). Les concentrations de la plupart des HAP étaient inférieures au seuil de détection ou aux recommandations pour la qualité de l'eau du CCME, à quelques exceptions près (se reporter au tableau E-3 à l'annexe E). Les concentrations relativement élevées d'HAP dans les lixiviats provenant d'anciennes chaussées en bitume étaient attribuées à des contaminations en provenance d'autres sources (se reporter à la section 8.2.1). Les concentrations d'HAP dans les eaux de ruissellement simulées en laboratoire à partir d'un revêtement routier en bitume non scellé, d'une parcelle d'essai scellée avec une émulsion de bitume et d'une aire de stationnement utilisée étaient indétectables ou faibles; en outre, ces concentrations baissaient au fil du temps (Mahler *et al.*, 2004; 2012). La toxicité des eaux de ruissellement provenant du bitume non scellé n'a engendré aucune mortalité significative chez les espèces aquatiques exposées à des échantillons dilués ou non (Mahler *et al.*, 2015). Bien que des HAP en phase particulaire soient également présents dans les eaux de ruissellement en plus des HAP en phase dissoute, ils représentent une préoccupation moindre, car les HAP dans la fraction particulaire présentent souvent un poids moléculaire élevé et une faible hydrosolubilité, et seraient donc moins biodisponibles pour les organismes aquatiques. Le rejet de ces HAP contribuera à la charge d'HAP dans les sédiments qui a déjà été évaluée (Environnement Canada, Santé Canada, 1994). Ces résultats indiquent que l'exposition aux composés soumis à une lixiviation à partir des préparations de bitume, qu'elles soient utilisées pour les revêtements routiers et les matériaux de couverture ou qu'elles soient rejetées dans des sites d'enfouissement, représente un faible risque pour le milieu aquatique.

En plus de la faible lixiviation de leurs composés, les préparations de bitume sont utilisées pour stabiliser et solidifier les sols contaminés par les substances pétrolières ainsi que les sels et les cendres des incinérateurs de déchets. La capacité des bitumes à lier les hydrocarbures et d'autres contaminants (p. ex. métaux) peut considérablement réduire la disponibilité de ces contaminants pour une lixiviation dans l'environnement (Meegoda, 1999; Vondruska *et al.*, 2002). Ce processus se produirait également pour les hydrocarbures présents naturellement dans les bitumes, limitant ainsi leur capacité à se lixivier à partir des préparations de bitume solidifiées.

Pour les revêtements routiers en bitume récupéré, l'origine de certaines des substances mesurées par des études de lixiviation est incertaine, car les préparations de bitume

recyclé pourraient avoir été exposées à des émissions de véhicules, à des huiles de graissage, à de l'essence et à des métaux provenant de plaquettes de frein au cours de leur première utilisation (Brantley et Townsend, 1999; Norin et Strömvaix, 2004). Cependant, étant donné que les préparations de bitume sont recyclées, tout HAP provenant de ces sources sera mélangé au bitume et vraisemblablement piégé par ce dernier.

Concernant le bitume fluidifié, le rejet légèrement plus élevé de composés du bitume dans le lixiviat observé par rapport aux émulsions de bitume et au bitume mélangé à chaud reste faiblement important (tableau E-3, annexe E), car la plupart des HAP se trouvant dans le lixiviat sont à des concentrations inférieures aux recommandations pour la qualité de l'eau du CCME, et qu'ils seront probablement dilués encore plus par le ruissellement pour donner des concentrations encore plus faibles dans l'environnement. L'utilisation principale du bitume fluidifié à titre de coulis bitumineux et de couche d'accrochage est peu fréquente et n'entraîne pas un rejet permanent. En outre, l'utilisation réduite des bitumes fluidifiés limite également l'exposition à cette substance (US NTP, 1997). Par conséquent, l'exposition liée aux bitumes fluidifiés est jugée faible.

Bien que les données sur la toxicité pour les organismes terrestres soient limitées, les bitumes ne sont pas considérés comme toxiques pour les plantes terrestres.

De manière générale, très peu de données écotoxicologiques étaient disponibles pour les bitumes et les préparations de bitume. Cependant, la faible toxicité observée dans les études disponibles ainsi que les propriétés physiques et chimiques des composés du bitume (valeurs de  $K_{oe}$  et de  $K_{co}$  élevées et faible hydrosolubilité) et le poids moléculaire très élevé des asphaltènes et des résines, qui sont les principales classes de substances chimiques composant le bitume, indiquent que le bitume n'est pas susceptible de pénétrer dans l'environnement d'une manière lui permettant d'être biodisponible ou de provoquer une toxicité directe.

L'utilisation des bitumes dans le cadre d'activités industrielles peut entraîner le rejet de ses composés dans les boues et les biosolides si de l'eau est utilisée pour nettoyer l'équipement ou les installations de production. Néanmoins, étant donné que les composés du bitume ne sont généralement pas biodisponibles, ce risque est jugé faible.

Au total, 37 déversements de matériaux à base de bitume étaient signalés dans la base de données du ministère de l'Environnement de l'Ontario. Au vu de leur faible mobilité, ces matériaux ne sont pas susceptibles de se disperser dans l'environnement une fois déversés. Le manque de biodisponibilité et la faible toxicité des bitumes indiquent que les préoccupations pour l'environnement que soulève cette substance sont vraisemblablement faibles, même en cas de déversement.

### 8.3.1 Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement

La modélisation des propriétés physiques et chimiques ainsi que des données portant sur la persistance et la toxicité des bitumes s'appuie sur des structures représentatives pouvant se trouver dans les bitumes, mais n'inclut pas certains de leurs composants principaux que sont les asphaltènes et les résines, en raison de l'extrême complexité et variabilité de ces substances. Les propriétés physiques et chimiques de 22 structures représentatives ont été utilisées pour estimer le comportement des bitumes. Le fait de devoir se fier à cette méthode pour déterminer les caractéristiques physiques et chimiques, et le risque de persistance et de bioaccumulation de ces substances représente une source d'incertitude quant à la prévision de sa répartition dans les différents milieux naturels, tout comme le manque de données empiriques à propos de ces processus. Or, comme plusieurs structures représentatives distinctes peuvent être utilisées pour un même produit pétrochimique, il est reconnu que des incertitudes liées à la structure existent pour ces substances. Le manque de données précises quant aux proportions de chaque structure représentative dans les bitumes est aussi une source d'incertitude considérable. Cependant, les propriétés physiques et chimiques (très faible hydrosolubilité et poids moléculaire très important) de la plupart des composés du bitume, y compris les asphaltènes et les résines, indiquent qu'ils ne sont pas biodisponibles et qu'ils présentent une faible toxicité.

Les données relatives à la lixiviation des préparations de bitume ne sont pas précisément liées à un n° CAS, car la lixiviation d'HAP à partir de divers types de préparations a été envisagée. La quantité d'HAP dans le lixiviat provenant des bitumes était également incertaine. Toutefois, même lorsque l'on envisage de multiples sources d'HAP dans le lixiviat, le rejet global reste peu important, comme l'a démontré l'étude sur la toxicité pour les organismes aquatiques menée sur les eaux de ruissellement provenant d'une aire de stationnement (Mahler *et al.*, 2015).

Les données étaient insuffisantes pour évaluer le rejet de substances pétrolières lié à l'ensemble des utilisations des préparations de bitume (p. ex. les bitumes fluidifiés utilisés pour les mélanges à stocker et le rapiéçage à froid). Cependant, il apparaît évident qu'une fois qu'une substance présente dans les préparations est mélangée au bitume, elle est vraisemblablement piégée par ce dernier et devient donc moins disponible dans l'environnement (Meegoda, 1999; Vondruska *et al.*, 2002).

Des quantités importantes de préparations de bitume sont jetées chaque année dans des sites d'enfouissement. Les composés des bitumes, comme les HAP, peuvent contribuer à la concentration totale de chacune de ces substances chimiques dans le lixiviat du site d'enfouissement. Même si les preuves disponibles concernant la lixiviation des HAP à partir des préparations de bitume indiquent un risque faible, les conditions environnementales régnant dans un site d'enfouissement donné pourraient avoir des répercussions sur la lixivabilité des composés constituant ces préparations. Il est à l'heure actuelle impossible d'estimer la contribution des préparations de bitume dans le lixiviat des sites d'enfouissement. Cependant, les propriétés physiques et



chimiques de la plupart des composés du bitume indiquent que les bitumes ne sont pas biodisponibles et présentent une faible toxicité.

## **9 Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine**

### **9.1 Évaluation de l'exposition**

La présente évaluation est axée sur l'estimation des expositions de la population générale aux substances volatiles rejetées pendant la production, le raffinage et l'utilisation du bitume et du bitume oxydé, dans les zones entourant les sites industriels et les sites d'application. Des estimations sont également calculées pour les expositions aux bitumes dégagés par l'utilisation de produits de consommation qui en contiennent, et l'ingestion de poussières domestiques qui pourraient contenir des composés de ces substances issues de produits de scellement pour chaussée contenant du bitume. La détermination du potentiel d'exposition aux diverses substances qui se trouvent dans les bitumes à partir des produits de consommation est difficile, en raison de la nature variable de leurs préparations et de leurs compositions.

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), le naphthalène et le benzène sont des composés mineurs des bitumes qui sont à la base de la caractérisation de l'exposition à long terme à ces substances; ces composés sont reconnus comme présentant un danger potentiel pour la santé humaine. Ces substances ont précédemment été évaluées par le gouvernement du Canada et sont inscrites sur la Liste des substances toxiques, à l'annexe A de la LCPE (Environnement Canada, Santé Canada, 1993, 1994, 2008). Le benzène, le naphthalène et les HAP sont des composés organiques qui ne contiennent que des atomes de carbone et d'hydrogène formant des cycles aromatiques. Le benzène ne contient qu'un seul cycle tandis que les HAP contiennent deux cycles fusionnés ou plus.

#### **9.1.1. Rejets industriels liés au traitement, à la manutention et au stockage des bitumes dans les raffineries et les usines de bitume**

Étant donné que les bitumes sont principalement composés de substances non volatiles, l'exposition par inhalation de la population générale à des émissions fugitives de composés du bitume à proximité des installations industrielles qui traitent, manipulent et stockent du bitume devrait être faible, et ce, même à des températures de travail de la substance élevées. Cependant, un rapport sur les émissions des usines de bitume mélangé à chaud (Hot Mix Asphalt Plants Emissions Report) [USEPA, 2000], rédigé par l'Office of Air Quality Planning and Standards de l'Environmental Protection Agency des États-Unis, caractérisait les émissions du bitume dans l'air. Ces données sur les émissions ont par conséquent été utilisées à titre de paramètres d'entrée dans le modèle de dispersion SCREEN3 (SCREEN3, 2001), afin de confirmer le faible potentiel d'exposition au benzène et aux HAP pouvant être émis pendant la manipulation et le stockage de quantités importantes de bitumes (se reporter à l'annexe F pour les paramètres d'entrée) (USEPA, 1992a). Au vu de la taille, des points d'émissions potentiels et de la localisation des installations concernées, les émissions ont été

considérées comme provenant d'une source diffuse. On a rapporté que les taux d'émission du benzène se chiffraient à 12,85 kg par an pour une usine fabriquant 100 000 tonnes de bitume dans le cadre d'un procédé à mélange discontinu et à 35,96 kg par an pour une usine fabriquant 200 000 tonnes de bitume dans le cadre d'un procédé à four tournant (USEPA, 2000).

SCREEN3 est un modèle de dispersion atmosphérique gaussien au niveau de l'évaluation qui se fonde sur le modèle Industrial Source Complex (ISC) pour évaluer les concentrations d'agents polluants provenant de diverses sources dans un complexe industriel (SCREEN3, 2011). Le facteur déterminant de la dispersion atmosphérique dans le modèle SCREEN3 est le vent. La concentration d'exposition maximale calculée est choisie en fonction de la matrice de données météorologiques intégrée de différentes combinaisons de conditions météorologiques, y compris la vitesse du vent, la turbulence et l'humidité. Ce modèle prédit directement les concentrations attribuables aux rejets d'une source ponctuelle, diffuse ou liée à un volume. SCREEN3 donne les concentrations maximales d'une substance à une hauteur choisie des points de réception et à diverses distances d'une source de rejet dans la direction du vent en provenance du vent dominant une heure après un rejet donné. Au cours d'une période de 24 heures, pour les émissions provenant de sources ponctuelles, la concentration maximale pendant une heure (évaluée par la version 3 de l'ISC) est multipliée par un facteur de 0,4 pour tenir compte des directions variables du vent. Il en ressort une estimation de la concentration dans l'air sur une exposition pendant 24 heures (USEPA, 1992a; SCREEN3, 2011). De même, en ce qui concerne les expositions qui se sont produites pendant une année, on peut s'attendre à ce que la direction des vents dominants varie davantage et diffère de la direction du vent pour un seul événement. Par conséquent, la concentration d'exposition maximale répartie sur une année est calculée en multipliant la concentration maximale d'une heure d'exposition par un facteur de 0,08 (USEPA, 1992a; SCREEN3, 2011). De tels facteurs d'échelle ne sont pas utilisés pour les émissions provenant de sources non ponctuelles. Toutefois, pour éviter la surestimation des expositions de sources diffuses, un facteur de mise à l'échelle de 0,2 a été utilisé pour obtenir les concentrations d'exposition annuelles à partir de la valeur maximale d'une heure d'exposition, obtenue avec le modèle SCREEN3 (SCREEN3, 2011).

Les résultats du modèle de dispersion indiquent de faibles concentrations de benzène à une distance de 230 m de la limite de propriété de l'installation, lorsque cette distance représente la concentration maximale de benzène trouvée dans l'air (tableau F-2, annexe F). Une analyse cartographique semble indiquer que des résidences peuvent se trouver à cette distance, ce qui pourrait entraîner une augmentation graduelle de l'exposition à long terme au benzène pour les personnes vivant à proximité de telles installations. L'estimation des concentrations annuelles du benzène à 230 m de l'installation était comprise entre 0,018 et 0,051  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , soit une fraction de la concentration moyenne naturelle canadienne de benzène dans l'air ambiant de 2009 comprise entre 0,32 et 0,84  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les zones rurales et urbaines (RNSPA, 2012).

Les émissions totales de six HAP uniques (benzo[a]pyrène, benzo[a]anthracène, benzo[b]fluoranthène, benzo[k]fluoranthène, dibenz[a,h]anthracène, indéno[1,2,3-cd]pyrène) provenant du raffinage du bitume ont également été estimées au moyen du modèle de dispersion SCREEN3. Les HAP à 5 cycles ou plus se sont avérés principalement liés aux particules dans l'atmosphère, et sont habituellement associées aux particules de moins de 2,5 µm de diamètre (Ontario, 2011; CE, 2001). Au cours d'une exposition normale par inhalation à des aérosols contenant des HAP, la plupart (vraisemblablement plus de 80 %) de ces HAP inhalés devraient se déposer sur l'épithélium alvéolaire fin et être rapidement absorbés dans le sang (Ontario, 2011). Ces éléments soutiennent la validité d'une modélisation de la dispersion pour les HAP qui proviennent des usines de bitume, lorsqu'une exposition aux HAP par inhalation est possible pour les personnes qui résident à proximité.

Les paramètres pertinents qui ont été utilisés dans la modélisation de la dispersion des HAP à partir des usines de bitume sont présentés au tableau F-3 de l'annexe H. Les résultats de la modélisation à 230 m du site de la source d'émission sont présentés au tableau F-4 pour chaque HAP. Ces concentrations à 230 m ont été utilisées pour caractériser les risques d'exposition à long terme de la population générale aux HAP provenant de la production des bitumes et de leur manutention dans une installation. Pour chacun des HAP, les concentrations estimées à 230 m étaient comprises entre 0,00016 ng/m<sup>3</sup> pour le dibenzo[a,h]anthracène à 0,528 ng/m<sup>3</sup> pour le benzo[a]anthracène, d'après une estimation prudente des quantités rejetées associées aux usines de fabrication de bitume utilisant un procédé à four tournant (USEPA, 2000). Ces résultats corroborent les études sur le milieu professionnel qui indiquent que l'exposition par inhalation aux composés du bitume de la population générale est globalement faible, y compris pour les personnes résidant en aval d'installations qui chauffent du bitume (raffineries, terminaux, usines de mélange à chaud, usines de fabrication de matériaux de couverture) [Cheminfo, 2009].

Une étude d'exposition professionnelle a été menée dans une usine de bitume en Allemagne pour mesurer l'exposition des travailleurs aux vapeurs et aux aérosols de bitumes (Rühl *et al.*, 2006). Au cours de la production des bitumes, la surveillance de la qualité de l'air a permis de déterminer que la concentration d'exposition au 95<sup>e</sup> centile pour les vapeurs totales et les aérosols représenterait 33,2 mg/m<sup>3</sup> (moyenne arithmétique = 2,11 mg/m<sup>3</sup>) dans l'usine. En dehors de l'usine de bitume, la surveillance de la qualité de l'air a montré que la concentration d'exposition au 95<sup>e</sup> centile représenterait 0,88 mg/m<sup>3</sup> (moyenne arithmétique = 0,70 mg/m<sup>3</sup>), indiquant qu'une baisse substantielle se produit au sein de l'installation, à une faible distance de la source des émissions. La même étude déterminait que les concentrations atmosphériques de B[a]P étaient comprises entre 0,008 et 0,078 µg/m<sup>3</sup> dans l'usine (Rühl, 2006). Cette étude de surveillance de la qualité de l'air directe soutient les résultats du modèle de dispersion dans l'air SCREEN3 dans l'estimation des expositions à long terme potentielles de la population générale aux composés volatils des bitumes à proximité des usines de bitume.

### 9.1.2 Émissions provenant du transport des bitumes

Les émissions de composés volatils peuvent également se produire pendant le transport des produits de bitume dans des camions à toit ouvert qui transportent du mortier bitumineux cylindré. L'exposition professionnelle aux vapeurs et aux aérosols au cours du transport des bitumes a été mesurée au moyen d'une surveillance de la qualité de l'air (Rühl, 2006). Une valeur de  $4,33 \text{ mg/m}^3$  pour la concentration d'exposition au 95<sup>e</sup> centile a été trouvée (moyenne arithmétique =  $1,81 \text{ mg/m}^3$ ) s'agissant de l'exposition continue d'un chauffeur de camion. Il est possible d'obtenir une estimation prudente des pertes liées au transport en utilisant des formules de calcul pour les réservoirs de stockage stationnaires adaptées aux dimensions normales des camions (USEPA, 2008). Cependant, étant donné la faible volatilité des bitumes, la quantité relativement faible transportée dans un camion et le fait qu'il s'agit d'une source mobile intermittente (source linéaire d'exposition), l'exposition occasionnelle devrait être faible. Par conséquent, les expositions qui sont estimées pour la population générale à proximité des installations de bitume, ainsi que les estimations de l'exposition occasionnelle à proximité des activités de pavage, devraient couvrir les expositions occasionnelles au bitume liées au transport de cette substance dans des camions à toit ouvert.

### **9.1.3 Expositions liées aux activités de pavage et de couverture à base de bitume**

Au cours des activités de pavage et de couverture, le bitume est chauffé à une température de travail adaptée, un procédé qui produit des vapeurs. Ces vapeurs se refroidissent et se condensent en produisant une substance que l'on appellera émanations de bitume. Par conséquent, des expositions aux vapeurs et aux émanations de bitume peuvent se produire. Les propriétés des émanations n'ont pas bien été caractérisées, mais les études disponibles tendent à être axées sur les émanations de bitume plutôt que sur les vapeurs (Cheminfo, 2009; CONCAWE, 1992; API, 2009). Les données indiquent que ces émanations contiennent de faibles concentrations d'HAP (Van Metre, 2012a; Van Metre, 2012b; Diamond Environmental Group, 2011; Inchem, 2004).

L'épandage de bitumes sur les routes, les toits et d'autres surfaces peuvent être à l'origine d'expositions à court terme pour la population générale (Cheminfo, 2009). Aucune étude mesurant les concentrations atmosphériques des composés du bitume à proximité des activités de pavage ou de couverture n'a été recensée. Toutefois, un certain nombre d'études d'exposition professionnelle par inhalation ont été relevées parmi les publications scientifiques. Une étude récente portant sur les expositions dans les zones de respiration du personnel chez des ouvriers travaillant dans le secteur du bitume mélangé à chaud utilisé comme revêtement routier a mesuré les concentrations atmosphériques de chaque HAP (Osborn, 2013). La concentration d'HAP la plus élevée dans la zone de respiration a été relevée pour le naphthalène, à  $1\,593 \text{ ng/m}^3$ , dépassant les autres substances mesurées d'un ordre d'importance (Osborn, 2013). Cette concentration a donc été sélectionnée comme estimation prudente de l'exposition potentielle de la population générale à proximité des activités de pavage. Il convient toutefois de remarquer que les expositions de la population générale seraient inférieures à l'exposition calculée à partir d'une exposition professionnelle directe.

#### 9.1.4 Milieux naturels, eau potable et nourriture

Autrefois, les bitumes étaient utilisés pour revêtir l'intérieur des conduites d'eau en fonte (Inchem, 2004), mais ont été remplacés par des revêtements de ciment dans les années 1970 (Blokker, 2013). Par conséquent, l'exposition par l'eau potable devrait être faible.

Le bitume n'est pas inscrit comme additif alimentaire autorisé sur les listes des additifs alimentaires autorisés assujettis à la *Loi sur les aliments et drogues* et n'a pas été recensé comme étant présent ou utilisé dans des formulations de matériaux d'emballage des aliments ni dans les additifs indirects qui entrent en contact avec les aliments (Santé Canada, 2013; courriel de novembre 2014 de la Direction des aliments de Santé Canada au Bureau de la gestion du risque de Santé Canada; source non citée). La migration de cette substance dans la nourriture et l'exposition subséquente devraient être limitées lorsque le bitume de pétrole est utilisé comme additif indirect dans des substances entrant en contact avec des aliments.

L'exposition aux bitumes à partir des milieux naturels, de l'eau potable et de la nourriture devrait donc être faible.

#### 9.1.5 Produits de consommation

L'asphalte et le bitume oxydé sont inclus à la Liste critique des ingrédients dont l'utilisation est restreinte ou interdite dans les cosmétiques (ou plus simplement « Liste critique »). Cette liste critique est un outil administratif utilisé par Santé Canada pour indiquer aux fabricants et aux autres intervenants que certaines substances, lorsqu'elles sont présentes dans un cosmétique, peuvent contrevenir : a) à l'interdiction générale qui se trouve dans la *Loi sur les aliments et drogues*; ou b) à une disposition du *Règlement sur les cosmétiques*. Conséquence de cette interdiction, aucune exposition à partir de produits cosmétiques ne devrait se produire.

Les bitumes peuvent se trouver dans les produits adhésifs et les produits d'étanchéité (p. ex. ciment d'application à froid, produit de scellement des voies d'accès), les peintures et les revêtements (p. ex. apprêt d'asphalte) et d'autres produits divers (p. ex. isolation des murs). Bon nombre de ces produits sont considérés comme étant de qualité commerciale et doivent être achetés directement auprès du distributeur (communication personnelle entre le Bureau de gestion du risque de Santé Canada et l'industrie, juin 2010).

Pour les activités professionnelles de réfection des couvertures, le potentiel d'exposition par inhalation aux bitumes de la population générale est faible. Ces activités ont lieu à l'extérieur et à divers endroits. Toutes les expositions par inhalation à caractère transitoire sont considérées comme prises en compte par la caractérisation de l'exposition occasionnelle par inhalation au naphthalène liée aux activités de pavage des routes.

Un contact cutané direct avec des bardeaux de toit contenant des mélanges de bitume est possible, tout comme le contact avec des surfaces sèches revêtues de bitume, comme les allées et les routes. Les bitumes utilisés dans ces produits agissent comme des liants et cette propriété devrait par nature limiter le transfert sur la peau des composés du bitume. En suivant ce type de facteurs dans l'évaluation des divers produits disponibles, les produits indicateurs envisagés pour estimer l'exposition directe par voie cutanée sont les produits de scellement des voies d'accès et les peintures d'imperméabilisation, car ces produits sont disponibles à l'état liquide (non solidifiés). L'exposition par inhalation aux vapeurs de bitume provenant de ces produits devrait être négligeable étant donné l'application à température ambiante de ces produits. Si des expositions par inhalation se produisent, elles sont considérées comme prises en compte par la caractérisation de l'exposition occasionnelle par inhalation au naphthalène liée aux activités de pavage des routes.

### **Exposition cutanée aux bitumes liée à l'utilisation des produits de revêtement**

Pour estimer l'exposition cutanée aux bitumes liée à l'utilisation de produit de consommation, un scénario a été élaboré consistant en une personne appliquant une fois par année une couche de scellement à base de bitume ou un produit d'imperméabilisation à base de bitume dans le cadre de l'entretien régulier de la maison. Les déversements, les éclaboussures et la manipulation du contenant ou de l'applicateur pourraient provoquer une exposition; aux fins de la présente évaluation, on prend l'hypothèse que le contact fortuit avec une petite quantité du produit a lieu par l'intermédiaire de la paume des mains. La masse de bitume en contact avec la peau dans le cadre d'une telle exposition est calculée à l'aide de la méthode de couches minces décrite dans le document EPA-Versar (USEPA, 2011c). Cette méthode caractérise l'exposition à partir d'une substance d'huile minérale à la suite d'un nettoyage partiel des mains pour enlever la matière excédentaire. On a estimé que l'épaisseur de la « couche mince » de substance qui reste sur la peau après son nettoyage se chiffrait à  $2 \times 10^{-3}$  cm. Alors que les bitumes présentent une densité de  $1,1 \text{ g/cm}^3$ , que la couche de scellement contient 30 % de bitume en poids, que le produit d'imperméabilisation contient 75 % en poids, et que la superficie de peau exposée mesure  $227,5 \text{ cm}^2$  (un quart de chaque main), les masses de bitume en contact avec la peau ont été estimées à 149,8 et 375,5 mg, respectivement, pour ces deux produits. À l'aide du poids corporel choisi de 70,9 kg (considéré comme étant représentatif d'un adulte canadien moyen [Santé Canada, 1998]), les doses cutanées ont par conséquent été estimées à 2,1 et 5,3 mg/kg p.c., respectivement. On considère que ces estimations sont représentatives des expositions qui pourraient se produire dans des conditions normales d'utilisation des produits, et qu'elles se reproduiraient chaque année.

### **Exposition orale aux composés du bitume par l'intermédiaire des poussières domestiques**

Les bitumes sont des composés de certains produits de scellement pour chaussée au Canada qui peuvent être épandus sur des allées résidentielles ou les aires de

stationnement de petits commerces ou de résidences. Une étude menée au Texas a analysé la teneur en HAP des poussières retrouvées dans 23 appartements du rez-de-chaussée disposant d'aires de stationnement composées de surfaces diverses (Mahler *et al.*, 2010). Douze des aires de stationnement étaient en bitume non scellé, en béton ou en bitume scellé avec un produit de scellement à base de bitume, et les autres étaient des surfaces scellées avec un produit de scellement à base de goudron de houille. Les concentrations d'HAP totaux trouvées dans les échantillons de poussière intérieure ont été calculées en additionnant les 16 HAP désignés comme polluants prioritaires par l'EPA des États-Unis. Les concentrations d'HAP étaient considérablement plus faibles dans les poussières d'appartement associées aux aires de stationnement présentant des surfaces en bitume ou en béton et aux aires scellées avec un produit de scellement à base de bitume que dans les poussières associées aux aires de stationnement scellées avec un produit de scellement à base de goudron de houille (concentrations médianes de 5,1 et 129 µg/g, respectivement; tableau 9-1). Parmi les 17 variables examinées dans les appartements, le type de la surface du revêtement s'est avéré le facteur unique le plus important concernant la concentration d'HAP dans la poussière intérieure, représentant ainsi 48 % de la variation dans cette concentration d'HAP.

**Tableau 9-1. Concentrations médianes dans les poussières (µg/g) provenant de 23 appartements au rez-de-chaussée à Austin, Texas (adaptation de Mahler *et al.*, 2010)**

Substance	Aires de stationnement avec une surface en bitume ou en béton (µg/g) <sup>a</sup>	Aires de stationnement avec une surface scellée avec un produit de scellement à base de goudron de houille (µg/g)
HAP totaux <sup>b</sup>	5,1	129
Benzo[a]pyrène	0,44	4.5

<sup>a</sup> Ce regroupement comprend le bitume non scellé, le bitume scellé au moyen d'un produit de scellement à base de bitume et le béton non scellé. <sup>b</sup> Déterminés comme la somme des 16 HAP désignés comme polluants prioritaires par l'EPA des États-Unis (se reporter au tableau à l'annexe H).

Pour la caractérisation du risque lié à l'exposition à des poussières intérieures associées à des allées ou à des aires de stationnement en bitume, la concentration moyenne de chacune des 16 espèces d'HAP recensées dans les échantillons de bitume ou de béton par Mahler *et al.* (2010) a été utilisée (se reporter à l'annexe I). On part du principe que chaque exposition quotidienne à la poussière contiendrait la même concentration d'HAP.

Des éléments supplémentaires tirés de Mahler *et al.* (2010) indiquent également que la concentration d'HAP varie en fonction du type de bitume utilisé pour l'allée ou l'aire de stationnement en question. Dans les poussières domestiques, les concentrations d'HAP étaient comprises entre 0,06 µg/g (pour les produits de scellement à base de bitume) et 3,91 µg/g (pour les allées scellées au moyen d'un produit de scellement à base de bitume). Pour les échantillons prélevés dans les appartements au rez-de-chaussée

avec des aires de stationnement, les concentrations d'HAP étaient, de la même manière, comprises entre 0,06 µg/g pour le bitume non scellé et 3,36 µg/g pour les produits de scellement à base de bitume (Mahler *et al.*, 2010).

Les recherches menées avec le soutien de l'Environmental Protection Agency des États-Unis à l'Université du New Hampshire sur des surfaces scellées ont permis d'obtenir les mêmes résultats que Mahler *et al.* (2010). Il s'est avéré que les poussières des revêtements prélevés sur des surfaces scellées avec un produit à base de goudron de houille contenaient jusqu'à 1 192 mg/kg d'HAP totaux, par rapport à moins de 2 mg/kg pour les poussières prélevées sur des surfaces en bitume non scellées (UNHSC, 2010).

## 9.2 Évaluation des effets sur la santé

### 9.2.1 Base sur laquelle repose la catégorisation

Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) a conclu : qu'il existait des *preuves suffisantes* de cancérogénicité des extraits des bitumes raffinés à la vapeur, des bitumes raffinés à l'air (en Europe, le terme « bitume » désigne le « ciment bitumineux » ou le « liant d'asphalte ») ainsi que des mélanges de bitumes raffinés à la vapeur ou à l'air chez les animaux de laboratoire, et ces extraits ont été classés comme potentiellement cancérogènes pour les humains (groupe 2B); qu'il existait des *preuves limitées* de cancérogénicité des bitumes non dilués raffinés à la vapeur et des bitumes de craquage chez les animaux de laboratoire; qu'il existait des *preuves insuffisantes* de cancérogénicité des bitumes non dilués raffinés à l'air chez les animaux de laboratoire. Les *preuves étaient insuffisantes* pour affirmer que les bitumes seuls étaient cancérogènes pour les êtres humains (CIRC, 1998). Dans une récente évaluation des expositions professionnelles au bitume, le CIRC (2011) a assigné : le groupe 2A aux « bitumes – exposition professionnelle aux bitumes oxydés et à leurs émissions au cours des activités de couverture » (pour le n° CAS 64742-93-4); le groupe 2B aux « bitumes – exposition professionnelle aux bitumes durs et à leurs émissions au cours de travaux avec du béton bitumineux coulé » (aucun n° CAS attribué) ainsi qu'aux « bitumes – exposition professionnelle aux bitumes purs et à leurs émissions pendant les activités de pavage des routes » (pour les n°s CAS 8052-42-4 et 64741-56-6).

### 9.2.2 Résumé des effets sur la santé

L'annexe I résume les renseignements relatifs aux effets sur la santé pour les bitumes, y compris leur cancérogénicité, leurs concentrations/doses minimales avec ou sans effet (nocif) observé (CMENO, CSENO, CMEO, CSEO, DMENO et DSEO) ainsi que leurs effets critiques correspondants. Un résumé de certaines études est présenté ci-dessous.

Le bitume présente une faible toxicité aiguë étant donné qu'aucune valeur de DL<sub>50</sub> n'a pu être établie avec des expositions à des concentrations de 5 000 mg/kg p.c. chez des rats, qu'aucune valeur de CL<sub>50</sub> n'a pu être établie avec une exposition par inhalation à



une concentration de 94,4 mg/m<sup>3</sup> sur 4,5 heures et qu'aucune DL<sub>50</sub> n'a pu être établie avec une exposition à une concentration de 2 000 mg/kg p.c. chez des lapins (API, 1982; Fraunhofer, 2000). Dans cette dernière étude, une exposition occluse pendant 24 heures sur une peau abrasée avec un suivi des animaux pouvant aller jusqu'à 14 jours n'a permis de révéler aucun effet nocif important (API, 1982). L'irritation de la peau n'a pas été observée dans le cadre d'expositions cutanées aiguës à des résidus sous vide (n° CAS 64741-56-6) [API, 1982]. Une légère irritation oculaire a été observée pour ces échantillons, ainsi que pour une poussière de bitume non définie (pure ou mélangée avec de la poussière de rue ou de la poussière inerte) [API, 1982, b; Truc et Fleig, 1913].

Des études d'exposition par inhalation à doses répétées ont utilisé un condensat d'émanations de bitume comme source d'exposition. Une CME(N)O de 100 mg/m<sup>3</sup> a été déterminée chez les rats après une exposition par le nez uniquement pendant 28 jours, en s'appuyant sur les modifications des paramètres histologiques des poumons (Fraunhofer, 2009). Les mêmes auteurs ont démontré une CSENO de 300 mg/m<sup>3</sup> pour la toxicité pour la reproduction et le développement. Une CME(N)O de 149 mg/m<sup>3</sup> a été déterminée chez les rats, d'après des lésions dégénératives observées dans les cavités nasales et paranasales après une exposition de 14 semaines (Fraunhofer, 2001). Dans une étude d'exposition chronique par le nez uniquement chez des rats, une CME(N)O de 34,4 mg/m<sup>3</sup> a été déterminée d'après une réduction statistiquement significative du poids corporel (Fuhst *et al.*, 2007).

Dans le cadre d'études d'exposition cutanée à court terme menées chez des lapins, une DME(N)O de 2 000 mg/kg p.c. par jour a été déterminée pour le n° CAS 64741-56-6, d'après une réduction significative du gain de poids corporel chez des lapins blancs néo-zélandais. Les expositions à deux échantillons distincts de résidus sous vide s'effectuaient par l'intermédiaire d'une zone de peau dorsale abrasée et recouverte à des doses de 200, 1 000 et 2 000 mg/kg p.c., pendant 6 heures par application, trois fois par semaine et pendant 4 semaines. Une réduction du gain de poids corporel a été observée chez les animaux exposés à seulement l'une des deux substances d'essai similaires (API, 1983a, b).

Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) a conclu qu'il existait des *preuves insuffisantes* de cancérogénicité des bitumes pour les êtres humains (CIRC, 1998). Cependant, il existe des *preuves suffisantes* de cancérogénicité des extraits de bitume raffiné à la vapeur, de bitume raffiné à l'air et des mélanges de bitumes raffinés à la vapeur et à l'air chez les animaux. Les extraits de bitumes raffinés à la vapeur et raffinés à l'air ont été classés comme possiblement cancérogènes pour les humains (groupe 2B). Il existe des *preuves limitées* de cancérogénicité des bitumes non dilués raffinés à la vapeur et des bitumes de craquage chez les animaux et des *preuves insuffisantes* de cancérogénicité des bitumes non dilués raffinés à l'air.

Le potentiel cancérogène du bitume par voie cutanée a fait l'objet de nombreuses études de badigeonnage de la peau au moyen de bitumes entiers de qualités différentes ou de condensats d'émanations de bitume. Sur 218 souris suisses exposées

à différents échantillons composés de 10 % de bitume entier dans du benzène, 6 ont développé des tumeurs de la peau pour une incidence des tumeurs globale de 2,7 % (Wallcave *et al.*, 1971). Des incidences des tumeurs de 2,55 % et de 14,3 % ont été constatées dans une étude exposant des souris à 40 % de bitume pur ou de bitume de craquage, respectivement (Kireeva, 1968). Les bitumes utilisés pour les routes et les couvertures (dilués avec de l'acétone) ont fait preuve d'une activité cancérigène chez les souris, mais pas chez les lapins (Hueper et Payne, 1960). Une autre étude a exposé 50 souris à des bitumes raffinés à la vapeur ou à l'air, provoquant au total 3 et 9 tumeurs de la peau, respectivement (Simmers, 1965). Une absence d'activité cancérigène a été rapportée dans une étude exposant des souris C3H mâles à 30 % de bitume entier dans de l'huile minérale (McGowan *et al.*, 1992).

Il a été démontré que les émanations de bitume générées en laboratoire à des températures élevées produisaient des tumeurs de la peau chez les souris (se reporter à l'annexe I). Cependant, il a également été démontré que les émanations de bitume générées en laboratoire présentaient des compositions différentes de celles produites par les agents des travaux routiers (McCarthy *et al.*, 1999; Reinke *et al.*, 2000). Par exemple, en laboratoire, les bitumes sont chauffés à des températures plus élevées, sous vide, avec un brassage continu et pendant des périodes considérablement plus longues afin de produire suffisamment d'émanations pour mener des expériences d'exposition (Niemeier *et al.*, 1988). Ces méthodes modifient la composition chimique des émanations en provoquant des concentrations accrues de composés volatils, ce qui réduit la pertinence de tous les résultats des essais d'exposition menés avec des émanations qui ne correspondent pas à celles produites par les agents de travaux routiers (McCarthy *et al.*, 1999).

Seules des preuves limitées de cancérigénicité ont été obtenues à partir des études évaluant l'inhalation d'émanations de bitume « réalistes ». Des rats Wistar exempts d'organismes pathogènes spécifiques n'ont affiché aucune augmentation de tumeurs liée à une exposition par le nez uniquement à des doses de 4, 20 et 100 mg/m<sup>3</sup> d'hydrocarbures totaux dérivés des condensats d'émanations de bitume routier (obtenus à partir de l'espace situé au-dessus d'un réservoir de stockage à chaud de bitume routier semi-soufflé) [Fuhst *et al.*, 2007]. Cependant, un adénocarcinome peu différencié de la cavité nasale a été observé chez un seul mâle du groupe soumis à la dose élevée et, par conséquent, un lien avec l'exposition aux émanations de bitume n'a pas pu être totalement écarté (Fuhst *et al.*, 2007). Dans une autre étude, un adénome bronchique a été observé chez une souris noire C57 exposée aux émanations provenant d'un échantillon de bitume combiné chauffé à 120 °C (Simmer, 1964). Cependant, aucun cancer du poumon ne s'est développé chez des rats noirs Besthesda et des cobayes de souche-13 exposés à des émanations provenant d'un bitume de couverture (Heuper et Payne, 1960). Certains animaux ont contracté une pneumopathie fibrosante chronique accompagnée d'une adénomatosé péribronchique.

Les essais de génotoxicité *in vivo* disponibles concernant le bitume et les émanations du bitume présentaient des résultats mitigés. Une exposition orale à des résidus sous vide n'a provoqué aucune atteinte chromosomique chez des rats Sprague-Dawley (API,

1984c, d). Une exposition par le nez uniquement à des condensats d'émanations de bitume dans des conditions réalistes de productions d'émanations et d'exposition n'a induit aucun dommage cytogénétique dans l'appareil respiratoire ou le système hématopoïétique de rats Wistar (Fraunhofer, 2009). À la dose la plus élevée, les condensats d'émanations de bitume (prélevés au sommet d'un réservoir de stockage de bitume routier à une température de 160 °C) ont entraîné une augmentation des micronoyaux après une instillation intratrachéale, mais également une cytotoxicité à la même dose (Ma *et al.*, 2002). Dans une autre étude, des adduits à l'ADN ont été observés dans des cellules pulmonaires, mais pas dans les leucocytes prélevés par ponction cardiaque, chez des rats CD mâles exposés à des émanations de bitume condensées générées à une température de 316 °C (Qian *et al.*, 1998). Aucun adduit à l'ADN n'a été observé chez des souris et des rats transgéniques exposés à des matières particulaires totales issues d'émanations de bitume routier générées à une température de 170 °C (Micillino *et al.*, 2002; Bottin *et al.*, 2006). Des ruptures de l'ADN simple brin ont été constatées dans les macrophages alvéolaires et les tissus pulmonaires de rats Sprague Dawley femelles, mais la formation de micronoyaux n'était pas apparente dans les érythrocytes polychromatiques de la moelle osseuse (Zhao *et al.*, 2004).

Les bitumes entiers étaient généralement non mutagènes ou peu mutagènes dans les lymphomes de souris et les tests d'Ames *in vitro* (API, 1984c, d; Robinson *et al.*, 1984; Monarca *et al.*, 1987). Les émanations de bitume prélevées à des températures comprises entre 146 et 157 °C dans l'espace vide d'un réservoir de stockage de bitume au sein d'une usine de production de bitume mélangé à chaud n'étaient pas mutagènes dans le cadre d'un test d'Ames modifié, alors que les condensats d'émanations produits en laboratoire à des températures de 149 °C et de 316 °C étaient mutagènes (Reinke *et al.*, 2000). La mutagénicité des condensats d'émanations de bitume variait également en fonction de l'origine de la charge d'alimentation de pétrole brut, mais l'effet de la température de production sur la mutagénicité n'a pas pu être déterminé (Machado *et al.*, 1993). Les adduits à l'ADN ont également été démontrés *in vitro* avec des condensats d'émanations de bitume produits dans des conditions de laboratoire (DeMéo *et al.*, 1996; Akkineni *et al.*, 2001).

Les études épidémiologiques sur les bitumes ne fournissent que des preuves limitées de cancérogénicité de ces substances. Les couvreurs affichent un excès de cancers du poumon, mais il est impossible de déterminer avec certitude si cet excès est lié aux bitumes ou à d'autres cancérogènes connus comme le goudron de houille ou l'amiante (Hammond *et al.*, 1976; Menck et Handerson, 1976; NIOSH, 2000), même si le CIRC a indiqué que l'activité professionnelle de « couverture » au moyen de bitume était probablement cancérogène pour les humains (groupe 2A) [CIRC, 2011]. Certaines études épidémiologiques portant sur des personnes travaillant dans le secteur du revêtement routier exposées à des émanations de bitume ont rapporté un risque plus élevé de cancer du poumon. Cependant, les limites de conception de ces études obscurcissent leurs résultats, et comprennent le tabagisme ainsi que les expositions éventuelles à du goudron de houille, aux gaz d'échappement liés à la circulation, aux gaz d'échappement liés au diesel, à la silice et à l'amiante (Darby *et al.*, 1986; Burgaz

*et al.*, 1988; Gunkel, 1989; Pasquini *et al.*, 1989; Hansen, 1991; NIOSH, 2000). Plusieurs études montrent des effets cytogénétiques dans les cellules sanguines des ouvriers travaillant dans le domaine du bitume et du revêtement routier, y compris la formation de micronoyaux, l'échange de chromatides soeurs et la rupture des brins d'ADN (Burgaz *et al.*, 1998; Murray et Edwards, 2005; Cavallo *et al.*, 2005). D'autres études n'ont révélé aucun effet génotoxique, y compris en obtenant des résultats négatifs pour l'échange de chromatides soeurs chez des ouvriers travaillant dans le secteur du revêtement routier (Cavallo *et al.*, 2005). Les résultats de ces études proviennent généralement de petits échantillons de population, et sont brouillés par des coexpositions à d'autres substances, comme les émanations de goudron de houille, les gaz d'échappement des moteurs diesel et l'amiante, ainsi que par des facteurs liés au style de vie des personnes (p. ex. consommation d'aliments grillés et fumés).

### 9.2.3 Composés mineurs très dangereux du bitume

#### 9.2.3.1 Hydrocarbures aromatiques polycycliques

Même si l'on sait que les bitumes ne contiennent que de faibles concentrations d'HAP, les espèces d'HAP présentent un potentiel cancérigène large. Le CIRC (2010) a récemment étudié les données de cancérigénicité chez les animaux de laboratoire pour 60 HAP : 13 d'entre eux ont suffisamment de données, 16 ont des données limitées et 31 ont des données inadéquates. Certains HAP, notamment le benzo[a]pyrène (B[a]P), sont classés comme étant des cancérigènes de catégorie 1B susceptibles de provoquer le cancer par la Commission européenne (2008a). Les espèces d'HAP disposant de suffisamment de renseignements toxicologiques peuvent être classées en fonction du potentiel toxicologique par rapport au B[a]P (annexe J).

Le gouvernement du Canada a mené une évaluation des risques pour la santé humaine portant sur certains HAP, notamment le B[a]P, dans le cadre du programme de la Liste des substances d'intérêt prioritaire. En se basant principalement sur les essais biologiques de cancérigénicité sur des modèles animaux, on a qualifié cinq HAP de substances « probablement cancérigènes pour l'homme », c'est-à-dire des substances qu'on croit poser un risque d'effet nocif, quel que soit le niveau d'exposition (Environnement Canada, Santé Canada, 1994). Les HAP ont été ajoutés à la Liste des substances toxiques figurant à l'annexe 1 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*.

L'EPA des États-Unis avait déjà identifié des HAP probablement cancérigènes pour les animaux et l'homme (USEPA, 1992b), et fini par répertorier 16 substances connues aujourd'hui sous l'appellation HAP polluants prioritaires (Menzie *et al.*, 1992; USEPA, 2013). Ces substances sont les suivantes : naphthalène, acénaphthylène, acénaphthène, fluorène, phénanthrène, anthracène, fluoranthène, pyrène, benzo[a]anthracène, chrysène, benzo[b+j]fluoranthène, benzo[k]fluoranthène, benzo[a]pyrène, indéno[1,2,3-cd]pyrène, dibenzo[a,h]anthracène et benzo[g,h,i]pérylène.

Plusieurs auteurs ont mis au point des facteurs d'équivalence de toxicité pour diverses espèces d'HAP (c.-à-d. estimations de leur potentiel cancérigène par rapport à celui du B[a]P). Les facteurs d'équivalence de toxicité mis au point par Nisbet et LaGoy (1992) ont été utilisés dans la présente évaluation (annexe J). L'estimation du potentiel cancérigène grâce aux facteurs d'équivalence de toxicité est une méthode acceptée pour l'évaluation des risques pour la santé humaine que posent les mélanges riches en HAP, et cette approche a été souvent utilisée par plusieurs organismes internationaux (CE, 2008b; OMS, 1998, 2001). L'approche relative aux facteurs d'équivalence de toxicité a été adoptée dans le présent document en tant que méthode permettant de caractériser le risque théorique de cancérigénité découlant de l'exposition orale à de la poussière domestique contenant des HAP. Il convient de noter que les preuves empiriques de cancérigénité des bitumes (n<sup>os</sup> CAS 8052-42-4 et 64742-93-4) en tant que substances entières ne sont pas concluantes à ce jour.

En 2015, Santé Canada a utilisé les données sur les tumeurs liées au B[a]P chez les souris fournies par Culp *et al.* (1998) pour calculer la limite inférieure d'un intervalle de confiance unilatéral de 95 % pour une dose repère du potentiel cancérigène du B[a]P (Santé Canada, 2015). Cette valeur repère, ou BMDL<sub>10</sub> par voie orale, a été établie à 0,545 mg/kg p.c. par jour, et repose sur les papillomes ou carcinomes dans le préestomac de souris femelles B6C3F1 (Santé Canada, 2015). Cette valeur a le même ordre d'importance que les valeurs de BMDL<sub>10</sub> par voie orale du B[a]P calculées par d'autres organismes, y compris l'OMS. À l'aide des données sur les tumeurs liées à une exposition des souris au goudron de houille, le Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires a établi une plage de valeurs BMDL<sub>10</sub> pour le B[a]P de 0,1 à 0,23 mg/kg p.c. par jour (FAO/OMS, 2006). Récemment, Wester *et al.* (2012) ont proposé 3 mg/kg p.c. par jour d'après des carcinomes hépatocellulaires observés chez des rats Wistar exposés à du B[a]P. Les Recommandations pour la qualité de l'eau potable du Canada de Santé Canada proposent une dose journalière admissible de 0,04 µg/L pour le B[a]P (Santé Canada, 2015).

En outre, le gouvernement du Canada avait précédemment conçu des estimations du potentiel cancérigène associé à l'inhalation du B[a]P. Une dose tumorigène (DT<sub>05</sub>) a été estimée à 1,57 mg/m<sup>3</sup> d'après la formation de tumeurs dans les voies respiratoires d'animaux de laboratoire (Thyssen *et al.*, 1981), au moyen d'un modèle à plusieurs étapes (Environnement Canada, Santé Canada, 1994).

### 9.2.3.2 Benzène

Aux premiers stades du traitement du bitume, ce dernier peut contenir de faibles concentrations d'un composé très dangereux : le benzène. Toutefois, pendant le traitement, la manutention et le chauffage du bitume, le benzène est perdu par l'intermédiaire de la phase gazeuse des bitumes. Le benzène a été évalué par le gouvernement du Canada (Environnement Canada, Santé Canada, 1993) qui a déterminé que cette substance était cancérigène; elle a été ajoutée à la *Liste des substances toxiques* de l'Annexe 1 de la LCPE. Des organismes internationaux ont tiré des conclusions semblables; le CIRC classe le benzène dans le groupe 1 (*carcinogène*

chez les humains) (CIRC, 2012). Des estimations du potentiel cancérigène lié à l'exposition par inhalation au benzène ont déjà été élaborées par le gouvernement du Canada. Une concentration tumorigène de 5 % (CT<sub>05</sub>) pour le benzène a été calculée comme se chiffrant à  $14,7 \times 10^3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Environnement Canada, Santé Canada, 1993) à partir de l'étude épidémiologique de Rinsky *et al.* (1987), d'après les risques de leucémie myélogène aiguë chez les travailleurs du pliofilm. La CT<sub>05</sub> se définit comme la concentration atmosphérique d'une substance associée à une augmentation de 5 % de l'incidence des tumeurs ou de la mortalité due à des tumeurs (Environnement Canada, Santé Canada, 1993). Les valeurs de référence pour le benzène provenant d'autres organismes internationaux (USEPA, 2000; OMS, 2000) sont semblables à la CT<sub>05</sub> utilisée dans le cadre de la présente évaluation préalable pour la caractérisation des risques pour la santé humaine.

### 9.2.3.3 Naphtalène

Une base de données sur les effets non cancérigènes du naphtalène était disponible et a été analysée. Le naphtalène a déjà été évalué par le gouvernement du Canada (Environnement Canada, Santé Canada, 2008), et une CME(N)O de  $7,86 \text{ mg}/\text{m}^3$  a été estimée, d'après les lésions au point de contact sur l'épithélium olfactif du nez de souris après une exposition de deux heures (Phimister *et al.*, 2004). Cet effet a également été observé dans le cadre d'études à doses répétées chez des rats à des concentrations de 5 et  $10 \text{ mg}/\text{m}^3$  (EURAR, 2003), et ces concentrations avec effet ont récemment été validées par d'autres études (Dodd, 2010, 2012; Cichocki, 2014). D'autres études à faible dose ont également été prises en compte (Clewel, 2014). Étant donné que le naphtalène se trouve principalement dans les vapeurs de bitume chauffées (Osborn, 2013) et qu'il présente une faible concentration d'effet, la concentration d'effets critiques à court terme de  $5 \text{ mg}/\text{m}^3$  a été choisie pour caractériser le risque d'exposition transitoire et occasionnelle par inhalation aux composés volatils provenant du bitume chaud utilisé dans les activités de revêtement routier.

## 9.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine

À la lumière des classifications établies par des organismes internationaux, la cancérigénicité constituait un effet critique sur la santé pour la catégorisation initiale des bitumes. Le CIRC classe les bitumes comme présentant des preuves insuffisantes de cancérigénicité, mais les extraits de bitumes sont considérés comme présentant des preuves de cancérigénicité limitées à suffisantes, en fonction du type d'extrait (bitumes non dilués raffinés à l'air, bitumes non dilués raffinés à la vapeur, extraits de bitumes raffinés à la vapeur et à l'air, et mélanges de bitumes raffinés à la vapeur et à l'air).

La caractérisation des risques pour la santé humaine nécessite de prendre en compte des scénarios d'exposition considérés comme présentant les expositions les plus élevées de la population générale aux bitumes. Cela inclut l'exposition transitoire et occasionnelle par inhalation au cours des activités de pavage, l'exposition cutanée à court terme liée à l'utilisation de produits de revêtement, l'exposition par inhalation à

long terme liée au fait de vivre à proximité d'usines et de raffineries de bitume et l'exposition par voie orale à long terme aux poussières domestiques qui contiennent des composés de bitume provenant d'allées scellées au moyen de produits de scellement à base de bitume.

### **9.3.1 Exposition par inhalation à court terme liée aux activités de pavage**

L'exposition transitoire par inhalation aux bitumes de la population générale peut avoir lieu pendant l'application de bitumes sur les routes, les toits et les autres surfaces par des professionnels. La concentration la plus importante dans la zone respiratoire professionnelle pour ces activités a été estimée à  $1,59 \mu\text{g}/\text{m}^3$  d'après l'exposition au naphthalène, et ce niveau dépassait d'un ordre d'importance ceux des autres composés du bitume (Osborn, 2013). Cette concentration a donc été considérée comme représentant le pire niveau d'exposition pour la population générale se trouvant à proximité de ces activités, en sachant que le grand public se trouve à plus grande distance de la source des émissions. En comparaison avec le niveau d'effet critique de  $5\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour le naphthalène (d'après les effets localisés sur l'épithélium olfactif chez les rats), la marge d'exposition (ME) de 3 140 qui en découle est jugée adéquate pour dissiper les incertitudes dans les bases de données sur l'exposition et les effets sur la santé. On estime que ce scénario couvre les autres expositions transitoires potentielles par inhalation aux vapeurs de bitume, y compris celles qui pourraient se produire occasionnellement dans le cadre du transport des bitumes dans des camions à toit ouvert, des activités de couverture et de l'utilisation par les consommateurs de produits de consommation contenant du bitume.

### **9.3.2 Exposition cutanée à court terme à des produits de consommation contenant du bitume**

L'exposition cutanée accidentelle à des composés du bitume liée à l'application d'un produit de scellement a été estimée au moyen de la méthode de « couches minces » (USEPA, 2011c). Pour une exposition moyenne censée se produire dans des conditions d'utilisation normales, on a déterminé que l'exposition cutanée au bitume se chiffrait à  $5,33 \text{ mg}/\text{kg p.c.}$ . On estime que ce type d'exposition se produit rarement, à savoir une fois par an. Dans des études portant sur l'exposition cutanée à des bitumes entiers chez des lapins, aucun effet nocif n'a été noté pour une exposition unique à une dose de  $2\,000 \text{ mg}/\text{kg p.c.}$ , ni pour des expositions répétées trois fois par semaine pendant quatre semaines à des doses de 200, 1 000 ou  $2\,000 \text{ mg}/\text{kg p.c.}$  (une réduction du gain de poids corporel a été constatée dans cette dernière étude à la dose la plus élevée). Au vu de la faible dose et de la rareté des expositions cutanées au bitume de la population générale, et de l'absence de toxicité des bitumes dans les études à court terme chez les animaux, on estime que l'exposition accidentelle à des produits de consommation contenant des bitumes ne constitue pas un risque pour la santé humaine. En outre, au vu des propriétés physico-chimiques des bitumes (poids moléculaire et  $\log K_{\text{oe}}$  élevés), l'absorption cutanée devrait être faible.

### 9.3.3 Exposition par inhalation à long terme à proximité des usines et des raffineries de bitume

Pour ce scénario, la population générale peut être exposée à des émissions fugitives (composés volatils des bitumes) qui peuvent se produire au cours du traitement, de la manipulation et du stockage du bitume dans les usines et les raffineries de bitume. Les expositions aux composés que l'on sait présents dans le bitume aux premiers stades de son traitement (benzène et HAP) et qui sont rejetés pendant sa production sont estimées à l'aide de données sur les émissions mesurées combinées à une modélisation de la dispersion. Des hypothèses prudentes ont été utilisées pour caractériser le risque d'une exposition à long terme éventuelle aux composés volatils du bitume lié au fait de vivre à proximité d'usines ou de raffineries de bitume.

Le potentiel cancérogène du benzène (CT<sub>05</sub>), précédemment estimé par le gouvernement du Canada (Environnement Canada, Santé Canada, 1993) a été utilisé pour calculer les ME associées à l'exposition à long terme au benzène provenant des émissions des installations qui produisent, manipulent et stockent des bitumes. Les ME obtenues pour ce scénario d'exposition sont présentées au tableau 9-2.

**Tableau 9-2. ME pour l'exposition à long terme au benzène dans le voisinage d'installations de bitumes**

Type d'usine	Procédé à mélange discontinu	Procédé à four tournant
<b>Concentrations d'exposition au benzène (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>) à 230 m<sup>a</sup></b>	0,0183	0,0505
<b>CT<sub>05</sub> pour le benzène (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	14 700	14 700
<b>ME</b>	803 000	291 000

<sup>a</sup> La distance associée aux concentrations d'expositions les plus élevées a été fixée à 230 mètres.

Les ME (291 000 et 803 000) pour l'exposition à long terme potentielle aux émissions de benzène provenant du bitume dans les usines de bitume sont considérées comme adéquates pour dissiper les incertitudes liées aux bases de données concernant les effets sur la santé et l'exposition. Les concentrations atmosphériques attribuées au benzène provenant du bitume à 230 mètres de l'installation sont considérablement inférieures aux niveaux naturels de benzène que l'on trouve dans l'air ambiant au Canada (de 0,32 à 0,84  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) [RNSPA, 2012].

Les émissions d'HAP dans l'air sont aussi associées à la production et au raffinage des bitumes. Aux fins de caractérisation des risques d'exposition à long terme aux HAP provenant du bitume, les concentrations d'HAP estimées à 230 mètres (distance associée aux niveaux d'exposition les plus élevés d'après le modèle de dispersion) ont été converties en équivalents B[a]P au moyen des facteurs d'équivalence de toxicité (FET) conçus par Nisbet et LaGoy (1992) [se reporter au tableau de l'annexe H].



D'après les données sur les quantités d'émissions mesurées provenant de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (2000) pour les usines de bitume, les concentrations atmosphériques d'HAP à 230 mètres ont été estimées, et la somme de leur toxicité a été chiffrée à 0,0105 ng/m<sup>3</sup> d'équivalents B[a]P (se reporter au tableau 9-3).

**Tableau 9-3. Concentrations atmosphériques des espèces d'HAP dans le voisinage d'une usine de bitume, à 230 m de la source d'émission**

Composé	Concentration annuelle à 230 m <sup>a</sup> (ng/m <sup>3</sup> )	Facteur d'équivalence de toxicité	Équivalents B[a]P (ng/m <sup>3</sup> )
Benzo[a]anthracène	0,0528	0,1	0,00528
Benzo[a]pyrène	0,0023	1	0,0023
Benzo[b]fluoranthène	0,0193	0,1	0,00193
Benzo[k]fluoranthène	0,0005	0,1	0,00005
Dibenzo[a,h]anthracène	0,000159	5	0,000795
Indéno[1,2,3-c,d]pyrène	0,001204	0,1	0,0001204
<b>Total d'équivalents benzo[a]pyrène (ng/m<sup>3</sup>)</b>			0,0105

<sup>a</sup> La distance de 230 m a été estimée comme étant celle à laquelle la concentration maximale d'HAP était atteinte dans l'air, d'après la modélisation de la dispersion effectuée au moyen des facteurs d'exposition indiqués à l'annexe G.

L'exposition à long terme potentielle aux HAP à 230 m d'un site de production, de manutention et de stockage de bitume a donc été estimée à 0,0105 ng/m<sup>3</sup> d'équivalents B[a]P. Cette valeur est plus faible, d'un ordre d'importance, aux concentrations de fond moyennes de B[a]P dans l'air ambiant au Canada (0,14 ng/m<sup>3</sup>) [RNSPA, 2012]. Par rapport à la DT<sub>05</sub> de 1,57 mg/m<sup>3</sup> pour le B[a]P (Environnement Canada, Santé Canada, 1994), la ME qui en découle se chiffre à 149 500 000 pour l'exposition à long terme dans le voisinage des usines de bitume. Cette marge est considérée comme adéquate pour dissiper les incertitudes liées aux bases de données concernant l'exposition et les effets sur la santé.

### **Exposition par voie orale à long terme aux HAP provenant du bitume présents dans la poussière domestique**

Pour caractériser le risque d'une exposition à long terme aux HAP provenant du bitume qui se trouvent dans la poussière domestique (qui pénétreraient à l'intérieur au fil du temps en raison de l'usure des produits de scellement à base de bitume utilisés sur les allées et les aires de stationnement), la concentration de chacune des 16 espèces d'HAP trouvées dans des échantillons de poussière prélevés dans des appartements situés au rez-de-chaussée et à proximité d'aires de stationnement revêtues par du bitume a été prise en compte (Mahler *et al.*, 2010). L'hypothèse prudente selon laquelle

ces niveaux d'HAP ne provenaient que des surfaces en bitume (en omettant les sources autres que les bitumes pouvant contribuer aux HAP dans la poussière domestique) a été choisie. Le niveau moyen d'HAP trouvé dans les échantillons de poussière pour chacun des 16 HAP a été converti en équivalents B[a]P au moyen des FET de Nisbet et LaGoy (1992) [annexe H]. La toxicité combinée des 16 espèces d'HAP a permis d'obtenir une moyenne totale d'équivalents B[a]P dans la poussière de 3,18 µg/g (se reporter au tableau F-5 à l'annexe F pour plus de détails). Par conséquent, on a estimé que l'exposition aux poussières domestiques provoquait une exposition par voie orale au B[a]P de 3,18 µg par gramme de poussière. Pour mener une caractérisation combinée des risques liés à l'exposition aux poussières et aux sols, on a estimé que cette concentration de B[a]P existait dans le sol et qu'elle était biodisponible à 100 %. La prudence est intégrée aux calculs en supposant une biodisponibilité à 100 % pour chaque exposition et en estimant que tous les HAP présents dans la poussière proviennent des bitumes.

Les taux d'ingestion de sols et de poussières combinés ont été extraits des travaux de Wilson (2013) pour chaque groupe d'âge. Une estimation de l'exposition quotidienne aux équivalents B[a]P (représentant les HAP provenant du bitume) a été calculée pour chaque groupe d'âge en fonction de l'ingestion du sol et de la poussière intérieure et en prenant pour hypothèse que le sol et la poussière contiennent 3,18 µg/g de B[a]P. Les ingestions de sol, de poussière et de B[a]P pour chaque groupe d'âge sont présentées au tableau 9-4.

**Tableau 9-4. Ingestions de sol, de poussière et d'équivalents B[a]P par groupe d'âge**

<b>Groupe d'âge (en années)</b>	<b>0 à 0,5</b>	<b>0,5 à 4</b>	<b>5 à 11</b>	<b>12 à 19</b>	<b>20 à 59</b>	<b>60 et plus</b>
<b>Taux d'ingestion de sol et de poussière (mg/jour)</b>	38	55	52	3,6	4,1	4,0
<b>Masse d'équivalents B[a]P<sup>a</sup> ingérée (µg/jour)</b>	0,12	0,17	0,17	0,01	0,01	0,01
<b>Poids corporels (kg)</b>	7,5	15,5	31,0	59,4	70,9	72,0
<b>Dose d'équivalents B[a]P (µg/kg p.c. par jour)</b>	0,01611	0,01128	0,00533	0,00019	0,00018	0,00018
<b>Ingestion pondérée dans le temps en fonction de la durée de vie (µg/kg p.c. par jour)</b>	0,00011	0,00056	0,00053	0,00002	0,00010	0,00003
<b>Dose quotidienne</b>	0,00135					

<b>moyenne pour la durée de vie (µg/kg p.c. par jour)</b>	
---	--

<sup>a</sup> La concentration moyenne d'équivalents B[a]P dans la poussière a été estimée à 3,18 ng/mg.

La dose journalière moyenne d'HAP provenant des bitumes (en équivalents B[a]P) tout au long de la vie a été estimée à 0,00135 µg/kg p.c. Les jeunes enfants ingèrent la masse de sols et de poussières la plus importante, en raison du fait qu'ils touchent des surfaces où s'accumulent des poussières et qu'ils portent très fréquemment leurs mains à la bouche (Van Metre, 2013).

En caractérisant les risques pour une exposition tout au long de la vie, les facteurs d'ajustement en fonction de l'âge de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA, 2011c) ont été adaptés en fonction des groupes d'âge de Santé Canada et appliqués à chaque groupe d'âge (se reporter à l'annexe F). Ces facteurs ont été utilisés pour tenir compte de la sensibilité à chaque étape du cycle de vie. Une ME pour l'exposition à long terme a ensuite été calculée (se reporter à l'annexe F). Le point de départ pour la détermination d'une ME tout au long de la vie à partir d'une exposition quotidienne tout au long de la vie à des sols et à des poussières contenant des HAP provenant de bitumes consistait en la limite inférieure d'un intervalle de confiance unilatéral de 95 % (BMDL<sub>10</sub>) pour le B[a]P. Santé Canada a estimé que cette limite se chiffrait à 0,545 mg/kg p.c. par jour (Santé Canada, 2015). L'ingestion quotidienne de B[a]P pour chaque groupe d'âge a été calculée puis comparée avec ce paramètre, et la ME pour chaque groupe d'âge a été rajustée en fonction de la sensibilité liée à l'âge à l'aide de facteurs d'ajustement adaptés aux groupes d'âge de Santé Canada. La ME tout au long de la vie qui en découle se chiffre à 99 150, en tenant compte d'une durée de vie de 70 ans (correspondant à la somme totale des expositions pendant 71 années), des sensibilités liées au groupe d'âge et des différences dans les expositions quotidiennes en fonction du groupe d'âge. Cette marge d'exposition est considérée comme adéquate pour dissiper les incertitudes liées aux bases de données concernant l'exposition et les effets sur la santé.

Au vu de la possibilité d'une exposition par voie orale ponctuelle aux sols plus élevée pour les nourrissons et les tout-petits, on a pris en compte pour ces derniers le risque à court terme d'une exposition par voie orale plus élevée aux HAP provenant du bitume liée à l'ingestion de sols. D'après les éléments décrits ci-dessus, l'ingestion d'un gramme de sol pour un nourrisson entraînerait une exposition par voie orale à 3,18 µg d'équivalents B[a]P (0,21 µg B[a]P/kg p.c.). Étant donné que la dose ingérée est faible (de l'ordre de parties par milliard par rapport au poids corporel), que les HAP ne sont que partiellement biodisponibles lorsqu'ils sont adsorbés dans le sol, que l'exposition se produit à court terme et que les paramètres sur la santé disponibles sont limités s'agissant de la caractérisation des expositions à court terme par voie orale aux HAP, le risque pour la santé humaine est jugé faible.

## 9.4 Incertitudes dans l'évaluation des risques pour la santé humaine

Étant donné que l'asphalte et le bitume oxydé sont des substances de composition inconnue ou variable, produits de réactions complexes ou matières biologiques (UVCB), leurs compositions précises ne sont que grossièrement définies et varient d'un lot à l'autre. La part des substances qui les composent peut changer en fonction des conditions de fonctionnement, des charges d'alimentation et des unités de traitement. Cependant, au vu de la nature des procédés de production des bitumes, les substances volatiles et de faibles poids moléculaires comme le benzène et les HAP comportant de 2 à 3 cycles ne devraient être présentes en continu qu'à des concentrations très faibles.

En outre, en raison du manque de données précises quant à la composition des bitumes, la caractérisation de l'exposition et des risques s'est axée sur les composés connus qui représentent les risques les plus élevés pour la santé humaine, ainsi que sur les composés présentant le risque d'exposition à court terme le plus élevé (comme le naphthalène). De plus, l'exposition cutanée aux bitumes entiers a été évaluée. Cependant, l'exposition à d'autres substances entrant dans la composition des bitumes qui n'ont pas été prises en compte dans les scénarios d'inhalation et d'ingestion par voie orale pourrait se produire, et ces substances pourraient avoir des effets sur la santé. Les marges calculées pour les substances présentant une exposition et un risque élevés sont envisagées pour tenir compte des expositions potentielles à d'autres composés des bitumes moins bien définis.

Il existe une incertitude à propos de la concentration d'équivalents B[a]P se trouvant dans les poussières domestiques et les sols, car cette concentration s'appuie sur dix échantillons de poussières provenant d'appartements situés au rez-de-chaussée dans l'État du Texas. D'autres analyses de la composition des HAP contenus dans la poussière et le sol des domiciles canadiens permettraient d'obtenir une meilleure compréhension des fourchettes de concentrations d'HAP que l'on trouve ici, et pourraient concerner divers types d'habitats et d'âges. En outre, en peaufinant le pourcentage d'HAP dans les poussières domestiques (par rapport à une part de 100 % utilisée ici) provenant des bitumes, il serait possible de disposer d'estimations plus précises de la contribution des bitumes aux concentrations d'HAP dans la poussière; mais, nous faisons preuve de prudence en partant du principe que 100 % des HAP présents dans ces poussières proviennent des bitumes pour les besoins de l'évaluation des risques pour la santé humaine.

## 10 Conclusion

Compte tenu de tous les éléments de preuve disponibles présentés ci-dessus, y compris les études des émissions provenant des préparations de bitumes utilisées pour les revêtements routiers et les couvertures, le risque que ces substances nuisent aux organismes ou à l'intégrité globale de l'environnement est faible. On a conclu que l'asphalte et le bitume oxydé (n<sup>os</sup> CAS 8052-42-4 et 64742-93-4) ne satisfont pas aux critères énoncés aux alinéas 64a) ou b) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en quantités ou concentrations ou dans des conditions de nature à

avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique, ou à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

Si la population générale peut être exposée aux bitumes par l'intermédiaire de l'utilisation de produits, elle peut aussi être exposée à des composés mineurs des bitumes que l'on trouve dans le sol et la poussière domestique ou qui sont rejetés au cours des activités de pavage, de couverture ou de transport, ou encore aux composés rejetés par les usines de bitume. Cependant, l'exposition aux bitumes et à ses composés mineurs très dangereux est faible et, par conséquent, le risque est considéré comme faible.

À la lumière des renseignements contenus dans la présente évaluation préalable, on a conclu que l'asphalte et le bitume oxydé (n<sup>os</sup> CAS 8052-42-4 et 64742-93-4) sont des substances qui ne répondent pas aux critères énoncés à l'alinéa 64c) de la LCPE, car elles ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Il est conclu que l'asphalte et le bitume oxydé (n<sup>os</sup> CAS 8052-42-4 et 64742-93-4) ne satisfont à aucun des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE.

## Références

- [API] American Petroleum Institute. 1982. Acute studies of vacuum residuum. API 81-13. Étude menée par Hazleton Raltech Inc. Rapport n° 30-31987. Washington (DC) : American Petroleum Institute. [cité dans API, 2006].
- [API] American Petroleum Institute. 1983a. 28-day dermal toxicity study in the rabbit. Vacuum residuum API sample 81-13. *Med. Res. Publ.* 30-32852. Washington (DC) : American Petroleum Institute. [cité dans IUCLID, 2000; API, 2006].
- [API] American Petroleum Institute. 1983b. 28-day dermal toxicity study in the rabbit. Vacuum residuum API sample 81-14. *Med. Res. Publ.* 30-32853. Washington (DC) : American Petroleum Institute. [cité dans IUCLID, 2000; API, 2006].
- [API] American Petroleum Institute. 1984a. Dermal sensitization study in guinea pigs. Closed patch technique. Vacuum residuum. API 81-13. Étude menée par Hazleton Laboratories America Inc. Rapport n° 31-31415. Washington (DC) : American Petroleum Institute. [cité dans IUCLID, 2000].
- [API] American Petroleum Institute. 1984b. Dermal sensitization study in guinea pigs. Closed patch technique. Vacuum residuum. API 81-14. Étude menée par Hazleton Laboratories America Inc. Rapport n° 31-31416. Washington (DC) : American Petroleum Institute. [cité dans IUCLID, 2000].
- [API] American Petroleum Institute. 1984c. Mutagenicity evaluation studies in the rat bone marrow cytogenetic assay and in the mouse lymphoma forward mutation assay. Vacuum residuum PAP sample 81-13. Washington (DC) : American Petroleum Institute.
- [API] American Petroleum Institute. 1984d. Mutagenicity evaluation studies in the rat bone marrow cytogenetic assay and in the mouse lymphoma forward mutation assay. Vacuum residuum PAP sample 81-14. Washington (DC) : American Petroleum Institute. Rapport n° 31-30615. [cité dans IUCLID, 2000].
- [API] American Petroleum Institute. 2006. Robust summary of information on asphalt. Washington (DC) : American Petroleum Institute. p. 1-52. Accès : <http://www.petroleumhvp.org/pages/asphalt.html>
- [API] American Petroleum Institute. 2009. Asphalt category analysis and hazard characterization. Washington (DC) : American Petroleum Institute. p. 1-54. Consortium registration no. 1100997. Présenté à l'EPA des États-Unis par le American Petroleum Institute Petroleum HPV Testing Group. Accès : <http://www.petroleumhvp.org/pages/asphalt.html>
- [BDIPSN] Base de données sur les ingrédients de produits de santé naturels [base de données sur Internet]. 2015. Ottawa (Ont.) : Santé Canada. [consulté en juin 2015]. Accès : <http://webprod.hc-sc.gc.ca/nhp/nd-bdipsn/search-rechercheReq.do?lang=fra>
- [CCIC] Conseil canadien de l'innovation en construction. 2007. Récupération accrue des matériaux de couverture. Préparé par l'Athena Sustainable Materials Institute. Ottawa (Ont.). Conseil canadien de l'innovation en construction. p. 1-67.
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique : hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Winnipeg (Man.) : Conseil des ministres de l'environnement. [consulté le 13 juillet 2015]. Accès : <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/113>

[CE] Commission européenne. 2001. Ambient air pollution by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH). Exposé de position. Luxembourg (Luxembourg) : Office des publications officielles des Communautés européennes. Accès : [http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/pp\\_pah.pdf](http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/pp_pah.pdf)

[CE] Commission européenne. 2008a. Détails sur les substances classées dans l'annexe VI du règlement (CE) n° 1272/2008 [base de données sur Internet]. Ispra (Italie) : Commission européenne, Centre commun de recherche, Institute for Health and Consumer Protection. [consulté en 2014]. Accès : <http://web.archive.org/web/20130403020741/http://esis.jrc.ec.europa.eu/index.php?PGM=cla>

[CE] Commission européenne. 2008b. Rapport d'évaluation des risques de l'Union européenne. Coal-tar pitch, high temperature. CAS n° 65996-93-2. EINECS n° 266-028-2. Évaluation des risques. Environnement. Mai 2008. Luxembourg (Luxembourg) : Office des publications officielles des Communautés européennes. [consulté en 2014]. Accès : <http://echa.europa.eu/documents/10162/433ccfe1-f9a5-4420-9dae-bb316f898fe1>

[Cheminfo] Cheminfo Services Inc. 2009. Background technical study on the use, exposure and release potential of certain high priority petroleum substances under the Chemicals Management Plan, in sectors other than the petroleum sector – asphalt. Rapport final confidentiel inédit. Gatineau (Qc) : Environnement Canada. p. 1-132. Numéro d'appel d'offres : K2A15-08-0018-C.

[CIRC] Groupe de travail du Centre International de Recherche sur le Cancer sur l'évaluation des risques cancérigènes pour l'humain. 1998. Polynuclear aromatic compounds, Part 4, bitumens, coal-tars and derived products, shale-oils and soots. Summary of data reported and evaluation. *IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risk. Chem. Hum.*, vol. 35. p. 1-276

[CIRC] Groupe de travail du Centre International de Recherche sur le Cancer sur l'évaluation des risques cancérigènes pour l'humain. 2010. Some non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons and some related exposures. *IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risk. Chem. Hum.*, vol. 92. p. 1-868.

[CIRC] Groupe de travail du Centre International de Recherche sur le Cancer sur l'évaluation des risques cancérigènes pour l'humain. 2011. Evaluation of occupational exposures to bitumen and bitumen emissions. *IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risk. Chem. Hum.*, vol. 103. p. 1-361.

[CIRC] Groupe de travail du Centre International de Recherche sur le Cancer sur l'évaluation des risques cancérigènes pour l'humain. 2012. Chemical Agents and Related Occupations. Benzene. *IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risks Hum.*, vol. 100F. p. 249-285.

[CONCAWE] Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité. 1992. Bitumens and bitumen derivatives. Bruxelles (Belgique) : groupes sur les produits pétroliers et la gestion de la santé de la CONCAWE. Rapport n° 92/104. 44 p.

[CONCAWE] Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité. 2001. Environmental classification of petroleum substances – summary data and rationale. Bruxelles (Belgique) : Groupe sur l'écologie des produits pétroliers de la CONCAWE. Rapport n° 01/54. 138 p.

[EPI Suite] Estimation Programs Interface Suite [modèle d'évaluation]. 2000. Version 3.410. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation.

[EPI Suite] Estimation Program Interface Suite for Microsoft Windows [estimation model]. c2000-2010. Version 4.10. Washington (DC): US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY): Syracuse Research Corporation. Accès : [www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm](http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm)

[EURAR] Rapport d'évaluation des risques de l'Union européenne. 2003. Naphthalene. CAS no 91-20-3. Luxembourg (Luxembourg) : Office des publications officielles des Communautés européennes. Rapport EUR 20763 EN. Sur la couverture : European Commission Joint Research Centre. [Communautés européennes, Commission européenne, Centre commun de recherche, Institut pour la santé et la protection des consommateurs, Bureau européen des substances chimiques]. Accès : <https://echa.europa.eu/documents/10162/4c955673-9744-4d1c-a812-2bf97863906a>

[FAO/OMS] Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture/Organisation mondiale de la Santé. 2006. Evaluation of certain food contaminants: sixty-fourth report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. WHO Technical Report Series: 930. Genève (Suisse) : Organisation mondiale de la Santé. [consulté en 2014]. Accès : [http://whqlibdoc.who.int/trs/WHO\\_TRS\\_930\\_eng.pdf](http://whqlibdoc.who.int/trs/WHO_TRS_930_eng.pdf)

[FDA] Secrétariat américain aux produits alimentaires et pharmaceutiques. Indirect additives used in food contact substances. Accès : <http://www.accessdata.fda.gov/scripts/fdcc/?set=IndirectAdditives>

[INRP] Inventaire national des rejets de polluants. [base de données sur Internet]. 2008. Gatineau (Qc) : Environnement Canada. Accès : <https://www.ec.gc.ca/inrp-npri/default.asp?lang=Fr&n=4A577BB9-1>

[KOWWIN] Octanol-Water Partition Coefficient Program for Microsoft Windows [estimation model]. 2010. Version 1.68. Washington (DC): Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY): Syracuse Research Corporation. Accès : [www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm](http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm)

[MEO] Ministère de l'Environnement de l'Ontario. 2013. Base de données sur les déversements du ministère de l'Environnement de l'Ontario, 2008-2012. Toronto (Ont.) : ministère de l'Environnement de l'Ontario. Inédit.

[Meridian] Meridian Environmental Inc. 2009. Development of MSDS database for petroleum products. Calgary (Alb.) : Meridian Environmental Inc. Offre à commandes n° HT301-062111/001/XSB.

[NAPA] National Asphalt Pavement Association – Engineering Overview [Internet]. c2016. Lanham (MD): National Asphalt pavement Association. [consulté le 12 décembre 2016]. Accès : [http://www.asphaltpavement.org/index.php?option=com\\_content&view=article&id=14&Itemid=33](http://www.asphaltpavement.org/index.php?option=com_content&view=article&id=14&Itemid=33)

[NCHRP] National Cooperative Highway Research Program. 2002. Assessing the impacts of bridge deck runoff contaminants in receiving waters. Volume 1: Final Report. Report 474. Transportation Research Board.

[NIOSH] National Institute for Occupational Safety and Health. 1981. Roofing asphalts, pitch and UVL carcinogenesis. Cincinnati (OH) : NIOSH, Department of Health and Human Services des États-Unis. Publication n° 00122345.

[NIOSH] National Institute for Occupational Safety and Health. 2000. Hazard review: health effects of occupational exposure to asphalt. Publication n° 2001-110. Cincinnati (OH) : NIOSH, U.S. Department of Health and Human Services.

[OMS] Organisation mondiale de la Santé. 1998. Selected non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons. Environmental health criteria 202. Genève (Suisse) : Programme international sur la sécurité des substances chimiques. [consulté en 2014]. Accès : <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc202.htm>

[OMS] Organisation mondiale de la Santé. 2001. Polycyclic aromatic hydrocarbons. *In*: Background material to WHO Regional Publications, Série européenne, n° 91, Copenhague (DE) : Organisation mondiale de la Santé 91: p. 1-24.



[Ontario] Direction de l'élaboration des normes, ministère de l'Environnement. 2011. Ontario air standards for benzo[a]pyrene as a surrogate for polycyclic aromatic hydrocarbons. Toronto (Ont.) : ministère de l'Environnement. Accès : <https://www.ontario.ca/fr/page/criteres-de-qualite-de-lair-ambient-classe-selon-le-nom-du-contaminant>

[RNSPA] Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique. 2012. Données de 2012 du RNSPA. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada. Accès : <http://maps-cartes.ec.gc.ca/rnspa-naps/data.aspx?lang=fr>

[RNSPA] Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique. 2012. RNSPA données brutes annuelles pour 2009. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada. [consulté en mai 2013]. Accès : <http://web.archive.org/web/20131220170533/http://www.etc-cte.ec.gc.ca/NapsAnnualRawData/Default.aspx?ReturnUrl=%2fNapsAnnualRawData%2fMain.aspx>

[SENES] SENES Consultants Limited. 2010. Review of current and proposed regulatory and non-regulatory management tools pertaining to selected petroleum substances under the Chemicals Management Plan. Ottawa (Ont.) : Santé Canada, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs.

[TDOT] Texas Department of Transportation. 2017. Pavement Manual. Austin (TX) : Texas Department of Transportation. [consulté le 15 août 2017]. Accès : <http://onlinemanuals.txdot.gov/txdotmanuals/pdm/pdm.pdf>

[UNHSC] University of New Hampshire Stormwater Center. 2010. Final report: polycyclic aromatic hydrocarbons released from sealcoated parking lots – a controlled field experiment to determine if sealcoat is a significant source of PAHs in the environment. Rapport final. Durham (NH): Environmental Protection Agency des États-Unis.

[US DHHS] United States Department of Health and Human Services. 2000. Hazard review – health effects of occupational exposure to asphalt. Cincinnati (OH): National Institute for Occupational Safety and Health.

[US DOT] United States Department of Transport. 2005. Guidelines for using prime and tack coats. Publication n° FHWA-CFL/TD-05-002. Lakewood (CO) : Central Federal Lands Highway Division.

US EPA (2011). Screening Level Hazard Characterization of High Production Volume Chemicals; Asphalt Category. [http://www.petroleumhvp.org/~media/PetroleumHPV/Documents/Category\\_Aspalts\\_March\\_2011.pdf](http://www.petroleumhvp.org/~media/PetroleumHPV/Documents/Category_Aspalts_March_2011.pdf)

[US NTP] National Toxicology Program des États-Unis. 1997. Literature review of health effects caused by occupational exposure to asphalt fumes: interim review produced by NIOSH in support of nomination to the National Toxicology Program. Research Triangle Park (NC) : US NTP.

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 1992a. Screening procedures for estimating the air quality impact of stationary sources, revised. Washington (DC) : EPA des États-Unis, Office of Air quality

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 1992b. Peer consultation workshop on approaches to polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) health assessment. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis. Accès : [http://cfpub.epa.gov/ncea/iris\\_drafts/recordisplay.cfm?deid=54787](http://cfpub.epa.gov/ncea/iris_drafts/recordisplay.cfm?deid=54787)

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 1993. A study of the use of recycled paving material: report to Congress. Rapports n° FHWA-RD-93-147 et n° EPA/600/R-3/095. Washington (DC) : Federal Highway Administration et USEPA.

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2000. Hot mix asphalt plants emission assessment report. Washington (DC): EPA des États-Unis, Office of Air Quality Planning and Standards. EPA-454/R-00-019.

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2008. AP 42. 5<sup>e</sup> éd., vol. 1, chap. 5 : Petroleum industry. Section 5.2. Transportation and marketing of petroleum liquids. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis.

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2011. Screening-level hazard characterization: asphalt category. Hazard characterization document.

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2011c. Exposure factors handbook: 2011 edition. Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment, Washington (DC): EPA des États-Unis.

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2013. Priority pollutants. [page Internet]. Washington (DC) : EPA des États-Unis. [consulté le 21 mai 2015]. Accès : <http://water.epa.gov/scitech/methods/cwa/pollutants.cfm>

Akkineni, L.K., Zeisig, M.B., Baranczewski, P., *et al.* 2001. Formation of DNA adducts from oil-derived products analyzed by 32P-HPLC. *Arch. Toxicol.* 74:720-731.

Arnot, J.A., Gobas, F.A. 2003. A generic QSAR for assessing the bioaccumulation potential of organic chemicals in aquatic food webs. *QSAR Comb. Sci.* 22:337-345.

Arnot, J.A., Gobas, F.A. 2006. A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environ. Rev.* 14(4):257-298.

Asphalt Institute. 2007. Asphalt handbook, MS-4. 7<sup>e</sup> éd. Lexington (KY) : Asphalt Institute.

Azizian, M.F., Nelson, P.O., Thayumanavan, P., Williamson, K.J. 2003. Environmental impact of highway construction and repair materials on surface and ground waters. Case study: crumb rubber asphalt concrete. *Waste Manag.* 23:719-728.

Banerjee, S. 1984. Solubility of organic mixtures in water. *Environ. Sci. Technol.* 18:587-591.

Birgisdottir, H., Gamst, J., Christensen, T.H. 2007. Leaching of PAHs from hot mix asphalt pavements. *Environ. Eng. Sci.* 24(10):1409-1421.

Blackburn, G.R., Kriech, A.J. 1990. Status report on industry-sponsored toxicology and chemical testing of asphalts and asphalt fume condensates. Indianapolis (IN) : Heritage Research Group. [cité dans IUCLID, 2000].

Blokker, E.L., van de Ven, B.M., de Jongh, C.M., Slaats, P.G.G. 2013. Health implications of PAH release from coated cast iron drinking water distribution systems in the Netherlands. *Environ. Health Perspect.* 121:600-606.

Bottin, M.C., Gate, L., Rihn, B., Micillino, J.C., Nathalie, M., Martin, H., Nunge, G., Wrobel, R., Ayi-Fanou, L., Champmartin, C., Keith, G., Binet, S. 2006. Genotoxic effects of bitumen fumes in Big Blue(R) transgenic rat lung. *Mutat. Res.* 596:91-105.

Brandt, H.C.A., de Groot, P.C. 2001. Aqueous leaching of polycyclic aromatic hydrocarbons from bitumen and asphalt. *Water Res.* 35(17):4200-4207.

Brantley, A.S., Townsend, T.G. 1999. Leaching of pollutants from reclaimed asphalt pavement. *Environ. Eng. Sci.* 16(2):105-116.

- Burgaz, S., Bayhan, A., Karakaya, A.E. 1988. Thioether excretion of workers exposed to bitumen fumes. *Int. Arch. Occup. Environ. Health* 60:347-349.
- Burgaz, S., Erdem, O., Karahalil, B., Karakaya, A.E. 1998. Cytogenetic biomonitoring of workers exposed to bitumen fumes. *Mutat. Res.* 419:123-30.
- Cai, H., Huang, X., Wang, P., Zhang, Y. 2009. Factors influencing the leaching of asphalt components. *J. Test. Eval.* 37(5):16.
- Canada. 1999. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*. L.C., 1999, ch. 33. Loi à jour 2012-10-02; dernière modification 2012-09-20. Accès : <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/C-15.31/index.html>
- Cavallo, D., Ursini, C.L., Bavazzano, P., et al. 2005. Sister chromatid exchange and oxidative DNA damage in paving workers exposed to PAHs. *Ann. Occup. Hyg.* 50:211-218.
- Cichocki, J.A., Smith, G.J., Mendoza, R., Buckpitt, A.R., Van Winkle, L.S., Morris, J.B. 2014. Sex differences in the acute nasal antioxidant/antielecrophilic response of the rat to inhaled naphthalene. *Toxicol. Sci.* 139:234-244.
- Clewell, H.J., Efremenko, A., Campbell, J.L., Dodd, D.E., Thomas, R.S. 2014. Transcriptional responses in the rat nasal epithelium following subchronic inhalation of naphthalene vapor. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 280:78-85.
- Cooper, S.D., Kratz, K.W. 1996. The impact of runoff from asphaltic products on stream communities in California. Santa Barbara (CA) : Marine Science Institute, Université de la Californie. Rapport n° FHWA/CA/TL-96-24. 113 p.
- Culp, S.J., Gaylor, D.W., Sheldon, W.G., Goldstein, L.S., Beland, F.A. 1998. A comparison of the tumors induced by coal tar and benzo[a]pyrene in a 2-year bioassay. *Carcinogenesis* 19:117-124.
- Darby, F.W., Willis, A.F., Winchester, R.V. 1986. Occupational health hazards from road construction and sealing work. *Ann. Occup. Hyg.* 30:445-454.
- De Méo, M., Genevois, C., Brandt, H., Laget, M., Bartsch, H., Castegnaro, M. 1996. *In vitro* studies of the genotoxic effects of bitumens and coal tar fumes condensates: comparison of data obtained by mutagenicity testing and DNA adduct analysis by <sup>32</sup>P-postlabeling. *Chem. Biol. Interact.* 101:75-88.
- Diamond Environmental Group. 2011. Reconnaissance study of coal tar sealcoat application in Toronto and an estimate of release. Toronto (Ont.) : Diamond Environmental Group, University of Toronto. p. 1-32. Préparé pour Environnement Canada, Division des activités de protection de l'environnement, Ontario.
- Dietz, W.A., Dudenbostel, B.F., Priestley, W., 1956. Properties of high boiling petroleum products: carcinogenicity studies. *Ind. Eng. Chem.* 44:1818-1827. [cité dans CONCAWE, 1999; USEPA, 2006].
- Dodd, D.E., Gross, E.A., Miller, R.A., Wong, B.A. 2010. Nasal olfactory epithelial lesions in F344 and SD rats following 1 and 5-day inhalation exposure to naphthalene vapor. *Int. J. Toxicol.* 29(2):175-184.
- Dodd, D.E., Wong, B.A., Gross, E.A., Miller, R.A. 2012. Nasal epithelial lesions in F344 rats following a 90-day inhalation exposure to naphthalene. *Inhal. Toxicol.* 24:70-79.
- Environnement Canada, Santé Canada. 1993. *Loi sur la protection de l'environnement* : Liste des substances d'intérêt prioritaire, rapport d'évaluation – Benzène. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada,

Santé Canada. Accès : [www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt\\_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/psl1-lsp1/benzene/benzene-fra.pdf](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/psl1-lsp1/benzene/benzene-fra.pdf)

Environnement Canada, Santé Canada. 1994. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* : Liste des substances d'intérêt prioritaire : rapport d'évaluation – Hydrocarbures aromatiques polycycliques. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada, Santé Canada. Rapport n° C94-980182-8.

Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. [modifié le 20 avril 2007]. Catégorisation. Ottawa (Ont.) : gouvernement du Canada. Accès : <http://www.chemicalsubstanceschimiques.gc.ca/approach-approche/categor-fra.php>

Environnement Canada, Santé Canada. 2008. Rapport d'évaluation préalable pour le Défi : naphthalène. Numéro d'enregistrement du Chemical Abstracts Service 91-20-3. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada, Santé Canada. Accès : <http://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=Fr&n=F212515C-1#a11>

Environnement Canada. 2014. Technical document on the persistence and bioaccumulation potential of petroleum hydrocarbons. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des évaluations écologiques.

Environmental Health Strategies Inc. 2010. Technical and economic study on VOC (volatile organic compound) emissions from emulsified and cutback asphalt use in Canada. Renseignements commerciaux confidentiels. Rapport final inédit. Gatineau (Qc) : Environnement Canada. p. 1-83.

Fiche signalétique. 2006. Marathon Anionic Emulsified Asphalt. Findley (OH) : Marathon Petroleum Company LLC. [consulté le 12 décembre 2016]. Accès : <https://www.tdotco.com/content/Guidance/MSDS/Marathon-Petroleum-Emuls-Asphalt-MSDS.pdf>

Fiche signalétique. 2007a. CM-300, CM-200, CM-150, CM-90, HPCM-300. Indianapolis (IN) : Asphalt Materials, Inc. [consulté le 14 janvier 2015]. Accès : <http://ebpaving.com/wp-content/uploads/2013/09/CM-90-CM-150-CM-300.pdf>

Fiche signalétique. 2007b. MC-30, MC-70, MC-250, MC-800, MC-3000. Indianapolis (IN) : Asphalt Materials, Inc. [consulté le 12 décembre 2016]. Accès : <http://www.ebpaving.com/media/msds/asphalts/MC-30,%20MC-70,%20MC-250,%20ETC.pdf>

Fraunhofer ITA. 2000. Acute inhalation toxicity study of 100 mg/m bitumen fumes in Wistar (WU) rats. Étude Fraunhofer ITA n° 02G00012. [cité dans API, 2006].

Fraunhofer ITA. 2001. 13 week inhalation toxicity study of bitumen fumes in Wistar (WU) rats. Étude Fraunhofer ITA n° 02G01005. [cité dans API, 2009].

Fraunhofer ITA. 2009. Range finding testing for a combined repeated dose toxicity study with the reproduction/developmental toxicity screening test and mammalian erythrocyte micronucleus test via inhalation with roofing asphalt fume condensate. Étude Fraunhofer ITEM n° 02N07533. Financé par l'American Petroleum Institute. R. Fuhst, directeur de l'étude. Hannover (Allemagne) : Fraunhofer Institute of Toxicology and Experimental Medicine. [cité dans API, 2009]. Accès : <http://www.petroleumhvp.org/~media/petroleumhvp/documents/publications/range%20finding%20testing%20for%20a%20combined%20repeated%20dose%20toxicity%20study%20with%20the%20reproduction%20developmental%20toxicity%20screening%20test.pdf>

Fuhst, R., Creutzeberg, O., Ernst, H., Hansen, T., Pohlmann, G., Preiss, A., Rittinghausen, S. 2007. 24 Month inhalation carcinogenicity study of bitumen fumes in Wistar (WU) rats. *J. Occup. Environ. Hyg.* 4:20-43.

Gunkel, K.O'C. 1989. Study of paving asphalt fumes. Financé par la National Asphalt Pavement Association des États-Unis. [cité dans IUCLID, 2000].

Gustafson, J.B., Griffith Tell, J., Orem, D. 1997. Total petroleum hydrocarbon criteria working group series vol. 3: Selection of representative TPH fractions based on fate and transport considerations. Amherst (MA): Amherst Scientific Publications.

Hammond, E.C., Selikoff, I.J., Lawther, P.L., Seidman, H. 1976. Inhalation of benzpyrene and cancer in man. *Ann. NY Acad. Sci.* 271:116-124. Accès : <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1749-6632.1976.tb23100.x/abstract>

Hansen, E.S. 1991. Cancer incidence in an occupational cohort exposed to bitumen fumes. *Scand. J. Work Environ. Health* 15:101-105.

Heuper, W.C., Payne, W.W. 1960. Carcinogenic studies on petroleum asphalt. Cooling oil and coal tar. *Arch. Pathol.* 70:372-384.

Inchem. Programme international sur la sécurité des substances chimiques (PISSC). 2004. Concise international chemical assessment document 59. Asphalt (bitumen). Cincinnati (OH) : Organisation mondiale de la Santé. Accès : <http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad59.htm#1.0>

Kireeva, I.S. 1968. Carcinogenic properties of coal-tar pitch and petroleum asphalts used as binders for coal briquettes. *Hyg. Sanit.* 33:180-186. [cité dans IUCLID, 2000].

Kleinschmidt, L.R., Snoko, H.R. 1958. Changes in the properties of an asphalt during the blowing operation. *J. Res. Natl. Bur. Stand.* 6(3):169-172.

Kriech, A.J. 1990. Evaluation of hot mix asphalt for leachability. Indianapolis (IND) : Heritage Research Group.

Kriech, A.J. 1992a. Leachability of asphalt and concrete pavements. Indianapolis (IND) : Heritage Research Group.

Kriech, A.J. 1992b. Leachability of cold mix asphalts. Indianapolis (IND) : Heritage Research Group.

Kriech, A.J., Kurek, J.T., Osborn, L.V., Wissel, H.L., Sweeney, B.J. 2002. Determination of polycyclic aromatic compounds in asphalt and in corresponding leachate water. *Polycycl. Aromat. Comp.* 22:517-535.

Legret, M., Odie, L., Demare, D., Jullien, A. 2005. Leaching of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons from reclaimed asphalt pavement. *Water Res.* 39:3675-3685.

Ma, J.Y.C., Yang, H.M., Barger, M.W., Siegel, P.D., Zhong, B.Z., Kiech, A.J., Castranova, V. 2002. Alteration of pulmonary cytochrome P-450 system, effects of asphalt fume condensate exposure. *J. Toxicol. Environ. Health A* 65:1247-1260.

Machado, M.L., Beatty, P.W., Fetzer, J.C., Glickman, A.H., MCGinnis, E.L. 1993. Evaluation of the relationship between PAH content and mutagenic activity of fumes from roofing and paving asphalts and coal tar pitch. *Fundam. Appl. Toxicol.* 21:492-499.

Mahler, B.J., Ingersoll, C.G., Van Metre, P.C., Kunz, J.L., Little, E.E. 2015. Acute toxicity of runoff from sealcoat pavement to *Ceriodaphnia dubia* and *Pimephales promelas*. *Environ. Sci. Technol.* 49(8):5060-5069.

Mahler, B.J., Van Metre, P.C., Bashara, T.J., Wilson, J.T., Johns, D.A. 2005. Parking lot sealcoat: an unrecognized source of urban polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environ. Sci. Technol.* 39:5560-5566.

- Mahler, B.J., Van Metre, P.C., Crane, J.L., Watts, A.W., Scoggins, M., Williams, E.S. 2012. Coal-tar-based pavement sealcoat and PAHs: implications for the environment, human health, and stormwater management. *Environ. Sci. Technol.* 46(6):3039-3045.
- Mahler, B.J., Van Metre, P.C., Wilson, J.T. 2004. Concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and major and trace elements in simulated rainfall runoff from parking lots. Austin (TX) : U.S. Geological Survey.
- Mahler, B.J., Van Metre, P.C., Wilson, J.T., Musgrove, M. 2010. Coal-tar-based parking lot sealcoat: an unrecognized source of PAH to settled house dust. *Environ. Sci. Technol.* 44:894-900.
- Martec Recycling Corporation [Internet]. 2016 Vancouver (C.-B.) : Martec Recycling Corporation. [cité le 9 déc. 2009]. Accès : <http://martec.ca/>
- McCarthy, B.M., Blackburn, G.R., Kriech, A.J., Kurek, J.T., Wissel, H.L., Osborn, L.V. 1999. Comparison of field versus laboratory generated asphalt fumes. *J. Transp. Res. Board* 1661:54-59.
- McGowan, C., Daughtrey, W.C., Freeman, J.J., McKee, R.H. 1992. Lack of carcinogenic and mutagenic activity with asphalt products. Abstract 1485. *Toxicologist* 12:379. [cité dans API, 2006].
- Meegoda, J.N. 1999. Stabilization/solidification of petroleum-contaminated soils with asphalt emulsions. *Pract. Period. Hazard. Toxic Radioact. Waste Manag.* 3:46-55.
- Menck, H.R., Henderson, B.E. 1976. Occupational differences in rates of lung cancer. *J. Occup. Med.* 18:797-801.
- Menzie, C.A., Potocki, B.B., Santodonato, J. 1992. Exposure to carcinogenic PAHs in the environment. *Environ. Sci. Technol.* 26:1278-1284.
- Micillino, J.C., Coulais, C., Binet, S., et al. 2002. Lack of genotoxicity of bitumen fumes in transgenic mouse lung. *Toxicology* 170:11-20.
- Miller, R.W., Honarvar, S., Hunsaker, B. 1980. Effects of drilling fluids on soils and plants: I. Individual fluid components. *J. Environ. Qual.* 9(4):547-552.
- Monarca, S., Pasquini, R., Scassellati Sforzolini, G., Savino, A., Bauleo, F.A., Angeli, G. 1987. Environmental monitoring of mutagenic/carcinogenic hazards during road paving operations with bitumens. *Int. Arch. Occup. Environ. Health* 59:393-402.
- Murray, E.B., Edwards, J.W. 2005. Differential induction of micronuclei in peripheral lymphocytes and exfoliated urothelial cells of workers exposed to 4,4'-methylenebis-(2-chloroaniline)(MOCA) and bitumen fumes. *Rev. Environ. Health* 20:163-176.
- Niemeier, R.W., Thayer, P.S., Menzies, K.T., vonThuna, P., Moss, C.E. 1988. A comparison of the skin carcinogenicity of condensed roofing asphalt and coal tar pitch fumes. In: Cooke, M., Dennis, A.J. (éd.) Polynuclear aromatic hydrocarbons: a decade of progress. 10<sup>th</sup> International Symposium on Polynuclear Aromatic Hydrocarbons. Columbus (OH) : Battelle Press. p. 609-647. [cité dans API, 2009].
- Nisbet, I.C.T., LaGoy, P.K. 1992. Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 16:290-300.
- Norin, M., Strömvaix, A.-M. 2004. Leaching of organic contaminants from storage of reclaimed asphalt pavement. *Environ. Technol.* 25:323-340.
- Osborn, L.V., Snawder, J.E., Kriech, A.J., Cavalleri, J.M., McClean, M.D., Heric, R.F., Blackburn, G.R., Olsen, L.D. 2013. Personal breathing zone exposures among hot-mix asphalt paving workers; preliminary

- analysis for trends and analysis of work practices that resulted in the highest exposure concentrations. *J. Occup. Environ. Hyg.* 10:663-673.
- Pancirov, R., Brown, R. 1975. Analytical methods for polynuclear aromatic hydrocarbons in crude oils, heating oils, and marine tissues. *In: Proceedings of a Conference on Prevention and Control of Oil Pollution. Conférence tenue à San Francisco (CA). Washington (DC) : American Petroleum Institute.* p. 103-113. [cité dans Potter et Simmons, 1998].
- Pasquini, R., Monarca, S., Sforzolini, G.S., Savino, A., Bauleo, F.A., Angelil, G. 1989. Urinary excretion of mutagens, thioethers and d-glucaric acid in workers exposed to bitumen fumes. *Int. Arch. Occup. Environ. Health* 61:335-349.
- Petersen, J.C. 2009. A review of the fundamentals of asphalt oxidation. Chemical, physiochemical, physical property and durability relationships. Washington (DC) : Characteristics of Bituminous Materials Committee, Transportation Research Board.
- PetroTox [estimation par modélisation]. 2012. Version 3.06. Bruxelles (Belgique): Conservation of Clean Air and Water in Europe (CONCAWE). Accès : <https://www.concawe.eu/reach/petrotox/>
- Phimister, A.J., Lee, M.G., Morin, D., Buckpitt, A.R., Plopper, C.G. 2004. Glutathione depletion is a major determinant of inhaled naphthalene respiratory toxicity and naphthalene metabolism in mice. *Toxicol. Sci.* 82:268-278. [cité dans Canada, 2008].
- Potter, T.L., Simmons, K.E. 1998. Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series Volume 2: Composition of petroleum mixtures. Amherst (MA) : Amherst Scientific Publications.
- Qian, H.W., Ong, T., Nath, G., Whong, W.Z. 1998. Induction of DNA adducts *in vivo* in rat lung cells by fume condensates of roofing asphalt. *Teratog. Carcinog. Mutagen.* 18:131-140.
- Robertson, R.E. 1991. Chemical properties of asphalts and their relationship to pavement performance. Laramie (WY) : Western Research Institute; Washington (DC) : Strategic Highway Research Program, National Research Council.
- Robinson, M., Bull, R.J., Munch, J., Meier, J. 1984. Comparative carcinogenic and mutagenic activity of coal tar and petroleum asphalt paints used in potable water supply systems. *J. App. Toxicol.* 4:49-56.
- Rowe AA, O'Connor TP. 2011. Assessment of water quality of runoff from sealed asphalt surfaces. Cincinnati (OH): US EPA, National Risk Management Research Laboratory. EPA/600/R-10/178.
- Rühl, R., Musanke, U., Kolmsee, K., *et al.* 2006. Vapours and aerosols of bitumen: exposure data obtained by the German Bitumen Forum. *Ann. Occup. Hyg.* 50:459-468.
- Santé Canada. 1998. Exposure factors for assessing total daily intake of priority substances by the general population of Canada. Rapport non publié. Ottawa (Ontario): Santé Canada, Direction de l'hygiène du milieu.
- Santé Canada. 2015. Le benzo[a]pyrène dans l'eau potable. Ottawa (Ont.) : Santé Canada, Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable. Accès : [https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/migration/hc-sc/ewh-semt/alt\\_formats/pdf/consult/\\_2015/bap/consult-fra.pdf](https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/migration/hc-sc/ewh-semt/alt_formats/pdf/consult/_2015/bap/consult-fra.pdf)
- SCREEN3 [computer model]. 2011. Ver. 3.5.0. Research Triangle Park (NC): US Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards, Emissions, Monitoring, and Analysis Division. [http://www.epa.gov/scram001/dispersion\\_screening.htm](http://www.epa.gov/scram001/dispersion_screening.htm).
- Simmers, M.H., Podolak, E., Kinoshita, R. 1959. Carcinogenic effects of petroleum asphalt. *Proc. Soc. Exp. Biol. Med.* 101:266-268. Accès : <http://ebm.sagepub.com/content/101/2/266.full.pdf+html>

Simmers MH. 1965. Cancers from air-refined and steam-refined asphalt. *Ind Med Surg* 34: 255-261.

Simpson, B.J. 2005. Analysis of petroleum hydrocarbon streams on the Health Canada CEPA/DSL Draft Maximal List. Calgary (Alb.): Institut canadien des produits pétroliers. Rapport présenté à l'Institut canadien des produits pétroliers.

Speight, G.J. 2014. The chemistry and technology of petroleum. Boca Raton (FL) : CRC Press.

Statistique Canada. 2013. Approvisionnement et utilisation des produits pétroliers raffinés au Canada. Ottawa (Ont.) : Statistique Canada. N° 45-004-X au catalogue. p. 1-88. Accès : <http://www5.statcan.gc.ca/olc-cel/olc.action?ObjId=45-004-X&ObjType=2&lang=fr&limit=0>

[TDOT] Texas Department of Transportation. 2017. Pavement Manual. Austin (TX) : Texas Department of Transportation. [consulté le 15 août 2017]. Accès : <http://onlinemanuals.txdot.gov/txdotmanuals/pdm/pdm.pdf>

Townsend, T.G. 1998. Leaching characteristics of asphalt road waste. Gainesville (FL) : Université de la Floride.

Truc, H., Fleig, C. 1913. Ocular lesions produced by the dust and vapour of asphalt. *Arch. Ophthalmol.* 133:593-606. [cité dans IUCLID, 2000].

Van Metre, P.C., Mahler, B.J., Williams, E.S. 2013. Cancer risk from incidental ingestion exposures to PAHs associated with coal-tar-sealed pavement. *Environ. Sci. Technol.* 47:1101-1109.

Van Metre, P.C., Majewski, M.S., Mahler, B.J., William, T.F., Braun, C.L., Wilson, J.T., Burbank, T.L. 2012(a). PAH volatilization following application of coal-tar-based pavement sealant. *Atmosph. Environ.* 51:108-115.

Van Metre, P.C., Majewski, M., Mahler, B.J., Foreman, W.T., Braun, C.L., Wilson, J.T., Burbank, T.L. 2012(b). Volatilization of polycyclic aromatic hydrocarbons from coal-tar-sealed pavement. *Chemosphere* 88:1-7.

Verbruggen, E.M.J., Beek, M., Pijnenburg, J., Traas, T.P. 2008. Ecotoxicological environmental risk limits for total petroleum hydrocarbons on the basis of internal lipid concentrations. *Environ. Toxicol. Chem.* 27:2436-2448.

Vondruska, M., Sild, M., Koutny, M., Bednarik, V. 2002. Stabilization-solidification of waste incinerator salt and ash by asphalt emulsions. *Environ. Prot. Eng.* 28:129-142.

Wallcave, L., Garicia, H., Feldman, R., Lijisky, W., Shubik, P. 1971. Skin tumorigenesis in mice by petroleum asphalts and coal tar pitches of known polynuclear aromatic hydrocarbon content. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 18:41-52.

Wester, P.W., Muller, J.J.A., Slob, W., Mohn, G.R., Dortant, P.M., Kroese, E.D. 2012. Carcinogenic activity of benzo[a]pyrene in a 2 year oral study in Wistar rats. *Food Chem. Toxicol.* 50:927-935.

Wilson, R., Jones-Otazo, H., Petrovic, S., Mitchell, I., Bonvalot, Y., Williams, D., Richardson, G.M. 2013. Revisiting dust and soil ingestion rates based on hand-to-mouth transfer. *Hum. Ecol. Risk Assess. Int. J.* 19:158-88.



## Annexes

### Annexe A : Groupes de substances pétrolières

Tableau A-1. Description des neuf groupes de substances pétrolières

Groupe <sup>a</sup>	Description	Exemple
Pétroles bruts	Mélanges complexes d'hydrocarbures aliphatiques et aromatiques et de petites quantités de composés inorganiques, présentes naturellement sous la surface terrestre ou le plancher océanique	Pétrole brut
Gaz de pétrole et de raffinerie	Combinaisons complexes d'hydrocarbures légers comportant principalement de 1 à 5 atomes de carbone	Propane
Naphtes à faible point d'ébullition	Combinaisons complexes d'hydrocarbures comportant principalement de 4 à 12 atomes de carbone	Essence
Gazoles	Combinaisons complexes d'hydrocarbures comportant principalement de 9 à 25 atomes de carbone	Carburant diesel
Mazouts lourds	Combinaisons complexes d'hydrocarbures lourds comportant principalement de 20 à 50 atomes de carbone	Mazout n° 6
Huiles de base	Combinaisons complexes d'hydrocarbures comportant principalement de 15 à 50 atomes de carbone	Huiles de graissage
Extraits aromatiques	Combinaisons complexes d'hydrocarbures principalement aromatiques comportant de 15 à 50 atomes de carbone	Matières de base pour la production de benzène
Paraffines, gatsch et pétrolatum	Combinaisons complexes d'hydrocarbures principalement aliphatiques comportant de 12 à 85 atomes de carbone	Pétrolatum
Bitume ou résidus sous vide	Combinaisons complexes d'hydrocarbures lourds comportant plus de 25 atomes de carbone	Bitume

<sup>a</sup> Ces groupes sont fondés sur les classifications élaborées par l'Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité (CONCAWE) et sur un rapport présenté à l'Institut canadien des produits pétroliers (ICPP) [Simpson, 2005].

**Tableau A-2 : Identité des substances – bitumes**

Propriété	Asphalte	Bitume oxydé
n° CAS	8052-42-4	64742-93-4
Nom dans la LIS	Asphalte	Bitume oxydé
Groupe chimique (catégorie de la LIS)	UVCB – organique	UVCB – organique
Principale classe chimique ou utilisation	Circuits de raffinage	Circuits de raffinage
Nombre d'atomes de carbone <sup>a</sup>	La plupart comptent plus de 25 atomes de carbone <sup>b</sup>	La plupart comptent plus de 25 atomes de carbone <sup>b</sup>
Contenu aromatique (%)	45 à 60 <sup>b</sup>	45 à 60 <sup>b</sup>
Contenu aliphatique (%)	5 à 20 <sup>b</sup>	5 à 20 <sup>b</sup>
Rapport entre les composés aromatiques et aliphatiques sous l'effet de la chaleur	99:1 <sup>c</sup>	99:1 <sup>c</sup>
Masse moléculaire	500 à 2 000 <sup>c</sup> 83 à 97 pour la vapeur de bitume <sup>a</sup>	500 à 15 000 <sup>a</sup>

Abréviations : N° CAS, numéro de registre du Chemical Abstracts Service; LIS, liste intérieure des substances; UVCB, substances de composition inconnue ou variable, produits de réaction complexes ou matières biologiques.

<sup>a</sup> CONCAWE, 1992; Trumbore, 1999.

<sup>b</sup> CIRC, 1985; API, 2009.

<sup>c</sup> API, 2006; 2009.

**Tableau A-3 : Définition des bitumes et des termes connexes**

Termes	Définitions
Asphalte :	Se rapporte au n° CAS 8052-42-4 dans la présente évaluation.
Bitume oxydé :	Se rapporte au n° CAS 64742-93-4 dans la présente évaluation.
Bitumes :	Se rapporte aux différents degrés de pénétration et types d'asphaltes et bitumes oxydés (n°s CAS 8052-42-4 et 64742-93-4) dans la présente évaluation.
Groupe bitume :	Généralement composé d'un groupe de produits résiduels lourds dérivés de la distillation sous vide à haute température du pétrole, mais qui peuvent également être produits par une altération thermique au cours de la distillation ou du soufflage d'air des produits résiduels. Le groupe bitume se rapporte aux sept substances définies par l'EPA des États-Unis comme constituant la catégorie des bitumes, y compris l'asphalte et le bitume oxydé (USEPA, 2011)
Bitumes commerciaux :	Il existe trois principaux types de bitumes

	commerciaux : le bitume de pénétration, les bitumes durs et les bitumes oxydés. Ils comprennent les bitumes oxydés et non oxydés (API, 2006)
Préparations de bitume :	Se rapporte aux produits du bitume qui peuvent contenir d'autres substances pétrolières (p. ex. extraits aromatiques, huiles de base, gazoles, kérosène, naphta et mazouts lourds) qui ne correspondent pas aux n <sup>os</sup> CAS 8052-42-4 et 64742-93-4 de la présente évaluation.
Matériaux à base de bitume :	Se rapporte au terme « asphalte » défini par Statistique Canada comme suit : « produits de la transformation du pétrole, comprend l'huile de fluxage, le bitume pour couche d'impression, le bitume d'imprégnation, les bitumuls, le bitume fluxé, les asphaltes liquides ou solides, l'asphalte oxydé, les composés pour pavage, fluxage ou couche d'impression » (Statistique Canada 2013).

**Annexe B : Propriétés physiques et chimiques des substances représentatives pour les bitumes (valeurs expérimentales et modélisées; EPI Suite, 2000-2010)]<sup>a</sup>**

***n*-alcane**

Nombre d'atomes de carbone, nom de la substance (n <sup>o</sup> CAS)	PE (°C)	PF (°C)	PV (Pa) <sup>b</sup>	CLH (Pa·m <sup>3</sup> /mol) <sup>c</sup>	Log K <sub>oe</sub>	Log K <sub>co</sub>	Hydro-solubilité (mg/L à 25°C) <sup>c</sup>
C <sub>30</sub> Triacontane (638-68-6)	449,7 (exp.)	65,8 (exp.)	3,64 × 10 <sup>-9</sup>	6,8 × 10 <sup>8</sup>	15,1	13,1	8,9 × 10 <sup>-11</sup>
C <sub>50</sub> (6596-40-3)	548 (exp.)	87 (exp.)	2 × 10 <sup>-7</sup>	3,6 × 10 <sup>10</sup>	25	21,6	2,6 × 10 <sup>-21</sup>

**Monocycloalcanes**

Nombre d'atomes de carbone, nom de la substance (n <sup>o</sup> CAS)	PE (°C)	PF (°C)	PV (Pa) <sup>b</sup>	CLH (Pa·m <sup>3</sup> /mol) <sup>c</sup>	Log K <sub>oe</sub>	Log K <sub>co</sub>	Hydro-solubilité (mg/L à 25°C) <sup>c</sup>
--	---------	---------	----------------------	---	---------------------	---------------------	---

C <sub>30</sub> 1,5-diméthyl-1-(3,7,11,15-tétraméthyl-octadécyl)-cyclohexane	420,9	103,2	1,5 × 10 <sup>-4</sup>	2,9 × 10 <sup>8</sup>	14,5	12,5	4,2 × 10 <sup>-7</sup>
C <sub>50</sub>	674,2	294	5,6 × 10 <sup>-13</sup>	2 × 10 <sup>11</sup>	24,4	21,2	1,4 × 10 <sup>-20</sup>

### Dicycloalcanes

Nombre d'atomes de carbone, nom de la substance (n° CAS)	PE (°C)	PF (°C)	PV (Pa) <sup>b</sup>	CLH (Pa·m <sup>3</sup> /mol) <sup>c</sup>	Log K <sub>oe</sub>	Log K <sub>co</sub>	Hydro-solubilité (mg/L à 25°C) <sup>c</sup>
C <sub>30</sub> 2,4,6,10,14-pentaméthyl-décyl-2-décaline	420,3	105,9	1,4 × 10 <sup>-4</sup>	3,9 × 10 <sup>7</sup>	13,6	11,8	1,7 × 10 <sup>-9</sup>
C <sub>50</sub>	663,8	289,1	1,2 × 10 <sup>-12</sup>	5,7 × 10 <sup>10</sup>	23,2	20,2	1,4 × 10 <sup>-19</sup>

### Polycycloalcanes

Nombre d'atomes de carbone, nom de la substance (n° CAS)	PE (°C)	PF (°C)	PV (Pa) <sup>b</sup>	CLH (Pa·m <sup>3</sup> /mol) <sup>c</sup>	Log K <sub>oe</sub>	Log K <sub>co</sub>	Hydro-solubilité (mg/L à 25°C) <sup>c</sup>
C <sub>26</sub> 2,6-diméthyl-décyl-hydrophénanthène	394,6	112	4,9 × 10 <sup>-4</sup>	2,3 × 10 <sup>5</sup>	10,9	9,5	7,8 × 10 <sup>-7</sup>
C <sub>41</sub> 2-(3,6-diméthylheptyl)-6-butyl-10-(2méthylhexyl)hydrochrysène	554,6	236,6	4,3 × 10 <sup>-9</sup>	4,8 × 10 <sup>7</sup>	17,1	14,8	1,9 × 10 <sup>-13</sup>

### Monoaromatiques

Nombre d'atomes de carbone, nom de la substance (n° CAS)	PE (°C)	PF (°C)	PV (Pa) <sup>b</sup>	CLH (Pa·m <sup>3</sup> /mol) <sup>c</sup>	Log K <sub>oe</sub>	Log K <sub>co</sub>	Hydro-solubilité (mg/L à 25°C) <sup>c</sup>
C <sub>25</sub> n-nonyldécyl benzène	407	124,4	2,8 × 10 <sup>-4</sup>	3,2 × 10 <sup>5</sup>	11,4	9,9	1,3 × 10 <sup>-6</sup>
C <sub>30</sub> 1-benzyl-4,8,12,16-tétraméthyl-éicosane	437	131,3	1,1 × 10 <sup>-5</sup>	3,8 × 10 <sup>6</sup>	13,5	11,8	6,8 × 10 <sup>-9</sup>
C <sub>50</sub>	697,1	304,6	2 × 10 <sup>-14</sup>	1 × 10 <sup>9</sup>	23,8	20,7	1,7 × 10 <sup>-19</sup>

### Cycloalcanes monoaromatiques

Nombre d'atomes de carbone, nom de la substance (n° CAS)	PE (°C)	PF (°C)	PV (Pa) <sup>b</sup>	CLH (Pa·m <sup>3</sup> /mol) <sup>c</sup>	Log K <sub>oe</sub>	Log K <sub>co</sub>	Hydro-solubilité (mg/L à 25°C) <sup>c</sup>
C <sub>26</sub> 1-éthyl 4-2,6,10 triméthylodécylindane	399,6	126,8	1,1 × 10 <sup>-4</sup>	5,3 × 10 <sup>4</sup>	11,6	10	7,3 × 10 <sup>-7</sup>
C <sub>32</sub> 2,6-diméthyl-octyl-hexadécahydropicène	483	187,6	2 × 10 <sup>-7</sup>	2,9 × 10 <sup>3</sup>	12,7	11,0	2,9 × 10 <sup>-8</sup>

### Diaromatiques

Nombre d'atomes de carbone, nom de la substance (n° CAS)	PE (°C)	PF (°C)	PV (Pa) <sup>b</sup>	CLH (Pa·m <sup>3</sup> /mol) <sup>c</sup>	Log K <sub>oe</sub>	Log K <sub>co</sub>	Hydro-solubilité (mg/L à 25°C) <sup>c</sup>
C <sub>10</sub> naphthalène (91-20-3)	217,9 (exp.)	80,2 (exp.)	13,1 (exp.)	44,6 (exp.)	3,3 (exp.)	3 (exp.)	31 (exp.)
C <sub>30</sub> 2-(4,8,14,18-	468,5	170,6	7,1 × 10 <sup>-7</sup>	5,4 × 10 <sup>4</sup>	12,8	11,1	3 × 10 <sup>-8</sup>

tétraméthyl- hexadécyl)- naphtalène							
C <sub>50</sub>	721,5	316,1	$3,1 \times 10^{-15}$	$8,6 \times 10^6$	23,3	20,2	$5,6 \times 10^{-19}$

**Cycloalcanes diaromatiques**

Nombre d'atomes de carbone, nom de la substance (n° CAS)	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)	CLH (Pa·m <sup>3</sup> /mol) <sup>c</sup>	Log K <sub>oe</sub>	Log K <sub>co</sub>	Hydro-solubilité (mg/L à 25°C) <sup>c</sup>
C <sub>30</sub> triméthylundécyl-1,2,3,6,7,8-hexahydropyrène	475,8	183,1	$3,3 \times 10^{-7}$	$4,2 \times 10^4$	12,7	11	$3,2 \times 10^{-9}$

**Substances aromatiques tricycliques**

Nombre d'atomes de carbone, nom de la substance (n° CAS)	PE (°C)	PF (°C)	PV (Pa) <sup>b</sup>	CLH (Pa·m <sup>3</sup> /mol) <sup>c</sup>	Log K <sub>oe</sub>	Log K <sub>co</sub>	Hydro-solubilité (mg/L à 25°C) <sup>c</sup>
C <sub>30</sub> 2-(2,4,10-triméthyl-tridécyl)-phénanthrène	493	191,6	$9,8 \times 10^{-8}$	942	12,0	10,5	$1,2 \times 10^{-8}$
C <sub>50</sub>	746	327,5	$4,9 \times 10^{-16}$	$3,1 \times 10^5$	23,0	19,3	$3,5 \times 10^{-19}$

**Substances aromatiques à quatre cycles**

Nombre d'atomes de carbone, nom de la substance (n° CAS)	PE (°C)	PF (°C)	PV (Pa) <sup>b</sup>	CLH (Pa·m <sup>3</sup> /mol) <sup>c</sup>	Log K <sub>oe</sub>	Log K <sub>co</sub>	Hydro-solubilité (mg/L à 25°C) <sup>c</sup>
C <sub>30</sub> 2-(3,6-diméthyl-décyl) chrysène	524,4	211,4	$9,2 \times 10^{-9}$	68,1	11,3	9,8	$5,3 \times 10^{-8}$

**Substances aromatiques à cinq cycles**

Nombre d'atomes de carbone, nom de la substance (n° CAS)	PE (°C)	PF (°C)	PV (Pa) <sup>b</sup>	CLH (Pa·m <sup>3</sup> /mol) <sup>c</sup>	Log K <sub>oe</sub>	Log K <sub>co</sub>	Hydro-solubilité (mg/L à 25°C) <sup>c</sup>
C <sub>30</sub> diméthyl- octylbenzo[a]- pyrène	544,8	231,2	1,6 × 10 <sup>-9</sup>	0,8	10,9	9,5	1,2 × 10 <sup>-7</sup>

**Substances aromatiques à six cycles**

Nombre d'atomes de carbone, nom de la substance (n° CAS)	PE (°C)	PF (°C)	PV (Pa) <sup>b</sup>	CLH (Pa·m <sup>3</sup> /mol) <sup>c</sup>	Log K <sub>oe</sub>	Log K <sub>co</sub>	Hydro-solubilité (mg/L à 25°C) <sup>c</sup>
C <sub>27</sub> propyl benzo- pérylène	548,5	278,2	1,2 × 10 <sup>-9</sup>	3,3 × 10 <sup>-3</sup>	8,8	7,7	1,5 × 10 <sup>-5</sup>

Abréviations ; PE, point d'ébullition; N° CAS, numéro de registre du Chemical Abstracts Service; CLH, constante de la loi d'Henry; K<sub>co</sub>, coefficient de partage carbone organique-eau; K<sub>oe</sub>, coefficient de partage octanol-eau; PF, point de fusion; PV, pression de vapeur.

<sup>a</sup> Toutes les valeurs sont modélisées, sauf celles comportant la mention (exp.), indiquant une valeur expérimentale.

<sup>b</sup> Il s'agit de la pression de vapeur maximale de la substance représentative; la pression de vapeur réelle en tant que composant d'un mélange sera plus faible en raison de la loi de Raoult (la pression de vapeur totale du mélange idéal est proportionnelle à la somme des pressions de vapeur des fractions molaires de chaque composant individuel). Les substances représentatives les plus légères composées de 15 atomes de carbone ont été choisies pour définir la plage des valeurs minimales et maximales de la pression de vapeur.

<sup>c</sup> La solubilité maximale dans l'eau a été estimée pour chaque substance représentative d'après ses propriétés physiques et chimiques individuelles. La solubilité réelle dans l'eau du composant dans un mélange diminuera, étant donné que l'hydrosolubilité totale d'un mélange idéal est proportionnelle à la somme des valeurs de solubilité dans l'eau des fractions molaires de chaque composant individuel (Banerjee, 1984).

## Annexe C : Sources et rejets de bitumes au Canada

**Tableau C-1 : Caractéristiques de l'offre et de la demande canadiennes en millions de litres pour l'année 2012 (Statistique Canada, 2013)**

Paramètre <sup>a</sup>	Ontario	Alberta	Autres provinces et territoires <sup>b</sup>	Total pour le Canada
Production	736	1 491	N.D.	4 349
Exportations	169	494	N.D.	1 398
Importations	0,8	0,4	N.D.	7,4
Transferts interrégionaux <sup>c</sup>	98,2	-472	N.D.	0
Ventes intérieures	679	535	1 884	3 098

Abréviation : N.D., données non disponibles

<sup>a</sup>Données déclarées par les entreprises de raffinage au Canada et les principaux grossistes/distributeurs (Statistique Canada, 2013).

<sup>b</sup>Ces données sont supprimées par Statistique Canada pour satisfaire aux exigences en matière de confidentialité de la *Loi sur la statistique*.

<sup>c</sup>Des valeurs négatives (-) indiquent un transfert à l'extérieur de la province ou du territoire. Les valeurs positives indiquent des transferts dans la province ou le territoire.

**Tableau C-2. Volumes des rejets signalés et nombre de déversements de bitumes en Ontario, de 2008 à 2012 (MEO, 2013)<sup>a</sup>**

Année	Volume moyen des déversements (L)	Volume maximal d'un déversement unique (L)	Volume médian des déversements (L)	Nombre de déversements déclarés	Déversements d'un volume inconnu (%)	Volume total déversé connu (L)
2008	4 661	25 000	500	9	22	32 628
2009	16 686	41 720	12 500	4	0	66 745
2010	1 862	10 000	275	11	45	11 174
2011	1 941	4 720	70	5	20	7 764
2012	8 926	20 000	7 850	8	50	35 706
<b>Total</b>	-	-	-	37	-	154 017

<sup>a</sup>Ces chiffres n'incluent pas les rejets liés aux écrasements d'aéronefs, aux collisions, aux conditions météorologiques, à la glace ou au givre, aux conditions routières, aux incendies, aux raffineries de pétrole, aux affaissements de sol et aux actes de vandalisme.

**Tableau C-3. Nombre de déversements déclarés de matériaux à base de bitume touchant l'air, la terre et l'eau douce en Ontario, de 2008 à 2012 (MEO, 2013)**

Année	Terre	Eau douce	Air	Milieu inconnu	Total <sup>a</sup>
2008	8	1	0	0	9
2009	3	1	0	0	4
2010	9	3	0	0	12
2011	3	0	1	0	4
2012	7	0	0	1	8
<b>Total</b>	30	5	1	1	37
<b>Volume médian</b>	1 112	15 000	-	-	-



Année des déversements	Terre	Eau douce	Air	Milieu inconnu	Total <sup>a</sup>

<sup>a</sup>Cette colonne représente le nombre total de déversements par an. Les déversements peuvent avoir eu lieu dans plusieurs milieux et, par conséquent, le total ne consiste pas en une addition des chiffres des colonnes.

**Tableau C-4. Causes des déversements déclarés de matériaux à base de bitume en Ontario, de 2008 à 2012 (MEO, 2013)**

Cause	Nombre total de rejets	Volume total des rejets (L)	Proportion du volume (%)	Rejet moyen (L)
Déversements ou décharges dans un cours d'eau	1	432,3	0,3	432,3
Autre	1	12 700,6	8,5	12 700,6
Autres déversements	14	10 991	7,1	1 099
Autres accidents de transport	6	68 314	44,4	17 078,5
Débordements (cuves, bassins)	1	5 000	3,3	5 000
Fuites de conduite ou de tuyau	2	619	0,4	309,5
Dérèglements ou dysfonctionnements d'un processus	1	-	-	-
Inconnue	1	-	-	-
Fuites ou défaillances d'une soupape ou d'un raccord	2	30 000	19,5	15 000
Non inscrite	8	25 960	16,9	6 490
<b>Total général</b>	<b>37</b>	<b>154 017</b>	<b>100</b>	<b>6 161</b>

## Annexe D : Persistance de certains groupes d'hydrocarbures pétroliers pouvant se trouver dans les bitumes

Tableau D-1. Persistance des groupes d'hydrocarbures pétroliers (d'après Environnement Canada, 2014)

N <sup>bre</sup> d'atomes de carbone	C <sub>25</sub>	C <sub>30</sub>	C <sub>50</sub>
<i>n</i> -alcane	s.o.	-	-
<i>i</i> -alcane	s.o.	S, E, Sd	-
<i>n</i> -alcènes	s.o.	s.o.	s.o.
Diènes	s.o.	s.o.	s.o.
Monocycloalcanes	s.o.	Sd	S, E, Sd
Dicycloalcanes	S, E, Sd	S, E, Sd	S, E, Sd
Polycycloalcanes	s.o.	s.o.	s.o.
Substances monoaromatiques	s.o.	Sd	Sd
Cycloalcanes monoaromatiques	s.o.	s.o.	s.o.
Substances diaromatiques	s.o.	S, E, Sd	S, E, Sd
Cycloalcanes diaromatiques	s.o.	s.o.	s.o.
HAP à trois cycles	s.o.	S, E, Sd	S, E, Sd
HAP à quatre cycles	s.o.	s.o.	s.o.
HAP à cinq cycles	s.o.	S, E, Sd	s.o.
HAP à six cycles	s.o.	s.o.	s.o.

Abréviation : s.o. – indique qu'aucun de ces nombres d'atomes de carbone n'existe au sein du groupe ou que la structure n'a pas été modélisée; HAP, hydrocarbures aromatiques polycycliques; -, indique que ces structures ne sont pas considérées comme pouvant persister dans l'air, le sol, l'eau ou les sédiments; S, demi-vie prévue dans le sol de six mois ou plus; E, demi-vie prévue dans l'eau de six mois ou plus; Sd, demi-vie prévue dans les sédiments d'un an ou plus.

## Annexe E : Renseignements écotoxicologiques

**Tableau E-1. Données modélisées sur la toxicité aquatique aiguë pour les bitumes (PETROTOX, 2012)<sup>a</sup>**

Organisme d'essai	Nom commun	LL <sub>50</sub> (mg/L) 75:25 <sup>b</sup> Ar:Al
<i>Palaemonetes pugio</i>	Bouquet Mississippi	> 1 000
<i>Daphnia magna</i>	Cladocère	> 1 000
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Truite arc-en-ciel	> 1 000
<i>Selenastrum capricornutum</i>	Algue d'eau douce	> 1 000
<i>Menidia beryllina</i>	Capucette béryl	> 1 000

Abréviations : LL<sub>50</sub>, se rapporte à la charge létale et correspond à la quantité de produit nécessaire pour tuer 50 % des organismes d'essai; Ar:Al, rapport entre les composés aromatiques et aliphatiques.

<sup>a</sup> Le modèle PETROTOX a été exécuté en mode à faible résolution qui nécessite uniquement un rapport entre les composés aromatiques et aliphatiques et des limites d'ébullition pour chaque bloc d'hydrocarbures, en supposant un rapport de 1:1 entre les composés présentant de 25 à 35 atomes de carbone et ceux présentant de 36 à 50 atomes de carbone.

<sup>b</sup> Un rapport entre les composés aromatiques et aliphatiques de 75:25 a été pris pour hypothèse, d'après une part de 5 à 20 % de composés saturés et une part de 45 à 60 % de composés aromatiques en tant que composés du bitume (CIRC, 1985; CONCAWE, 1992; API, 2006, 2009).

**Tableau E-2. Toxicité aquatique des extraits aromatiques (C<sub>20</sub> à C<sub>50</sub>) (API, 2003)**

Espèce	Critère d'effet toxicologique	Valeur (mg/L)	Référence <sup>a</sup>
<i>O. mykiss</i>	LL <sub>50</sub> après 96 h	> 1 000	BP, 1994
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	LL <sub>50</sub> après 96 h	> 1 000	BP, 1994
	LL <sub>50</sub> après 96 h	> 1 000	BP, 1994
<i>D. magna</i>	EL <sub>50</sub> après 48 h	> 1 000	BP, 1994
	EL <sub>50</sub> après 21 jours	> 1 000	BP, 1995
	EL <sub>50</sub> après 21 jours	> 1 000	BP, 1995

Abréviations : LL<sub>50</sub>, se rapporte à la charge létale et correspond à la quantité de produit nécessaire pour tuer 50 % des organismes d'essai; EL<sub>50</sub>, se rapporte au taux de charge effectif et correspond à la quantité de produit nécessaire pour observer un effet sur 50 % des organismes d'essai.

<sup>a</sup> Retranscrit à partir du document de l'API (2003).

**Tableau E-3. Concentrations d'HAP dans divers essais de lixiviation comparées aux recommandations pour la qualité de l'eau du CCME**

HAP (µg/L) <sup>a</sup>	ACN	ANTHR	B[a]A	B[a]P
Recommandations pour la qualité de l'eau (CCME, 1999)	5,8	0,012	0,018	0,015
Bitume mélangé à chaud (bitume neuf) [Kriech, 1990, 1992a]	< 0,194, < 0,16	< 0,015, < 0,16	< 0,048, < 0,013	< 0,023, < 0,023
Bitume mélangé à chaud (routier) [Kriech, 1992a]	< 0,16	< 0,16	< 0,013	< 0,023
Bitume fluidifié (à séchage)	< 0,16	< 0,021	< 0,13	< 0,23

moyen) [Kriech, 1992b]				
Bitume de pénétration traditionnel (revêtements routiers) [Brandt et de Groot, 2001]	0,017	0,012	0,0014	0,0003
Bitume mélangé à chaud (Birgisdottir <i>et al.</i> , 2007)	0,07	< 0,007	0,012	< 0,05
Revêtement routier en bitume recyclé (Legret <i>et al.</i> , 2005)	< 0,050	< 0,02	< 0,025	0,020
Couverture (Brandt et de Groot, 2001)	0,0027	0,0061	0,0005	< 0,00002

**Tableau E-3 Concentrations d'HAP dans divers essais de lixiviation comparées aux recommandations pour la qualité de l'eau du CCME (suite)**

HAP (µg/L)	FLUOR	NAPH	PHÉN	RPY
Recommandations pour la qualité de l'eau (CCME, 1999)	0,04	1,1	0,4	0,025
Bitume mélangé à chaud (bitume neuf) [Kriech, 1990, 1992a]	< 0,037, < 0,021	0,25, < 0,16	< 0,033, < 0,16	0,04, < 0,075
Bitume mélangé à chaud (routier) [Kriech, 1992a]	< 0,021	0,76	0,30	< 0,075
Bitume fluidifié (à séchage moyen) [Kriech, 1992b]	< 0,021	8	0,74	< 0,075
Bitume de pénétration traditionnel (revêtements routiers) [Brandt et de Groot, 2001]	0,0017	0,371	0,180	0,0039
Bitume mélangé à chaud (Birgisdottir <i>et al.</i> , 2007)	0,027	0,32	0,12	0,022
Revêtement routier en bitume recyclé (Legret <i>et al.</i> , 2005)	0,05	< 0,100	0,300	< 0,025
Couverture (Brandt et de Groot, 2001)	0,0017	0,120	0,0159	0,0043

Abréviations : ACN, acénaphène; ANTHR, anthracène; B[a]A, benzo[a]anthracène; B[a]P, benzo[a]pyrène; FLUOR, fluoranthène; NAPH, naphtalène; PHÉN, phénanthrène; PYR, pyrène.

<sup>a</sup> Les concentrations d'HAP provenant des essais de lixiviation présentées ici sont les concentrations maximales mesurées.

## Annexe F. Exposition aux rejets industriels liés au traitement, à la manutention et au stockage des bitumes dans les raffineries de bitume et à l'ingestion de poussières

Tableau F-1. Variables d'entrée dans le modèle SCREEN3 pour la dispersion du benzène provenant d'usines de bitume mélangé à chaud

Variables	Données d'entrée
Type de source	Superficie
Aire de captation des émissions <sup>a</sup>	200 m x 275 m
Taux d'émission (g/m <sup>2</sup> ·s) <sup>b</sup>	7,41 x 10 <sup>-9</sup> (procédé à mélange discontinu) 2,07 x 10 <sup>-8</sup> (procédé à four tournant)
Hauteur du récepteur <sup>c</sup>	1,74 m
Hauteur de la source d'émissions <sup>a</sup>	10 m
Facteur d'ajustement pour l'exposition annuelle <sup>d</sup>	0,2
Option urbaine/rurale	Urbaine
Météorologie <sup>e</sup>	1 (météorologie complète)
Distance minimale et maximale à utiliser	De 1 à 3 000 m

<sup>a</sup> Jugement professionnel.

<sup>b</sup> USEPA, 2000. Émissions au sein de l'usine obtenues pour le benzène. Les opérations de déchargement traditionnelles d'une usine de production utilisant un procédé à mélange discontinu ont été utilisées pour estimer les émissions annuelles au sein de l'usine (émissions non contrôlées provenant de 100 000 tonnes de bitume mélangé à chaud par an et 200 000 tonnes de bitume produit en utilisant un procédé à four tournant par an).

<sup>c</sup> Curry *et al.*, 1993.

<sup>d</sup> USEPA, 1992a.

<sup>e</sup> Valeur par défaut du modèle SCREEN3 (1996).

**Tableau F-2. Concentrations de benzène dans les usines de bitume mélangé à chaud provenant du modèle de dispersion**

Distance (m)	Usine utilisant un procédé à mélange discontinu	Usine utilisant un procédé à mélange discontinu	Usine utilisant un procédé à four tournant	Usine utilisant un procédé à four tournant
	Concentration après 1 h ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Concentration annuelle ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Concentration après 1 h ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Concentration annuelle ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
1	0,0378	0,0076	0,1059	0,0212
100	0,0625	0,0125	0,1748	0,0350
200	0,0866	0,0173	0,2422	0,0484
230	0,0917	0,0183	0,2523	0,0505
300	0,0800	0,0160	0,2240	0,0448
400	0,0623	0,0125	0,1744	0,0349
500	0,0500	0,0100	0,1398	0,0280
600	0,0413	0,0083	0,1156	0,0231
700	0,0349	0,0070	0,0976	0,0195
800	0,0300	0,0060	0,0837	0,0167
900	0,0260	0,0052	0,0727	0,0145
1 000	0,0228	0,0046	0,0637	0,0127
1 100	0,0202	0,0040	0,0565	0,0113
1 200	0,0181	0,0036	0,0505	0,0101
1 300	0,0162	0,0032	0,0455	0,0091
1 400	0,0148	0,0030	0,0413	0,0083
1 500	0,0135	0,0027	0,0377	0,0075
1 600	0,0124	0,0025	0,0347	0,0069
1 700	0,0115	0,0023	0,0320	0,0064
1 800	0,0106	0,0021	0,0297	0,0059
1 900	0,0099	0,0020	0,0277	0,0055
2 000	0,0093	0,0019	0,0259	0,0052
2 100	0,0087	0,0017	0,0243	0,0049
2 200	0,0082	0,0016	0,0229	0,0046
2 300	0,0077	0,0015	0,0216	0,0043
2 400	0,0073	0,0015	0,0204	0,0041
2 500	0,0069	0,0014	0,0194	0,0039
2 600	0,0066	0,0013	0,0184	0,0037
2 700	0,0063	0,0013	0,0176	0,0035
2 800	0,0060	0,0012	0,0168	0,0034
2 900	0,0057	0,0011	0,0160	0,0032
3 000	0,0055	0,0011	0,0154	0,0031

**Tableau F-3. Variables d'entrée dans SCREEN3 pour la dispersion des HAP totaux et de chaque HAP provenant d'usines de bitume mélangé à chaud**

Variables	Données d'entrée
Type de source	Superficie
Aire de captation des émissions <sup>a</sup>	200 m x 275 m
Taux d'émission du benzo[a]anthracène <sup>b</sup> (g/m <sup>2</sup> .s)	2,17 × 10 <sup>-11</sup>
Taux d'émission du benzo[a]pyrène <sup>b</sup> (g/m <sup>2</sup> .s)	9,34 × 10 <sup>-13</sup>
Taux d'émission du benzo[b]fluoranthène <sup>b</sup> (g/m <sup>2</sup> .s)	7,92 × 10 <sup>-12</sup>
Taux d'émission du benzo[k]fluoranthène <sup>b</sup> (g/m <sup>2</sup> .s)	2,14 × 10 <sup>-12</sup>
Taux d'émission du dibenzo[a,h]anthracène <sup>b</sup> (g/m <sup>2</sup> .s)	6,54 × 10 <sup>-14</sup>
Taux d'émission de l'indéno[1,2,3-cd]pyrène <sup>b</sup> (g/m <sup>2</sup> .s)	4,95 × 10 <sup>-13</sup>
Hauteur du récepteur <sup>c</sup>	1,74 m
Hauteur de la source d'émissions <sup>a</sup>	10 m
Facteur d'ajustement pour l'exposition annuelle <sup>d</sup>	0,2
Option urbaine/rurale	Urbaine
Météorologie <sup>d</sup>	1 (météorologie complète)
Distance minimale et maximale à utiliser	De 1 à 3 000 m

<sup>a</sup> Jugement professionnel.

<sup>b</sup> Estimations de l'USEPA (2000) pour les émissions annuelles au sein de l'usine pour les usines de bitume mélangé à chaud.

<sup>c</sup> Curry *et al.*, 1993.

<sup>d</sup> Valeur par défaut du modèle SCREEN3 (2011).

**Tableau F-4a. Résultats du modèle de dispersion (en µg/m<sup>3</sup>) pour les HAP (totaux et espèces individuelles) dans le voisinage des usines de fabrication de bitume utilisant un procédé à four tournant**

Distance (m)	Mélange discontinu – concentration après 1 h	Mélange discontinu – concentration annuelle	Mélange à four tournant – concentration après 1 h	Mélange à four tournant – concentration annuelle
1	0,1200	0,0240	0,0048	0,0010
100	0,1830	0,0366	0,0787	0,0157
200	0,2536	0,0507	0,0109	0,0022
230	0,2641	0,0528	0,0114	0,0023
300	0,2346	0,0469	0,0101	0,0020
400	0,1826	0,0365	0,0079	0,0016
500	0,1464	0,0293	0,0063	0,0013
600	0,1210	0,0242	0,0052	0,0010
700	0,1022	0,0204	0,0044	0,0009

800	0,0877	0,0175	0,0038	0,0008
900	0,0667	0,0133	0,0033	0,0007
1 000	0,0591	0,0118	0,0029	0,0006
1 100	0,0591	0,0118	0,0025	0,0005
1 200	0,0529	0,0106	0,0023	0,0005
1 300	0,0477	0,0095	0,0020	0,0004
1 400	0,0433	0,0087	0,0019	0,0004
1 500	0,0395	0,0079	0,0017	0,0003
1 600	0,0363	0,0073	0,0016	0,0003
1 700	0,0335	0,0067	0,0014	0,0003
1 800	0,0311	0,0062	0,0013	0,0003
1 900	0,0290	0,0058	0,0012	0,0002
2 000	0,0271	0,0054	0,0012	0,0002
2 100	0,0254	0,0051	0,0011	0,0002
2 200	0,0239	0,0048	0,0010	0,0002
2 300	0,0226	0,0045	0,0010	0,0002
2 400	0,0214	0,0043	0,0009	0,0002
2 500	0,0203	0,0041	0,0009	0,0002
2 600	0,0193	0,0039	0,0008	0,0002
2 700	0,0184	0,0037	0,0008	0,0002
2 800	0,0176	0,0035	0,0008	0,0002
2 900	0,0168	0,0034	0,0007	0,0001
3 000	0,0161	0,0032	0,0007	0,0001

**Tableau F-4b. Résultats du modèle de dispersion (en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) pour les HAP (totaux et espèces individuelles) dans le voisinage des usines de fabrication de bitume utilisant un procédé à four tournant**

Distance (m)	Benzo[b]fluoranthène		Benzo[k]fluoranthène	
	Concentration après 1 h ( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	Concentration annuelle ( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	Concentration après 1 h ( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	Concentration annuelle ( $\text{ng}/\text{m}^3$ )
1	0,0405	0,0081	0,0110	0,0022
100	0,0668	0,0134	0,0181	0,0036
200	0,0926	0,0185	0,0251	0,0050
230	0,0964	0,0193	0,0026	0,0005
300	0,0856	0,0171	0,0232	0,0046
400	0,0666	0,0133	0,1803	0,0361
500	0,0534	0,0107	0,0145	0,0029
600	0,0442	0,0088	0,0120	0,0024
700	0,0373	0,0075	0,0101	0,0020
800	0,0320	0,0064	0,0087	0,0017
900	0,0278	0,0056	0,0075	0,0015



1 000	0,0244	0,0049	0,0066	0,0013
1 100	0,0216	0,0043	0,0058	0,0012
1 200	0,0193	0,0039	0,0052	0,0010
1 300	0,0174	0,0035	0,0047	0,0009
1 400	0,0158	0,0032	0,0043	0,0009
1 500	0,0144	0,0029	0,0039	0,0008
1 600	0,0133	0,0027	0,0036	0,0007
1 700	0,0122	0,0024	0,0033	0,0007
1 800	0,0114	0,0023	0,0031	0,0006
1 900	0,0106	0,0021	0,0029	0,0006
2 000	0,0099	0,0020	0,0027	0,0005
2 100	0,0093	0,0019	0,0025	0,0005
2 200	0,0087	0,0017	0,0024	0,0004
2 300	0,0082	0,0016	0,0022	0,0004
2 400	0,0078	0,0016	0,0021	0,0004
2 500	0,0074	0,0015	0,0020	0,0004
2 600	0,0070	0,0014	0,0019	0,0004
2 700	0,0067	0,0013	0,0018	0,0004
2 800	0,0064	0,0013	0,0017	0,0003
2 900	0,0061	0,0012	0,0017	0,0003
3 000	0,0059	0,0012	0,0016	0,0003

**Tableau F-4c. Résultats du modèle de dispersion (en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) pour les HAP (totaux et espèces individuelles) dans le voisinage des usines de fabrication de bitume utilisant un procédé à four tournant**

Distance (m)	Dibenzo[a,h]anthracène		Indéno[1,2,3-cd]pyrène	
	Concentration après 1 h ( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	Concentration annuelle ( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	Concentration après 1 h ( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	Concentration annuelle ( $\text{ng}/\text{m}^3$ )
1	0,000334	0,000067	0,002528	0,000506
100	0,000551	0,000110	0,004172	0,000834
200	0,000764	0,000153	0,005783	0,001157
230	0,000796	0,000159	0,006022	0,001204
300	0,000706	0,000141	0,005348	0,001070
400	0,000550	0,000110	0,004163	0,000833
500	0,000441	0,000088	0,003338	0,000668
600	0,000364	0,000073	0,002758	0,000552
700	0,000308	0,000062	0,002331	0,000466
800	0,000264	0,000053	0,001999	0,000400
900	0,000229	0,000046	0,001734	0,000347
1 000	0,000210	0,000042	0,001522	0,000304
1 100	0,000178	0,000036	0,001348	0,000270

1 200	0,000159	0,000032	0,001205	0,000241
1 300	0,000144	0,000029	0,001086	0,000217
1 400	0,000130	0,000026	0,000986	0,000197
1 500	0,000119	0,000024	0,000901	0,000180
1 600	0,000109	0,000022	0,000828	0,000166
1 700	0,000101	0,000020	0,000764	0,000153
1 800	0,000094	0,000019	0,000709	0,000142
1 900	0,000087	0,000017	0,000661	0,000132
2 000	0,000082	0,000016	0,000618	0,000124
2 100	0,000077	0,000015	0,000580	0,000109
2 200	0,000072	0,000014	0,000546	0,000103
2 300	0,000068	0,000012	0,000515	0,000098
2 400	0,000064	0,000013	0,000488	0,000093
2 500	0,000061	0,000012	0,000463	0,000093
2 600	0,000058	0,000012	0,000440	0,000088
2 700	0,000055	0,000011	0,000419	0,000084
2 800	0,000053	0,000011	0,000400	0,000080
2 900	0,000051	0,000010	0,000383	0,000077
3 000	0,000048	0,000010	0,000367	0,000073

**Tableau F-5a. Concentrations d'HAP ( $\mu\text{g/g}$ ) et d'équivalents benzo[a]pyrène dans la poussière domestique (comprenant les bitumes pour revêtements routiers non scellés et scellés avec un produit de scellement à base de bitume)**

Composé <sup>a</sup>	Anthracène	Benzo[a]pyrène	Fluoranthène	Naphtalène	Benzo[k]fluoranthène
Concentration de l'échantillon	0,14	1,36	3,44	< 0,03	1,10
Concentration de l'échantillon	0,42	3,91	8,13	0,27	2,80
Concentration de l'échantillon	0,08	0,58	1,00	< 1,25	0,40
Concentration de l'échantillon	0,20	1,50	5,82	< 0,23	0,95
Concentration de l'échantillon	0,28	2,05	6,43	< 0,42	1,38
Concentration de l'échantillon	0,02	0,06	0,17	0,02	0,06

Concentration de l'échantillon	0,04	0,26	0,88	0,04	0,23
Concentration de l'échantillon	0,05	0,23	0,71	0,11	0,18
Concentration de l'échantillon	< 0,23	0,30	0,70	< 0,23	0,25
Concentration de l'échantillon	< 0,03	0,25	0,61	0,05	0,18
Moyenne	0,149	1,05	2,789	0,265	0,753
Facteur de toxicité <sup>b</sup>	0,001	1	0,001	0,001	0,1
Concentration d'équivalents B[a]P	0,000149	1,05	0,002789	0,000265	0,0753

**Tableau F-5b. Concentrations d'HAP ( $\mu\text{g/g}$ ) et d'équivalents benzo[a]pyrène dans la poussière domestique (comprenant les bitumes pour revêtements routiers non scellés et scellés avec un produit de scellement à base de bitume)**

Composé <sup>a</sup>	Benzo[a]anthracène	Pyrène	Fluorène	Dibenzo[a,h]anthracène	Indéno[1,2,3-cd]pyrène
Concentration de l'échantillon	0,95	2,89	< 2,94	< 0,31	1,05
Concentration de l'échantillon	1,8	6,77	0,19	< 0,75	2,22
Concentration de l'échantillon	0,35	0,83	< 1,25	< 1,25	0,45
Concentration de l'échantillon	1,19	4,89	< 0,23	< 0,30	0,96
Échantillon					
Concentration de l'échantillon	1,86	5,68	0,14	< 0,42	1,36
Concentration de l'échantillon	0,05	0,15	< 0,01	< 0,01	0,05

Concentration de l'échantillon	0,18	0,70	< 0,02	< 0,05	0,20
Concentration de l'échantillon	0,20	0,58	< 0,03	< 0,04	0,14
Concentration de l'échantillon	< 0,2	0,58	< 0,23	0,23	0,30
Concentration de l'échantillon	0,17	0,50	< 0,02	< 0,05	0,19
Moyenne	0,695	2,357	0,506	0,341	0,692
Facteur de toxicité <sup>b</sup>	0,1	0,001	0,001	5	0,1
Concentration d'équivalents B[a]P	0,0695	0,002	0,0005 1	1,705	0,069

**Tableau F-5c. Concentrations d'HAP (µg/g) et d'équivalents benzo[a]pyrène dans la poussière domestique (comprenant les bitumes pour revêtements routiers non scellés et scellés avec un produit de scellement à base de bitume)**

Composé <sup>a</sup>	Phénanthrène	Acénaphhtène	Acénaphthalène	Benzo[b]fluoranthène	Benzo[g,h,i]pérylène	Chrysène
Concentration de l'échantillon	1,35	< 0,31	< 0,31	2,91	1,15	1,98
Concentration de l'échantillon	3,44	< 0,42	0,24	6,48	1,64	5,02
Concentration de l'échantillon	0,55	< 1,25	< 1,25	0,89	0,42	0,51
Concentration de l'échantillon	1,94	< 0,23	< 0,23	2,33	0,85	1,61
Concentration de l'échantillon	1,60	< 0,42	< 0,42	4	1,26	1,09
Concentration de l'échantillon	0,18	< 0,02	< 0,01	0,14	0,06	0,11
Concentration de l'échantillon	0,36	< 0,02	0,02	0,55	0,27	0,38

Concentration de l'échantillon	0,47	< 0,05	0,02	0,48	0,20	0,45
Concentration de l'échantillon	0,25	< 0,23	< 0,23	0,69	0,31	0,50
Concentration de l'échantillon	0,33	< 0,02	0,01	0,48	0,25	0,32
Moyenne (µg/g)	1,047	0,297	0,274	1,895	0,641	1,197
Facteur de toxicité <sup>b</sup>	0,001	0,001	0,001	0,1	0,01	0,01
Concentration d'équivalents B[a]P	0,00105	0,0003	0,00027	0,1895	0,00641	0,012
Somme des 16 concentrations d'équivalents B[a]P (µg/g <sup>3</sup> ) <sup>c</sup>	3,18					

<sup>a</sup> Données sur les concentrations provenant de Mahler (2010).

<sup>b</sup> Facteurs d'équivalence de toxicité provenant de Nisbet et LaGoy (1992).

<sup>c</sup> Concentration totale de B[a]P correspondant à la somme des concentrations d'équivalence de toxicité des HAP.

**Tableau F-6. Facteurs d'ajustement en fonction de l'âge (FAFA) et détermination de la marge d'exposition liée à l'ingestion de poussières**

Étape du cycle de vie	Âges (années)	FAFA <sup>a</sup>
Enfant	0 à < 2	10
Enfant	2 à < 6)	3
Adulte	6 à < 16	3
Adulte	16 à < 30	1

**Tableau F-7. Facteurs d'ajustement en fonction de l'âge (FAFA) et détermination de la marge d'exposition liée à l'ingestion de poussières.**

Facteurs ajustés en fonction des groupes d'âge de Santé Canada

Étape du cycle de vie	Âges (années)	FAFA
Nourrisson	0 à 0,5	10
Tout-petit	0,5 à 4	5 <sup>b</sup>
Enfant	5 à 11	3
Adolescent	12 à 19	2 <sup>c</sup>
Adulte	20 et plus	1

<sup>a</sup> USEPA, 2011.

<sup>b</sup>  $FAFA_{0,5-4} = (FAFA_{0 \text{ à } < 2} \times D_{0,5-1}/D_{0,5-4}) + (FAFA_{2-4} \times D_{2-4}/D_{0,5-4})$   
 $= (10 \times 1,5/4,5) + (3 \times 3/4,5) = 5$ ,  $D_i$  = durée d'exposition en années

$${}^c \text{FAFA}_{12-19} = (\text{FAFA}_{12 \text{ à } < 16} \times D_{12-15}/D_{12-19}) + (\text{FAFA}_{16+} \times D_{16-19}/D_{12-19}) \\ = (3 \times 4/8) + (1 \times 4/8) = 2, D_i = \text{durée d'exposition en années}$$

**ME rajustées en fonction du groupe d'âge =**

$$\text{ME}_{\text{rajust. groupe d'âge}} = (\text{BMDL}_{10}/\text{Dose}_{\text{groupe d'âge}}) \times (1/\text{FAFA}_{\text{groupe d'âge}})$$

**ME rajustée tout au long de la vie =**

$$\text{ME}_{\text{rajust. tout au long de la vie}} = 1 / \Sigma [1/\text{ME}_{\text{rajust. groupe d'âge}} \times \text{temps de calcul de moyenne}_{\text{groupe d'âge}}]$$

$$\text{ME}_{\text{rajust. tout au long de la vie}} = 1 / [(1/\text{MOE}_{\text{rajust. 0 à 0,5 an}} \times 0,5/71) + \\ (1/\text{ME}_{\text{rajust. 0,5 à 4 ans}} \times 4,5/71) + \\ (1/\text{ME}_{\text{rajust. 5 à 11 ans}} \times 7/71) + \\ (1/\text{ME}_{\text{rajust. 12 à 19 ans}} \times 8/71) + \\ (1/\text{ME}_{\text{rajust. 20 à 59 ans}} \times 40/71) + \\ (1/\text{ME}_{\text{rajust. 60 ans et plus}} \times 11/71)]$$

$$\text{ME}_{\text{rajust. tout au long de la vie}} = 1 / [(1/3\ 488 \times 0,5/71) + (1/9\ 961 \times 4,5/71) + \\ (1/35\ 119 \times 7/71) + (1/1\ 458\ 019 \times 8/71) + \\ (1/3\ 056\ 128 \times 40/71) + (1/3\ 181\ 132 \times 11/71)]$$

$$\text{ME}_{\text{rajust. tout au long de la vie}} = 99\ 150$$

## Annexe G : Résumé des renseignements sur les effets sur la santé pour les bitumes (n<sup>os</sup> CAS 8052-42-4 et 64742-93-4)

Critère d'effet toxicologique	Niveaux des effets <sup>a</sup> /résultats
Toxicité aiguë	<p><b>Voie cutanée</b></p> <p>DL<sub>50</sub> &gt; 2 000 mg/kg p.c. (lapin). La substance d'essai a été réchauffée au cours de la nuit avant d'être appliquée à une dose de 2 000 mg/kg p.c. sur la peau abrasée ou non abrasée de lapins blancs néo-zélandais (2 par sexe et par condition) avec occlusion pendant 24 heures. Les animaux ont été surveillés pendant 14 jours. Aucun signe clinique de nocivité n'a été constaté, et aucune lésion n'était visible sur le site d'application. Deux animaux ont souffert de diarrhée, l'un au jour 1 et l'autre aux jours 6 et 7 (API, 1982).</p>
Toxicité aiguë	<p><b>Inhalation</b></p> <p>CL<sub>50</sub> &gt; 94,4 mg/m<sup>3</sup> (rat). Dix rats Wistar (5 par sexe) ont été exposés par le nez uniquement à des émanations vaporisées provenant d'un échantillon de condensat de bitume pendant 4,5 h. L'étude suivait la ligne directrice 403 de l'OCDE et respectait les bonnes pratiques de laboratoire (BPL). Aucun effet nocif n'a été remarqué, même si les animaux exposés ont affiché une température corporelle significativement plus faible (1,4 °C de moins en moyenne) que celle des animaux témoins (Fraunhofer, 2000).</p>
Toxicité aiguë	<p><b>Voie orale</b></p> <p>DL<sub>50</sub> &gt; 5 000 mg/kg p.c. (rat). Une dose de 5 000 mg/kg p.c. de la substance d'essai a été administrée à dix rats Sprague-Dawley dans de l'huile de maïs avant une période d'observation de 14 jours. L'étude a été menée conformément aux BPL. Aucun effet nocif n'a été remarqué. Les signes cliniques comprenaient l'hypoactivité et la diarrhée. Aucune anomalie n'a été relevée au cours des autopsies (API, 1982).</p>
Exposition répétée à court terme	<p><b>Voie cutanée</b></p> <p><b>DME(N)O = 2 000 mg/kg p.c.</b> par jour, d'après une réduction significative du gain de poids corporel chez des lapins blancs néo-zélandais. Des lapins (5 de chaque sexe par groupe) ont été exposés à des résidus sous vide (échantillons API 81-13 et 81-14) par l'intermédiaire d'une zone de peau dorsale abrasée et recouverte à des doses de 200, 1 000 et 2 000 mg/kg p.c., 6 heures par application, 3 fois par semaine et pendant 4 semaines. Une réduction du gain de poids</p>

	corporel a été observée chez les animaux exposés à la substance d'essai API 81-13, mais pas chez ceux exposés à la substance d'essai API 81-14. Les études ont été menées conformément aux BPL (API, 1983a, b).
Exposition répétée à court terme	<b>Inhalation</b> <b>CME(N)O = 100 mg/m<sup>3</sup></b> , d'après une modification des paramètres histologiques des poumons chez des rats Wistar (CrI:WU) mâles et femelles (CrI:WU) exposés au condensat d'émanations de bitume à des concentrations cibles de 0, 30, 100 et 300 mg/m <sup>3</sup> d'hydrocarbures totaux (HT) pendant 28 jours (ou 42 jours pour les femelles gravides) [Fraunhofer, 2009].
Toxicité subchronique liée à une exposition répétée	<b>Inhalation</b> <b>CME(N)O = 149,17 mg/m<sup>3</sup></b> , d'après des lésions dégénératives observées dans les cavités nasales et paranasales (inclusions cytoplasmiques éosinophiles légères à modérées) dans des groupes de 16 rats Wistar de chaque sexe, exposés soit à de l'air pur soit à des émanations de bitume à des concentrations de 5,53, 28,17 ou 149,17 mg/m <sup>3</sup> , 5 jours par semaine pendant 14 semaines (Fraunhofer, 2001).
Toxicité chronique non cancérogène	<b>Inhalation</b> <b>CME(N)O = 34,4 mg/m<sup>3</sup></b> , d'après une réduction statistiquement significative du gain de poids corporel dans des groupes de rats Wistar exempts d'organismes pathogènes spécifiques (50 mâles et 50 femelles) exposés à des concentrations de 4, 20 et 100 mg/m <sup>3</sup> d'hydrocarbures totaux contenus dans le condensat d'émanations provenant de bitume routier (les concentrations réelles ont été chiffrées à 0, 6,8, 34,4 et 172,5 mg/m <sup>3</sup> ) par une exposition nasale uniquement, 6 heures par jour, 5 jours par semaine pendant 2 ans. Aucune différence statistiquement significative n'a été observée en ce qui concerne la mortalité et aucun signe clinique d'intoxication n'a été constaté. Des réductions statistiquement significatives du gain de poids corporel dans les groupes exposés aux doses moyennes et élevées ont été constatées, mais pas à toutes les échéances d'observation. Des augmentations légères dans la zone de transition entre l'épithélium respiratoire et l'épithélium olfactif n'ont été observées que chez les mâles exposés à la dose de 172,5 mg/m <sup>3</sup> . L'histopathologie a permis de recenser de légères lésions dégénératives, inflammatoires, proliférantes et liées à la dose dans les cavités nasales, ainsi qu'une



	légère bronchiolisation de la paroi alvéolaire liée à la dose et des infiltrations cellulaires inflammatoires à cellules mononucléaires dans les poumons (Fuhst <i>et al.</i> , 2007).
Toxicité chronique non cancérogène	Des souris noires C57 (30 mâle et femelles) ont été exposées (corps entier) à un mélange d'émanations générées à partir de bitume raffiné à la vapeur et de bitume oxydé à une température de 120 °C, 5 jours par semaine pendant 21 mois. Les changements histopathologiques pulmonaires constatés comprenaient des bronchites, des pertes de cils, des atrophies et des nécroses de l'épithélium et des pneumonites. Un adénome bronchique a été observé chez les animaux traités (Simmer, 1964).
Toxicité chronique non cancérogène	Un groupe de 65 rats noirs Bethesda et un groupe de 13 cobayes ont été exposés à une concentration inconnue d'émanations de bitume pour matériaux de couverture (obtenues à partir de bitume oxydé; les émanations ont été produites en chauffant une nacelle contenant du bitume soufflé à l'air à des températures comprises entre 120 °C et 135 °C), 5 heures par jour, 4 jours par semaine pendant 2 ans. Aucun de ces animaux n'a contracté de cancer du poumon, mais certains rats présentaient une pneumopathie fibrosante chronique avec une adénomatoïse péribronchique (Heuper et Payne, 1960).
Cancérogénicité	<b>Voie cutanée</b>  Des souris suisses (15 par sexe par groupe) ont été exposées à 8 échantillons de 10 % de bitume entier dilué dans du benzène. Les échantillons d'essai ont été appliqués sur environ 6,5 cm <sup>2</sup> de zones rasées sur le dos des souris, deux fois par semaine pendant au moins 81 semaines. L'incidence des tumeurs était comprise entre 0 et 7 % parmi les 8 échantillons, avec une incidence moyenne de 2,7 %. Dans l'ensemble, on a compté 6 tumeurs sur les 218 souris, y compris un carcinome squameux (Wallcave <i>et al.</i> , 1971).
Cancérogénicité	Des groupes de souris mâles C3H (taille des groupes inconnue) ont été exposés par voie cutanée à 37,7 µl d'une solution à 30 % en poids par volume (p/v) de bitume AC 20 (bitume entier) [n <sup>os</sup> CAS 8052-42-4 ou 64741-56-6] dissous dans un solvant à base d'huile minérale, deux fois par semaine pendant 24 semaines. Les résultats pour les deux substances d'essai se sont avérés négatifs (McGowan <i>et al.</i> , 1992).
Cancérogénicité	Au total, 348 souris (de souches et de sexe inconnus) ont été exposées à des doses inconnues de 6 qualités de bitume entier (40 % de substance d'essai dans du benzène). Les substances d'essai ont été badigeonnées sur les animaux

	<p>une fois par semaine pendant 19 mois. L'étude a conclu que le bitume pur n'était pas un cancérigène par voie cutanée (4 tumeurs pour un total de 163 animaux, soit une incidence de 2,55 %), mais que le bitume de craquage l'était (13 tumeurs pour un total de 91 animaux, soit une incidence de 14,3 %) [Kireeva, 1968].</p>
Cancérogénicité	<p>Des souris C57BL (25 par sexe et par groupe; 100 animaux témoins) ou 6 lapins blancs néo-zélandais ont été exposés par voie cutanée, deux fois semaine pendant deux ans, à des doses inconnues de 4 bitumes routiers distillés à la vapeur (n<sup>os</sup> CAS 8052-42-4 et 64741-56-6) et de bitume pour matériaux de couverture (n<sup>o</sup> CAS 64742-93-4). Pour l'étude menée sur les souris, les substances d'essai étaient diluées dans l'acétone et appliquées sur la nuque. Pour l'étude menée sur les lapins, les substances d'essai étaient appliquées sans dilution sur l'oreille et sur une zone dorsale rasée de 2 cm<sup>2</sup>. Pour les souris exposées aux bitumes routiers, 0/100, 2/50, 1/50 et 0/50 présentaient des tumeurs de la peau (au total, 4 tumeurs de la peau développées, y compris 2 carcinomes et 2 papillomes). Six leucémies ont été constatées chez deux groupes de souris exposés au bitume routier. Les lapins n'ont contracté aucune tumeur liée à l'exposition aux bitumes routiers. Sur les 50 souris exposées au bitume pour matériaux de couverture, une tumeur de la peau (potentiellement un carcinome) a été observée. Aucune tumeur de la peau n'a été constatée dans le groupe de témoins (Hueper et Payne, 1960).</p>
Cancérogénicité	<p>Des souris C57BL (25 par sexe et par groupe) ont été exposées à des doses de 75 à 100 mg (2 500 à 3 300 mg/kg p.c.<sup>b</sup>; dose précise inconnue) de bitume oxydé raffiné à l'air (n<sup>o</sup> CAS 64742-93-4) avec ou sans dilution au toluène ou de bitume raffiné à la vapeur (n<sup>o</sup> CAS 64741-56-6) sans dilution au toluène. Les substances d'essai ont été badigeonnées sur la peau rasée des souris une à trois fois par semaine pendant 21 mois. Un adénome pulmonaire et un papillome ont été observés dans le groupe exposé à du bitume raffiné à l'air non dilué. Neuf cancers épidermoïdes de la peau se sont produits sur le site d'application, et deux adénomes pulmonaires ont été observés dans le groupe exposé à du bitume raffiné à l'air dilué dans du toluène. Trois cancers épidermoïdes, un adénome pulmonaire et deux papillomes ont été observés dans le groupe exposé au bitume raffiné à la vapeur (Simmers, 1965a).</p>
Cancérogénicité	<p>Des groupes de 50 souris C3H/HeJ et CD-1 (sexe inconnu) ont été exposés à des émanations condensées provenant de deux échantillons de bitumes (n<sup>o</sup> CAS 64742-93-4) [chacun</p>

	<p>étant généré à des températures faibles et élevées, permettant d'obtenir quatre échantillons distincts] en présence ou en l'absence de rayonnement ultraviolet, deux fois par semaine pendant 72 semaines. Les substances d'essai ont été appliquées sous la forme de solutions à 50 % dissoutes avec un solvant à base de cyclohexane/acétone (rapport de 1:1) sur la région interscapulaire rasée des animaux de laboratoire. Les condensats étaient cancérrogènes tant en présence qu'en l'absence de rayonnement ultraviolet. Les souris de la souche C3H/HeJ étaient plus sensibles que celles de souche CD-1 (en fonction de la souche, en l'absence de rayonnement ultraviolet, les incidences de tumeur étaient comprises entre 89 et 96 % avec des périodes de latence moyennes de 40 à 52 semaines, et entre 16 et 43 % avec des périodes de latence moyennes de 52 à 60 semaines, respectivement). Les deux substances d'essai produites à des températures faibles étaient moins actives dans la souche CD-1 (incidence des tumeurs de 18 % et de 29 %) que les deux échantillons produits à des températures plus élevées (incidence des tumeurs de 47 % et de 43 %) [NIOSH, 1981].</p>
Cancérogénicité	<p>Des groupes de 31 à 36 (taille réelle des groupes inconnue) souris C57BL mâles et de femelles ont été exposés par voie cutanée à un échantillon combiné contenant du bitume raffiné à la vapeur (n° CAS 8052-42-4 ou 64741-56-6) et du bitume oxydé (n° CAS 64742-93-4) dans du benzène, deux fois par semaine pendant plus de 54 semaines (durée exacte d'exposition inconnue). La dose et la proportion de chaque n° CAS dans la substance d'essai n'étaient pas indiquées. Le mélange de la substance d'essai a été considéré comme cancérrogène pour la peau (12 carcinomes épidermoïdes et 5 papillomes ont été observés chez 68 animaux) [Simmers <i>et al.</i>, 1959].</p>
Cancérogénicité	<p>Des groupes de 50 souris CD-1 et C3H/HeJ mâles ont été exposés par voie cutanée à des condensats d'émanations (dose inconnue) produits à partir de bitume pour matériaux de couverture de type I et de type III à des températures de 232 °C et 316 °C. Les substances d'essai ont été appliquées sur le dos rasé des souris deux fois par semaine pendant 78 semaines. Des tumeurs ont été induites par les condensats d'émanations provenant de ces deux types de bitumes (incidences inconnues). Pour les deux types de bitumes, la réponse tumorigène était plus importante pour les émanations produites à 315 °C que pour celles produites à 232 °C (Niemeier <i>et al.</i>, 1988).</p>

Cancérogénicité	<p><b>Inhalation</b></p> <p>Des groupes de rats Wistar exempts d'organismes pathogènes spécifiques (50 mâles et 50 femelles) [le groupe témoin comprenait 86 rats des deux sexes] ont été exposés par le nez uniquement à des doses de 4, 20 et 100 mg/m<sup>3</sup> d'hydrocarbures totaux provenant de bitume routier (les émanations avaient été prélevées dans un réservoir de stockage à chaud du bitume), 6 heures par jour, 5 jours par semaine pendant 2 ans. Aucune augmentation n'a été observée dans le nombre d'animaux souffrant d'une tumeur par rapport aux témoins (incidence dans les groupes de mâles : 28/50, 30/50, 27/50 et 30/50; incidence dans les groupes de femelles : 42/50, 34/50, 39/50 et 33/50 pour les groupes témoins, à faible dose, à dose moyenne et à dose élevée, respectivement). Aucune augmentation statistiquement significative des tumeurs liées particulièrement à un organe n'a été observée chez les animaux exposés (p. ex. pour les adénomes pulmonaires chez les mâles : 0/50, 0/50, 0/50 et 1/50 comme ci-dessus; et une incidence de zéro a été constatée dans tous les groupes de femelles). Un adénocarcinome peu différencié de la cavité nasale a été observé chez un seul mâle du groupe soumis à la dose élevée (pour les adénocarcinomes des cavités nasales et paranasales chez les mâles : 0/50, 0/50, 0/50 et 1/50 comme ci-dessus; et une incidence de zéro a été constatée dans tous les groupes de femelles) (Fuhst <i>et al.</i>, 2007).</p>
Cancérogénicité	<p>Un groupe de 65 rats noirs Bethesda et un groupe de 13 cobayes ont été exposés à une concentration inconnue d'émanations de bitume pour matériaux de couverture (obtenues à partir de bitume oxydé; les émanations ont été produites en chauffant une nacelle contenant du bitume soufflé à l'air à des températures comprises entre 120 °C et 135 °C), 5 heures par jour, 4 jours par semaine pendant 2 ans. Aucun de ces animaux n'a contracté de cancer du poumon, mais certains rats présentaient une pneumopathie fibrosante chronique avec une adénomatosé péribronchique (Heuper et Payne, 1960).</p>
Cancérogénicité	<p>Des souris noires C57 (30 mâle et femelles) ont été exposées (corps entier) à un mélange d'émanations générées à partir de bitume raffiné à la vapeur et de bitume oxydé à une température de 120 °C, 5 jours par semaine pendant 21 mois. Les changements histopathologiques pulmonaires constatés comprenaient des bronchites, des pertes de cils, des atrophies et des nécroses de l'épithélium et des pneumonites.</p>

	Un adénome bronchique a été observé chez les animaux exposés (Simmer, 1964).
Génotoxicité – <i>in vivo</i>	<b>Aberrations chromosomiques</b>  On a administré par gavage à des groupes de rats Sprague-Dawley (10 mâles et 10 femelles) un résidu sous vide dans de l'huile de maïs (échantillon API 81-13) à des doses de 300, 1 000 et 3 000 mg/kg p.c. par jour pendant cinq jours (API, 1984c). Aucun effet n'a été constaté.
Génotoxicité – <i>in vivo</i>	On a administré par gavage à des groupes de rats Sprague-Dawley (10 mâles et 10 femelles) un résidu sous vide dans de l'huile de maïs (échantillon API 81-14) à des doses de 400, 1 300 et 4 000 mg/kg p.c. par jour pendant cinq jours (API, 1984d). Aucun effet n'a été constaté.
Génotoxicité – <i>in vivo</i>	<b>Essai du micronoyau</b>  Des groupes de rats Sprague-Dawley mâles (taille des groupes inconnue) ont été exposés par voie intratrachéale à un condensat d'émanations de bitume (prélevé dans la partie supérieure d'un réservoir de stockage de bitume routier) à des doses de 0,45, 2,22 et 8,88 mg/kg p.c. pendant 3 jours consécutifs avant d'être sacrifiés le jour suivant. Une augmentation significative de la fréquence de la formation de micronoyaux dans les érythrocytes polychromatiques de la moelle osseuse a été observée dans le groupe exposé à la dose élevée de condensat d'émanations de bitume par rapport aux animaux témoins (Ma <i>et al.</i> , 2002).
Génotoxicité – <i>in vivo</i>	Des groupes de rats Wistar [CrI:WU] (taille des groupes inconnue) ont été exposés par le nez uniquement à un condensat d'émanations de bitume oxydé utilisé pour les activités de couverture aux concentrations cibles de 30, 100 ou 300 mg/m <sup>3</sup> pendant 28 jours. Aucune augmentation des érythrocytes polychromatiques micronucléés n'a été observée dans la moelle osseuse des rats exposés (Fraunhofer, 2009).
Génotoxicité – <i>in vivo</i>	<b>Formation d'adduits de l'ADN</b>  Des groupes trois rats CD mâles ont été exposés par instillation intratrachéale à des émanations condensées de bitume (bitumes pour matériaux de couverture de type I et de type III, obtenus en chauffant une petite portion de bitume à 316 ± 10 °C dans un ballon à fond rond) à des doses de 500, 1 000 et 2 250 mg/kg p.c. toutes les 8 heures pour un total de 3 instillations par groupe de traitement. Des augmentations significatives d'adduits à l'ADN se sont produites dans les cellules pulmonaires après l'instillation des doses moyenne et élevée pour l'échantillon de bitume de type I, et de toutes les

	doses pour l'échantillon de bitume de type III. Aucune élévation des niveaux d'adduits à l'ADN n'a été observée dans les leucocytes (prélevés par ponction cardiaque sur les mêmes rats) [Qian <i>et al.</i> , 1998].
Génotoxicité – <i>in vivo</i>	Cinq souris mâles transgéniques (gène <i>lac I</i> ) C57BL/6 (vecteur navette Big Blue <sup>®</sup> Lambda LIZ) ont été exposées par le nez uniquement à 100 mg/m <sup>3</sup> de matières particulaires totales issues d'émanations de bitume routier (bitume présentant un degré de pénétration de 50/70) produites à 170 °C, une température permettant l'épandage sur les routes, 6 heures par jour pendant 5 jours (Micillino <i>et al.</i> , 2002). Aucun effet n'a été constaté.
Génotoxicité – <i>in vivo</i>	Au total, 12 rats transgéniques Big Blue <sup>®</sup> mâles ont été exposés par le nez uniquement à 100 mg/m <sup>3</sup> de matières particulaires totales issues d'émanations de bitume routier produites à 170 °C, une température permettant l'épandage sur les routes, 6 heures par jour pendant 5 jours consécutifs (Bottin <i>et al.</i> , 2006). Aucun effet n'a été constaté.
Génotoxicité – <i>in vivo</i>	<b>Rupture des brins d'ADN</b>  Des groupes de rats Sprague Dawley femelles ont été exposés à des émanations de bitume générées dans des conditions permettant l'épandage sur les routes (de 120 à 170 °C), 6 heures par jour pendant 1 à 5 jours. Des ruptures de l'ADN simple brin liées à la dose ont été constatées dans les macrophages alvéolaires et les tissus pulmonaires dans le cadre de l'essai de Comet. Aucune formation de micronoyaux n'a été observée dans les érythrocytes polychromatiques de la moelle osseuse (Zhao <i>et al.</i> , 2004).
Génotoxicité – <i>in vivo</i>	<b>Effets cytogénétiques chez les humains</b>  <b>Essai du micronoyau</b>  Douze hommes travaillant dans l'épandage de bitumes routiers, âgés de 25 à 63 ans, ont présenté une augmentation de la formation de micronoyaux dans les cellules du sang périphérique par rapport aux 18 travailleurs hospitaliers du groupe témoin (aucun renseignement n'était disponible à propos des concentrations et des conditions d'exposition des douze ouvriers) [Murray et Edwards, 2005].
Génotoxicité – <i>in vivo</i>	Vingt-et-un hommes menant des activités de revêtement routier et 7 ouvriers préparant des mélanges à chaud de concassés et de bitume dans une usine de bitume (ces ouvriers étaient des non-fumeurs) ont présenté une

	augmentation statistiquement significative de la formation de micronoyaux dans le sang périphérique par rapport aux 28 hommes provenant du personnel de l'université et de l'hôpital (aucun renseignement n'était disponible à propos des concentrations et des conditions d'exposition des ouvriers) [Burgaz <i>et al.</i> , 1998].
Génotoxicité – <i>in vivo</i>	<b>Échange de chromatides sœurs</b>  Vingt-et-un hommes menant des activités de revêtement routier et 7 ouvriers préparant des mélanges à chaud de concassés et de bitume dans une usine de bitume (ces ouvriers étaient des non-fumeurs) ont présenté un échange de chromatides sœurs dans le sang périphérique, contrairement aux 28 hommes provenant du personnel de l'université et de l'hôpital (aucun renseignement n'était disponible à propos des concentrations et des conditions d'exposition des ouvriers) [Burgaz <i>et al.</i> , 1998].
Génotoxicité – <i>in vivo</i>	Des ouvriers travaillant dans le secteur des revêtements routiers (9 fumeurs et 10 non-fumeurs) ont été comparés à 22 sujets en bonne santé travaillant dans l'administration (11 fumeurs et 11 non-fumeurs) [aucun renseignement n'était disponible à propos des concentrations et des conditions d'exposition des ouvriers] (Cavallo <i>et al.</i> , 2005). Aucune différence n'a été constatée en matière d'échange de chromatides sœurs.
Génotoxicité – <i>in vivo</i>	<b>Rupture des brins d'ADN</b>  Des ouvriers travaillant dans le secteur des revêtements routiers (9 fumeurs et 10 non-fumeurs) ont été comparés à 22 sujets en bonne santé travaillant dans l'administration (11 fumeurs et 11 non-fumeurs). Les ruptures de brins d'ADN étaient plus élevées chez les ouvriers (aucun renseignement n'était disponible à propos des concentrations et des conditions d'exposition des ouvriers) [Cavallo <i>et al.</i> , 2005].
Génotoxicité – <i>in vitro</i>	<b>Test d'Ames</b>  Des souches TA98 et TA100 de <i>S. typhimurium</i> ont été exposées à du bitume présentant un degré de pénétration de 80/100 prélevé pendant des activités de revêtement routier (n <sup>os</sup> CAS 8052-42-4 ou 64741-56-6), dissous dans du diméthylsulfoxyde (DMSO) avec ou sans activateur S9 (Monarca <i>et al.</i> , 1987). Aucun effet n'a été constaté.
Génotoxicité – <i>in vitro</i>	La souche TA98 de <i>S. typhimurium</i> a été exposée à du condensat d'émanations de bitume prélevé dans l'espace situé au-dessus d'un réservoir de stockage de bitume mélangé à chaud (plage de température de 147 °C à 157 °C),

	avec activateur S9 (Reinke <i>et al.</i> , 2000). Aucun effet n'a été constaté.
Génotoxicité – <i>in vitro</i>	D'autres souches de <i>S. typhimurium</i> (TA1535, TA1537, TA1538, TA98 et TA100, avec ou sans activateur S9) ont permis d'obtenir des résultats négatifs (Robinson <i>et al.</i> , 1984).
Génotoxicité – <i>in vitro</i>	La souche TA98 de <i>S. typhimurium</i> , exposée des émanations générées en laboratoire provenant de deux bitumes pour matériaux de couverture de type III eux-mêmes originaires de deux bruts distincts (les émanations étaient générées à 232 °C ou 316 °C), avec activateur S9, présentait une activité modérément mutagène (Machado <i>et al.</i> , 1993).
Génotoxicité – <i>in vitro</i>	La souche TA98 de <i>S. typhimurium</i> exposée à des émanations générées en laboratoire des températures de 149 °C et 316 °C, avec activateur S9, présentait une activité mutagène (Reinke <i>et al.</i> , 2000).
Génotoxicité – <i>in vitro</i>	Des extraits de DMSO provenant de bitumes pour matériaux de couverture et revêtements routiers (n <sup>os</sup> CAS 8052-42-2 ou CAS 64741-56-6), dans un test d'Ames optimisé (méthode ASTM E1687-95) utilisant des niveaux accrus d'activateur S9, présentaient une activité mutagène légèrement positive (Blackburn et Kriech, 1990).
Génotoxicité – <i>in vitro</i>	<b>Essai sur lymphomes de souris</b>  Une lignée cellulaire de lymphome de souris L5178Y TK+/- a été exposée à des doses de 62,5 à 1 000 µg/mL d'échantillons de résidus sous vide API 81-13 et API 81-14 (n <sup>o</sup> CAS 64741-56-6), avec activation métabolique. Des résultats positifs n'ont été constatés qu'avec une activation métabolique (API, 1984c, d).
Génotoxicité – <i>in vitro</i>	<b>Adduits à l'ADN</b>  Des condensats d'émanations de bitume ont été générés à des températures de 160 °C ou 200 °C et activés métaboliquement au moyen d'un homogénat de foie de rat traité avec de l'Aroclor, et de l'ADN de thymus de veau a été utilisé dans le cadre d'un essai de post-marquage au 32P. Des résultats positifs ont été obtenus avec activation métabolique (mais pas sans cette dernière) à partir de l'homogénat de foie de rat traité avec l'Aroclor à des niveaux beaucoup plus faibles que ceux nécessaires aux condensats d'émanations de goudron de houille pour provoquer des adduits à l'ADN. Ces adduits présentaient également des différences qualitatives par rapport à ceux obtenus avec le goudron de houille (DeMéo <i>et al.</i> , 1996).



Génotoxicité – <i>in vitro</i>	Des condensats d'émanations de bitume obtenus à partir de réservoirs de bitume chauds et présentant une composition chimique semblable à ceux trouvés pour les expositions humaines (McCarthy <i>et al.</i> , 1999) ont présenté des résultats positifs lorsqu'ils étaient testés sur l'ADN de thymus de veau (Akkineni <i>et al.</i> , 2001).
Toxicité pour la reproduction	<b>Inhalation</b> <b>CSENO (reproduction) = 300 mg/m<sup>3</sup></b> . Des groupes de rats Wistar [CrI:WU] mâles et femelles (taille des groupes inconnue) ont été exposés par le nez uniquement à un condensat d'émanations de bitume utilisé pour les activités de couverture aux concentrations cibles de 0, 30, 100 et 300 mg/m <sup>3</sup> d'hydrocarbures totaux (HT) pendant 28 jours.
Toxicité pour la reproduction	<b>CMENO (toxicité maternelle) = 300 mg/m<sup>3</sup></b> , d'après les effets histopathologiques minimaux dans les poumons, où une légère augmentation de l'accumulation des macrophages alvéolaires a été observée, en combinaison avec une infiltration cellulaire inflammatoire à cellules mononucléaires minimale et une hyperplasie alvéolaire des bronchioles minimale à légère (adaptative). Les rats (7/12) soumis à la dose élevée présentaient plusieurs foyers d'infiltrations cellulaires inflammatoires à cellules mononucléaires des muqueuses très légères à légères, en comparaison avec une femelle témoin. Pour les petits, l'indice de viabilité, le rapport de masculinité, le poids corporel et le gain de poids corporel au cours des quatre premiers jours de lactation étaient comparables aux animaux témoins (Fraunhofer, 2009).
Irritation	<b>Irritation cutanée</b> Aucune irritation (lapin) [API, 1982].
Irritation	<b>Irritation des yeux</b> Légèrement irritant (lapin) [API, 1982].
Irritation	<b>Irritation des yeux</b> Légèrement irritant/irritant (lapin) [Truc et Fleig, 1913].
Sensibilisation	<b>Sensibilisation</b> Aucune sensibilisation (cobaye) [API, 1984a, b].
Études sur les humains	Une cohorte de 679 hommes danois qui travaillaient dans le secteur du béton bitumineux coulé et étaient fortement exposés à des émanations de bitume a été suivie de 1959 à 1984 pour déterminer l'incidence du cancer au sein de cette population. Parmi ces personnes, 75 cas de cancer ont été recensés. L'incidence du cancer dépassait considérablement celle observée chez la population mâle au Danemark, avec un rapport de mortalité standardisé (RMS) de 195. Des augmentations importantes ont été relevées pour les cancers

	de la bouche, du rectum et du poumon. L'étude laissait entendre que l'exposition à des produits de craquage dans les émanations du bitume chauffé contribuait à l'incidence élevée de ces cancers (Hansen, 1989).
Études sur les humains	Les certificats de décès mentionnant le cancer du poumon chez 2 161 hommes blancs âgés de 20 à 64 ans pour la période comprise entre 1968 et 1970 ainsi que les 1 777 cas nouveaux de cancer du poumon chez les hommes blancs du même groupe déclarés au Los Angeles County Cancer Surveillance Program de 1972 à 1973 ont été analysés. Ces données sur la mortalité et la morbidité ont été regroupées en raison du taux de mortalité élevé du cancer du poumon, et de la précision relativement élevée des certificats de décès s'agissant de ce cancer. Sur les 3 938 sujets de l'étude, 689 n'avait aucune profession déclarée, et 1 222 n'avait aucun secteur d'activité déclaré. Un titre de poste et un secteur d'activité ont été obtenus pour chaque sujet. La profession et le secteur d'activité de chaque sujet ont été codés avec l'un des 417 codes professionnels et l'un des 215 codes de secteurs d'activité, conformément au système de classification des professions du recensement de 1970 aux États-Unis. Les professions affichant une augmentation significative du rapport de mortalité standardisé pour le cancer du poumon comprenaient les couvreurs (RMS = 496 %) [Herman et Henderson, 1976].

<sup>a</sup> DL<sub>50</sub>, dose létale médiane; CL<sub>50</sub>, concentration létale médiane; DME(N)O, dose minimale avec effet (nocif) observé; CME(N)O, concentration minimale avec effet (nocif) observé; DSENO, dose sans effet nocif observé; CSENO, concentration sans effet nocif observé.

<sup>b</sup> En supposant un poids corporel moyen de 30 grammes.

## Annexe H. Facteurs d'équivalence de toxicité pour 16 espèces d'HAP

Tableau H-1. Facteurs d'équivalence de toxicité pour 16 espèces d'HAP

Espèces d'HAP	Facteur d'équivalence de toxicité relative au B[a]P <sup>a</sup>
Naphtalène	0,001
Acénaphtylène	0,001
Acénaphène	0,001
Fluorène	0,001
Phénanthrène	0,001
Anthracène	0,01
Fluoranthène	0,001
Pyrène	0,001
Benzo[a]anthracène	0,1
Chrysène	0,01
Benzo[b+j]fluoranthène	0,1
Benzo[k]fluoranthène	0,1
Benzo[a]pyrène	1
Indéno[1,2,3-cd]pyrène	0,1
Dibenzo[a,h]anthracène	5
Benzo[g,h,i]pérylène	0,01

<sup>a</sup> adapté de Nisbet et LaGoy, 1992