

Évaluation préalable finale Approche pour le secteur pétrolier

Mazouts lourds [restreints aux l'industries]

Numéros de registre du Chemical Abstracts Service

64741-75-9

68783-08-4

70592-76-6

70592-77-7

70592-78-8

**Environnement Canada
Santé Canada**

Juillet 2013

Synopsis

Les ministres de l'Environnement et de la Santé ont procédé à une évaluation préalable des mazouts lourds suivants restreints aux industries :

N° CAS ^a	Nom dans la LIS ^b
64741-75-9	Résidus (pétrole), hydrocraquage
68783-08-4	Gazoles atmosphériques lourds (pétrole)
70592-76-6	Distillats intermédiaires sous vide (pétrole)
70592-77-7	Distillats légers sous vide (pétrole)
70592-78-8	Distillats sous vide (pétrole)

^a Le numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS) est la propriété de l'American Chemical Society. Toute utilisation ou redistribution, sauf si elle sert à répondre aux besoins législatifs ou est nécessaire pour les rapports au gouvernement du Canada 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.

^b LIS = Liste intérieure des substances

Une priorité élevée a été accordée à la prise de mesures à l'égard de ces substances dans le cadre de la catégorisation des substances de la Liste intérieure, car on estime que ces substances présentent le plus fort risque d'exposition ou un risque d'exposition intermédiaire pour la population canadienne et que leur risque pour la santé humaine est élevé. Ces substances satisfont aux critères de catégorisation écologique relatifs à la persistance ou au potentiel de bioaccumulation et à la toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques. Elles ont été incluses dans l'Approche pour le secteur pétrolier parce qu'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).

Les mazouts lourds sont un groupe de combinaisons complexes d'hydrocarbures pétroliers utilisés comme bases pour les produits de mazouts lourds finaux ou en tant que produits intermédiaires de distillats ou de résidus provenant de la distillation en raffinerie ou d'une unité de craquage. Le carburant final consiste normalement en une combinaison de mazouts lourds et d'hydrocarbures de meilleure qualité employés comme diluants. Les mazouts lourds faisant l'objet de la présente évaluation sont des combinaisons complexes d'hydrocarbures aromatiques, aliphatiques et cycloalcanes, dont le nombre de carbones varie entre C₇ et C₅₀ et le point d'ébullition, entre 121 et 600 °C. Des structures représentatives de chaque classe chimique des substances ont été choisies pour prévoir le comportement général de ces substances complexes et en évaluer les effets potentiels sur l'environnement.

Les mazouts lourds faisant l'objet de la présente évaluation préalable sont restreints aux industries, c'est-à-dire qu'ils constituent un sous-ensemble de mazouts lourds qui peuvent

quitter une installation du secteur pétrolier et être transportés dans d'autres installations industrielles. Selon les renseignements déclarés en application de l'article 71 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE (1999)] et d'autres sources de renseignements, ces mazouts lourds sont transportés en grands volumes à partir de raffineries ou d'usines de valorisation à d'autres installations industrielles par oléoduc, bateau, train et camion. Par conséquent, on s'attend à une exposition de l'environnement.

D'après les résultats d'une comparaison des concentrations susceptibles d'entraîner des effets nocifs sur les organismes avec des niveaux d'exposition estimés, et la fréquence relativement faible de déversements prévus dans l'eau et le sol pendant les activités de chargement, de déchargement et de transport, ces cinq mazouts lourds présentent un faible risque de nuire aux organismes vivant dans l'eau ou le sol.

Selon les données contenues dans la présente évaluation préalable sur la fréquence et l'importance des déversements, ces substances présentent un faible risque de nuire aux organismes ou à l'intégrité globale de l'environnement. Il est conclu que les mazouts lourds restreints aux industries (n^{os} CAS 64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7 et 70592-78-8) ne satisfont à aucun des critères énoncés à l'alinéa 64a) ou b) de la LCPE (1999), puisqu'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 pour l'environnement essentiel pour la vie.

La cancérogénicité constitue un effet critique pris en considération lors de la catégorisation initiale des mazouts lourds restreints aux industries en se fondant principalement sur les classifications établies par des organismes internationaux. Plusieurs études sur le cancer menées sur des animaux de laboratoire ont révélé la formation de tumeurs cutanées après l'application répétée de mazouts lourds sur la peau de ces animaux. Les mazouts lourds se sont avérés génotoxiques dans le cadre d'essais *in vivo* et *in vitro*, et ils peuvent nuire à la reproduction et au développement des animaux de laboratoire lorsqu'ils sont appliqués sur la peau. Il n'existe aucune étude sur la cancérogénicité par inhalation pour contribuer à déterminer le potentiel cancérogène de ces substances sur la population en général à la suite d'une exposition par cette voie. Les données sur d'autres mazouts lourds de l'approche pour le secteur pétrolier qui présentent des similarités du point de vue de leur traitement ainsi que de leurs propriétés physiques et chimiques ont été prises en compte afin de caractériser les effets sur la santé humaine.

L'exposition de la population générale aux mazouts lourds restreints aux industries provient principalement de l'inhalation d'air ambiant chargé en vapeurs de mazouts lourds, en raison des émissions par évaporation pendant le transport. En raison de la volatilité relativement faible des mazouts lourds, définie par leurs propriétés physiques et chimiques, on s'attend à de faibles émissions par évaporation dans l'air. Les marges entre la tranche supérieure des estimations de l'exposition, la concentration atmosphérique maximale des mazouts lourds (1,28 µg/m³) et les concentrations associées à un effet critique par inhalation sont considérées comme étant très prudentes et comme offrant une

protection adéquate pour tenir compte des incertitudes liées aux effets sur la santé et à l'exposition. La probabilité d'exposition de la population générale par inhalation est donc considérée comme faible, tout comme le risque pour la santé humaine. Comme la population générale n'est pas censée être exposée par voie orale ou cutanée aux mazouts lourds restreints aux industries, on ne s'attend donc pas à ce qu'une exposition à de tels mazouts lourds par ces voies présente un risque pour la santé humaine.

Selon les renseignements contenus dans la présente évaluation préalable, il est conclu que les mazouts lourds restreints aux industries (n^{os} CAS 64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7 et 70592-78-8) ne satisfont à aucun des critères énoncés à l'alinéa 64c) de la LCPE (1999), puisqu'ils 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.

Par conséquent, il est conclu que les cinq mazouts lourds restreints aux industries portant les n^{os} CAS 64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7 et 70592-78-8 ne satisfont à aucun des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE (1999).

Introduction

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) [LCPE (1999)] (Canada, 1999) exige que les ministres de l'Environnement et de la Santé procèdent à une évaluation préalable des substances qui satisfont aux critères de la catégorisation énoncés dans la *Loi* afin de déterminer si elles présentent ou sont susceptibles de présenter un risque pour l'environnement ou la santé humaine.

En se fondant sur l'information obtenue dans le cadre de la catégorisation, les ministres ont jugé qu'une attention prioritaire devait être accordée à un certain nombre de substances. Il s'agit des substances suivantes :

- celles qui satisfont à tous les critères environnementaux de la catégorisation, notamment la persistance (P), le potentiel de bioaccumulation (B) et la toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques (Ti), et que l'on croit être commercialisées au Canada;
- celles qui satisfont aux critères de la catégorisation pour le plus fort risque d'exposition (PFRE) ou qui présentent un risque d'exposition intermédiaire (REI) et qui ont été jugées particulièrement dangereuses pour la santé humaine, compte tenu des classifications qui ont été établies par d'autres organismes nationaux ou internationaux concernant leur cancérogénicité, leur génotoxicité ou leur toxicité pour le développement ou la reproduction.

Un élément clé du Plan de gestion des produits chimiques du gouvernement du Canada est l'approche pour le secteur pétrolier (ASP), qui prévoit l'évaluation d'environ 160 substances pétrolières jugées hautement 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).

Les évaluations préalables effectuées aux termes de la LCPE (1999) mettent l'accent sur les renseignements jugés essentiels pour déterminer si une substance satisfait aux critères de toxicité des substances chimiques au sens de l'article 64 de la LCPE (1999). Les évaluations préalables visent à étudier les renseignements scientifiques et à tirer des conclusions fondées sur la méthode du poids de la preuve et le principe de prudence¹.

¹ La détermination de la conformité à l'un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 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, cela inclut, sans toutefois s'y limiter, les expositions par l'air ambiant et intérieur, l'eau potable, les produits alimentaires et l'utilisation de produits de consommation. Une conclusion établie en vertu de la LCPE 1999 portant sur les substances pétrolières énumérées dans le Plan de gestion des produits chimiques (PGPC) n'est pas pertinente à une évaluation, qu'elle n'empêche pas non plus, par rapport aux critères de risque définis dans le *Règlement sur les produits contrôlés*, qui fait partie d'un cadre réglementaire pour le Système d'information sur les matières dangereuses au travail pour les produits destinés à être utilisés au travail. De la même manière, la conclusion qui s'inspire des critères contenus dans l'article 64 de la LCPE (1999) n'empêche pas les mesures prises en vertu d'autres articles de la LCPE ou d'autres lois.

Groupes de substances pétrolières

Les substances pétrolières hautement prioritaires sont divisées en neuf groupes de substances (tableau A1.1 de l'annexe 1) en fonction des similitudes qui existent quant à leur production, leur toxicité et leurs propriétés physique et chimiques. Afin de réaliser les évaluations préalables, chaque substance pétrolière hautement prioritaire a été placée dans une des cinq catégories (« groupes »), selon sa production et son utilisation au Canada :

Groupe 0 : Les substances qui ne sont pas produites par le secteur pétrolier ou qui ne sont pas commercialisées.

Groupe 1 : Les substances restreintes aux installations, soit des substances qui ne sont pas censées être transportées à l'extérieur des raffineries, des usines de valorisation ou des usines de traitement du gaz naturel².

Groupe 2 : Les substances restreintes aux industries, soit des substances qui peuvent quitter une installation du secteur pétrolier et être transportées dans d'autres installations industrielles (pour être utilisées, par exemple, comme matières premières, carburant ou substances de base), mais qui ne se retrouvent pas sur le marché public sous leur forme originale.

Groupe 3 : Les substances principalement utilisées comme carburant par les industries et les consommateurs.

Groupe 4 : Les substances qui peuvent être présentes dans les produits offerts aux consommateurs.

Une analyse des données disponibles a permis de déterminer que 16 substances pétrolières sont évaluées comme des carburants en vertu du groupe 2.³ Ces substances sont présentes dans cinq des neuf groupes suivants : mazouts lourds, gazoles, gaz de pétrole et de raffinerie, naphtes à faible point d'ébullition et pétrole brut.

La présente évaluation préalable porte sur cinq mazouts lourds restreints aux industries portant les numéros de registre du Chemical Abstracts Service (CAS) 64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7 et 70592-78-8. Ces substances ont été désignées comme présentant le plus fort risque d'exposition (PFRE) ou un risque d'exposition intermédiaire (REI) au cours du processus de catégorisation, et on a estimé qu'elles présentent un risque élevé pour la santé humaine. Ces substances satisfaisaient aux

²Aux fins de l'évaluation préalable des substances inscrites dans l'approche pour le secteur pétrolier, un site est défini comme le périmètre de la propriété où une installation est située.

³ D'après les derniers renseignements reçus concernant un gaz de pétrole et de raffinerie défini par un numéro de CAS, il n'est plus possible de prouver que la substance est transportée vers d'autres installations industrielles. Par conséquent, la substance est évaluée comme une substance de la classe 1 (restreinte aux installations) dans l'évaluation préalable des gaz de pétrole et de raffinerie de la classe 2.

critères environnementaux de catégorisation relatifs à la persistance, au potentiel de bioaccumulation et à la toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques. Selon les renseignements déclarés en application de l'article 71 de la LCPE (1999) (Environnement Canada, 2008 et 2009), ces substances peuvent être utilisées sur place ou être transportées à partir de raffineries et d'usine de valorisation à d'autres installations industrielles, mais elles ne sont pas vendues directement aux consommateurs. Elles ont été incluses dans l'approche pour le secteur pétrolier parce qu'elles sont liées au secteur pétrolier et qu'il s'agit de combinaisons complexes d'hydrocarbures pétroliers.

Sept mazouts lourds restreints aux installations et faisant partie du groupe 1 ont déjà été évalués, et neuf autres mazouts lourds sont évalués séparément, car ils appartiennent aux groupes 3 et 4 (voir ci-dessus). Les effets sur la santé des mazouts lourds restreints aux industries ont été analysés à partir de données relatives aux effets sur la santé regroupées pour l'ensemble des mazouts lourds de priorité élevée en raison de données insuffisantes propres aux mazouts lourds restreints aux industries.

L'évaluation préalable de ce groupe 2 prend en considération les renseignements sur les propriétés chimiques, les utilisations, l'exposition et les effets, y compris l'information supplémentaire fournie en application de l'article 71 de la LCPE (1999). 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 parties intéressées et d'autres documents consultés au cours de recherches documentaires menées récemment, jusqu'en mars 2010 en ce qui concerne les sections du document concernant l'exposition humaine et l'environnement, et jusqu'en septembre 2011 en ce qui concerne la section du document portant sur les effets sur la santé. Les études les plus importantes ont fait l'objet d'une évaluation critique et les résultats de modélisation ont servi à formuler des conclusions.

La caractérisation des risques pour l'environnement tient compte des données pertinentes au comportement environnemental, à la persistance, à la bioaccumulation et à la toxicité combinées à une estimation de l'exposition des organismes non humains pouvant être touchés à partir d'importantes sources de rejets dans l'environnement. Afin de prédire le comportement global dans l'environnement et les propriétés de substances complexes comme ces mazouts lourds restreints aux industries, des structures représentatives ont été sélectionnées à partir de chaque classe chimique qui se trouve dans les substances. Les conclusions sur les risques pour l'environnement se basent sur une estimation des concentrations dans l'environnement provenant des rejets dans l'environnement ainsi que du potentiel de ces concentrations d'avoir un effet négatif sur les organismes non humains. De plus, on prend en compte d'autres éléments de preuve, notamment le devenir ainsi que la présence temporelle et spatiale dans l'environnement, et les propriétés dangereuses de la substance. Le but de la section écologique de l'évaluation préalable est de résumer les données les plus pertinentes sur le comportement dans l'environnement et les effets environnementaux, et ne constitue pas un examen exhaustif ou critique de toutes les données disponibles. Des modèles environnementaux et des comparaisons avec des substances pétrolières semblables peuvent avoir aidé à l'évaluation.

L'évaluation des risques pour la santé humaine tient compte des données utiles à l'évaluation de l'exposition de la population générale (exposition non professionnelle) ainsi que des données sur les effets pour la santé. Les effets sur la santé ont été évalués à partir de données toxicologiques recueillies pour les mazouts lourds ayant une priorité élevée. Les décisions concernant les risques pour la santé humaine reposent sur la nature de l'effet critique retenu et sur la marge entre les valeurs prudentes de concentration donnant lieu à des effets et les estimations de l'exposition, en tenant compte de la confiance accordée au caractère exhaustif des bases de données sur l'exposition et les effets, et ce, dans le contexte d'une évaluation préalable. L'évaluation préalable n'est pas un examen exhaustif ou critique de toutes les données disponibles. Il s'agit plutôt d'un sommaire des renseignements essentiels à l'appui de la conclusion proposée.

La présente évaluation préalable a été préparée par le personnel du Programme des substances existantes de Santé Canada et d'Environnement Canada et elle intègre les résultats d'autres programmes exécutés par ces ministères. Les parties de la présente évaluation préalable qui portent sur la santé humaine et l'écologie ont fait l'objet d'une étude consignée par des pairs ou d'une consultation de ces derniers. Des commentaires sur les parties techniques concernant la santé humaine ont été reçus de la part d'experts scientifiques désignés et dirigés par la Toxicology Excellence for Risk Assessment (TERA), notamment Michael Dourson, Ph. D. (TERA), Stephen Embso-Mattingly, Ph. D. (NewFields Environmental Forensics Practice, LLC), Susan Griffin, Ph. D. Environmental Protection Agency des États-Unis [USEPA] et Donna Vorhees (Science Collaborative). Bien que les commentaires externes aient été pris en considération, Santé Canada et Environnement Canada assument la responsabilité du contenu final et des résultats de l'évaluation préalable.

Les principales données et considérations sur lesquelles repose la présente évaluation préalable finale sont résumées ci-après.

Identité de la substance

Ces mazouts lourds sont un groupe de combinaisons complexes d'hydrocarbures pétroliers utilisés comme bases pour les produits finaux de mazouts lourds ou comme produits intermédiaires de distillats ou de résidus provenant de la distillation en raffinerie ou d'une unité de craquage, et dont le nombre habituel d'atomes de carbone se situe entre 20 et 50 (CONCAWE, 1998). Le carburant final consiste normalement en un mélange de mazouts lourds et d'hydrocarbures de qualité supérieure qui ont été produits dans une raffinerie ou une usine de valorisation. Les mazouts lourds faisant l'objet de la présente évaluation sont des mélanges complexes composés d'hydrocarbures aromatiques, aliphatiques et cycloalcanes, dont le nombre d'atomes de carbone se situe entre 7 et 50 et le point d'ébullition, entre 121 et 600 °C (tableaux A2.1 et A2.2 de l'annexe 2; API, 2004; CONCAWE, 1998). Le rapport entre les hydrocarbures aromatiques et aliphatiques est essentiel pour évaluer le comportement environnemental. Cependant, dans la mesure où il existe très peu de données concernant ces cinq n^{os} CAS, un rapport de 50:50 a été appliqué. Ce rapport n'aura pas d'influence sur les résultats et

reste conforme aux valeurs des autres types de mazouts lourds (50 à 79 % de substances aromatiques) [ATSDR, 1999; API, 2004].

Ces substances de composition inconnue ou variable, produits de réaction complexes ou matières biologiques (UVCB) sont des combinaisons complexes de molécules d'hydrocarbure, d'origine naturelle ou résultant de réactions chimiques et de processus qui ont lieu pendant le procédé de valorisation et de raffinage. Étant donné leurs compositions complexes et variables, dans la pratique, elles ne pourraient pas se former par la simple combinaison de composants individuels.

Propriétés physiques et chimiques

La composition ainsi que les propriétés physiques et chimiques des mazouts lourds diffèrent selon les sources de pétrole brut ou de bitume et les étapes de traitement. Le tableau 1 présente un résumé des données expérimentales sur les propriétés physiques et chimiques des mazouts lourds restreints aux industries.

Tableau 1. Propriétés physiques et chimiques expérimentales des mazouts lourds en général

Propriété	Valeur	Température (°C)	Références
Point d'écoulement (°C)	< 30		API, 2004
Point d'ébullition (°C)	121–600		API, 2004
Masse volumique (kg/m ³)	900–1100	20	API, 2004; MSDS, 2007
Pression de vapeur (Pa)	282,6– 3 519,6	21	Rhodes et Risher, 1995
Log K _{co} (sans dimension)	3–6,7		Rhodes et Risher, 1995
Log K _{oe} (sans dimension)	2,7–6	20	API, 2004
Solubilité dans l'eau (mg/L)	< 100	20	API, 2004

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

Les pressions de vapeur théoriques des substances composant les mazouts lourds sont faibles en raison de leurs poids moléculaires élevés. Toutefois, les pressions de vapeur réelles des mazouts lourds dépendent de leur composition. La solubilité de tous les mazouts lourds dans l'eau est faible et les estimations de coefficient de partage octanol-eau varient considérablement, en raison de la nature complexe de ces substances.

Afin de prédire le comportement et le devenir dans l'environnement de produits pétroliers complexes comme ces mazouts lourds, des structures représentatives ont été sélectionnées à partir de chaque classe chimique qui se trouve dans ce mélange. À partir de la base de données du système PETROTOX (2009), quarante-sept structures ont été choisies en fonction des plages de températures d'ébullition de chaque mazout lourd (voir le tableau A2.3 à l'annexe 2), la quantité de données sur chaque structure, et le milieu de la plage de températures d'ébullition des structures similaires. Étant donné que la composition de la plupart des mazouts lourds n'est pas bien établie et qu'elle est variable, la proportion des structures représentatives des mélanges ne pourrait pas être prise en compte dans le choix des composants. Cela a abouti au choix de structures

représentatives des alcanes, des isoalcanes, des cycloalcanes monocycliques et bicycliques, des polycycloalcanes, des cycloalcanes monoaromatiques et diaromatiques et des substances aromatiques à un, deux, trois, quatre, cinq et six cycles comportant de 9 à 50 atomes de carbone (tableau A2.4 de l'annexe 2). Des données sur les propriétés physiques et chimiques de chaque structure représentative ont été rassemblées à partir d'ouvrages scientifiques et du groupe de modèles environnementaux inclus dans l'Estimation Programs Interface Suite (EPI Suite, 2008) de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA) (tableau A2.4 de l'annexe 2).

Sources

Les mazouts lourds restreints aux industries sont produits dans les raffineries et les usines de valorisation du Canada. Les descriptions des numéros CAS (NCI, 2006) et les diagrammes caractéristiques des procédés de traitement (Hopkinson, 2008) indiquent l'origine de ces mazouts lourds. Les renseignements fournis en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999) indiquent que ces substances peuvent être des flux intermédiaires utilisés dans une installation, ou peuvent être transportées ailleurs par pipeline, camion, train et bateau pour être utilisées comme matières premières dans d'autres installations industrielles ou pour être éliminées (Environnement Canada, 2008, 2009).

Le numéro CAS 64741-75-9 désigne une fraction résiduelle de la distillation d'effluents provenant de l'hydrocraquage dans une raffinerie ou une usine de valorisation.

Le numéro CAS 68783-08-4 est une description générale de distillats provenant de la distillation atmosphérique de pétroles bruts dans une raffinerie dont la chaîne carbonée comporte de 7 à 35 atomes de carbone.

Les numéros CAS 70592-76-6, 70592-77-7 et 70592-78-8 présentent quelques différences au niveau de la longueur de leurs chaînes de carbone prédominantes, mais ils représentent chacun un distillat obtenu par le fractionnement sous vide des résidus provenant de la distillation atmosphérique de pétroles bruts.

Utilisations

Selon les renseignements recueillis par l'entremise de l'*Avis concernant certaines substances pétrolières de priorité élevée*, publié en vertu de l'article 71 de la LCPE 1999 (Environnement Canada, 2008), et de l'*Avis concernant certaines substances pétrolières de priorité élevée pouvant être limitées à l'industrie* (Environnement Canada, 2009), les mazouts lourds restreints aux industries faisant l'objet de la présente évaluation sont utilisés sur place ou transportés vers d'autres installations industrielles pour être utilisés comme matières premières. Même si plusieurs codes d'utilisation de la Liste intérieure des substances (LIS) ont été relevés pour ces substances, il a été déterminé à la suite des renseignements fournis en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999), des déclarations volontaires de la part de l'industrie, d'un examen approfondi de la littérature et de l'étude

des fiches signalétiques que ces mazouts lourds restreints aux industries (les numéros CAS faisant l'objet de la présente évaluation préalable) peuvent quitter la raffinerie ou l'usine de valorisation et être transportés à une autre installation industrielle, où ils sont utilisés comme matières premières ou éliminés, mais ils ne se retrouvent pas sur le marché public dans leur forme originale.

Rejets dans l'environnement

Les rejets potentiels de mazouts lourds restreints aux industries comprennent des rejets dans les installations provenant d'activités associées au traitement de ces substances, ainsi que les rejets liés au transport de ces substances entre des installations industrielles.

En raison de la nature complexe de l'industrie pétrolière et de l'industrie de transport, ainsi que de l'ambiguïté de la documentation en ce qui concerne la terminologie essentielle à la compréhension des évaluations du groupe 2, il est important que les définitions propres à l'évaluation des substances pétrolières restreintes aux industries soient bien comprises. Le tableau 2 présente la terminologie propre à la présente évaluation.

Tableau 2. Définition des termes propres aux évaluations de substances pétrolières restreintes aux industries dans le cadre de l'approche pour le secteur pétrolier

Terminologie	Définition
Rejet	Terme générique pour définir une fuite, un déversement, un événement ou tout autre rejet d'une substance gazeuse ou liquide, incluant les rejets contrôlés et involontaires comme il est défini ci-dessous, mais n'incluant pas les événements catastrophiques.
Rejet contrôlé	Tout rejet prévu , que ce soit par mesure de sécurité ou au cours d'activités d'entretien, qui est considéré comme une opération de routine et réalisé dans un environnement contrôlé.
Rejet involontaire	Tout rejet imprévu d'une substance pétrolière. Les causes peuvent comprendre la défaillance de l'équipement, des pratiques d'entretien inappropriées, un manque de pratiques opérationnelles adéquates, des conditions météorologiques défavorables ou d'autres facteurs imprévus, mais il peut également s'agir d'une activité régulière des opérations normales. Les deux catégories suivantes sont comprises dans les rejets involontaires : (1) les déversements ou fuites involontaires résultant du traitement, de la manutention et du transport d'une substance pétrolière (les industries sont en mesure de contrôler ces déversements ou fuites); (2) les rejets accidentels qui peuvent ne pas être contrôlés par les industries. Seuls les déversements ou fuites involontaires (catégorie 1 définie ci-dessus) sont pris en compte dans l'évaluation du potentiel des substances pétrolières restreintes aux industries à causer des dommages écologiques.
Rejet fugitif	Un type précis de rejet involontaire. Cela correspond à un rejet involontaire, qui a lieu dans des conditions normales d'exploitation, d'une substance gazeuse dans l'air ambiant. Ce rejet peut se produire

Terminologie	Définition
	de manière régulière. Les émissions fugitives peuvent être réduites, mais ne peuvent pas être entièrement évitables, en raison des propriétés physiques et chimiques de la substance, de la conception de l'équipement et des conditions d'exploitation. Les émissions par évaporation pendant le transport des substances pétrolières sont considérées comme un rejet fugitif et sont prises en compte dans l'analyse de l'exposition humaine visant à évaluer les effets nocifs potentiels de la substance sur la santé humaine.

Rejets potentiels sur place

Les rejets de ces mazouts lourds à partir des raffineries ou des usines de valorisation peuvent se produire de façon contrôlée ou involontaire. Les rejets contrôlés sont des rejets prévus provenant des soupapes de surpression, des vannes d'aération et des systèmes de vidange, que ce soit par mesure de sécurité ou au cours d'activités d'entretien. Les rejets involontaires prennent habituellement la forme de rejets imprévus provenant de déversements ou de fuites liés à divers équipements, valves, canalisations ou brides. Les opérations des raffineries et des usines de valorisation sont strictement réglementées et des exigences réglementaires sont établies par diverses autorités. De plus, des mesures volontaires non réglementaires mises en œuvre par l'industrie pétrolière sont en place pour gérer ces rejets (SENES, 2009).

Rejets contrôlés

Les mazouts lourds restreints aux industries qui font l'objet de la présente évaluation préalable proviennent de colonnes de distillation de raffineries ou d'usines de traitement, qu'ils soient des résidus (produits au bas de la colonne) ou des distillats. Par conséquent, les rejets contrôlés de ces mazouts lourds peuvent se produire aux soupapes de surpression, aux vannes d'aération et aux systèmes de vidange de la tuyauterie ou des réservoirs où ces flux sont générés.

Dans des conditions de fonctionnement normal, les rejets contrôlés de ces mazouts lourds seraient récupérés dans un système fermé⁴ et selon des procédures définies, puis seraient retournés à l'installation de traitement ou à l'installation de traitement des eaux usées. Dans les deux cas, on ne prévoit aucune exposition de la population générale ou de l'environnement à ces mazouts lourds restreints à l'industrie.

Rejets involontaires

Les rejets involontaires (y compris les rejets fugitifs) sont liés à l'équipement (p. ex. les pompes, les réservoirs de stockage), aux joints d'étanchéité, aux vannes, aux canalisations, aux brides, etc., pendant le traitement et la manipulation des substances

⁴Aux fins de l'évaluation préalable des substances inscrites dans l'Approche pour le secteur pétrolier (ASP), un circuit confiné est défini comme un système à l'intérieur d'une installation dont les substances ne sont pas rejetées dans l'environnement, et dont les pertes sont récupérées pour être redistribuées, réutilisées ou détruites.

pétrolières, et ils peuvent être plus fréquents dans le cas de pratiques inappropriées d'entretien ou d'exploitation. Il existe des mesures réglementaires et non réglementaires pour réduire ces événements dans les raffineries et les usines de valorisation des produits pétroliers (annexe 3) [SENEs, 2009]. Ces mesures ne visent pas une substance en particulier; elles sont élaborées pour limiter les rejets involontaires de toutes les substances du secteur pétrolier.

Conclusion pour les rejets potentiels sur place

Selon l'information présentée dans cette évaluation préalable et dans l'évaluation préalable des mazouts lourds (restreints aux installations) du groupe 1, on ne s'attend pas à une exposition de la population générale ou de l'environnement aux rejets sur place (rejets contrôlés ou involontaires) des mazouts lourds restreints aux industries.

Rejets potentiels provenant du transport

Ces mazouts lourds restreints aux industries peuvent être transportés entre installations; par conséquent, des rejets peuvent également survenir pendant le transport. En général, le transport est réparti en trois procédures d'exploitation : le chargement, le transport et le déchargement.

La manipulation des substances pétrolières sur site aux fins de transport est souvent réglementée aux échelles fédérale et provinciale/territoriale par des lois qui couvrent le chargement et le déchargement (annexe 3).

Le stockage de mazouts lourds restreints aux industries peut être nécessaire avant le transport hors site. On s'attend à une quantité réduite d'émissions atmosphériques de vapeurs de mazouts lourds des réservoirs de stockage, en raison de la faible volatilité de ces substances. Tous les rejets pertinents pendant le stockage, par exemple les fuites, les déversements et les pertes pendant la respiration (expulsion de la vapeur en raison de changements dans les températures et la pression) seront semblables à d'autres rejets potentiels sur place cités précédemment et seront pris en compte par les lois pertinentes en vigueur.

Les réservoirs et les contenants utilisés pour le transfert de substances pétrolières sont habituellement des récipients réservés à cette fin; le lavage/nettoyage n'est donc pas requis de manière régulière (USEPA, 2008a; OCDE, 2009). Par conséquent, on ne s'attend pas à une exposition de la population générale et de l'environnement aux mazouts lourds visés par la présente évaluation en raison du nettoyage des réservoirs. Les installations de nettoyage doivent satisfaire aux normes de rejet locales et provinciales en ce qui a trait au traitement des eaux ménagères.

Estimation des rejets

Des renseignements sur les quantités transportées et sur les modes de transport pertinents ont été recueillis en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999) (Environnement Canada, 2009) en ce qui concerne tous les numéros CAS visés par la présente évaluation préalable. Quatre modes de transport (bateau, pipeline, camions et train) ont été identifiés comme étant des moyens participant au déplacement des mazouts lourds restreints aux industries vers d'autres installations industrielles. La quantité totale transportée pour les cinq mazouts lourds étudiés dans la présente évaluation est d'environ trois millions de tonnes ($2,9 \times 10^9$ L) (année 2006). Deux types de rejet peuvent survenir pendant le transport et sont pris en compte dans la présente évaluation préalable. Il s'agit d'émissions par évaporation et de rejets involontaires (p. ex. déversements ou fuites) pendant les processus de manipulation et de transit.

Les émissions par évaporation sont semblables aux pertes par respiration de substances organiques provenant des réservoirs de stockage. La quantité perdue dépend de la volatilité des substances, de la température ou des variations de la pression qui ont lieu pendant le transport, ainsi que de l'étanchéité des navires de transport et des paramètres des valves. L'air ambiant est le milieu récepteur des émissions par évaporation.

Les émissions par évaporation qui se retrouvent dans l'environnement ont été prises en considération pendant le transport par navire, camion et train, et ont été estimées en fonction des équations empiriques de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (2008a), des propriétés physiques et chimiques des mazouts lourds (p. ex. pression de vapeur, poids moléculaire et concentrations des vapeurs) et des quantités de transport annuelles. Aucune émission par évaporation n'a été prise en considération dans les cas de transport par pipeline, car les rejets habituels proviennent des fuites de joints, de brides et de soupapes, et sont considérés comme des rejets involontaires.

En général, les rejets involontaires de mazouts lourds liés à des déversements pénètrent dans l'eau ou le sol, selon les modes de transport en cause. En raison de la volatilité relativement faible des substances contenant des mazouts lourds, tel qu'il est défini par leurs propriétés physiques et chimiques, on s'attend à une faible quantité d'émissions atmosphériques par évaporation liées à des déversements, comparativement aux quantités rejetées dans l'eau et le sol.

Les rejets potentiels liés au transport de ces mazouts lourds vers des milieux marins, d'eau douce et terrestre ont été estimés au moyen de l'analyse des données historiques sur les déversements (de 2000 à 2009), tirées de la base de données sur les déversements d'Environnement Canada (Environnement Canada, 2011). On n'a enregistré aucune catégorie de déversement pour les mazouts lourds. Par conséquent, on a utilisé les déversements de mazout C. Les rejets considérés comme combustible de soute C (mazout n° 6) regroupent également ces mazouts lourds restreints aux industries. De plus, une faible quantité de rejets a été considérée comme étant liée à des « mazouts », et aucune information n'indiquait précisément quel type de mazout a été rejeté. Ainsi, on a retenu les combustibles de soute C pour tous les rejets considérés comme étant liés à des

« combustibles de soute ». Les mazouts C sont considérés comme des mazouts lourds, mais cette catégorie n'est pas restreinte aux industries et sa distribution est plus large. Par conséquent, on s'attend à ce que le nombre et le volume réels de déversements de mazouts lourds restreints aux industries soient nettement plus faibles que ceux des mazouts C, mais cette information ne peut pas être déterminée avec précision. On retiendra l'important déversement survenu en 2005, connu comme étant un déversement de 734 000 litres de combustible de soute C dans le lac Wabamun, en Alberta. Cet accident n'a pas été pris en considération dans les estimations de rejets, car il ne s'agissait pas de mazouts lourds restreints aux industries. De même, les déversements de très grande envergure, dont l'origine était inconnue, n'ont pas été pris en considération, car ils provenaient probablement des exercices d'entraînement en cas d'urgences environnementales, pour lesquels la base de données sur les rejets d'Environnement Canada ne fait réellement aucune distinction (Environnement Canada, 2011). Les déversements pour lesquels les collisions, les conditions routières médiocres et les conditions météorologiques défavorables ont été indiquées comme étant la source, la raison ou la cause du déversement n'ont pas été inclus dans l'estimation des rejets. La plupart des rapports individuels ne proposaient aucune estimation du volume rejeté dans l'environnement.

La plupart des rapports individuels ne proposaient aucune estimation du volume rejeté dans l'environnement. Afin de tenir compte de la sous-estimation des volumes rejetés, les volumes totaux estimés ont été extrapolés en supposant que la distribution des volumes rejetés déclarés était représentative de tous les rejets (voir le tableau A4.1 à l'annexe 4). Entre 2000 et 2009, le volume total de déversements de mazouts lourds extrapolé, tous milieux confondus (sol, eau salée et eau douce), était de 2,4 millions de litres pour 339 déversements (tableau A4.1 de l'annexe 4).

Les données historiques relatives aux déversements ont également été réparties en fonction du milieu concerné, de sorte à pouvoir déterminer la quantité moyenne de rejets estimée par déversement dans chaque milieu. Une extrapolation semblable a été appliquée à chaque compartiment pour tenir compte des déversements signalés sans volumes associés. Les quantités moyennes estimées de déversements de ces mazouts lourds dans l'eau douce et salée, provenant du transport par bateau, sont présentées dans le tableau 3. Ces volumes de déversement moyens étaient fondés sur les rejets de combustible de soute C de la base de données de la ligne d'urgence de signalement des déversements, car les mazouts lourds sont pris en compte de la même manière que les combustibles de soute C en ce qui a trait au chargement/déchargement et au transport par navire. Toutefois, les déversements qui ont été précisément connus comme étant liés à des combustibles de soute C n'ont pas été inclus dans l'estimation des rejets. La base de données ne présente aucune information indiquant si les déversements ont eu lieu pendant le chargement, le transport ou le déchargement. Par conséquent, le volume de déversement moyen sera utilisé pour chacun des scénarios.

Tableau 3. Quantités de rejet moyennes par déversement de mazouts lourds restreints aux industries dans plusieurs milieux (L/déversement) d'après les données historiques sur les déversements de combustible de soute C entre 2000 et 2009 d'Environnement Canada (2011)

Milieu concerné	Quantités de rejet moyennes par déversement	
	kg ^a	L ^b
Marin (eau salée)	13 646	13 122
Eau douce	15 262	14 675
Sol	5 105	4 909

^a Déterminées en fonction d'une densité moyenne de 1,04 kg/L (API, 2004).

^b La quantité moyenne de rejets de mazouts lourds restreints aux industries dans chaque milieu a été déterminée en séparant tous les rejets survenus entre 2000 et 2009 dans des milieux précis (marin, eau douce, sol), en déterminant la quantité totale extrapolée de mazouts lourds rejetés dans chaque milieu (tableau A4.1 de l'annexe 4), puis en divisant cette quantité totale extrapolée par le nombre total de déversements touchant ce milieu.

^c Ne comprend pas le déversement de 2005 dans le lac Wabamun (734 000 litres).

La plupart des déversements de mazouts lourds restreints aux industries signalés par Environnement Canada entre 2000 et 2009 ont touché des terres (130 incidents), suivis de 108 déversements dans l'eau de mer et de 53 déversements dans l'eau douce. Le milieu concerné n'a pas été consigné pour certains déversements déclarés, tandis que pour d'autres, plusieurs milieux ont été mentionnés. Par conséquent, cette valeur totale ne correspond pas au total de déversements déclarés présentés dans le tableau A4.1 (annexe 4). Ces numéros sont considérés comme une estimation faible des rejets réels, étant donné que toutes les provinces n'ont pas déclaré leurs déversements à Environnement Canada tous les ans, et certaines provinces ont des quantités minimales de déversements à déclarer. Les rejets dans les eaux souterraines n'ont pas été pris en compte dans cette analyse.

La base de données sur les déversements d'Environnement Canada (2011) présente des données sur trois colonnes sur les sources, les causes et les raisons de nombreux rejets de mazouts C. Les données présentées sur ces colonnes ont été analysées pour déterminer comment et pourquoi la majorité des rejets de mazouts lourds surviennent (tableaux A4.2a, b et c de l'annexe 4).

Les zones industrielles où se sont produits la plupart des rejets de mazouts lourds (tableau A4.2a de l'annexe 4) étaient des embarcations d'un autre type (25 % du volume), des oléoducs (20 % du volume) et des navires-citernes (20 % du volume). Les rejets dans les décharges et les installations de stockage ont représenté près de 2 % du volume, les raffineries ont représenté 2 %, les réservoirs et les camions-citernes ont représenté 3 %, les trains ont représenté 4 %, et les « autres » sources ont représenté 9 %. La majorité des rejets liés aux camions se sont produits au Nouveau-Brunswick (50 %), et les autres types de rejets se sont produits à Terre-Neuve-et-Labrador, en Nouvelle-Écosse, au Québec, à l'Île-du-Prince-Édouard, en Ontario et en Colombie-Britannique.

Le contenu de la base de données sur les déversements d'Environnement Canada a été analysé afin de déterminer les causes des fuites de mazouts lourds (voir le tableau A4.2b à l'annexe 4). Il a été établi que les fuites liées aux oléoducs sont à l'origine de 38 % du

volume rejeté, ce qui est compatible avec le cas des mazouts C, pour lesquels les pipelines constituent la source principale de rejet (voir le tableau A4.2a). De même, l'immersion et l'échouement de navires ont contribué respectivement à 13 % et à 6 % du volume total, ce qui correspond également au volume de déversements totaux élevé causés par un navire. Dans 25 % des déversements, les causes exactes étaient inconnues, et 8 % des déversements étaient liés à d'« autres » causes.

En analysant les causes des rejets, les données (voir le tableau A4.2c à l'annexe 4) ont permis de déterminer les défaillances matérielles comme une source importante, contribuant à 16 % du volume rejeté. Les raisons inconnues ont représenté 43 % du volume, l'erreur humaine et la négligence ont représenté 18 %, et les incendies et les explosions ont représenté 6 % du volume (à partir d'un seul déversement). Les 17 % restants ont été répartis entre une grande variété de raisons.

Afin d'évaluer le potentiel d'exposition de l'environnement provenant du transport de mazouts lourds restreints aux industries, l'évaluation écologique met l'accent sur les rejets involontaires dans l'eau et le sol à la suite de déversements. Les rejets dans l'eau ont atteint des volumes nettement plus importants que ceux dans le sol. En comparaison, l'évaluation de l'exposition potentielle de la population générale provenant du transport des mazouts lourds restreints aux industries est axée sur les émissions par évaporation, qui surviennent pendant les activités de fonctionnement normal. Des déversements surviennent pendant le transit et les activités de chargement et de déchargement, mais on considère que ces déversements surviennent de façon non régulière ou non prévisible dans des emplacements distincts, et ne sont donc pas pris en considération dans l'évaluation de l'exposition de la population générale.

De plus, dans la mesure où il existe des lois pertinentes et des pratiques exemplaires relatives à la gestion sur place de ces mazouts lourds restreints aux industries (annexe 3), on ne s'attend pas à une exposition humaine non professionnelle provenant du chargement et du déchargement, et ce type d'exposition n'est pas pris en compte dans l'évaluation de l'exposition humaine.

Cette évaluation ne tient pas compte des rejets illégaux de mazouts dans les eaux canadiennes. Transports Canada a mis en place un Programme national de surveillance aérienne afin de surveiller et d'éviter ce type de rejets (Transports Canada, 2010).

Devenir dans l'environnement

Lorsque des substances pétrolières sont rejetées dans l'environnement, quatre processus de devenir importants surviendront : 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.

Les taux de dissolution dans l'eau ou la volatilisation des composants individuels des gaz de pétrole sont retardés par la nature complexe de ces mélanges pétroliers. La solubilité et la volatilité des composants individuels dans les mélanges sont proportionnelles à la solubilité ou à la volatilité des composants sous leur forme pure et leur concentration dans le mélange. La solubilité et la volatilité d'un composant diminuent lorsque le composant se trouve dans un mélange (Banerjee, 1984; Potter et Simmons, 1998).

Chacun des processus de devenir ont des répercussions différentes sur les familles d'hydrocarbures. Les composés aromatiques tendent à être plus hydrosolubles que les composés aliphatiques ayant le même nombre d'atomes de carbone, alors que les composés aliphatiques tendent à être plus volatils (Gustafson *et al.*, 1997). Par conséquent, lorsqu'un mélange pétrolier est rejeté dans l'environnement, il est probable que les contaminants principaux de l'eau soient des composés aromatiques et que les composés aliphatiques soient les contaminants principaux dans l'air (Potter et Simmons, 1998). La tendance relative à la volatilité par classe de composant est comme suit : alcènes \approx alcanes $>$ composés aromatiques \approx cycloalcanes. Les composants les plus solubles et les plus volatils ont la plus faible masse moléculaire; il y a donc un passage général à des composants à masses moléculaires plus élevées dans les matières résiduelles.

Il y a presque toujours biodégradation lorsque des mélanges pétroliers sont rejetés dans l'environnement. Il a 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). La dégradation se produit en présence et en l'absence de l'oxygène. Deux facteurs clés qui déterminent les taux de dégradation sont l'alimentation en oxygène et la structure moléculaire. En général, la dégradation est plus rapide dans des conditions aérobies. Les tendances à la baisse des taux de dégradation selon la structure sont les suivants (Potter et Simmons, 1998) :

- (1) les *n*-alcanes (particulièrement ceux ayant de 10 à 25 atomes de carbone sont facilement dégradés);
- (2) isoalcanes;
- (3) alcènes;
- (4) benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes (BTEX) [lorsque ces substances sont présentes en concentrations qui ne sont pas toxiques pour les micro-organismes];
- (5) substances monoaromatiques;
- (6) hydrocarbures aromatiques polynucléaires (polycycliques) (HAP);
- (7) cycloalcanes à masse moléculaire élevée (qui peuvent se dégrader très lentement) [Pancirov et Brown, 1975].

Ces tendances entraînent généralement l'appauvrissement des composants plus facilement dégradables et l'accumulation des composants plus résistants dans les résidus.

La modélisation de la fugacité de niveau III pour les hydrocarbures représentatifs qui se trouvent dans les substances du groupe de mazouts lourds a été effectuée au moyen du

modèle EQC (2003) (tableau A5.1 de l'annexe 5), selon leurs propriétés physiques et chimiques qui sont indiquées dans le tableau A2.4 (annexe 2).

En cas de rejet dans l'air seulement, toutes les structures représentatives composées de 9 à 15 atomes de carbone demeureront dans l'air. En cas de hausse de la taille moléculaire, la proportion présente dans l'air baisse. De plus, certains des composants avec 20 atomes de carbone resteront principalement dans l'air, à l'exception des alcanes, des polycycloalcanes, des cycloalcanes monoaromatiques et des HAP à quatre, cinq et six cycles. Une quantité moyenne d'isoalcanes comportant 30 atomes de carbone (70 %) restera également dans l'air, suivant le même rapport entre la baisse de la répartition dans l'air et la hausse de la taille moléculaire (tableau A5.1 de l'annexe 5). Outre les isocalcanes comportant 30 atomes de carbone, les structures représentatives des mazouts lourds comportant de 30 à 50 atomes de carbone se répartiront principalement dans le sol.

En cas de rejet seulement dans l'eau, la plupart des structures représentatives comportant 9 atomes de carbone demeureront dans l'eau, à l'exception des alcanes, qui seront répartis presque de manière équitable entre les sédiments et l'eau. Les substances aromatiques de 1 à 3 cycles comportant 15 atomes seront également largement réparties entre les sédiments et l'eau (12 à 49 % dans l'eau), alors que toutes les autres structures représentatives se répartissent principalement dans les sédiments. La volatilisation à partir de la surface de l'eau ne devrait pas être un processus important de son devenir, malgré la présence de certaines structures représentatives avec des valeurs modérées à élevées de la constante de la loi de Henry. Par conséquent, si l'eau est un milieu récepteur, l'ensemble des mazouts lourds devrait avoir un niveau de répartition du mélange dans les sédiments important (voir le tableau A5.1 à l'annexe 5). Dans les cas de rejet dans l'eau, où les mazouts lourds ne sont pas en contact immédiat avec les sédiments ou les matières en suspension, il est probable que les constantes modérée à élevée de la loi de Henry entraînent les structures représentatives comportant de 9 à 20 atomes de carbone hors de l'eau. Les tendances liées à l'évaporation et à la sorption sont en concurrence, et la nature exacte des rejets indiquerait la façon dont les mazouts lourds se comportent.

En cas de rejet dans le sol, toutes les structures représentatives des mazouts lourds devraient avoir une sorption élevée dans le sol (c'est-à-dire qu'elles devraient être immobiles avec une rétention dans le sol supérieure à 99 %). Cette tendance est en compétition avec les forces d'évaporation. La volatilisation à partir des surfaces de sol humides peut être un mécanisme important du devenir en raison de la valeur estimée de la constante de la loi de Henry, soit 5,1 à $1,3 \times 10^6$ Pa·m³/mol. Les structures représentatives des mazouts lourds ayant une masse moléculaire inférieure (alcanes, isocalcanes, cycloalcanes et substances aromatiques monocycliques) peuvent se volatiliser à partir des surfaces de sol sèches à un niveau faible à élevé, d'après leur pression de vapeur modérée (voir le tableau A5.1 à l'annexe 5).

Les estimations de fugacité dans le sol ne tiennent pas compte des situations où des quantités importantes d'un mélange d'hydrocarbures pénètrent le sol. Lorsque la matière organique du sol et d'autres sites d'absorption dans le sol sont entièrement saturés, les

hydrocarbures commencent à former une phase séparée (liquide en phase non aqueuse ou liquide non aqueux) dans le sol. À des concentrations inférieures à la capacité de rétention des hydrocarbures dans le sol (Arthurs *et al.*, 1995), le NFPE sera immobile; c'est ce que l'on appelle un liquide non aqueux résiduel (Brost et DeVaul, 2000). Au-dessus de la capacité de rétention, le liquide non aqueux devient mobile et se déplacera dans le sol (Arthurs *et al.*, 1995; Brost et DeVaul, 2000).

Persistance et potentiel de bioaccumulation

Persistance dans l'environnement

Dans l'eau, les valeurs de demi-vie par hydrolyse ne pouvaient pas être estimées pour les hydrocarbures par l'entremise du modèle HYDROWIN (2008). Les alcanes, les alcènes, les benzènes, les biphényles, les HAP et les HAP hétérocycliques sont tous résistants à l'hydrolyse (Lyman *et al.*, 1990).

Étant donné qu'il n'y avait pas de données empiriques sur la dégradation de ces mazouts lourds comme mélanges complexes, une méthode du poids de la preuve reposant sur des relations quantitatives structure-activité (RQSA) [Environnement Canada, 2007] a été utilisée avec les modèles de dégradation BioHCWin (2008), BIOWIN 3, 4, 5, 6 (2009), CATABOL (c2004-2008) et TOPKAT (2004) [voir le tableau A5.2 à l'annexe 5].

La biodégradation primaire (d'après les estimations effectuées à l'aide des modèles BioHCWin et BIOWIN 4) est la transformation d'un composé d'origine en métabolite initial. La biodégradation ultime (selon les estimations effectuées à l'aide des modèles BIOWIN 3, 5 et 6, CATABOL et TOPKAT) est la transformation d'un composé d'origine en dioxyde de carbone et en eau, en minéraux d'oxyde d'autres éléments présents dans le composé d'essai et en nouveaux matériaux de cellules (EPI Suite, 2008). Le modèle BioHCWin (2008) est un modèle de biodégradation propre aux hydrocarbures pétroliers. Les résultats des tous les modèles basés sur MITI (BIOWIN 5 et 6) se situent dans les domaines d'applicabilité.

Les résultats modélisés qui n'étaient pas pertinents au domaine d'étude n'ont pas été pris en considération pour déterminer la persistance des composants. Pour un bon nombre de composants comportant de 9 à 20 atomes de carbone, les modèles de biodégradation primaire et ultime dans BIOWIN (2009) et BioHCWin indiquent que ces composés se dégradent rapidement et ne devraient pas être persistants (tableau A5.2 de l'annexe 5). Les éléments suivants montrent la persistance (demi-vie ≥ 182 jours dans l'eau selon les critères énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* [Canada, 2000]) dans l'environnement : isoalcanes C_{30} – C_{50} , cycloalcanes monocycliques C_{30} – C_{50} , cycloalcanes bicycliques C_{15} – C_{50} , polycycloalcanes C_{14} – C_{22} , substances aromatiques à un cycle C_{30} – C_{50} , cycloalcanes monoaromatiques C_{15} – C_{20} , substances aromatiques à deux cycles C_{15} – C_{50} , cycloalcanes diaromatiques C_{12} , substances aromatiques à trois cycles C_{20} – C_{50} , substances aromatiques à quatre cycles C_{16} – C_{20} , substances aromatiques à cinq cycles C_{20} – C_{30} et substances aromatiques à six cycles C_{22} . On estime que de

nombreux composants comportant 50 atomes de carbone avaient des valeurs de demi-vie extrapolées inférieures à 182 jours. Toutefois, le modèle BioHCWin (2008) indique que ces composants ne se dégradent pas facilement dans les cas de demi-vie supérieure ou égale à 182 jours. Par conséquent, ces composants comportant 50 atomes de carbone devraient être persistants, d'après les résultats de la dégradation primaire obtenus à partir du modèle BioHCWin, car il est propre aux hydrocarbures pétroliers. La présence potentielle de ces composants persistants dans chaque numéro CAS est illustrée dans le tableau A5.3 (annexe 5).

D'après un ratio d'extrapolation de 1:1,4 pour une demi-vie de biodégradation dans l'eau, le sol et les sédiments (Boethling *et al.*, 1995), les structures représentatives qui sont persistantes dans l'eau sont également persistantes dans le sol (demi-vie ≥ 182 jours) et dans les sédiments (demi-vie ≥ 365 jours).

D'après les données sur la composition des mazouts n° 6 et la lecture croisée avec ces mazouts lourds (tableaux A5.3 et A5.4 de l'annexe 5), le pourcentage pondéral moyen des composants considérés comme persistants varie de 50 à 60 %.

AOPWIN (2008) est un modèle permettant de calculer les demi-vies par oxydation atmosphérique de composés en contact avec des radicaux hydroxyles dans la troposphère sous l'influence de la lumière du soleil. Les niveaux d'oxydation atmosphérique ont été calculés pour toutes les structures représentatives. Bien que la pression de vapeur faible de ces structures représentatives indique que la volatilisation peut ne pas être un processus très important du devenir, les demi-vies par oxydation inférieures à une journée (voir le tableau A5.5 à l'annexe 5) indiquent que cette méthode pourrait être un processus d'élimination relativement rapide si ces substances étaient rejetées dans l'atmosphère (Atkinson, 1990; API, 2004).

Conclusion de la persistance :

D'après les résultats du modèle AOPWIN (2008), il y aurait un processus d'élimination relativement rapide si ces mazouts lourds étaient rejetés dans l'atmosphère, si l'on se base sur les demi-vies par oxydation inférieures à une journée. Par conséquent, ces mazouts lourds ne satisfont pas aux critères de la persistance dans l'air (demi-vie ≥ 2 jours) tels qu'ils sont établis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000). En ce qui a trait à la modélisation de la biodégradation primaire et ultime, les isoalcanes C₃₀–C₅₀, les cycloalcanes monocycliques C₃₀–C₅₀, les cycloalcanes bicycliques C₁₅–C₅₀, les polycycloalcanes C₁₄–C₂₂, les substances aromatiques monocycliques C₃₀–C₅₀, les cycloalcanes monoaromatiques C₁₅–C₂₀, les substances aromatiques à deux cycles C₁₅–C₅₀, les cycloalcanes diaromatiques C₁₂, les substances aromatiques à trois cycles C₂₀–C₅₀, les substances aromatiques à quatre cycles C₁₆–C₂₀, les substances aromatiques à cinq cycles C₂₀–C₃₀ et les substances aromatiques à six cycles C₂₂ présents dans ces mazouts lourds atteignent les critères de persistance (demi-vie dans le sol et l'eau ≥ 182 jours, et demi-vie dans les sédiments ≥ 365 jours). On estime que ces mazouts lourds contiennent environ 50 à 60 % des composants (C₁₀–C₅₀) par poids qui satisfont

aux critères de persistance, tels qu'ils sont définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Potentiel de bioaccumulation

Les facteurs de bioconcentration (FBC) et les facteurs de bioaccumulation (FBA)

Études expérimentales

Étant donné qu'aucune donnée empirique sur la bioaccumulation des mazouts lourds ou leurs composants n'a été trouvée, les données empiriques sur la bioaccumulation des composants des mazouts n° 6 ont été utilisées dans le cadre d'une approche par lecture croisée. Une méthode prédictive fondée sur un modèle du facteur de bioconcentration (FBC) ou de bioaccumulation (FBA) a également été appliquée (Arnot et Gobas, 2003, 2004). Selon le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000), une substance est bioaccumulable si ses facteurs de bioaccumulation et de bioconcentration sont supérieurs ou égaux à 5 000. Toutefois, le calcul des facteurs de bioaccumulation est la mesure préconisée pour évaluer le potentiel de bioaccumulation des substances. En effet, le facteur de bioconcentration ne prend pas en compte de manière adéquate le potentiel de bioaccumulation des substances par l'alimentation, lequel est un facteur majeur pour les substances dont le log K_{oe} est supérieur à $\sim 4,5$ (Arnot et Gobas, 2003).

Neff *et al.* (1976) ont exposé des myes (*Rangia cuneata*), des huîtres (*Crassostrea virginica*) et des poissons (*Fundulus similis*) à la fraction soluble dans l'eau du mazout n° 2 (concentration totale de naphthalènes de 0,41 kg/L [2 ppm]) pendant deux heures; ils ont fait suivre cette exposition par une dépuración des hydrocarbures pendant 366 heures. Tous les organes des poissons étudiés montraient une accumulation rapide de naphthalènes dans la période d'exposition de deux heures, la vésicule biliaire et le cerveau des poissons ayant accumulé les concentrations les plus élevées. Les FBA de naphthalènes dans les myes variaient entre 2,3 et 26,7 L/kg (en poids humide) (tableau A5.6 de l'annexe 5). Le rejet de naphthalènes par les poissons a commencé immédiatement après le transfert à de l'eau douce, et a atteint des niveaux non détectables après 366 heures (environ 15 jours).

Peterson et Kristensen (1998) ont exposé les œufs et les larves du poisson zèbre (*Brachydanio rerio*) et les larves de la morue (*Gadus morhua*), du hareng (*Clupea harengus*) et du turbot (*Scophthalmus maximus*) à des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (naphthalène, phénanthrène, pyrène et benzo[*a*]pyrène [BaP]) étiquetés C¹⁴. Les expériences ont été effectuées dans un système d'essai semistatique et n'ont pas atteint un équilibre stable au cours de l'étape embryonnaire, sauf pour le naphthalène. Des facteurs de bioconcentration élevés ont été trouvés dans tous les cas, ce qui indique que la bioaccumulation peut se produire pendant les premiers stades de vie, étant donné que les larves de poisson ont des teneurs en lipides supérieures et une capacité métabolique inférieure aux poissons juvéniles ou adultes.

Burkhard et Lukasewycz (2000) ont réuni des données sur les tissus de poissons (touladis (*Salvelinus namaycush*)) ainsi que sur les concentrations des HAP dans l'eau et les

sédiments à partir de trois ouvrages publiés, et ils ont utilisé les données pour calculer les facteurs de bioaccumulation. Les facteurs de bioaccumulation des HAP chez ces poissons étaient de 87, 1 550 et 3 990 L/kg en poids humide pour le phénanthrène, le fluoranthène et le chrysène/triphénylène, respectivement (tableau A5.6 de l'annexe 5). Burkhard et Lukasewycz (2000) remarquent qu'il existe une incertitude importante dans les facteurs de bioaccumulation pour le phénanthrène et le fluoranthène, puisque ces deux substances chimiques étaient présentes dans les tissus à des concentrations supérieures à la limite de détection de la méthode.

Hardy *et al.*, (1974) ont mené une expérience qui consistait à introduire dans l'alimentation de la morue (*Gadus morhua*) des doses uniques d'hexadécane (un alcane comportant 16 atomes de carbone) et à faire un suivi des métabolites. Une concentration inchangée d'hexadécane a été détectée dans le foie. Hardy *et al.* (1974) laissent entendre que ces résultats ne correspondent pas à la transformation métabolique élevée de l'hexadécane dans le foie de morue, et que les *n*-alcane étaient déposés de préférence dans le foie des morues, plutôt que dans la chair. Cependant, le foie est le principal site de biotransformation chimique, donc des concentrations plus importantes sont à prévoir. Cravedi et Tulliez (1981) ont administré des doses de dodécylcyclohexane à des truites arc-en-ciel (un cycloalcane alkylé comportant 18 atomes de carbone) et étudié leur élimination et métabolisme chez les poissons. Près de 75 % de la dose a été absorbée. Une source majeure d'élimination de la substance non modifiée était par les branchies. Des quantités considérables ont aussi été métabolisées en acides gras et réparties dans le corps, et une proportion de 14 % de la substance a été excrétée dans l'urine (Cravedi et Tulliez, 1981).

Cravedi et Tulliez (1983) ont également étudié l'absorption alimentaire de 1 % de *n*-alcane comportant de 13 à 22 atomes de carbone dans la truite arc-en-ciel pendant sept mois. On a administré aux truites des doses de 10 000 ppm d'alcane totaux dans l'alimentation, et les truites ont montré une fixation de préférence des *n*-alcane comportant 13 et 14 atomes de carbone dans le tissu adipeux. La masse moyenne accumulée de *n*-alcane était de 958 ppm par poisson, correspondant à un FBC calculé (régime alimentaire) de 0,1. Les *n*-alcane ayant plus de 16 atomes de carbone étaient bien retenus (plus de 60 % des *n*-alcane accumulés étaient présents après 8 semaines de dépuración), tandis que les concentrations de *n*-alcane ayant moins de 16 atomes de carbone diminuaient plus rapidement (on a observé la présence de 20 à 50 % de cette substance après 8 semaines de dépuración).

Colombo *et al.* (2007) ont étudié la dynamique de la bioaccumulation des *n*-alcane de 12 à 25 atomes de carbone et des hydrocarbures aliphatiques indéfinis (mélange complexe indéterminé) dans un poisson détrivore (*Prochilodus lineatus*) prélevés dans les eaux côtières de Buenos Aires touchées par les eaux usées. Les muscles des poissons contenaient de grandes quantités de *n*-alcane comportant de 12 à 25 atomes de carbone et des mélanges complexes indéterminés aliphatiques, ce qui reflète la bioaccumulation chronique des combustibles fossiles provenant des matières particulaires des eaux d'égout. La composition des hydrocarbures dans les muscles des poissons a été enrichie en *n*-alcane comportant de 15 à 17 atomes de carbone provenant du brut récemment

déversé et de la sédimentation des particules. Les facteurs de bioaccumulation (FBA : de 0,4 à 6,4 en poids sec ou de 0,07 à 0,94 en lipides/carbone organique) comparés au log K_{oc} ont montré une tendance parabolique atteignant un maximum à C₁₄–C₁₈.

McCain *et al.* (1978) ont signalé que le 1-méthyl-naphthalène, le 2-méthyl-naphthalène et le 1,2,3,4-tétraméthylbenzène s'accumulaient dans le carlottin anglais (*Parophrys vetulus*) de manière importante comparativement à d'autres composants du pétrole à partir des sédiments contaminés par le pétrole. Les charges tissulaires des hydrocarbures baissaient en fonction d'un temps d'exposition plus important, de telle sorte qu'après 27 jours d'exposition, seul le foie présentait une charge d'hydrocarbures détectable. McCain *et al.* (1978) ont laissé entendre que l'induction du système enzymatique aryl-hydrocarbure-hydroxylase aboutissait à l'élimination des hydrocarbures.

Weinstein et Oris (1999) ont découvert que le fluoranthène présentait un potentiel de bioconcentration (FBC : 9 054 L/kg) chez les têtes-de-boule (*Pimephales promelas*) de 4 jours après seulement 24 heures d'exposition. Ils ont fait remarquer que l'âge des poissons a probablement influé sur la capacité à éliminer le fluoranthène, et que les HAP étaient moins susceptibles de présenter une tendance à la bioaccumulation chez les poissons les plus vieux et les plus matures. Weinstein et Oris (1999) ont utilisé un système de renouvellement statique qui est moins préférable que les conceptions dynamiques où les expositions constantes peuvent être maintenues. Par conséquent, cette étude a été considérée comme étant de fiabilité faible. Cependant, l'étude démontre que la bioaccumulation est importante pour la toxicité dans les stades précoces de la vie (Weinstein et Oris, 1999). En revanche, De Maagd (1996) a mesuré un facteur de bioconcentration de 3 388 L/kg en poids humide pour le fluoranthène chez les têtes-de-boule adultes.

Les poissons arc-en-ciel (*Poecilia reticulata*) bioconcentraient le pyrène, produisant des FBC entre 4 786 et 11 300 L/kg en poids humide (selon le type d'essai) après une exposition de 48 heures, tandis que les HAP plus légers avaient des FBC plus faibles (de 1 050 à 2 238 L/kg en poids humide) pour le fluorène, et de 4 550 à 7 244 L/kg en poids humide pour l'anthracène) (De Voogt *et al.* 1991). Les poissons étaient capables d'éliminer complètement le pyrène 160 heures après l'exposition; toutefois, 200 heures après l'exposition, l'anthracène était éliminé à 70 % et le fluorène à 20 % seulement. Les résultats du FBC pour l'anthracène et le pyrène par De Voogt *et al.* (1991) n'ont pas été jugés fiables pour déterminer le potentiel de bioconcentration de ces substances en raison du manque de preuves indiquant qu'un équilibre stable avait été atteint dans les 48 heures d'exposition. De même, le rétablissement du pyrène était faible à la fin de l'expérience sur la bioconcentration statique (62 %), dont le FBC était de 11 300 L/kg en poids humide.

Jimenez *et al.* (1987) ont exposé des crapets arlequins (*Lepomis macrochirus*) au benzo[a]pyrène (B[a]P) (¹⁴C) dans un système à écoulement continu pendant 48 heures en vue de déterminer les effets de la température et de l'alimentation sur l'absorption et l'élimination du B[a]P. L'absorption de B[a]P a été deux fois plus rapide chez les poissons qui avaient été nourris que chez ceux qui ne l'avaient pas été et l'absorption a été plus lente à des températures plus basses. Un FBC de 608 L/kg en poids humide a été

observé dans le cas du B[a]P chez le crapet arlequin nourri à une température de 23 °C et il semble que l'état stable ait été atteint.

Jonsson *et al.* (2004) ont utilisé une étude à long terme (sur 36 jours) afin de déterminer l'effet de la bioconcentration du pyrène chez les menés tête-de-mouton (*Cyprinodon variegatus*). Les poissons ont atteint un état stable après 4 à 7 jours d'exposition. Les FBC étaient de 145 et de 97 L/kg en poids humide pour des concentrations de HAP de 7,57 et de 72,3 µg/L respectivement, ce qui était probablement lié à la biotransformation des HAP par les poissons.

En général, les études portant sur les mollusques présentaient un potentiel élevé de bioconcentration pour les HAP. Cela peut être causé par les taux de dépuración relativement lents comparativement aux études sur les poissons associées à une absorption plutôt rapide. D'autres travaux ont démontré que les facteurs de bioconcentration des HAP dans les mollusques et certains crustacés sont nettement plus élevés que chez les poissons (tableau A5.7 de l'annexe 5). Contrairement aux poissons et à certains crustacés, les mollusques n'arrivent pas à métaboliser rapidement des hydrocarbures aromatiques. L'accumulation peut se produire dans des tissus stables à faible taux de roulement d'hydrocarbures et pour lesquels l'échange ne se fait pas immédiatement (Stegeman et Teal, 1973; Neff *et al.*, 1976).

La moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) a montré une absorption rapide du B[a]P et du pyrène en six heures d'exposition, ce qui entraîne de fortes valeurs du FBC (Bruner *et al.* 1994; Gossiaux *et al.*, 1996). Après 3 jours de dépuración, les concentrations de B[a]P dans le corps ont chuté pour atteindre un niveau inférieur à 50 %, et après 2 semaines, les concentrations avaient chuté à un niveau entre 5 et 20 % (Gossiaux *et al.*, 1996). L'élimination du pyrène dépendait largement de la température, permettant une dépuración plus rapide en cas de températures plus élevées, et plus lente en cas de températures plus faibles (Gossiaux *et al.*, 1996). La teneur en lipides était également importante pour les valeurs de bioconcentration, avec une accumulation plus rapide de HAP pour les concentrations de lipides plus élevées, tandis que la taille du corps n'avait aucune incidence sur les valeurs du FBC (Bruner *et al.*, 1994).

McLeese et Burrige (1987) ont étudié le potentiel de bioaccumulation des HAP à l'aide d'un certain nombre d'invertébrés d'eau salée en ayant recours à des solutions en eau de mer contaminée par des HAP ou à des sédiments contaminés par des HAP. Lorsque les HAP étaient dissous dans l'eau, le fluoranthène, le pyrène, le triphénylène et le pérylène ont produit des valeurs du FBC élevées chez les moules (*Mytilus edulis*) (5 920, 4 430, 11 390 et 10 500 L/kg en poids humide, respectivement) et les myes (*Mya arenaria*) (4 120, 6 430, 5 540 et 10 000 L/kg en poids humide, respectivement) après des expositions à court terme (96 heures). Cependant, lorsque des HAP sont présents dans les sédiments, seules les moules ont un potentiel élevé de bioconcentration (FBC de 5 950 L/kg en poids humide pour le fluoranthène, 5 000 L/kg en poids humide pour le pyrène et 9 500 L/kg en poids humide pour le pérylène). Les mollusques peuvent dépuración toutes ces substances au cours d'une période donnée, mais les HAP plus lourds (triphénylène et pérylène) sont dépurés plus lentement par rapport aux HAP plus légers

(phénanthrène, fluoranthène et pyrène). La bioaccumulation des HAP n'est pas rapide chez les crevettes et les polychètes.

Bien que la bioaccumulation de HAP plus lourds puisse être rapide chez certains crustacés, ils peuvent également dépurifier cette substance rapidement. Après 6 heures d'exposition à du B[a]P, l'amphipode (*Pontoporeia hoyi*) et la crevette d'eau douce (*Mysis relicta*) ont révélé une absorption rapide (Evans et Landrum, 1989), mais aussi une dépurification rapide après une période de 10 à 26 jours (Evans et Landrum, 1989). Chez les *Daphnia magna* exposés aux HAP pendant 24 heures, on a constaté une bioconcentration élevée (> 5 000 L/kg) chez 11 HAP de poids élevé, allant de 6 100 L/kg en poids humide pour le chrysène à 50 000 L/kg en poids humide pour le dibenz[ah]anthracène (Newsted et Giesy, 1987). La dépurification n'a pas été étudiée.

D'autres invertébrés ont également démontré un potentiel de bioaccumulation des hydrocarbures pétroliers. Muijs et Jonker (2010) ont étudié le potentiel de bioaccumulation des hydrocarbures pétroliers (total et divisé en 3 différentes catégories de carbone) pendant une période de 49 jours sur des vers aquatiques, *Lumbriculus variegatus*, après une exposition à une série de 14 sédiments provenant de sites contaminés avec un historique de pollution par les hydrocarbures. La concentration tissulaire maximale a été observée pour la fraction comportant de 11 à 16 atomes de carbone après 14 jours d'exposition, puis elle a diminué. Les autres fractions n'ont montré aucune diminution de la concentration tissulaire une fois la concentration maximale atteinte. Il a été estimé que 70 à 90 % de l'équilibre était atteint après 28 jours d'exposition. Cependant, on a remarqué qu'il faudrait probablement plus de 90 jours pour que les hydrocarbures comportant plus de 34 atomes de carbone atteignent l'équilibre. La caractérisation des hydrocarbures accumulés n'a pas été réalisée; toutefois, on a relevé des alcanes comportant de 10 à 34 atomes de carbone chez les vers aquatiques. L'accumulation d'alcanes à masse moléculaire élevée peut être liée à l'ingestion de matières organiques qui absorbent ces produits chimiques. La dépurification n'a pas été étudiée.

Dans l'ensemble, les valeurs du FBC déterminées pour divers HAP (tableau A5.7 de l'annexe 5) étaient très variables, allant de 180 à plus de 28 000 L/kg en poids humide. La majorité des études sur les FBC portant sur les HAP indiquent que la bioconcentration peut se produire après de courtes expositions, mais que la majorité des organismes présentent également une dépurification rapide lorsque le contaminant est retiré. Toutefois, il a été démontré que certains composants répondaient aux critères de persistance.

Trois études sur les facteurs de bioaccumulation des HAP dans les organismes aquatiques ont été trouvées. Par conséquent, les valeurs expérimentales du FBA tirées des travaux de Neff *et al.* (1976) et de Zhou *et al.* (1997) et de Burkhard et Lukasewycz (2000) ont été compilées aux fins de comparaison avec les données modélisées (Arnot et Gobas, 2003, 2004) (tableaux A5.6 à l'annexe 5). En général, les valeurs modélisées sont proches des valeurs mesurées (tableau A5.8 à l'annexe 5) pour les HAP sélectionnés. Aucune des valeurs mesurées et modélisées ne s'est avérée bioaccumulable selon les critères (FBA \geq 5 000) du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000), à

l'exception des HAP de substitution, l'iso-heptyl fluorène et le 2-isoheptylphénanthrène (tableau A5.8 de l'annexe 5).

Caractérisation des FBC/FBA

Lorsqu'on caractérise la bioaccumulation, on préfère la dérivation d'un FBA par rapport à celle d'un FBC, dans la mesure où l'exposition à des produits chimiques par voie alimentaire n'est pas prise en compte par le dernier modèle (Barron, 1990). La dérivation d'un FBA provient généralement de conditions contrôlées en laboratoire. Selon Arnot et Gobas (2006), le FBC est un faible descripteur de la bioamplification dans les réseaux trophiques, car il est déterminé d'après des expériences en laboratoire et ne comprend pas l'exposition par voie alimentaire. Par conséquent, il a été démontré que les FBC basés sur des analyses en laboratoire sous-estiment le potentiel de bioaccumulation ou de bioamplification des produits chimiques dans le réseau trophique, car les prédateurs se nourrissent de proies contaminées par des composés lipophiles (USEPA, 1995). À mesure que l'hydrophobie augmente, il est probable que l'absorption alimentaire soit plus importante que l'absorption par l'eau (Arnot et Gobas, 2003). De plus, il a été démontré que les FBC obtenus en laboratoire surestiment le potentiel de bioaccumulation lorsqu'un produit chimique est lié ou fortement sorbé à des sédiments (c.-à-d. moins biodisponible).

En raison de la rareté des FBA mesurés (tableau A5.6 dans l'annexe 5), des FBC provenant de divers ouvrages publiés ont été compilés (tableau A5.9 dans l'annexe 5) aux fins de vérification des valeurs mesurées et modélisées des FBA. Contrairement aux rares données expérimentales sur les FBA des HAP, une série de FBC pour les composants des mazouts lourds ont été trouvés, notamment pour les alcanes, les isoalcanes, les cycloalcanes bicycliques, les aromatiques monocycliques, les cycloalcanes monoaromatiques, diaromatiques et polyaromatiques (tableau A5.9a à l'annexe 5). Les estimations des modèles de ces FBC ont également été produites au moyen d'un modèle cinétique de bilan massique (Arnot et Gobas, 2003) pour refléter les constantes d'élimination du modèle cinétique afin de correspondre aux données des valeurs observées du FBC afin de générer des prédictions des FBA qui reflètent les taux d'élimination connus.

Un modèle cinétique de bilan massique devrait constituer la méthode de prévision la plus fiable pour déterminer le potentiel de bioaccumulation, car il permet la correction des constantes du taux cinétique et des paramètres de biodisponibilité, dans la mesure du possible. Les prévisions modélisées du FBC et du FBA sont considérées comme étant pertinentes pour cette évaluation d'hydrocarbures, car elle est basée sur les premiers principes. Pourvu que le domaine mécaniste (diffusion passive), le domaine global des paramètres (plage des valeurs empiriques du $\log K_{oe}$ et poids moléculaire) ainsi que le domaine du métabolisme (taux métabolique corrigé $[k_M]$) soient satisfaits, les prévisions sont estimées valides (Arnot et Gobas 2003; idem, 2006). Le modèle cinétique de bilan massique développé par Arnot et Gobas (2003, 2004) a été utilisé à l'aide de constantes de vitesse de métabolisation normalisées en fonction des deux conditions de l'étude et de poissons de niveau trophique intermédiaire représentatifs, tel qu'il est décrit dans l'étude de Arnot *et al.* (2008a, b) lorsque le FBC ou la constante du taux d'élimination corrigée

pour la croissance était connu. Des données empiriques sur le FBC et le facteur de bioamplification (FBAm) ont été utilisées pour corriger l'absorption modèle par défaut et les paramètres d'élimination, qui sont résumés au tableau A5.9b (annexe 5).

Dans le tableau A5.9 (annexe 5), certaines constantes du taux métabolique calculées à partir des valeurs empiriques du FBC étaient négatives, ce qui laisse entendre que le taux métabolique est essentiellement zéro et que les autres voies d'élimination sont plus importantes. Par conséquent, aucune correction du taux métabolique n'a été utilisée pour prévoir le FBC et le FBA de ces structures. L'intestin et le métabolisme des tissus ne sont pas habituellement considérés comme un processus d'élimination important pour les produits chimiques ayant un $\log K_{oc}$ de moins de 4,5 environ (Arnot *et al.*, 2008a, b; Arnot et Gobas, 2006), mais cela peut dépendre de la taille et du contenu en lipides des poissons utilisés dans les essais.

Dans le tableau A5.9a (annexe 5), seuls l'isoalcane comportant 15 atomes de carbone (2,6,10-triméthylsilyl-dodécane), les cycloalcane monocycliques comportant 8 atomes de carbone (éthylcyclohexane) et les substances aromatiques bicycliques comportant 13 atomes de carbone (2-[Propan-2-yl]naphtalène) avaient des valeurs mesurées ou modélisées des FBC ou des FBA supérieures ou égales à 5 000. Toutefois, la substance diaromatique évaluée (2-isopropylnaphtalène) et considérée comme ayant un potentiel de bioaccumulation élevé comprend également le groupe fonctionnel d'isopropyles jugé atypique dans les produits pétroliers, et requiert une évaluation plus profonde du caractère raisonnable des prévisions, en tenant compte des données expérimentales disponibles (Lampi *et al.*, 2010). De même, Neff *et al.* (1976) ont constaté que les diaromatiques comportant de 12 à 13 atomes de carbone (naphtalènes et biphényles alkylés) ne présentaient pas un potentiel de bioaccumulation élevé chez les myes après une exposition effectuée par la dispersion de mazout n° 2 dans de l'eau. Par conséquent, les éléments de preuve combinés semblent indiquer qu'il n'est pas probable que ces diaromatiques comportant de 12 à 13 atomes de carbone soient bioaccumulables. Pour ce qui est du cyclohexane à 8 atomes de carbone (éthylcyclohexane), la valeur prévue du FBA (Arnot et Gobas, 2004) pour les poissons de niveau trophique intermédiaire est de 5 495 L/kg en poids humide (qui est tout juste supérieure au critère seuil, soit $FBA \geq 5\,000$), ce qui laisse supposer que cette substance présente un potentiel de bioaccumulation lorsque toutes les voies d'absorption sont prises en considération. Toutefois, cette prévision a été calculée à l'aide d'un taux de métabolisme égal à zéro en raison de l'erreur possible associée à l'estimation du taux de métabolisme (tableau A5.9b de l'annexe 5). Si on prend en considération le métabolisme, il est prévu que le FBA soit moins important, et probablement inférieur à 5 000. De plus, la valeur expérimentale du FBC laisse entendre que ce cycloalcane à huit atomes de carbone n'est pas très bioaccumulable (tableau A5.9a de l'annexe 5). Combiner ces raisonnements laisse entendre qu'il n'est pas non plus probable que ce cycloalcane à huit atomes de carbone soit bioaccumulable, selon les critères réglementaires canadiens. Dans le cas de l'isoalcane comportant 15 atomes de carbone (2,6,10-triméthylsilyl-dodécane), 2 facteurs de bioaccumulation prédits sont présentés (575 et 47 863 L/kg en poids humide). La deuxième valeur FBA (47 863 L/kg) est préférable, étant donné que la constante du taux de déuration de l'étude était disponible pour calculer la constante du taux métabolique.

Cette valeur plus élevée du FBA prévue est également conforme aux valeurs réduites du taux métabolique. Combiner ces raisonnements laisse entendre qu'il est également probable que cet isoalcane à 15 atomes de carbone soit bioaccumulable, selon les critères réglementaires canadiens.

La plupart des composants comportant plus de 20 atomes de carbone ont une valeur de $\log K_{oe}$ estimée à plus de 8 et ils ont été exclus de la modélisation, puisque les prévisions peuvent être très incertaines en raison des limites du modèle (Arnot et Gobas, 2003). Dans Arnot et Gobas (2006), à une valeur de $\log K_{oe}$ de 8, la répartition empirique de données « acceptables » sur le FBC des poissons indique qu'il y a très peu de produits chimiques dans les FBC des poissons qui satisfont aux critères réglementaires canadiens ($\geq 5\,000$). Un examen de la base de données empiriques d'Environnement Canada mené par Arnot et Gobas (2003) puis par Arnot (2005, 2006) et portant sur le FBA et le FBC des substances chimiques répertoriés ou non sur la Liste intérieure des substances révèle qu'il s'agit seulement de substances à forte teneur en chlore (p. ex. décachlorobiphényle, nonachlorobiphényle, heptachlorobiphényle), qui ont des FBC de 10^5 , à savoir que l'octachloronaphtalène a un FBC mesuré inférieur à 1 000 L/kg en poids humide (Fox *et al.*, 1994; Gobas *et al.*, 1989; Oliver et Niimi, 1988), et que toutes ces substances ont un $\log K_{oe}$ inférieur à 8. Par conséquent, les valeurs de FBC et de FBA prévues pour le $\log K_{oe}$ supérieur à 8 étaient considérées comme étant hors du champ d'application paramétrique du modèle Arnot-Gobas (2003) et comme des valeurs très incertaines et peu fiables.

Des estimations modélisées du FBC et du FBA ont également été établies pour 26 autres structures représentatives linéaires et cycliques comportant de 9 à 22 atomes de carbone à l'aide du modèle modifié à 3 niveaux trophiques d'Arnot-Gobas (2004) [tableau A5.8 de l'annexe 5], étant donné qu'aucune donnée empirique de bioaccumulation n'a été trouvée pour ces substances. Le taux de métabolisme et la cinétique de l'efficacité de l'assimilation alimentaire ont été corrigés pour ces prévisions, selon les données d'essais sur le FBC et le facteur de bioamplification (BMF) de substances analogues. À partir de cette analyse, seul un polycycloalcane comportant 14 atomes de carbone devrait présenter une valeur de FBC correspondant à un potentiel de bioconcentration élevé. Cependant, il a été constaté qu'un isoalcane, plusieurs polycycloalcane, cycloalcane monocycliques et bicycliques et substances aromatiques à un, deux et trois cycles avaient des facteurs de bioaccumulation élevés. Le $\log K_{oe}$ pour ces structures laisse entendre que l'absorption alimentaire peut être la voie d'absorption qui domine (jusqu'à 87 % de l'absorption totale), mais qu'il ne s'agira pas de la seule voie d'exposition, comme on s'attend à ce que certaines substances aient une fraction biodisponible de 90 % dans la colonne d'eau. Le FBA est donc considéré comme étant la mesure la plus appropriée pour évaluer le potentiel de bioaccumulation de ces structures et représente une comparaison des charges dans le corps entier par rapport aux concentrations dans l'eau. Les FBC et FBA prévus pour ces fractions se trouvent dans le champ d'application paramétrique, mécaniste et métabolique du modèle et sont donc considérées fiables.

Facteurs de bioamplification (FBM) et facteurs d'amplification trophique (FAT)

Les valeurs du facteur de bioamplification (FBM) fournies par ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. (EMBSI), utilisées pour obtenir des renseignements cinétiques de 15 substances, sont présentées dans le tableau A5.9a à l'annexe 5 (Lampi *et al.*, 2010). Aucun de ces analogues ne présente une valeur de FBM supérieure à 1, ce qui laisse entendre que ces hydrocarbures ne se bioamplifient pas lorsqu'ils sont comparés aux concentrations prévues dans les aliments. Une combinaison du taux métabolique, de la faible efficacité d'assimilation alimentaire et de la dilution par croissance semblent limiter le potentiel de bioamplification de ces composés (voir les tableaux A5.9a et A5.9b à l'annexe 5).

Lampi *et al.* (2010) ont aussi présenté les facteurs d'amplification trophique (FAT) pour des HAP provenant de trois études sur le terrain. Les facteurs d'amplification trophique pour divers hydrocarbures aromatiques polycycliques sont présentés dans le tableau A5.10 (annexe 5). Les FAT correspondant aux HAP étudiés sur le terrain sont principalement inférieurs à 1, à l'exception des fluorènes et des acénaphthènes, qui sont approximativement de 1. Une combinaison du taux métabolique, de la faible efficacité d'assimilation alimentaire et de la dilution par croissance semblent également limiter le potentiel d'amplification trophique de ces composés. Par conséquent, il est peu probable que les composants linéaires, cycliques et aromatiques des mazouts lourds subissent une bioamplification ou une amplification trophique.

Broman *et al.* (1990) ont étudié les FAT de 19 HAP dans une chaîne alimentaire marine; du seston aux moules (*M. edulis*) et aux eiders à duvet (*Somateria mollissima*), et n'ont trouvé aucun FAT supérieur à 1.

Facteurs d'accumulation biote-sédiments (FABS sédiments)

Lampi *et al.* (2010) ont également résumé les données sur les facteurs d'accumulation biote-sédiments (FABS) disponibles pour plusieurs HAP à partir d'une base de données compilées par l'Environmental Protection Agency des États-Unis (2008a). Les valeurs médianes de FABS sur le terrain observées chez les poissons pour les HAP qui devraient se trouver dans les mazouts lourds (acénaphthylène, acénaphthène, benzo[*a*]anthracène, B[*a*]P, benzo[*e*]pyrène, benzo[*b*]fluoranthène, benzo[*b+k*]fluoranthène, benzo[*j+k*]fluoranthène, benzo[*k*]fluoranthène, benzo[*ghi*]pérylène, chrysène, fluoranthène, fluorène, indéno[123-*cd*]pyrène, dibenz[*ah*]anthracène, pérylène, naphthalène, phénanthrène and pyrène) étaient comprises entre 10^{-4} et 10^{-1} . Les valeurs de FABS au quatre-vingt-dixième centile variaient de 10^{-4} à un peu moins de 1, le naphthalène étant le seul HAP ayant un FABS légèrement inférieur à 1. La valeur du FABS des HAP chez les poissons est toujours inférieure à 1. Ce résultat était à prévoir, étant donné la même justification fournie pour les faibles valeurs du facteur de bioamplification et d'amplification trophique. Toutefois, on n'a extrait aucune donnée relative aux facteurs d'accumulation biote-sédiments chez les invertébrés à partir de la base de données de l'Environmental Protection Agency des États-Unis. Dans le cas des invertébrés, ces facteurs peuvent être largement supérieurs à 1, car les invertébrés ne

disposent pas des mêmes caractéristiques métaboliques que les poissons (p. ex. B[a]P) (Muijs et Jonker, 2010; Stegeman et Teal, 1973; Neff *et al.*,

Comme il a été mentionné précédemment, Muijs et Jonker (2010) ont étudié la bioaccumulation du pétrole chez le ver aquatique *L. variegatus*, et les facteurs d'accumulation biote-sédiments obtenus variaient de 0,01 à 2,3. Cette plage étendue est probablement liée à la différence de l'état de la nappe d'hydrocarbures. Les valeurs des facteurs d'accumulation biote-sédiments de différents blocs d'hydrocarbures semblaient être relativement constants jusqu'à 22 atomes de carbone, laissant entendre que le *L. variegatus* accumulait ces fractions proportionnellement à partir des sédiments. Au-delà de 22 atomes de carbone, les facteurs d'accumulation biote-sédiments ont baissé pour tous les sédiments étudiés, et cela est probablement lié à une baisse de la biodisponibilité des fractions ayant un point d'ébullition plus important, comme les HAP. De même, il y a probablement une meilleure sorption des HAP par les sédiments et, dans certains cas, par des liquides non aqueux. Muijs et Jonker (2010) semblent également indiquer que les vers aquatiques étudiés peuvent aussi éviter les liquides non aqueux, qui peuvent également limiter la bioaccumulation des fractions très hydrophobes.

Conclusion de la bioaccumulation

Composants non liés aux HAP

Tel qu'il a été mentionné précédemment, parmi les paramètres auxquels sont associés des critères réglementaires canadiens, les valeurs du FBA sont préférables à celles du FBC, car elles représentent le potentiel d'accumulation dans le biote pour toutes les sources d'exposition et, par conséquent, elles brossent un tableau plus complet de la charge corporelle totale des produits chimiques. Les facteurs de bioamplification (FBAm), d'amplification trophique (FAT) et d'accumulation biote-sédiments (FABS) sont également considérés comme très importants pour comprendre les tendances de bioaccumulation et ils sont utilisés dans une méthode du poids de la preuve pour le potentiel global de bioaccumulation d'un produit chimique.

En général, la majeure partie des composants comportant moins de 15 atomes de carbone (alcane, isoalcanes et cycloalcanes monoaromatiques) n'atteint pas les critères de bioaccumulation du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000). Cette conclusion est fondée sur les correspondances observées entre les données expérimentales disponibles sur les FBC et les FBA, et entre les prévisions de la modélisation cinétique du bilan massique reposant sur le modèle sur trois niveaux trophiques du modèle d'Arnot-Gobas (2004) pour les FBC et les FBA.

La plupart des composants ayant 20 atomes de carbone ou plus (alcane, isoalcanes, cycloalcanes monocycliques et bicycliques et substances aromatiques monocycliques) ont une valeur estimée du log K_{oe} supérieure à 8 et ont été exclus de la modélisation, étant donné que les prévisions peuvent être très incertaines en raison des limitations du modèle (Arnot et Gobas, 2003). De même, en ce qui concerne ces composants ayant 20 atomes

de carbone ou plus, aucune donnée expérimentale portant sur la détermination des FBC n'a été trouvée.

En ce qui concerne les polycycloalcanes, les polycycloalcanes (hydrochrysène) comportant 18 atomes de carbone n'ont pas respecté le critère du FBC ou du FBA supérieur ou égal à 5 000 pour les prévisions modélisées du FBA à l'aide du modèle trophique de 3 niveaux d'Arnot-Gobas (2004), tandis que les polycycloalcanes comportant 14 et 22 atomes de carbone se sont avérés satisfaire aux critères, d'après le même modèle (tableau A5.8 de l'annexe 5). La constante du taux métabolique (0,45/jour) pour l'hydrochrysène semble indiquer un taux métabolique rapide en comparaison des constantes plus faibles du taux métabolique (0,01/jour et 0,04/jour) pour les polycycloalcanes comportant 14 et 22 atomes de carbone. Des détails d'études reposant sur des preuves expérimentales pour un polycycloalcane similaire n'ont pas pu être obtenus afin de déterminer les valeurs du FBC et du FBA prévues. Par conséquent, les éléments de preuve disponibles semblent indiquer que le polycycloalcane comportant 18 atomes de carbone n'est pas non plus bioaccumulable selon les résultats modélisés seulement.

On a constaté que les polycycloalcanes comportant 14 et 22 atomes de carbone, les substances aromatiques monocycliques comportant 15 atomes de carbone, les cycloalcanes monoaromatiques comportant de 15 à 20 atomes de carbone et les cycloalcanes diaromatiques comportant 20 atomes de carbone atteignent les critères de bioaccumulation, d'après les résultats du modèle trophique sur 3 niveaux d'Arnot-Gobas (2004). En ce qui concerne ces composants particuliers, les constantes du taux de métabolisme varient entre 0,01 et 0,08 (jour^{-1}), ce qui laisse supposer un taux de métabolisme faible. Dans le cas des polycycloalcanes comportant de 14 à 22 atomes de carbone, des substances aromatiques monocycliques comportant 15 atomes de carbone et des cycloalcanes monoaromatiques comportant 20 atomes de carbone, seules les données expérimentales sur les facteurs de bioamplification aux fins de comparaison des analogues étaient disponibles. Les facteurs de bioamplification étaient tous inférieurs à 1, ce qui indique que ces composants ne se bioamplifient pas. Dans le cas du cycloalcane monoaromatique comportant 15 atomes de carbone, une seule valeur expérimentale du FBC d'un composant analogue, l'octahydrophénanthrène (FBC de 3 418 L/kg en poids humide), a été trouvée. Cependant, si l'on tient compte du faible taux métabolique de 0,197 (jour^{-1}) pour l'octahydrophénanthrène, il se peut que les valeurs du FBC et du FBA prévues pour le cycloalcane monoaromatique comportant 15 atomes de carbone dépassent les critères canadiens, même si cela ne peut être déterminé en raison du manque de détails de l'étude pertinente. Enfin, le seul analogue similaire au cycloalcane diaromatique comportant 20 atomes de carbone (l'iso-heptyl fluorène) est le fluorène, qui a une valeur expérimentale du FBA de 1 030 L/kg en poids humide. Cependant, la présence d'un groupe d'iso-heptyl peut influencer sur le potentiel de bioaccumulation du fluorène, et la valeur faible du K_M indique un taux de métabolisme lent. Dans l'ensemble, les preuves disponibles laissent entendre que ces composantes sont susceptibles de se bioaccumuler en fonction des résultats des données expérimentales et modélisées disponibles.

Les valeurs du facteur de bioamplification pour 15 substances comprenant des isoalcanes, des cycloalcanes monocycliques et bicycliques, des polycycloalcanes, des aromatiques monocycliques, des cycloalcanes monoaromatiques, diaromatiques, et des substances aromatiques à trois et quatre cycles (voir le tableau A5.9 dans l'annexe 5) montrent qu'aucun composant n'a un facteur de bioamplification supérieur à 1. Cela laisse entendre que ces hydrocarbures particuliers ne se bioamplifient pas lorsqu'ils sont comparés aux concentrations prévues dans les aliments. Par conséquent, les preuves à notre disposition laissent entendre que la bioamplification des hydrocarbures pétroliers est limitée. Il est possible que les FABS soient supérieurs à 1 pour les invertébrés (jusqu'à 2,3 pour les hydrocarbures pétroliers totaux dans le *L. variegatus* [Muijs et Jonker, 2010]), étant donné qu'ils ne disposent pas des mêmes caractéristiques métaboliques que les poissons. Toutefois, les FABS baisseront probablement pour les composants ayant plus de 22 atomes de carbone, en raison d'une diminution de la biodisponibilité des fractions ayant un point d'ébullition plus élevé (Muijs et Jonker, 2010).

En ce qui concerne les hydrocarbures aromatiques polycycliques, les facteurs d'amplification trophique observés sur le terrain étaient principalement inférieurs à 1, à l'exception des fluorènes et des acénaphthalènes, qui sont approximativement de 1. Il semble que la bioamplification et l'amplification trophique sont atténuées par une combinaison de la transformation métabolique, de la faible efficacité d'assimilation alimentaire et de la dilution de croissance. Les facteurs d'accumulation biote-sédiments chez les poissons étaient également inférieurs à 1, mais n'étaient disponibles que pour certains HAP. Les éléments de preuve disponibles semblent indiquer que la bioamplification et l'amplification trophique des HAP ne sont pas assez importantes. La majorité des études sur les FBC portant sur les HAP indiquent que la bioconcentration peut se produire après de courtes expositions, mais que la majorité des organismes présentent également une dépuración rapide lorsque le contaminant est retiré. Cela est particulièrement évident chez les mollusques et les crustacés. Dans le cas de déversements de mazouts lourds dans l'eau, on ne s'attend pas à des émissions de HAP constantes ou continues, même si on a démontré que certains composants (C_{15} – C_{50}) atteignent ou dépassent les critères de persistance. Malgré la persistance de certains composants de mazouts lourds, la dépuración devrait se produire chez les mollusques et les crustacés. Les FBC et les FBA des hydrocarbures aromatiques polynucléaires sont faibles chez les poissons, en partie parce qu'ils métabolisent les HAP, ce qui aboutit à des concentrations très faibles ou indétectables des HAP apparentés dans les tissus des poissons (Varanasi *et al.*, 1989). Étant donné que les HAP ont tendance à s'accumuler dans les sédiments, les organismes benthiques peuvent être exposés aux contaminants en permanence. Toutefois, les HAP sorbés par les sédiments n'ont qu'une biodisponibilité limitée pour les organismes marins (Salazar-Coria *et al.*, 2007). Par conséquent, la bioaccumulation des HAP n'est probablement pas un problème pour les organismes aquatiques. Dans ce cas, l'exception porterait sur les substances qui peuvent être à la fois persistantes et bioaccumulables.

Dans l'ensemble, il existe des preuves cohérentes empiriques et prévues qui semblent indiquer que 10 structures représentatives (isoalcanes comportant 15 atomes de carbone, cycloalcanes monocycliques comportant 15 atomes de carbone, cycloalcanes bicycliques

comportant 15 atomes de carbone, polycycloalcanes comportant 14 et 22 atomes de carbone, substances aromatiques monocycliques comportant 15 atomes de carbone et cycloalcanes monoaromatiques comportant entre 15 et 20 atomes de carbone) atteignent les critères de bioaccumulation énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000). Ces composants sont associés à un taux de métabolisme faible et sont très lipophiles. L'exposition par l'eau et la nourriture, lorsqu'elles sont combinées, semble indiquer que le taux d'absorption de cette substance pourrait dépasser le taux d'élimination total. Toutefois, ces composants ne devraient pas se bioamplifier dans les réseaux trophiques aquatiques, en grande partie parce qu'une combinaison du métabolisme, de la faible efficacité d'assimilation alimentaire et de la dilution par croissance fait en sorte que le taux d'élimination dépasse le taux d'absorption total.

Composants des HAP

En général, la majeure partie des composants comportant moins de 15 atomes de carbone (cycloalcanes diaromatiques et HAP tricycliques) n'atteignent pas les critères de bioaccumulation du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000). La majorité des composants comportant 20 atomes de carbone ou plus (substances aromatiques à deux, trois et cinq cycles) ont une valeur estimée du $\log K_{oe}$ supérieure à 8 et ont été exclus de la modélisation, étant donné que les prévisions peuvent être très incertaines en raison des limitations du modèle (Arnot et Gobas, 2003).

Les valeurs expérimentales des FBA et des FBC semblent indiquer que les HAP, dans leur ensemble, ont un faible potentiel de bioaccumulation chez les poissons. Cela est en partie attribuable à la métabolisation des HAP par le poisson, ce qui entraîne des concentrations faibles ou indétectables des HAP apparentés dans les tissus des poissons (Varanasi *et al.*, 1989). En ce qui concerne les FBA, aucune des valeurs mesurées ou modélisées n'atteignait le critère de la bioaccumulation ($FBA \geq 5\ 000$), tel qu'il est défini dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000), à l'exception des valeurs du FBA modélisées pour l'iso-heptyl fluorène et le 2-isohexylphénanthrène (tableau A5.8 de l'annexe 5). Lampi *et al.* (2010) ont découvert que les groupes fonctionnels isopropyliques ont augmenté le potentiel de bioaccumulation de naphthalène, même si les groupes d'isopropyles sont jugés atypiques dans les produits pétroliers. Par conséquent, les hydrocarbures aromatiques polycycliques très alkylés, surtout ceux dans les groupes d'isopropyles, ont probablement un plus grand potentiel de bioaccumulation simplement en raison d'une plus grande répartition dans les tissus lipophiles dans le biote et peut-être d'un certain encombrement de biotransformation. Le manque de données expérimentales ou de données sur le terrain pour les HAP alkylés plus importants que le naphthalène empêche tirer une conclusion concrète pour ces substances, bien que Neff *et al.* (1976) aient constaté que plus le naphthalène est alkylé, plus le potentiel de bioaccumulation augmente. En ce qui concerne les valeurs modélisées des FBA pour l'iso-heptyl fluorène et le 2-isohexylphénanthrène, les seuls analogues similaires (le fluorène et le phénanthrène) ont des valeurs expérimentales du FBC de 1 030 L/kg en poids humide et de 2 944 L/kg en poids humide, respectivement, qui sont légèrement plus élevées que les valeurs prévues du FBC à l'aide de la modélisation cinétique du bilan

massique (tableau A5.8 de l'annexe 5). Toutefois, il existe certaines incertitudes entourant les constantes du taux cinétique utilisées pour modéliser les valeurs du FBC et du FBA pour l'iso-heptyl fluorène et le 2-isohexylphénanthrène (p. ex. les constantes du taux métabolique ont été évaluées à partir des modèles RQSA ou des données sur les analogues) ainsi que le degré d'amplification trophique dans le réseau trophique utilisé par le modèle, ce qui laisse entendre que les FBA peuvent être surestimés. Toutefois, étant donné que la valeur de $\log K_{oe}$ de ces composés se situe entre 7,0 et 7,5, intervalle optimal pour une bioaccumulation élevée à partir de l'alimentation et de l'eau combiné à la possibilité d'un taux de métabolisme lent, et que le facteur d'amplification trophique du fluorène soit à 1 environ (tableau A5.10 de l'annexe 5), un potentiel de bioaccumulation élevé est encore probable.

Aucune des valeurs modélisées du FBC concernant les HAP représentatifs n'a répondu au critère de bioconcentration (FBC supérieur ou égal à 5 000), tel qu'il est défini dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000) (voir le tableau A5.8 de l'annexe 5). Cela est en grande partie attribuable à la partie inférieure de la contribution de l'absorption à partir de l'eau par les substances chimiques très hydrophobes, mais aussi en raison de la métabolisation des HAP, comme le naphthalène, le phénanthrène et le B[a]P, par le poisson, ce qui entraîne des concentrations très faibles ou indétectables des HAP apparentés dans les tissus des poissons (Varanasi *et al.*, 1989). Toutefois, les FBC chez les poissons pour les HAP dépassent le critère de la bioaccumulation, y compris le fluoranthène, l'anthracène et le pyrène (tableau A5.8 de l'annexe 5). Pour le fluoranthène, Weinstein et Oris (1999) ont déclaré un facteur de bioconcentration de 9 054 L/kg en poids humide chez les têtes-de-boule, Burkhard et Lukasewycz (2000) ont déterminé un facteur de bioaccumulation de 1 550 L/kg en poids humide chez des touladis et De Maagd (1996) a établi un FBC de 3 388 L/kg en poids humide chez les têtes-de-boule. Comme il a été mentionné précédemment, les études de Weinstein et Oris (1999) et de De Voogt *et al.*, (1991), ainsi que Peterson et Kristensen (1998), ont déclaré des valeurs élevées du FBC et renferment des degrés suffisants d'incertitude, ou les résultats du stade précoce de l'existence ne peuvent pas être facilement interprétés par rapport à d'autres études ou d'autres critères de bioaccumulation fondés sur la réglementation. Les conclusions de ces études ont donc été considérées comme étant équivoques et ont reçu une pondération inférieure pour déterminer le potentiel de bioaccumulation, conformément aux critères établis. Les valeurs élevées des FBC obtenues en laboratoire ne sont pas conformes aux FBA mesurés chez les poissons sur le terrain pour le fluoranthène. Par conséquent, il y a un plus grand nombre de preuves de poids et de cohérence provenant des données cinétiques, des valeurs modélisées du FBC et du FBA, et des preuves en laboratoire et sur le terrain pour les vertébrés (poissons) qui semblent indiquer que les vertébrés possèdent suffisamment de capacités métaboliques et d'autres processus d'élimination pour atténuer la charge corporelle des HAP en deçà des niveaux perçus par les critères comme étant des niveaux élevés de bioaccumulation.

Des données empiriques sur le FBC visant les invertébrés, notamment les mollusques (fluoranthène et pyrène) et la *Daphnia magna* (chrysène, benzo[a]anthracène, benzo[k]fluoranthène, B[a]P, benzo[e]pyrène et benzo[ghi]pérylène) se sont avérées

élevées. Dans le cas de la *D. magna*, le benzo[*a*]anthracène, le B[*a*]P, le benzo[*e*]pyrène et le benzo[*ghi*]pérylène ont des valeurs de FBC dépassant les critères de bioaccumulation à environ 10 000 L/kg en poids humide (tableau A5.7 de l'annexe 5). Cela indique qu'il existe un potentiel pour que la charge corporelle atteigne des niveaux toxiques dans les organismes de niveau trophique inférieur comme ils n'ont pas la capacité métabolique d'éliminer les HAP en comparaison aux poissons. Par conséquent, des schémas d'accumulation élevée se trouvent dans le laboratoire et sur le terrain. Il existe également un potentiel que ces charges corporelles dépassent les seuils narcotiques internes, en supposant une exposition constante et continue aux HAP. Toutefois, la majorité des études des FBC sur les HAP indiquent que la bioconcentration chez les invertébrés peut se produire rapidement, mais que la majorité des organismes présentent également une dépuración rapide lorsque le contaminant est retiré. Par conséquent, la durée de l'exposition est essentielle à la bioaccumulation et à la toxicité.

Les facteurs d'amplification trophique (FAT) des HAP sur le terrain étaient essentiellement inférieurs à 1, sauf pour les fluorènes et les acénaphthènes, qui étaient approximativement à 1 (tableau A5.10 de l'annexe 5). Il semble que la bioamplification et l'amplification trophique sont atténuées par une combinaison de la transformation métabolique, de la faible efficacité d'assimilation alimentaire et de la dilution de croissance par la chaîne alimentaire. Les éléments de preuve disponibles semblent indiquer que la bioamplification et l'amplification trophique des HAP ne sont pas assez importantes.

Étant donné que les HAP ont tendance à s'accumuler dans les sédiments, les organismes benthiques peuvent être exposés aux contaminants en permanence. Puisque les invertébrés ne disposent pas des mêmes caractéristiques métaboliques que les poissons (Muijs et Jonker, 2010; Stegeman et Teal, 1973; Neff *et al.*, 1976), le potentiel de bioaccumulation chez les invertébrés devrait être plus élevé que chez les poissons. Bien que seuls des FABS chez les poissons aient été trouvés pour certains HAP et qu'ils étaient inférieurs à 1, il est possible que les FABS soient supérieurs à un pour les invertébrés, étant donné qu'ils ont moins de compétences métaboliques que les poissons, mais ces facteurs baisseront probablement pour les composants ayant plus de 22 atomes de carbone en raison d'une diminution de la biodisponibilité des fractions ayant un point d'ébullition plus élevé (Muijs et Jonker, 2010).

Dans l'ensemble, les preuves indiquent que les 4 structures représentatives des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP à 3 cycles comportant 20 atomes de carbone, HAP à 4 cycles comportant 18 atomes de carbone, HAP à 5 cycles comportant 20 atomes de carbone et HAP à 6 cycles comportant 22 atomes) satisfont aux critères de la bioaccumulation énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Proportion de composants bioaccumulables dans les mazouts lourds

D'après les plages du point d'ébullition de chaque numéro CAS individuel (tableau A2.4 de l'annexe 2), les parties des composants qui devraient être bioaccumulables varient

d'environ 5 à 25 % en poids. Ces parties correspondent aux échantillons canadiens du mazout n° 6, car la caractérisation chimique de ces mazouts lourds restreints aux industries est inconnue (tableau A5.11 à l'annexe 5). Une analyse plus détaillée portant sur la manière dont ces parties bioaccumulables ont été déterminées est présentée dans le tableau A5.11 (annexe 5).

Par conséquent, jusqu'à environ 25 % des composants (par poids) de ces mazouts lourds restreints aux industries peuvent être bioaccumulables selon les critères énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

Évaluation des effets sur l'environnement

Les renseignements portant sur la toxicité des mazouts lourds sur divers organismes sont présentés ci-dessous. De même, les HAP sont des composants des mazouts lourds et ont déjà fait l'objet d'une étude dans le cadre d'une évaluation réglementaire. Les HAP figurent sur la Liste des substances toxiques à l'annexe 1 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) (Environnement Canada, 2010c).

Les conclusions tirées des études sur le terrain et en laboratoire à partir d'échantillons prélevés sur le terrain laissent entendre que le biote est dégradé dans différents sites canadiens contaminés par les HAP provenant de diverses sources industrielles (Canada, 1994).

Il existe des dangers potentiels associés au métabolisme des HAP comme le B[a]P. Ce processus peut créer des métabolites qui s'avèrent être des substances mutagènes puissantes. Sous des conditions de laboratoire, on a associé les effets néoplastiques et génotoxiques des organismes terrestres et aquatiques à une exposition aux HAP. On a démontré les premières étapes de la carcinogenèse induite par des produits chimiques, dans le cadre d'études menées sur le terrain (Environnement Canada, 1994).

Milieu aquatique

Aucune donnée expérimentale n'était disponible pour la toxicité aquatique de ces mazouts lourds restreints aux industries. Par conséquent, des données du mazout n° 6 ont été utilisées dans le cadre d'une approche de comparaison afin d'évaluer le potentiel de toxicité aquatique. D'autres études ont démontré qu'il existe des variations de toxicité avec les mazouts lourds. Cela est lié en partie aux différentes plages du point d'ébullition qui déterminent la composition de ces mazouts lourds (BESC, 2000b).

Le tableau A5.12 (annexe 5) présente des données sur la toxicité aiguë du mazout n° 6. Les valeurs de la concentration létale médiane (CL₅₀) aquatique varient de 0,9 à plus de 10 000 mg/L. La dispersion d'huile dans l'eau n'a pas révélé de toxicité pour les

organismes aquatiques aussi importante que la fraction hydrosoluble. La plus faible valeur de toxicité marine de 0,9 mg/L a été déterminée dans le cadre d'essais sur la toxicité aiguë CL₅₀ sur 48 heures, grâce à des fractions hydrosolubles sur des mysis effilées *Mysidopsis almyra* (Neff et Anderson, 1981). La même valeur a été déterminée dans le cadre d'essais sur la toxicité aiguë CL₅₀ sur 96 heures sur des vers marins *Capitella capitata* (Rossi *et al.*, 1976). La plus faible valeur de toxicité dans l'eau douce de 4,1 mg/L a été déterminée par MacLean et Doe (1989) dans le cadre d'essais CE₅₀ sur 48 heures sur le *Daphnia magna*.

Effets sur les espèces aviaires

Les mazouts lourds peuvent avoir une grande variété d'effets sur les oiseaux, en particulier les oiseaux de mer. Le pétrole lourd, y compris les mazouts lourds, peuvent endommager la capacité isolante des plumes, conduisant ainsi à une hausse de la mortalité liée à l'exposition. Les mazouts lourds présentent aussi une toxicité directe pour les oiseaux par ingestion. Le lustrage des plumes des oiseaux afin de retirer le pétrole et la baisse de la capacité isolante des plumes contaminées augmente la demande métabolique, à tel point que les oiseaux peuvent mourir de faim dans un effort pour conserver la chaleur.

De même, les oiseaux nicheurs qui entrent en contact avec les mazouts lourds peuvent transférer cette substance de leurs plumes et les pieds à leurs œufs pendant l'incubation. La toxicité pour les œufs par cette voie a été démontrée (Environnement Canada, 2010b; Michigan, 2010). Le mazout n° 6 ressemble à 4 des mazouts lourds faisant l'objet de la présente évaluation (64741-75-9, 70592-76-6, 70592-77-7 et 70592-78-8) et peut être utilisé dans le cadre d'une approche de comparaison de la toxicité. Szaro (1979) a découvert que le fait d'appliquer 5 µL de mazout n° 6 sur des œufs réduisait de manière considérable le succès de l'éclosion à 36 %, et la survie après 6 jours à 52 % chez les canards malards (*Anas platyrhynchos*).

Le mazout n° 2 ressemble au mazout lourd (CAS n° 68783-08-4) plus léger et peut être utilisé comme une substance toxique auxiliaire. Dans le cadre d'essais portant sur des œufs de Canard malard, les concentrations minimales avec effet observé (CMEO) ont été observées à 1 µL/œuf (baisse de 20 % du succès de l'éclosion et baisse de 28 % de survie des canetons après l'éclosion) (Albers et Szaro, 1978; Szaro *et al.*, 1978). Coon *et al.* (1979) ont déterminé qu'un traitement avec 5 µL/œuf réduisait de 28 % le succès de l'éclosion, comparativement aux groupes témoins utilisant des œufs de Goéland marin (*Larus marinus*). Les œufs d'Eider à duvet (*Somateria mollissima*), d'Aigrette tricolore (*Hydranassa tricolor*), de Mouette atricille (*Larus atricilla*) et de Sterne caugek (*Sterna sandvicensis*) ont révélé une mortalité comprise entre 20 % et 81 % après une exposition à 20 µL/œuf (Albers et Szaro, 1978; White *et al.*, 1979).

Milieu terrestre

Le standard pancanadien relatif aux hydrocarbures pétroliers dans le sol (CCME, 2008) a été utilisé comme source de données pour les effets des mazouts lourds sur les

écosystèmes terrestres. Ces standards ont été élaborés en tenant compte de 4 fractions d'hydrocarbures pétroliers totaux : F1 (C₆–C₁₀), F2 (> C₁₀–C₁₆), F3 (> C₁₆–C₃₄) et F4 (> C₃₄). La fraction 3 (F3) est celle qui ressemble le plus aux mazouts lourds. Des standards ont été élaborés pour quatre catégories d'utilisation des terres (utilisations agricoles, résidentielles, commerciales et industrielles) et deux types de sol (sols à gros grains et à grains fins). La catégorie d'utilisation des terres et le type de sol dont les standards sont les moins contraignants sont habituellement les terres agricoles à gros grains. Pour la fraction 3, le standard relatif au contact avec le sol par des organismes non humains pour les sols agricoles à gros grains est de 300 mg/kg en poids sec (CCME, 2008).

Évaluation de l'exposition de l'environnement

Les estimations des rejets de ces mazouts lourds ont été réalisées à l'aide de données fournies en réponse à un avis publié en vertu de l'article 71 de la LCPE 1999 (Environnement Canada, 2009), d'estimations des déversements en mer sur la côte est du Canada par la Risk Management Research Institute (RMRI, 2007) et de la base de données sur les déversements d'Environnement Canada (Environnement Canada, 2011).

Milieu aquatique

Pour déterminer la concentration environnementale estimée (CEE) dans l'eau, le volume d'eau qui devrait être en contact avec le pétrole déversé a été fourni par un rapport rédigé par le Risk Management Research Institute (RMRI, 2007). Cet ouvrage estimait le risque de déversements de pétrole dans des zones à risque près de la côte Sud de Terre-Neuve-et-Labrador selon la nature des eaux (eaux ouvertes ou partiellement restreintes), le type de bateaux qui naviguent dans les zones, et les quantités de pétrole transportées. Le volume d'eau que l'on estime être en contact avec le pétrole déversé dépendait du volume de pétrole renversé pendant l'incident et la zone à risque du déversement.

Pour les scénarios de chargement et de déchargement, le volume d'eau en contact avec le produit pétrolier proviendra de la zone à risque 1, comme cette région comprend des opérations de chargement à Whiffen Head et à la raffinerie de pétrole de Come By Chance à Terre-Neuve-et-Labrador (RMRI, 2007). Pour les scénarios de transport par navire, le volume d'eau que l'on estime être en contact avec le pétrole est le volume d'eau moyen de la zone à risque 2 (extérieur de la baie Placentia), comme cette région est un couloir de transport important pour les navires. La zone d'une nappe de pétrole établie au sein de zones de danger autour de Terre-Neuve-et-Labrador a été estimée pour des plages de volumes de pétrole précises, à l'aide de modèles de dispersion des déversements dans l'océan. Ensuite, le volume d'eau contaminée a été estimé en multipliant la zone par dix pour représenter les dix premiers mètres d'eau. Ces estimations permettent de supposer que toute l'eau a été contaminée de la même manière par la substance pétrolière déversée. Ce travail a été effectué initialement pour le pétrole brut, mais il peut s'appliquer aux mazouts lourds, car ils présentent une densité similaire.

Dans les cas de chargement et de déchargement des mazouts lourds par navire en mer, environ 13 646 kg de mazout en moyenne pourraient être rejetés dans l'eau de mer au cours d'un seul événement (tableau 3). À une densité moyenne de 1,04 kg/L (API, 2004), cela correspond à 83 barils de mazout, et ce déversement devrait donc être en contact avec 150×10^9 litres d'eau (tableau A5.13 de l'annexe 5). Ce volume est calculé à partir des eaux des zones fermées que l'on trouve dans les quais et les terminaux de chargement. La concentration dans l'eau qui en résulte serait de 0,09 mg/L ($1,38 \times 10^{10}$ mg/ 150×10^9 litres), ce qui est considéré comme la CEE en mer pour le chargement et le déchargement de navires.

La situation est similaire pour le transport des mazouts lourds par navire en mer. Dans ce cas, 83 barils de mazout devraient entrer en contact avec $6\,250 \times 10^9$ litres d'eau (tableau A5.13 de l'annexe 5). Ce volume est estimé à partir de la pleine mer dans la baie Placentia. La concentration dans l'eau qui en résulte serait de 0,002 mg/L ($1,38 \times 10^{10}$ mg/ $6\,250 \times 10^9$ litres), ce qui est considéré comme la CEE en mer pour le transport par navire.

Dans les cas de chargement et de déchargement des mazouts lourds par navire en eau douce, environ 15 262 L de mazout pourraient être rejetés dans l'eau douce au cours d'un seul événement (tableau 3). À une densité moyenne de 1,04 kg/L (API, 2004), cela correspond à 92 barils de mazout, et ce déversement devrait donc être en contact avec 150×10^9 litres d'eau (tableau A5.13 de l'annexe 5). Ce volume est calculé à partir des eaux des zones fermées que l'on trouve dans les quais et les terminaux de chargement. La concentration dans l'eau qui en résulte serait de 0,1 mg/L ($1,53 \times 10^{10}$ mg/ 150×10^9 litres), ce qui est considéré comme la CEE en eau douce pour le chargement et le déchargement de navires.

Dans les cas du transport des mazouts lourds par navire en eau douce, environ 15 262 L de mazout pourraient être rejetés dans l'eau douce au cours d'un seul événement (tableau 3). À une densité moyenne de 1,04 kg/L (API, 2004), cela correspond à 92 barils de mazout, et ce déversement devrait donc être en contact avec $6\,250 \times 10^9$ litres d'eau (tableau A5.13 de l'annexe 5). Ce volume est estimé à partir de la pleine mer dans la baie Placentia. La concentration dans l'eau qui en résulte serait de 0,002 mg/L ($1,53 \times 10^{10}$ mg/ $6\,250 \times 10^9$ litres), ce qui est considéré comme la CEE en eau douce pour le transport par navire.

Milieu terrestre

On prévoit moins d'un cas de rejet de mazouts lourds par an lié au transport par oléoduc, compte tenu de la distance de transport réduite déterminée grâce à des renseignements soumis en vertu de l'article 71 de la LCPE 1999 (Environnement Canada, 2009) et le taux moyen de déversements par longueur d'oléoduc (un déversement par 11 100 km d'oléoduc, selon les observations de l'ONE, 2008). De même, seuls deux des cinq mazouts lourds restreints aux industries sont transportés par oléoduc. Si l'on tient compte des données historiques canadiennes provenant de la base de données sur les déversements portant sur le mazout C (Environnement Canada, 2011), seuls

13 déversements de mazouts lourds liés à des oléoducs ont été signalés au cours des dix dernières années (2000-2009). Par conséquent, on prévoit moins d'un cas de rejet de mazouts lourds restreints aux industries pendant les activités de chargement, de transport et de déchargement utilisant des oléoducs.

On estime qu'il y aura à peu près un cas de rejet par an lié à des activités de chargement, de transport et de déchargement par train ou par camion, d'après les données historiques sur les déversements tirées de la base de données sur les déversements (Environnement Canada, 2011). En général, les déversements devraient se produire dans des installations industrielles utilisant des mazouts lourds restreints aux industries. On a également déterminé que ces rejets peu fréquents sont susceptibles de se produire sur une surface dure et non sur le sol. Par conséquent, les rejets liés au transport par camion ou par train sont jugés peu préoccupants dans ces circonstances. On s'attend à ce que la fréquence réelle des rejets de ces mazouts lourds restreints aux industries soit plus faible, dans la mesure où les renseignements sur les rejets de la base de données sur les déversements portaient sur le mazout C.

Caractérisation des risques pour l'environnement

La démarche utilisée pour cette évaluation écologique préalable examinait les renseignements scientifiques disponibles et dégageait des conclusions en appliquant la méthode du poids de la preuve conformément à la LCPE (1999). Pour chaque organisme paramètre, une estimation du potentiel d'effets nocifs et une concentration estimée sans effet (CESE) ont été déterminées. On a également calculé la CEE à partir d'un scénario d'exposition aquatique. La CESE correspond à la plus faible valeur critique de toxicité (VCT) pour l'organisme d'intérêt divisée par un facteur d'évaluation pertinent. Un quotient de risque ($QR = CEE/CESE$) a été calculé pour chaque organisme paramètre; il s'agit d'une source de données à prendre en considération pour l'évaluation du risque potentiel pour l'environnement.

Étant donné qu'une approche de comparaison peut être utilisée avec le mazout n° 6, les valeurs critiques de toxicité pour cette évaluation sont choisies à partir de données empiriques disponibles pour le mazout n° 6 (tableau A5.12 à l'annexe 5). En ce qui concerne les scénarios en mer, une VCT de 0,9 mg/L est retenue, d'après la valeur CL_{50} aiguë après 48 heures pour l'espèce *Mysidopsis almyra*. En ce qui concerne les scénarios d'exposition en eau douce pour le chargement/déchargement et le transport par navire, la valeur critique de toxicité est la CE_{50} aiguë après 96 heures (immobilisation) de 4,1 mg/L pour l'espèce *Daphnia magna* (tableau A5.12). Un facteur d'évaluation de dix est utilisé pour tenir compte de l'extrapolation des données modélisées par rapport aux effets sur le terrain.

Le tableau 4 présente le résumé des quotients de risque pour les mazouts lourds restreints aux industries. Seuls les déversements dans l'eau de mer pendant le chargement et le déchargement des navires ont été jugés potentiellement nocifs pour les poissons, puisque le quotient de risque est égal ou supérieur à 1.

Tableau 4. Quotients de risque calculés pour les mazouts lourds restreints aux industries

Milieu concerné	Organisme	CEE	VCT	Facteur d'évaluation	CESE	Quotient de risque
Eau douce (chargement/d'échargement)	<i>Daphnia magna</i>	0,1 mg/L	4,1 mg/L	10	0,4 mg/L	0,25
Eau douce (transport)	<i>Daphnia magna</i>	0,002 mg/L	4,1 mg/L	10	0,4 mg/L	0,005
Eau de mer (chargement/d'échargement)	<i>Mysidopsis almyra</i>	0,09 mg/L	0,9 mg/L	10	0,09 mg/L	1
Eau de mer (transport)	<i>Mysidopsis almyra</i>	0,002 mg/L	0,9 mg/L	10	0,09 mg/L	0,02

Pour tous les cas de déversement aquatique, le volume de déversement critique des mazouts lourds nécessaire pour atteindre un quotient de risque égal à 1 et la fréquence de déversements au-delà de ce seuil ont été déterminés à partir de la base de données sur les déversements d'Environnement Canada (Environnement Canada, 2011) (voir le tableau 5).

Tableau 5. Volumes de déversements nécessaires pour créer des conditions dangereuses pour les organismes aquatiques et proportion de déversements de mazouts lourds signalés au-delà de ce seuil^a

Milieu concerné	Volume de déversement critique nécessaire pour obtenir un QR = 1 (volume seuil) (L)	Proportion des déversements déclarés au-delà du volume seuil	Nombre de déversements prévus par an au-delà du volume seuil
Eau douce (chargement/déchargement)	58 000	8%	< 1
Eau douce (transport)	6 700 000	0 %	0
Eau de mer (chargement/déchargement)	13 000	15 %	1,6
Eau de mer (transport)	835 000	0 %	0

^a On a estimé que les déversements de mazouts lourds étaient égaux aux déversements de mazouts C, en raison de l'incapacité de l'ensemble de données de faire la distinction entre ces deux substances. Le nombre et le volume réels de déversements de mazouts lourds restreints aux industries devraient être inférieurs aux valeurs présentées sur ce tableau.

En ce qui concerne les scénarios de transport par navire en mer et en eau douce, des volumes de déversement critique de 835 000 L et de 6 700 000 L de mazout,

respectivement, sont nécessaires pour atteindre un quotient de risque de 1 pour les organismes aquatiques (tableau 5), d'après les estimations de la toxicité et les modèles de dispersion des déversements portant sur le volume d'eau contaminée. Aucun des déversements signalés entre 2000 et 2009 ne dépassait ces seuils dans les cas du transport par navire. Par conséquent, le nombre de déversements annuels prévus dépassant ces volumes devrait être nul. De même, on a utilisé l'ensemble des données tirées de la base de données sur les déversements d'Environnement Canada concernant le mazout C comme composant auxiliaire à ces mazouts lourds. La quantité de mazouts lourds rejetée est inconnue, mais elle est certainement moins importante que le volume total de mazout C rejeté. Ainsi, on estime que les déversements dans l'eau douce et de mer pendant le transport ne sont pas de danger pour les organismes aquatiques.

En ce qui concerne les activités de chargement ou de déchargement, des volumes de déversement de 13 000 L et de 58 000 L de mazout sont nécessaires pour atteindre un quotient de risque de 1 pour les organismes aquatiques en eau de mer et en eau douce, respectivement (tableau 5). Certains déversements dépassant ces seuils ont été déclarés pour des activités de chargement ou de déchargement par navire en mer (15 % des déversements) et en eau douce (8 % des déversements). Cependant, ces fréquences correspondent aux valeurs prévues, soit moins de deux déversements annuels au-delà du seuil en eau de mer, et moins d'un déversement annuel au-delà du seuil en eau douce. Ces fréquences reposent sur l'ensemble de données de la base de données sur les déversements d'Environnement Canada portant sur le mazout C, qui devraient être plus fréquents que les déversements de mazouts lourds restreints aux industries. Le quotient de risque pour les activités de chargement était de 1 en mer et inférieur à 1 en eau douce, d'après le volume de déversement moyen. Par conséquent, d'après le quotient de risque et le nombre relativement faible de déversements prévus par an, on considère que les déversements de ces mazouts lourds dans le cadre d'activités de chargement et de déchargement sont peu fréquents et qu'ils présentent une faible menace pour les organismes aquatiques.

Ces volumes de déversement ont été calculés à partir de modèles élaborés par le Risk Management Research Institute (RMRI, 2007) concernant le volume déversé et les concentrations de substances pétrolières dans l'eau. Ces modèles tiennent compte de la dispersion de la substance pétrolière déversée et, par conséquent, le volume de déversement calculé lié à un quotient de risque de 1 ne correspond pas à l'exposition aiguë initiale au produit déversé. Il est reconnu que les effets aigus locaux peuvent se produire pendant la phase initiale d'un déversement, avant que se produise une dispersion importante.

Les rapports sur le terrain et les expériences ont montré que les produits commerciaux fluidifiés à base de mazouts lourds peuvent être dangereux pour les oiseaux aquatiques par ingestion (CONCAWE, 1998; Environnement Canada, 2010b; Michigan, 2010), en cas de contact avec les plumes (Environnement Canada, 2010b) et en cas de contact avec les œufs (Albers et Szaro, 1978; Coon *et al.*, 1979; CONCAWE, 1998). Cependant, les effets négatifs des produits pétroliers sur les plumes ne sont pas exclusifs aux mazouts lourds et sont liés principalement aux mazouts C. En effet, les déversements moyens de

ces mazouts lourds restreints aux industries dans l'eau de mer sont calculés à partir des données de la base de données sur les déversements d'Environnement Canada pour les combustibles de soute C (Environnement Canada, 2011). L'utilisation de ces données surestime le nombre de déversements de mazouts lourds restreints aux industries pris en compte dans la présente évaluation. Ainsi, la fréquence des rejets de ces mazouts lourds restreints aux industries dans les eaux marines est faible, tout comme le risque de toxicité directe et d'effets indirects pour les oiseaux de mer.

D'après les estimations fixées à moins d'un événement de rejet de mazouts lourds par an lié au transport par oléoduc, les mazouts lourds présentent un faible risque d'effets nocifs aux organismes terrestres non humains.

Aucun quotient de risque n'a été déterminé en ce qui concerne les rejets liés au transport par camion et par train. La fréquence et le volume des rejets liés au transport par train sont peu connus, en raison du manque de données définitives. La base de données sur les déversements ne présente qu'un nombre réduit de déversements de combustible de soute C liés au transport par train (11 déversements) et par camion (32 déversements) entre 2000 et 2009. Si l'on tient compte de la cause et de la raison du déversement, on a déterminé que pour chaque scénario de chargement, de transport et de déchargement de trains, on devrait s'attendre à moins d'un cas de déversement par an. Dans le cadre de la même analyse, on prévoit à peu près un cas de rejet pendant les activités de chargement, de transport et de déchargement par camion. Par conséquent, les effets terrestres du transport de mazouts lourds par train et par camion ne devraient pas être nocifs, compte tenu de leur fréquence réduite (moins d'un déversement par an dans les cas de chargement/déchargement et de transport). De même, on estime que les déversements provenant du chargement et du déchargement de camions ne sont pas préoccupants, dans la mesure où ils devraient se produire sur une surface dure et non sur le sol.

D'après les résultats du modèle AOPWIN (2008), il y aurait un processus d'élimination relativement rapide si ces mazouts lourds étaient rejetés dans l'atmosphère, si l'on se base sur les demi-vies par oxydation inférieures à une journée. En ce qui a trait à la modélisation de la biodégradation primaire et ultime, les isoalcanes comportant de 30 à 50 atomes de carbone, les cycloalcanes monocycliques comportant de 30 à 50 atomes de carbone, les cycloalcanes bicycliques comportant de 15 à 50 atomes de carbone, les polycycloalcanes comportant de 14 à 22 atomes de carbone, les substances aromatiques à un cycle comportant de 30 à 50 atomes de carbone, les cycloalcanes monoaromatiques comportant de 10 à 20 atomes de carbone, les substances aromatiques à deux cycles comportant de 15 à 50 atomes de carbone, les cycloalcanes diaromatiques comportant de 12 à 20 atomes de carbone, les substances aromatiques à trois cycles comportant de 20 à 50 atomes de carbone, les substances aromatiques à quatre cycles comportant de 16 à 20 atomes de carbone, les substances aromatiques à cinq cycles comportant de 20 à 30 atomes de carbone et les substances aromatiques à six cycles comportant 22 atomes de carbone présents dans ces mazouts lourds atteignent ou dépassent les critères de persistance (demi-vie dans le sol et l'eau ≥ 182 jours, et demi-vie dans les sédiments ≥ 365 jours) définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000). D'après les renseignements disponibles, ces mazouts lourds devraient contenir des

composants (environ 50 à 60 % en poids) qui peuvent être suffisamment persistants dans le sol, l'eau et les sédiments pour satisfaire aux critères réglementaires.

Selon la preuve combinée de l'analyse empirique et prévue des FBC, des FBA, des FBAm, des FAT et des FABS, les mazouts lourds évalués dans le présent rapport peuvent contenir des composants (environ 25 % en poids) qui satisfont aux critères de bioaccumulation définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000), mais qui ne sont pas susceptibles de se bioamplifier dans les réseaux trophiques. Les valeurs empiriques et prévues des FBC et les valeurs prévues des FBA sont supérieures ou égales à 5 000 pour les isoalcanes, les cycloalcanes et certaines substances aromatiques. Il existe des preuves cohérentes sur l'état d'équilibre et sur la cinétique qui laissent entendre que ces composants ne se transforment pas très rapidement et qu'ils présentent une efficacité d'assimilation alimentaire suffisante, et que lorsque les niveaux dans les tissus sont comparés à la fraction biodisponible dans l'eau, les facteurs d'accumulation devraient être élevés.

En général, les poissons peuvent métaboliser les composés aromatiques. Parmi les structures aromatiques représentatives des mazouts lourds avec un potentiel de bioaccumulation élevée, seulement deux (un cycloalcane diaromatique comportant 20 atomes de carbone et un HAP à trois cycles comportant 20 atomes de carbone) ont été bioaccumulables (c.-à-d. un FBC ou FBA > 5 000). Les deux structures contiennent des groupes fonctionnels isoalkyliques qui pourraient nuire à la biotransformation. Il existe des preuves démontrant que l'alkylation augmente la bioaccumulation de naphthalène (Neff *et al.*, 1976, Lampi *et al.*, 2010), mais on ne sait pas si cela peut être généralisé à des HAP plus gros ou si une augmentation potentielle de la bioaccumulation causée par l'alkylation sera suffisante pour dépasser les critères canadiens.

Certains organismes de niveau trophique inférieur (invertébrés) semblent ne pas pouvoir métaboliser efficacement des composés aromatiques, ce qui entraîne une bioaccumulation susceptible d'être supérieure aux critères canadiens concernant certains composants aromatiques des mazouts lourds. C'est le cas pour les HAP à 4 cycles comportant 18 atomes de carbone, à 5 cycles comportant 20 atomes de carbone et à 6 cycles comportant 22 atomes de carbone, qui étaient bioconcentrés à des niveaux élevés (FBC > 5000) par les invertébrés (p. ex. daphnies, mollusques), mais pas par les poissons. Il est possible que ces composants bioaccumulables atteignent des niveaux toxiques dans les organismes si l'exposition est constante, continue et d'une ampleur suffisante; toutefois, cela est peu probable dans la colonne d'eau à la suite d'un scénario de déversement en raison de la dispersion relativement rapide.

La bioaccumulation des composés aromatiques peut être plus faible dans les environnements naturels que ce qui est observé en laboratoire. Les HAP peuvent s'adsorber aux matières organiques en suspension dans la colonne d'eau (matières humiques dissoutes), ce qui diminue leur biodisponibilité globale principalement en raison de l'augmentation de la taille. Cela a été observé avec les poissons (Weinstein et Oris, 1999) et les daphnies (McCarthy *et al.*, 1985).

Comme le montre le tableau A5.14 (annexe 5), certains composants peuvent satisfaire à la fois aux critères de persistance et de bioaccumulation du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*. Les mazouts lourds évalués dans le présent rapport peuvent contenir environ 15 % de ces composants (par poids). Il s'agit notamment des cycloalcanes bicycliques comportant 15 atomes de carbone, des polycycloalcanes comportant 14 et 22 atomes de carbone, des cycloalcanes monoaromatiques comportant 15 et 20 atomes de carbone, des substances aromatiques à 3 cycles comportant 20 atomes de carbone, des substances aromatiques à 4 cycles comportant 18 atomes de carbone, des substances aromatiques à 5 cycles comportant 20 atomes de carbone et des substances aromatiques à 6 cycles comportant 22 atomes de carbone.

D'après les données de cette évaluation préalable sur la fréquence et l'importance des déversements, ces substances présentent un faible risque de nuire aux organismes ou à l'intégrité globale de l'environnement. On conclut que ces mazouts lourds restreints aux industries (numéros CAS 64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7 et 70592-78-8) ne satisfont à aucun des critères énoncés à l'alinéa 64a) ou 64b) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE (1999)], car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions qui peuvent avoir un effet nuisible immédiat ou à long terme sur l'environnement ou sa diversité biologique.

Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement

Cette analyse porte sur les incertitudes associées à chaque élément de la présente évaluation, notamment la sélection et la quantification des structures représentatives, les estimations de l'exposition, les estimations des effets et la caractérisation des risques.

Toute la modélisation des propriétés physiques et chimiques de la substance, ainsi que de ses caractéristiques de persistance, de bioaccumulation et de toxicité, est fondée sur les structures chimiques. Ces mazouts lourds restreints aux industries ne peuvent pas être représentés par une structure chimique unique, car ils sont classés UVCB. La composition chimique précise de ces mazouts lourds est variable et n'est pas bien définie. Le nombre, l'identité et la proportion des composés formant les groupes de mazouts lourds portant le même n° CAS peuvent varier grandement en fonction des conditions d'exploitation, des charges d'alimentation et des unités de traitement. Par conséquent, on a trouvé un ensemble de structures représentatives offrant des estimations moyennes pour toute la gamme de composants susceptibles d'être présents, aux fins de modélisation. Plus précisément, ces structures ont été utilisées pour évaluer le devenir et les propriétés dangereuses des mazouts lourds. Étant donné que le même nombre d'atomes de carbone et type de composant peuvent être associés à plusieurs structures représentatives, il est reconnu que des incertitudes liées à la structure existent pour ces substances. Dans le cas présent, on a utilisé les propriétés physiques et chimiques de 48 structures représentatives pour estimer le comportement général de ces mazouts lourds, afin de représenter l'échelle attendue en ce qui concerne les caractéristiques physiques et chimiques. Étant donné le nombre élevé de permutations probables du type et du pourcentage des structures des

mazouts lourds, il existe des incertitudes concernant les résultats associés à la modélisation.

Des incertitudes découlent du manque d'uniformité des données sur les déversements. Les données disponibles sur les déversements ne font habituellement pas état des valeurs pour chaque substance transportée précise par numéro CAS. Pour le transport maritime, Environnement Canada a déclaré des données sur des déversements pour des substances semblables à ces mazouts lourds, plus précisément le combustible de soute C. Des données sur les déversements propres à ces mazouts lourds restreints aux industries ne sont pas disponibles pour chaque mode de transport. L'utilisation d'un facteur de fraction de perte générique, tiré des données disponibles, crée une situation d'incertitude dans le domaine des estimations des rejets par le transport.

De même, des données historiques tirées de la base de données sur les déversements (Environnement Canada, 2011) concernant les combustibles de soute C ont été utilisées dans les cas de scénarios de rejet de ces mazouts lourds restreints aux industries liés au transport par navire, camion et train. La quantité de mazouts lourds rejetée est inconnue, mais elle est certainement moins importante que le volume total de mazout C rejeté. Des incertitudes existent quant à l'estimation des rejets réels de mazouts lourds liés aux activités de chargement, de transport et de déchargement.

Le devenir, les interactions dans la chaîne alimentaire et la toxicité d'un certain nombre d'hydrocarbures pétroliers dépendront en grande partie de leurs formes chimiques. À ce titre, des hypothèses prudentes sur la forme chimique, la biodisponibilité et l'absorption par le tube digestif ont généralement été présentées dans le cadre de l'évaluation des risques. Les structures représentatives des mazouts lourds ont été évaluées suivant l'hypothèse prudente selon laquelle chacune d'entre elles était biodisponible.

La présente évaluation comprend une prévision des effets sur les biotes à l'aide de valeurs d'accumulation et d'exposition mesurées ou modélisées. Ce processus repose habituellement sur des expositions modélisées pour les organismes à des niveaux trophiques plus élevés. Cependant, tous les modèles sont une version simplifiée des systèmes ou processus naturels et, par conséquent, reposent sur un certain nombre d'hypothèses. Ces hypothèses, à leur tour, créent des incertitudes dans les résultats.

Les calculs de modélisation des FBA sont issus d'une grande base de données de valeurs mesurées de FBA des Grands Lacs pour des produits chimiques qui sont mal métabolisés (p. ex. des BPC). Dans le cas de la biotransformation métabolique, les prévisions modélisées des FBA sont généralement conformes aux FBA mesurés chez les poissons. L'estimation de la biotransformation au premier niveau trophique ayant servi pour le modèle est incertaine. De nombreux hydrocarbures pétroliers sont métabolisés rapidement, c'est-à-dire à un niveau modéré par les invertébrés et à un niveau plus élevé par les poissons.

L'importance et l'incidence de la bioaccumulation sont propres aux espèces et dépendent d'une variété de facteurs, tels que les espèces, leur taille et les conditions

environnementales. À l'heure actuelle, il n'y a pas de données sur le terrain relatives à des études de la bioaccumulation des mazouts lourds restreints aux industries en tant que classe. Par conséquent, la prévision des effets repose sur la modélisation de leurs FBA, d'après des données de répartition obtenues en laboratoire.

Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

Évaluation de l'exposition

Les mazouts lourds sont un groupe de substances pétrolières lourdes produites dans des raffineries et des usines de valorisation. En raison des propriétés physiques et chimiques des mazouts lourds, la voie cutanée est considérée comme une voie d'exposition importante en milieu de travail. Dans une étude récente visant à quantifier ces expositions en milieu de travail, Yvette *et al.* (2011) ont découvert que les expositions par voie cutanée étaient faibles en général. Cependant, les auteurs ont indiqué que la présence de composants de mazouts lourds présentant un certain potentiel cancérigène reconnu dans tous les mélanges de mazouts lourds étudiés demande un suivi rigoureux des mesures de contrôle permettant de conserver un faible niveau d'exposition par voie cutanée, et que d'autres moyens permettant de réduire davantage l'exposition aux mazouts lourds soient toujours développés.

En raison de la volatilité relativement faible des mazouts lourds restreints aux industries (voir le tableau 1) et de la réglementation pertinente en vigueur, visant à réduire les émissions potentielles pendant la manipulation de substances pétrolières, l'exposition de la population générale à ces substances par ingestion et inhalation pendant les activités de chargement et de déchargement devrait être négligeable et ne sera plus prise en compte.

On sait que d'importantes concentrations de sulfure d'hydrogène s'accumulent dans les espaces libres des réservoirs contenant des mazouts lourds. Le chauffage de ces réservoirs peut entraîner la décomposition de certains composants contenant du soufre, qui finissent par rejeter du sulfure d'hydrogène. Il existe également des preuves qui indiquent que les vapeurs des hydrocarbures légers s'accumulent dans les espaces libres des réservoirs de mazouts lourds (CONCAWE, 1998).

L'évaluation des risques pour la santé humaine en ce qui concerne les substances pétrolières restreintes aux industries est axée sur les rejets fugitifs qui surviennent lorsque les substances pétrolières s'échappent dans l'air ambiant. Cela comprend les émissions par évaporation à partir de réservoirs pendant les différents modes de transport des substances pétrolières. Les données sur les rejets involontaires (fuites ou déversements) utilisées dans l'évaluation, aux fins d'évaluer le potentiel des substances à causer des effets nocifs pour la santé humaine, sont considérées comme des rejets qui surviennent de façon non régulière ou non prévisible dans des endroits géographiques précis. Ces rejets involontaires (fuites ou déversements) ne contribuent pas normalement au potentiel d'exposition de l'ensemble de la population au Canada.

Les émissions par évaporation des mazouts lourds restreints aux industries pendant le transport se retrouveront dans l'air ambiant. Ainsi, étant donné que l'exposition par inhalation est la principale voie d'exposition fortuite, qui peut se produire lorsque les substances sont transportées entre des installations, elle représente, par conséquent, l'objectif principal de la présente évaluation de l'exposition pour la santé humaine.

Inhalation à partir de l'air ambiant

Dans la mesure où des données de surveillance des mazouts lourds dans l'environnement ne sont pas disponibles, les niveaux de vapeurs de mazouts lourds dans l'air ambiant ont été estimés à l'aide de SCREEN3 (1996), un modèle gaussien de dispersion atmosphérique pour les évaluations préalables, basé sur le modèle Industrial Source Complex (pour évaluer les concentrations de polluants provenant de sources diverses dans un complexe industriel). Le facteur déterminant de la dispersion de l'air dans le modèle SCREEN3 est le vent. Le niveau d'exposition maximum calculé est sélectionné en fonction d'une matrice de données météorologiques intégrée offrant différentes combinaisons de conditions météorologiques, y compris la vitesse du vent, la turbulence et l'humidité. Ce modèle prédit directement les concentrations qui résultent des rejets de source ponctuelle, diffuse ou liée à un volume. Le modèle SCREEN3 étudie les concentrations maximales d'une substance chimique à des niveaux de réception choisis et à différentes distances pour une population donnée se trouvant à proximité de la source du rejet, dans la direction du vent par rapport au vent courant, une heure après un rejet. Au cours d'une période de 24 heures, pour les émissions provenant de sources ponctuelles, l'exposition maximale d'une heure obtenue grâce au modèle ISC, version 3, est multiplié par un facteur de 0,4 pour tenir compte de la variabilité de la direction du vent. Cela permet d'obtenir des concentrations maximales pour 24 heures d'exposition (USEPA, 1992). De même, en ce qui concerne les cas d'exposition qui se sont produits pendant une année, on peut s'attendre à ce que la direction du vent courant varie encore plus et diffère de la direction du vent pour un seul événement. Par conséquent, la concentration d'exposition maximale pour une année est calculée en multipliant la concentration maximale d'une heure d'exposition par un facteur de 0,08. De tels facteurs de mise à l'échelle ne sont pas nécessaires pour les émissions qui ne sont pas de source ponctuelle. Toutefois, pour éviter la surestimation des expositions, nous avons utilisé un facteur de mise à l'échelle de 0,2 pour obtenir les concentrations d'exposition annuelles à partir de la valeur maximale d'une heure d'exposition, obtenue à partir des calculs du modèle SCREEN3. La liste détaillée des paramètres d'entrée pour le modèle SCREEN3 est présentée dans le tableau A6.1 (annexe 6). À titre d'estimation prudente, on estime que les émissions normales par évaporation pendant une journée de transport proviennent d'une zone définie plutôt que d'une source dont les frontières sont mobiles. Par conséquent, les niveaux réels devraient être plus faibles, étant donné que la source d'émissions se déplace normalement.

Les estimations des émissions normales par évaporation dans l'air pendant le transport des mazouts lourds restreints aux industries sont présentées dans le tableau A6.2 (annexe 6) et couvrent les pertes liées à différents modes de transport concernés. Les formules concernant les émissions de mazouts lourds par évaporation liées au transport

par camion et par train ne sont pas disponibles dans les directives AP-42 (USEPA, 2008a). Il est possible d'obtenir des estimations prudentes de ces pertes liées au transport en utilisant des formules de calcul pour les réservoirs de stockage stationnaires adaptées aux dimensions normales des réservoirs de camions et de trains. Malgré cette position prudente, en raison de la faible volatilité des mazouts lourds, les émissions par évaporation liées au transport par camion et par train restent faibles. La valeur supérieure de la plage correspond aux émissions par évaporation liées au transport par navire. Les taux d'émission en grammes par seconde par mètre carré ($\text{g/s}\cdot\text{m}^2$) sont obtenues à partir de la quantité perdue par jour en kilogrammes (tableau A6.2 à l'annexe 6) et des estimations sur les zones d'émissions pour différents modes de transport (tableau A6.1 à l'annexe 6). Ce taux d'émissions ($\text{g/s}\cdot\text{m}^2$) a été utilisé pour déterminer les concentrations des vapeurs de mazouts lourds dans l'air ambiant grâce au modèle SCREEN3 (1996).

Dans la mesure où les quantités d'émissions par évaporation sont différentes pour les divers modes de transport, en ce qui concerne les mazouts lourds restreints aux industries utilisant plusieurs modes de transport, les plages de concentrations maximales de vapeurs de ces substances dans l'air ambiant pendant 24 heures sont présentées dans le tableau A6.3 (annexe 6). Une estimation prudente de l'exposition a été choisie en utilisant les concentrations maximales à 50 m (pour le transport par train), dans la mesure où ces dernières étaient les valeurs d'exposition les plus importantes obtenues, comparativement à celles situées plus loin des sources de rejet. La limite supérieure de l'estimation des concentrations maximales dans l'air ambiant à 50 m était de $1,28 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Il convient de noter que les estimations des concentrations de mazouts lourds dans l'air sont considérées comme prudentes, car, en raison de sa conception, le SCREEN3 est un outil d'évaluation préalable prudent, utilisé comme méthode rapide pour estimer la dispersion atmosphérique de différentes substances chimiques. Il faut également tenir compte du fait que les rejets de vapeurs de mazouts lourds restreints aux industries qui peuvent survenir pendant le transport proviennent toujours d'une source mobile (source linéaire) plutôt que d'une source ponctuelle fixe. De même, la concentration réelle de vapeurs de mazouts lourds à proximité d'une source linéaire mobile, pour un endroit donné, sera beaucoup plus faible que la valeur présentée par la quantité totale de rejets quotidiens à partir d'une source ponctuelle, ce qui a été la démarche adoptée dans le cadre de cette évaluation. Par conséquent, l'hypothèse d'une émission par évaporation quotidienne totale dans une zone définie est considérée comme étant une estimation prudente de la concentration réelle de la substance dans l'air ambiant. Le fait de placer les récepteurs à 50 m de la source de rejet est également une démarche prudente, car la plupart des Canadiens ne vivent pas à 50 m des voies de transport des mazouts lourds.

Évaluation des effets sur la santé

Étant donné le nombre restreint d'études réalisées précisément sur l'évaluation des effets sur la santé des mazouts lourds restreints aux industries, il n'a pas été possible d'obtenir un ensemble de données toxicologiques exclusif qui soit suffisamment représentatif de ces substances. Par conséquent, afin de caractériser les effets sur la santé des mazouts lourds, d'autres mazouts lourds de l'approche pour le secteur pétrolier qui sont similaires

d'un point de vue des procédés et des propriétés physico-chimiques ont aussi été pris en considération. Comme les propriétés physico-chimiques des mazouts lourds restreints aux industries et des autres mazouts lourds de l'approche pour le secteur pétrolier sont semblables, leurs propriétés toxicologiques sont probablement semblables aussi. Les données des effets sur la santé ont donc été regroupées et utilisées pour établir un profil toxicologique applicable à tous les mazouts lourds. Par conséquent, les effets sur la santé des mazouts lourds sont représentés pour l'ensemble du groupe, et non par numéro CAS individuel.

L'annexe 7 comporte un résumé des renseignements disponibles relatifs aux effets des mazouts lourds sur la santé des animaux de laboratoire. Un résumé des principales études est présenté ci-dessous. La catégorie mazouts lourds des mélanges pétroliers présentée dans le tableau A7.1 (annexe 7) comprend les combustibles résiduels provenant des unités de distillation et de craquage ainsi que les mélanges. Ils sont constitués d'hydrocarbures aromatiques, aliphatiques et de cycloalcanes. Les mazouts lourds peuvent aussi contenir du sulfure d'hydrogène ainsi qu'une quantité importante de substances chimiques ayant une action tumorigène (p. ex. HAP), dont les concentrations peuvent varier selon le mazout lourd (CONCAWE, 1998; Yvette *et al.*, 2011).

Les mazouts lourds ont une toxicité aiguë faible. L'exposition par inhalation a produit une valeur de CL_{50} supérieure à $3\,700\text{ mg/m}^3$ chez les rats. L'exposition par voie orale a produit une dose létale médiane (DL_{50}) de plus de 2 000 à 25 000 mg/kg p.c. chez les rats. L'exposition par voie cutanée a produit une valeur DL_{50} de plus de 2 000 à 5 350 mg/kg p.c. chez les lapins et supérieure à 2 000 mg/kg p.c. chez les rats (CONCAWE, 1998; BESC, 2000a; API, 2004; USEPA, 2005). On a observé des irritations de la peau allant de minimale à modérée dans tous les cas d'exposition aiguë par voie cutanée. Les données disponibles laissent entendre que les mazouts lourds et ses composants n'irritent pas les yeux (CONCAWE, 1998).

Dans une étude de toxicité aiguë par voie orale menée pour le n° CAS 64741-62-4, une dose unique de 2 000 mg/kg p.c. ou de 125, 500 ou 2 000 mg/kg p.c. a été administrée à des rates Sprague-Dawley gravides à des étapes de gestation comprises entre 11 et 15 jours ou au 12^e jour de gestation, respectivement. On a observé une diminution du gain de poids corporel des mères et du poids du thymus, sans tenir en ligne de compte le jour de traitement, pour le segment sur les jours de gestation de l'étude. Une diminution du gain de poids corporel des mères et du poids du thymus liée aux doses administrées a été observée pour le segment dose-effet de l'étude (Feuston *et al.*, 1989; Feuston et Mackerer, 1996).

Une étude d'inhalation de courte durée a été effectuée en utilisant le numéro de registre CAS 64742-90-1. Une concentration minimale avec effet nocif observé (CMENO) de 540 mg/m^3 pour la réduction du poids corporel et l'augmentation du poids du foie a été observée chez des rats Fisher 344 à la suite de l'administration de 540 ou de 2 000 mg/m^3 pour 6 heures par jour durant 9 jours (Gordon, 1983).

Il existe des études de toxicité cutanée à court terme et subchroniques sur des périodes allant de 3 jours à 13 semaines pour les mazouts lourds, y compris une substance restreinte à l'industrie (numéro de registre CAS 68783-08-4). Une irritation cutanée de légère à grave a été observée dans plusieurs études sur des rats; la dose la plus faible observée pour l'irritation cutanée a été de 8 mg/kg p.c. par jour (Mobil, 1994a, b). Les effets systémiques choisis observés dans ces études comprennent : une diminution du gain de poids et du poids corporel, une diminution du poids du thymus, une augmentation du poids du foie et des changements des paramètres hématologiques (p. ex. plaquettes, hémoglobine, globules rouges) et des paramètres chimiques du sérum (p. ex. enzymes hépatiques et autres indicateurs de la toxicité au foie) (API, 1983; Mobil, 1988, 1990, 1992, 1994a, b; UBTL, 1990, 1994; Feuston *et al.*, 1994, 1997). Une dose minimale avec effet nocif observé (DMENO) de 1 mg/kg p.c. par jour a été déterminée pour la toxicité pour la mère à la suite d'une exposition cutanée de rates CD gravides à la substance portant le n° CAS 64741-62-4 à des doses de 0,05, 1, 10, 50 ou 250 mg/kg p.c. par jour pendant les jours de gestation 0 à 19. Les effets observés à la DMENO ont été une réduction significative du gain de poids corporel, une réduction du poids corporel et de l'indice de consommation, ainsi qu'une réduction du poids de l'utérus gravide et l'occurrence d'exsudats vaginaux rouges (Hoberman *et al.*, 1995). Pour l'exposition subchronique, une DMENO de 8 mg/kg p.c. par jour a été établie à la suite d'une exposition cutanée de rats mâles et femelles aux substances portant les numéros CAS 64741-62-4 ou 64741-81-7 à une dose de 8, 30, 125, 500 ou 2 000 mg/kg p.c. par jour pendant 13 semaines. Les effets observés pour la DMENO comprennent : une diminution du nombre de plaquettes et une augmentation du poids du foie, ainsi qu'une irritation cutanée liée à la dose administrée (Mobil, 1988, 1992, 1994b; Feuston *et al.*, 1994, 1997). L'absence d'essais à des doses inférieures à 8 mg/kg p.c. explique la faible pertinence de la DMENO.

On a évalué la génotoxicité des mazouts lourds à l'aide d'essais *in vivo* et *in vitro*. Les résultats des essais *in vivo* de la génotoxicité de trois mazouts lourds ont été combinés (c.-à-d. on a obtenu des résultats positifs et négatifs pour la même évaluation et les mêmes paramètres). Des résultats positifs ont été observés chez des souris et des rats pour l'induction de micronoyaux, l'échange de chromatides sœurs et la synthèse d'acide désoxyribonucléique (ADN) non programmée lorsque des mazouts lourds ont été administrés par voie orale ou par injection intrapéritonéale (Khan et Goode, 1984; API, 1985a, b). Des résultats négatifs ont également été observés pour l'induction de micronoyaux, ainsi que pour les aberrations chromosomiques (API, 1985c; Mobil, 1987a).

Les résultats des essais de génotoxicité *in vitro* des mazouts lourds sont également mitigés. Les essais de Ames et sur les lymphomes de souris ont donné des résultats positifs, tout comme la transformation cellulaire et la synthèse non programmée de l'ADN (Brecher et Goode, 1983, 1984; Blackburn *et al.*, 1984, 1986; API, 1985c, d, 1986a; Mobil, 1985; Feuston *et al.*, 1994). En ce qui concerne la substance portant le numéro CAS 68553-00-4, des résultats négatifs ont été obtenus pour les essais de Ames et sur les lymphomes de souris, ainsi que pour la mutation directe et l'échange de chromatides sœurs (Farrow *et al.*, 1983; Vandermeulen *et al.*, 1985; Vandermeulen et

Lee, 1986). D'autres résultats négatifs ont été observés seulement sur un essai cytogénétique et un essai de mutation directe pour les substances portant les numéros CAS 64741-57-7 et 64741-62-4, respectivement (API, 1985e; Mobil, 1987b). On obtient des résultats équivoques dans un essai de mutation directe, dans un essai d'échange de chromatides sœurs et dans la transformation cellulaire (Papciak et Goode, 1984; API, 1985f, 1986b).

La base de données de génotoxicité dans son ensemble, même si les résultats varient en fonction de la substance et de l'essai utilisé, indique que les mazouts lourds ont un potentiel génotoxique.

La Commission européenne a classé les mazouts lourds restreints aux industries dans la catégorie 2 pour la cancérogénicité (R45 : *pouvant causer le cancer*) (Commission européenne, 1994; ESIS, 2008). Le Système général harmonisé de classification et d'étiquetage des produits chimiques des Nations Unies a classé ces substances dans la catégorie 1B pour la cancérogénicité (H350 : *pouvant causer le cancer*) (Commission européenne, 2008a). Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) a classé les mazouts (lourds) résiduels dans le groupe 2B pour la cancérogénicité *possiblement cancérogène pour l'homme* (CIRC, 1989a).

On a mené plusieurs études de badigeonnage sur la peau d'animaux de laboratoire pour évaluer la cancérogénicité cutanée des mazouts lourds, grâce à des méthodes d'étude chronique et d'initiation-promotion. On a pu observer des tumeurs cutanées, ce qui comprend des carcinomes malins et des papillomes bénins, sur plusieurs souris, lapins et singes (Smith *et al.*, 1951; Shubik et Saffiotti, 1955; Shapiro et Getmanets, 1962; Saffiotti et Shubik, 1963; Getmanets, 1967; Weil et Condra, 1977; Bingham et Barkley, 1979; Sun Petroleum Products Co., 1979; Bingham *et al.*, 1980; Lewis, 1983; Blackburn *et al.*, 1984, 1986; API, 1989a, b; McKee *et al.*, 1990). Les durées d'exposition pour les études sur la toxicité chronique allaient de 25 semaines à la durée de vie des animaux et les périodes de latence des tumeurs allaient de 8 à 113 semaines. Dans plusieurs études, toutefois, les durées d'exposition et les périodes de latence n'ont pas été précisées. Dans le cadre d'une étude chronique, on a administré par voie cutanée la substance portant le numéro CAS 64741-62-4 à des souris mâles à des doses de 8,4; 16,8; 42; 83,8 ou 167,6 mg/kg p.c., trois fois par semaine pendant toute leur vie. Une formation importante de tumeurs de la peau a été observée à toutes les doses dans une relation dose-réponse (McKee *et al.*, 1990). Dans le cadre d'une étude sur l'initiation recensée, on a administré par voie cutanée la substance portant le numéro CAS 64741-62-4 à des souris mâles à une dose de 16,8 mg/kg p.c., une fois par jour pendant cinq jours consécutifs. Une formation importante de tumeurs de la peau a été observée à cette dose. Dans l'étude de promotion correspondante, on n'a observé aucune augmentation de l'incidence des tumeurs confirmées par examen histologique. Toutefois, on observe une augmentation importante du nombre de souris présentant des masses observables de manière macroscopique (et des temps de latence réduits), correspondant probablement à une faible promotion de tumeurs (API, 1989a).

En ce qui concerne le potentiel tumorigène des mazouts lourds, il est reconnu que ceux-ci peuvent présenter une concentration importante de composants tumorigènes, comme les HAP, et que l'importance de cette fraction peut varier selon la nature et la quantité des diluants utilisés ainsi qu'en fonction des opérations de craquage qu'a pu subir ou non ce composant résiduel. Le gouvernement du Canada a mené une évaluation des risques pour la santé humaine portant sur cinq HAP, évaluation qui consistait en un examen critique des données pertinentes dans le cadre du programme des substances d'intérêt prioritaire. En se basant principalement sur les essais biologiques de cancérogénicité sur des modèles animaux, on a qualifié ces hydrocarbures aromatiques polycycliques de substances *probablement cancérogènes 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 (Canada, 1994). En raison du manque d'exposition aux mazouts lourds, l'évaluation de la contribution des constituants des mazouts lourds à l'activité cancérogène dépasse la portée de la présente évaluation.

On a également évalué les mazouts lourds du point de vue de leurs effets sur la reproduction et le développement. Une DMENO de 1 mg/kg p.c. par jour a été relevée sur le plan de la toxicité pour la reproduction après une exposition cutanée de rates enceintes à la substance portant le numéro CAS 64741-62-4 durant les jours de gestation 0 à 19 (la dose sans effet nocif observé [DSENO] était de 0,05 mg/kg p.c. par jour). Les effets sur la reproduction comprenaient une diminution du nombre de fœtus vivants, une incidence accrue des cas de résorption, une augmentation des résorptions précoces et un pourcentage accru de résorption ou de mort des conceptus par portée. Des variations touchant le développement des fœtus ont également été observées dans le cadre de cette étude, mais les auteurs considèrent que ces réactions ne sont pas liées au traitement (Hoberman *et al.*, 1995). Dans le cadre d'une autre étude, on a établi une DMENO de 8 mg/kg p.c. par jour pour la toxicité liée au développement en se basant sur une incidence accrue de cas d'anomalies externes des fœtus, notamment des cas de fente palatine, de micrognathie (développement incomplet de la mâchoire inférieure) et de queue déformée lorsque l'on procède à l'application cutanée d'huile clarifiée de craquage catalytique sur les rates gravides (Mobil, 1987c; Feuston *et al.*, 1989). On précise que ces derniers effets se produisent avec une faible incidence. Une toxicité sur la reproduction et d'autres effets sur le développement ont été observés à 30 mg/kg p.c. par jour. Les effets sur la reproduction comprenaient une incidence accrue de cas de résorption et une diminution du nombre de fœtus viables après une exposition supérieure ou égale à 30 mg/kg p.c. par jour. À une dose de 250 mg/kg p.c. par jour, aucun rejeton viable n'est né (Mobil, 1987c; Feuston *et al.*, 1989). Dans une autre étude, on a fait une application cutanée de plusieurs mazouts lourds chez le rat. Les DMENO, propres à chaque substance, varient de 30 à 500 mg/kg p.c. par jour en se basant sur les taux de résorption fœtale allant de 35,1 % à 78,0 % (Feuston *et al.*, 1994).

Une seule étude par voie orale sur la reproduction et le développement a été recensée pour chaque mazout lourd. Dans le cadre de cette étude sur l'exposition aiguë de rates Sprague-Dawley gravides exposées à la substance portant le numéro CAS 64741-62-4 pendant la gestation, on a établi une DMENO supérieure ou égale à 125 mg/kg p.c., d'après une augmentation des cas de résorption (baisse concomitante de la taille de la portée), une diminution du poids corporel des fœtus et une augmentation des incidences

des malformations squelettiques liées à la dose administrée (Feuston et Mackerer, 1996). Aucune étude sur le développement ou la reproduction n'a été recensée pour les mazouts lourds dans les cas d'exposition par inhalation.

Même si les résultats varient en fonction de la substance mise à l'essai, le poids de la preuve dans son ensemble laisse croire que les mazouts lourds présentent une toxicité pour la reproduction et le développement chez les animaux de laboratoire. La DMENO la plus sensible est de 1 mg/kg p.c. par jour pour les effets sur la reproduction et le développement.

Il n'existe pas de données épidémiologiques permettant de faire l'évaluation des risques pour la santé humaine des mazouts lourds.

Caractérisation des risques pour la santé humaine

Une priorité élevée a été accordée à la prise de mesures à l'égard de ces mazouts lourds restreints aux industries durant la catégorisation visant la Liste intérieure des substances, car on estime que ces substances présentent un risque d'exposition élevé ou intermédiaire pour la population canadienne et que leur risque pour la santé humaine est élevé. La cancérogénicité constitue un effet critique pris en considération lors de la catégorisation initiale de ces mazouts lourds restreints aux industries en se fondant principalement sur les classifications établies par des organismes internationaux. Ces substances ont été classées par la Commission européenne comme étant des cancérogènes de catégorie 2 (Commission européenne, 1994; ESIS, 2008), par le Système général harmonisé de classification et d'étiquetage des produits chimiques comme étant des cancérogènes de catégorie 1B (Commission européenne, 2008a) et par le Centre International de recherche sur le Cancer (CIRC) comme étant des cancérogènes du groupe 2B (CIRC, 1989a). Plusieurs études sur le cancer menées sur des animaux de laboratoire ont révélé la formation de tumeurs cutanées après l'application répétée de mazouts lourds sur la peau de ces animaux (API, 1989a; McKee *et al.*, 1990). Des carcinomes et des papillomes cutanés sont apparus sur toutes les souris après 36 heures d'exposition aux mazouts lourds à 167,6 mg/kg p.c. par jour, tandis que des tumeurs sont apparues sur 18 % des souris exposées à la dose la plus faible de 8,4 mg/kg p.c. par jour (McKee *et al.*, 1990). Les mazouts lourds se sont avérés génotoxiques dans le cadre d'essais *in vivo* et *in vitro* lorsqu'ils sont appliqués sur la peau, et on n'exclut pas un mode d'action dans l'induction de tumeurs interagissant directement avec le matériel génétique. Il n'existe aucune étude sur la cancérogénicité par inhalation pour présenter le potentiel cancérogène de ces substances sur la population en général suite à une exposition par inhalation.

Étant donné que l'exposition potentielle de la population générale aux mazouts lourds restreints aux industries est principalement attribuable à l'inhalation de l'air ambiant contenant des vapeurs de mazouts lourds provenant des émissions par évaporation durant le transport, et que les estimations de la concentration d'air maximale (1,28 µg/m³) sont considérées comme faibles, le risque pour la santé humaine est également considéré comme faible. La nature prudente des estimations des concentrations d'air ambiant est mise en évidence en plaçant les sources d'exposition fortuite à 50 m et l'hypothèse

relative aux émissions par évaporation journalières totales qui se produisent dans une zone géographique déterminée à partir d'une source ponctuelle fixe (sous des conditions normales d'exploitation, les émissions par évaporation proviennent principalement de sources mobiles; par conséquent, les rejets sont répartis dans une zone géographique étendue).

On ne s'attend pas à ce que l'ensemble de la population soit exposée aux mazouts lourds restreints aux industries par voie cutanée et par voie orale; par conséquent, on ne s'attend pas à ce qu'une exposition par ces voies pose un risque pour la santé humaine.

En ce qui a trait aux effets non cancérogènes, les principaux effets observés ont été une réduction du poids corporel et une augmentation du poids du foie chez les rats après une courte exposition par inhalation répétée de six heures par jour pendant neuf jours. La seule étude disponible sur l'exposition par inhalation avance une CMENO critique de 540 mg/m^3 . La comparaison de ce niveau d'effet critique pour l'exposition par inhalation chez les rats à une estimation de concentration par exposition journalière maximale de $1,28 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ dans l'air ambiant produit une marge d'exposition de 420 000 environ. Ces marges d'exposition sont considérées comme adéquatement protectrices pour tenir compte des incertitudes dans l'ensemble de données sur l'évaluation des risques pour la santé humaine des effets cancéreux et non cancéreux, en particulier, à la lumière de la nature prudente des expositions estimées.

Incertitudes liées à l'évaluation des risques pour la santé humaine

Les évaluations préalables effectuées dans le cadre de l'approche pour le secteur pétrolier étudient des substances qui sont des mélanges complexes d'hydrocarbures (UVCB) composés d'un certain nombre de substances présentes sous diverses proportions en raison de la source de pétrole brut ou de bitume et du traitement ultérieur des substances. Des renseignements obtenus lors des activités de surveillance ou des limitations provinciales des rejets provenant des installations de pétrole ciblent les rejets généraux, tels que les rejets d'huiles et de graisses dans l'eau ou dans l'air. Ces catégories englobant de façon générale les rejets ne permettent pas de détecter des mélanges complexes ou des groupes de production individuels. À ce titre, la surveillance de l'étendue des rejets ne permet pas d'obtenir des données suffisantes pour associer un rejet détecté à une substance précise désignée par un n° CAS, ni de définir la proportion de rejets attribuables à un n° CAS individuel.

Des doutes persistent quant à l'utilisation des équations empiriques pour estimer les émissions par évaporation. Il convient de noter que les émissions par évaporation liées au transport varient également en fonction des conditions physiques, notamment l'étanchéité des navires de transport ou les paramètres des valves. L'estimation préalable des émissions par évaporation ne tient pas compte de ces influences.

L'estimation prudente de l'exposition des populations présente également des incertitudes, en raison du manque de données de surveillance sur les mazouts lourds dans l'air ambiant et de l'utilisation de modèles. La modélisation du profil de dispersion des vapeurs de

mazouts lourds grâce à SCREEN3 exige peu de paramètres d'entrée et des données météorologiques non spécifiques à une installation. Ces hypothèses ouvriront la voie à d'autres incertitudes, comparativement à d'autres modèles de dispersion complexes (tableaux A6.1 et A6.2 à l'annexe 6).

Dans la mesure où les différences relatives concernant l'absorption de mazouts lourds après une exposition par inhalation, par voie cutanée et par voie orale ne sont pas bien documentées, on a utilisé une hypothèse prudente de 100 % d'absorption. Ainsi, on a considéré que les doses internes (systémiques) étaient équivalentes aux doses externes, utilisées pour le traitement des animaux de laboratoire.

Comme les mazouts lourds restreints aux industries font partie de la catégorie des UVCB, leur composition chimique n'est pas clairement établie. Des charges de mazout lourd portant le même numéro CAS peuvent varier de manière significative en ce qui concerne le nombre, l'identité et la proportion de leurs composants. Par conséquent, il est difficile d'obtenir un ensemble de données toxicologiques représentatives pour ces mazouts lourds précis. Pour cette raison, toutes les données disponibles concernant les effets sur la santé des mazouts lourds (différents n^{os} CAS) ont été regroupées pour qu'un profil toxicologique exhaustif puisse être élaboré. La réalisation d'autres recherches par la communauté scientifique ou le secteur pétrolier pour élucider la composition des substances pétrolières permettrait de mieux caractériser les risques potentiels pour la santé associés à une exposition potentielle à ces substances.

Des incertitudes sont également associées au manque de données disponibles concernant les propriétés physiques et chimiques de certains mazouts lourds. Les densités des numéros CAS précis n'ont pas été mentionnées dans les études relatives aux effets sur la santé. De ce fait, ces propriétés ont souvent été obtenues à partir d'autres sources. Toutefois, puisque la composition d'une substance en particulier peut être légèrement différente d'un échantillon à l'autre (voir l'explication ci-dessus), il est possible que ces propriétés ne reflètent pas complètement les échantillons utilisés dans chaque étude.

Il y a aussi des incertitudes dues au fait que certains détails concernant les animaux de laboratoire (c.-à-d. le sexe, la souche, le poids corporel et le débit-volume) étaient souvent omis dans les études sur les effets sur la santé, et il a fallu les obtenir à partir de données standard de laboratoire. Par conséquent, ces données ne sont peut-être pas représentatives des caractéristiques physiques réelles des animaux de laboratoire utilisés dans chacune de ces études.

Conclusion

D'après une comparaison des concentrations susceptibles d'entraîner des effets nocifs sur les organismes avec des niveaux d'exposition estimés, ces mazouts lourds ont un faible risque de nuire à la vie aquatique dans les eaux marines confinées autour des quais de chargement, puisque la fréquence estimée des déversements involontaires de ces mazouts lourds pendant le chargement de navires et, par conséquent, l'exposition de l'environnement à ce type de déversements sont faibles.

D'après les données de cette évaluation préalable sur la fréquence et l'importance des déversements, ces substances présentent un faible risque de nuire aux organismes ou à l'intégrité globale de l'environnement. Il est conclu que les mazouts lourds restreints aux industries (n^{os} CAS 64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7 et 70592-78-8) ne satisfont à aucun des critères énoncés à l'alinéa 64a) ou b) de la LCPE (1999), puisqu'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.

D'après les renseignements fournis dans la présente évaluation, la cancérogénicité constituait l'effet critique des mazouts lourds aux fins de la caractérisation initiale des risques pour la santé humaine. Cependant, étant donné que les estimations sur l'exposition indiquent que l'exposition potentielle de la population générale aux mazouts lourds restreints aux industries à partir de l'air ambiant devrait être très faible, contribuant ainsi à une marge d'exposition élevée (420 000 environ), le potentiel d'exposition des Canadiens par inhalation est considéré comme très faible. On ne s'attend pas à ce que la population en général soit exposée aux mazouts lourds restreints aux industries par voie cutanée et par voie orale. Par conséquent, à la lumière du caractère adéquat des marges entre les estimations de l'exposition aux mazouts lourds restreints aux industries et les niveaux d'effet critique, on conclut que les cinq mazouts lourds restreints aux industries (numéros de CAS 64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7 et 70592-78-8) ne satisfont à aucun des critères énoncés à l'alinéa 64c) de la LCPE (1999), car il 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.

Par conséquent, on conclut que ces cinq mazouts lourds restreints aux industries portant les numéros de CAS 64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7 et 70592-78-8 ne satisfont à aucun des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE (1999).

Références

- Albers, P.H., Szaro, R.C. 1978. Effects of no. 2 fuel oil on common eider eggs. *Mar. Pollut. Bull.* 9:138-139.
- Anderson, J.W., Neff, J.M., Cox, B.A., Tatem, H.E., Hightower, G.M. 1974. Characteristics of dispersions and water-soluble extracts of crude and refined oils and their toxicity to estuarine crustaceans and fish. *Mar. Biol.* 27:75-88.
- [AOPWIN] Atmospheric Oxidation Program for Microsoft Windows [modèle d'estimation]. 2008. Version 1.92a. 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
- [API] American Petroleum Institute. 1983. A 28-day dermal toxicity study of catalytic cracked clarified oil, API sample 81-15. Étude menée par Borriston Laboratories Inc. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Medical Research Publication 30-32854. [citée dans CONCAWE, 1998; BESC, 2000a, b].
- [API] American Petroleum Institute. 1985a. *In-vivo* sister chromatid exchange (SCE) assay. API sample 81-15 catalytically cracked clarified oil (CAS 64741-62-4). Étude menée par Microbiological Associates, Inc. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Health and Environmental Sciences Department Report No.: 32-32254. [citée dans CONCAWE, 1998; BESC, 2000a; API, 2004].
- [API] American Petroleum Institute. 1985b. An evaluation of the potential of RO-1, 81-15 and PS8-76D5-SAT to induce unscheduled DNA synthesis (UDS) in the *in-vivo/in-vitro* hepatocyte DNA repair assay. Étude menée par SRI International. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Medical Research Publication No.: 32-32406. [citée dans CONCAWE, 1998; BESC, 2000a; API, 2004].
- [API] American Petroleum Institute. 1985c. Mutagenicity evaluation studies of catalytically cracked clarified oil API sample 81-15 in the rat bone marrow cytogenetic assay and in the mouse lymphoma forward mutation assay. Étude menée par Litton Bionetics, Inc. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Medical Research Publication No.: 32-30534. [citée dans CONCAWE, 1998; BESC, 2000a; API, 2004].
- [API] American Petroleum Institute. 1985d. An evaluation of the potential of RO-1, 81-15 and PS8-76D5-SAT to induce unscheduled DNA synthesis (UDS) in primary rat hepatocyte cultures. Étude menée par SRI International. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Medical Research Publication No.: 32-32407. [citée dans CONCAWE, 1998; BESC, 2000a; API, 2004].
- [API] American Petroleum Institute. 1985e. CHO/HGPRT (Chinese hamster ovary/hypoxanthine-guanine phosphoribosyl transferase) mammalian cell forward gene mutation assay of API sample 81-15 catalytic cracked clarified oil (CAS 64741-62-4). Étude menée par Pharmakon Research International, Inc. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Medical Research Publication No.: 32-32118. [citée dans CONCAWE, 1998; BESC, 2000a; API, 2004].
- [API] American Petroleum Institute. 1985f. Sister chromatid exchange (SCE) assay in Chinese hamster ovary (CHO) cells. API sample 81-15 catalytically cracked clarified oil (CAS 64741-62-4). Étude menée par Microbiological Associates, Inc. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Health and Environmental Sciences Department Report No.: 32-32750. [citée dans CONCAWE, 1998; BESC, 2000a; API, 2004].
- [API] American Petroleum Institute. 1986a. *Salmonella*/mammalian-microsome plate incorporation mutagenicity assay (Ames test). Étude menée par Microbiological Associates, Inc. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Medical Research Publication No.: 33-30599. [citée dans CONCAWE, 1998; BESC, 2000a; API, 2004].

[API] American Petroleum Institute. 1986b. Morphological transformation of BALB/3T3 mouse embryo cells. API sample 81-15 catalytically cracked clarified oil (CAS 64741-62-4). Étude menée par Microbiological Associates, Inc. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Health and Environmental Sciences Department Report No.: 33-32638. [citée dans CONCAWE, 1998; BESC, 2000a; API, 2004].

[API] American Petroleum Institute. 1989a. Short-term dermal tumorigenesis study of selected petroleum hydrocarbons in male CD-1 mice. Initiation and promotion phases. Étude menée par IIT Research Institute. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Health and Environmental Sciences Department Report No.: 36-32643. [citée dans CONCAWE, 1998].

[API] American Petroleum Institute. 1989b. Lifetime dermal carcinogenesis/chronic toxicity screening bioassay of refinery streams in C3H/HeJ mice (AP-135r). Étude menée par Primate Research Institute, New Mexico State University. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Health and Environmental Sciences Department Report No.: 36-31364. [citée dans CONCAWE, 1998; BESC, 2000a].

[API] American Petroleum Institute. 2004. High Production Volume (HPV) Challenge Program. Robust summary of information on heavy fuel oils. Washington (DC) : American Petroleum Institute. Accès : www.epa.gov/hpv/pubs/summaries/heavyfos/c15368rs.pdf

Arnot, J.A. 2005. Bioconcentration factor and bioaccumulation factor assessments for organic chemicals on the Canadian domestic substances list: Task 1: Supplementation of Environment Canada's BCF database. Rapport présenté à la Division des substances nouvelles d'Environnement Canada. Mars.

Arnot, J.A. 2006. Bioconcentration factor and bioaccumulation factor assessments for organic chemicals on the Canadian domestic substances list: Database update. Rapport présenté à la Division des substances nouvelles d'Environnement Canada.

Arnot, J., Gobas, F. 2003. A generic QSAR for assessing the bioaccumulation potential of organic chemicals in aquatic food webs. [en ligne]. *QSAR Comb. Sci.* 22(3):337-345. [consulté le 15 mars 2007]. Accès : www3.interscience.wiley.com/journal/104557877/home [réserve de consultation].

Arnot J., Gobas, F. 2004. A food web bioaccumulation model for organic chemicals in aquatic ecosystems. *Environ. Toxicol. Chem.* 23:2343-2355.

Arnot, J., Gobas, F. 2006. A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic systems. *Environ. Rev.* 14:257-297.

Arnot, J.A., Mackay, D., Bonnell, M. 2008a. Estimating metabolic biotransformation rates in fish from laboratory data. *Environ. Toxicol. Chem.* 27(2):341-351.

Arnot, J.A., Mackay, D., Parkerton, T.F., Bonnell, M. 2008b. A database of fish biotransformation rates for organic chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.* 27(11):2263-2270.

Arthurs, P., Stiver, W.H., Zytner, R.G. 1995. Passive volatilization of gasoline from soil. *J. Soil Contam.* 4:1-13.

Atkinson, R. 1990. Gas-phase tropospheric chemistry of organic compounds: a review. *Atmos. Environ.* 24A:1-41.

[ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 1999. Toxicological profile for total petroleum hydrocarbons (TPH). Atlanta (GA) : U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. [consulté en mars 2009]. Accès : www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp.asp?id=424&tid=75

- Banerjee, S. 1984. Solubility of organic mixtures in water. *Environ. Sci. Technol.* 18:587-591.
- Barron, M.G. 1990. Bioconcentration. *Environ. Sci. Technol.* 24:1612-1618.
- [BCFBAF] Bioconcentration Factor and Bioaccumulation Factor Estimation Program for Windows [modèle d'estimation]. 2008. Version 4.00. 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
- [BESC] Bureau européen des substances chimiques. 2000a. IUCLID dataset for clarified oils (petroleum), catalytic cracked (CAS No. 64741-62-4). Accès : http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/IUCLID/data_sheets/64741624.pdf
- [BESC] Bureau européen des substances chimiques. 2000b. IUCLID dataset for fuel oil, No. 6. (CAS No. 68553-00-4). Accès : http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/IUCLID/data_sheets/68553004.pdf
- Bingham, E., Barkley, W. 1979. Bioassay of complex mixtures derived from fossil fuels. *Environ. Health Perspect.* 30:157-163. [cité dans CIRC, 1984].
- Bingham, E., Trosset, R.P., Warshawsky, D. 1980. Carcinogenic potential of petroleum hydrocarbons: A critical review of the literature. *J. Environ. Pathol. Toxicol.* 3:483-563. [cité dans CIRC, 1989a].
- [BioHCWin] Biodegradation of Petroleum Hydrocarbons Estimation Program for Windows [modèle d'évaluation]. 2008. Version 1.01a. 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
- [BIOWIN] Biodegradation Estimation Program for Windows [modèle d'évaluation]. 2009. Version 4.10. 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
- Blackburn, G.R., Deitch, R.A., Schreiner, C.A., Mehlman, M.A., Mackerer, C.R. 1984. Estimation of the dermal carcinogenic activity of petroleum fractions using a modified Ames Assay. *Cell. Biol. Toxicol.* 1:67-80.
- Blackburn, G.R., Deitch, R.A., Schreiner, C.A., Mackerer, C.R. 1986. Predicting carcinogenicity of petroleum distillation fractions using a modified *Salmonella* mutagenicity assay. *Cell. Biol. Toxicol.* 2:63-84.
- Boethling, R.S., Howard, P.H., Beauman, J.A., Larosche, M.E. 1995. Factors for intermedia extrapolations in biodegradability assessment. *Chemosphere* 30(4):741-752.
- Brecher, S., Goode, J.W. 1983. BALB/3T3 transformation test. Aromatic pyrolysis oil. Project No. 2084. Préparé pour Gulf Oil Chemicals Co., Houston (TX). Pittsburgh (PA) : Gulf Life Sciences Center. [cité dans USEPA, 2005].
- Brecher, S., Goode, J.W. 1984. Hepatocyte primary culture/DNA repair test of aromatic pyrolysis oil. Project No. 2083. Préparé pour Gulf Oil Chemicals Co., Houston (TX). Pittsburgh (PA) : Gulf Life Sciences Center. [cité dans USEPA, 2005].
- Broman, D.C., Lindberg, N.C., Zwbuhr, Y. 1990. An in-situ study on the distribution, biotransformation and flux of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in an aquatic food chain (seston-*Mytilus edulis* L.-*Somateria mollissima*) from the Baltic: an ecotoxicological perspective. *Environ. Toxicol. Chem.* 9:429-442.

Brost, E.J., DeVaul, G.E. 2000. Non-aqueous phase liquid (NAPL) mobility limits in soil. API Soil and Groundwater Research Bulletin No. 9. Washington (DC) : American Petroleum Institute (API).

Bruner, K.A., Fisher, S.W., Landrum, P.F. 1994. The role of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, in contaminant cycling: I. The effect of body size and lipid content on the bioconcentration of PCBs and PAHs. *J. Great Lakes Res.* 10(4):725-734.

Burkhard, L., Lukasewycz, M. 2000. Some bioaccumulation factors and biota-sediment accumulation factors for polycyclic aromatic hydrocarbons in lake trout. *Environ. Toxicol. Chem.* 19(5):1427-1429.

Byrne, C.J., Calder, J.A. 1977. Effect of the water-soluble fractions of crude, refined and waste oils on the embryonic and larval stages of the quahog clam *Mercenaria sp.* *Mar. Biol.* 40:225-231.

Canada. 1994. Hydrocarbures aromatiques polycycliques (Liste des substances d'intérêt prioritaire/Rapport d'évaluation) [en ligne]. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada, Santé Canada. Accès : http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/psl1-lsp1/hydrocarb_ aromat_polycycl/hydrocarbures-hydrocarbures-fra.pdf

Canada. 1999. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*. L.C., 1999, ch. 33. *Gazette du Canada*, Partie III, vol. 22, n° 3. Accès : www.gazette.gc.ca/archives/p3/1999/g3-02203.pdf

Canada. 2000. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*. C.P. 2000-348, 23 mars 2000, DORS/2000-107. *Gazette du Canada*, Partie II, vol. 134, n° 7, p. 607-612. Accès : www.gazette.gc.ca/archives/p2/2000/2000-03-29/pdf/g2-13407.pdf

Canada. 2001. *Loi de 2001 sur la marine marchande du Canada*. L.C., 2001, ch. 26. *Gazette du Canada*, Partie III, vol. 24, n° 4, ch. 26. Accès : www.gazette.gc.ca/archives/p3/2001/g3-02404.pdf

Canada. 2010. *Règlement sur les effluents des raffineries de pétrole* (C.R.C., ch. 828) afférent à la *Loi sur les pêches*. [consulté le 19 février 2010]. Accès : http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/C.R.C.%2C_ch._828/index.html

[CanLII] Institut canadien d'information juridique [bases de données sur Internet]. 2001- . Ottawa (Ont.) : Institut canadien d'information juridique. [consulté en 2009]. Accès : <http://www.canlii.org/fr/index.php>

Carlson, R.M., Oyler, A.R., Gerhart, E.H., Caple, R., Welch, K.J., Kopperman, H.L., Bodenner, D., Swanson, D. 1979. Implications to the aquatic environment of polynuclear aromatic hydrocarbons liberated from northern great plains coal. U.S. EPA Environmental Research Laboratory (EPA 600/3-79-093). [cité dans Lampi et Parkerton, 2009].

[CATABOL] Probabilistic assessment of biodegradability and metabolic pathways [modèle informatique]. c2004-2008. Version 5.10.3. Bourgas (Bulgarie) : Bourgas Prof. Assen Zlatarov University, Laboratory of Mathematical Chemistry. Accès : <http://oasis-lmc.org/?section=software&swid=1>

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2008. Canada-wide standard for petroleum hydrocarbons (PHC) in soil. User Guidance. Winnipeg (Man.) : Conseil canadien des ministres de l'environnement. Report number PN-1398. Accès : http://www.ccme.ca/assets/pdf/pn_1398_phc_user_guide_1.1_e.pdf

Charbeneau, R.J., Linz, D.G., Newell, C.J., Rixey, W.G., Ryan, J.A. 1998. Proceedings from the Pellston workshop on assessing contaminated soils: from soil-contaminant interactions to ecosystem management. Pellston (MI) : Pellston Workshop on Assessing Contaminated Soils. p. 23-27.

[CIRC] IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. 1984. Mineral oils. *IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risks Hum.* 33:87-168.

[CIRC] IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. 1989a. Fuel oils. *IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risks Hum.* 45:239-270.

[CIRC] IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. 1989b. Occupational exposures in petroleum refining. *IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risks Hum.* 45:39-117.

[CITI] Chemicals Inspection and Testing Institute. 1992. Bioaccumulation and Biodegradation Data on Existing Chemicals Based on the CSCL Japan. Tokyo (Japon).

Colombo, J., Cappelletti, N., Migoya, M., Speranza, E. 2007. Bioaccumulation of anthropogenic contaminants by detritivorous fish in the Río de la Plata estuary: 1 – Aliphatic hydrocarbons. *Chemosphere* 68:2128-2135.

Commission européenne. 1994. Directive 94/69/CE du 19 décembre 1994, annexe II. *Journal officiel des Communautés européennes.* 31.12.94. L381, vol. 37. Commission européenne. 21^e APT.

Commission européenne. 2008a. Details on substances classified in Annex VI to Regulation (EC) No 1272/2008 [base de données sur Internet]. Base de données élaborée par la Commission européenne. [consulté le 29 août 2011]. Accès : <http://esis.jrc.ec.europa.eu/index.php?PGM=cla>

Commission européenne. 2008b. Rapport d'évaluation des risques de l'Union européenne. Coal-tar pitch, high temperature. CAS No.: 65996-93-2. EINECS No.:266-028-2. Évaluation des risques. Environnement. Mai 2008. Luxembourg (Luxembourg) : Office des publications officielles des Communautés européennes. Accès : http://ecb.jrc.ec.europa.eu/DOCUMENTS/Existing-Chemicals/RISK_ASSESSMENT/REPORT/pitchcoaltarreport323.pdf

[CONCAWE] CONservation of Clean Air and Water in Europe [Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité]. 1998. Heavy fuel oils. Document préparé les groupes sur les produits pétroliers et la gestion de la santé de la CONCAWE. Bruxelles (Belgique) : CONCAWE. Product Dossier No.: 98/109.

Coon, N.C., Albers, P.H., Szaro, R.C. 1979. No. 2 fuel oil decreases embryonic survival of great black-backed gulls. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 21:152-156.

Cravedi, J., Tulliez, J. 1981. Distribution and elimination routes of a naphthenic hydrocarbon (dodecylcyclohexane) in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 26:337-344.

Cravedi, J., Tulliez, J. 1983. Hydrocarbon disposition, lipid content, and fatty acid composition in trout after long-term dietary exposure to *n*-alkanes. *Environ. Res.* 32(2):398-413.

Curry, P., Kramer, G., Newhook, R., Sitwell, J., Somers, D., Tracy, B., Oostdam, J.V. 1993. Reference values for Canadian populations. Préparé par le Groupe de travail sur les valeurs de référence de la Direction de l'hygiène du milieu. Ottawa (Ont.) : Santé Canada. [mise à jour de la version de 1988].

De Maagd, P.G.J. 1996. Polycyclic aromatic hydrocarbons: fate and effects in the aquatic environment. Thèse de doctorat, Université d'Utrecht, Utrecht (Pays-Bas). [cité dans Commission européenne, 2008b].

De Voogt, P., van Hattum, B., Leonards, P., Klamer, J.C., Govers, H. 1991. Bioconcentration of polycyclic heteroaromatic hydrocarbons in the guppy (*Poecilia reticulata*). *Aquat. Toxicol.* 20:169-194.

[EMBSI] Exxon Mobil Biomedical Sciences, Inc. 2004a. Fish, dietary bioaccumulation study, study no. 0400947. Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. [cité dans Lampi *et al.*, 2010].

[EMBSI] Exxon Mobil Biomedical Sciences, Inc. 2004b. Fish, aqueous bioaccumulation study, study no. 0409544. Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences Inc.

[EMBSI] Exxon Mobil Biomedical Sciences, Inc. 2005a. Fish, dietary bioaccumulation study, study no. 0409547. Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. [cité dans Lampi *et al.*, 2010].

[EMBSI] Exxon Mobil Biomedical Sciences, Inc. 2005b. Fish, aqueous bioaccumulation test, study no. 0523644. Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences Inc.

[EMBSI] Exxon Mobil Biomedical Sciences, Inc. 2005c. Fish, dietary bioaccumulation study, study no. 0523747. Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. [cité dans Lampi *et al.*, 2010].

[EMBSI] Exxon Mobil Biomedical Sciences, Inc. 2005d. Fish, dietary bioaccumulation study, study no. 0531047. Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. [cité dans Lampi *et al.*, 2010].

[EMBSI] Exxon Mobil Biomedical Sciences, Inc. 2006a. Fish, dietary bioaccumulation study, study no. 0674247. Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. [cité dans Lampi *et al.*, 2010].

[EMBSI] Exxon Mobil Biomedical Sciences, Inc. 2006b. Fish, dietary bioaccumulation test, study no. 0681647. Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. [cité dans Lampi *et al.*, 2010].

[EMBSI] Exxon Mobil Biomedical Sciences, Inc. 2007a. Fish, dietary bioaccumulation study, study no. 0796347T. Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. [cité dans Lampi et Parkerton, 2009].

[EMBSI] Exxon Mobil Biomedical Sciences, Inc. 2007b. Fish, dietary bioaccumulation study, study no. 0796347C. Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. [cité dans Lampi et Parkerton, 2009].

[EMBSI] Exxon Mobil Biomedical Sciences, Inc. 2008a. Fish, dietary bioaccumulation study, study no. 0711047. Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. [cité dans Lampi *et al.*, 2010].

[EMBSI] Exxon Mobil Biomedical Sciences, Inc. 2008b. Fish, dietary bioaccumulation study, study no. 0821047. Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. [cité dans Lampi *et al.*, 2010].

[EMBSI] Exxon Mobil Biomedical Sciences, Inc. 2008c. Fish, dietary bioaccumulation study, study no. 0818447. Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. [cité dans Lampi *et al.*, 2010].

[EMBSI] Exxon Mobil Biomedical Sciences, Inc. 2009. Fish, dietary bioaccumulation study, study no. 0818447. Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. [cité dans Lampi *et al.*, 2010].

[EMBSI] Exxon Mobil Biomedical Sciences, Inc. 2010a. Fish, dietary bioaccumulation study, study no. 0818447. Supplément. Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences Inc.

[EMBSI] Exxon Mobil Biomedical Sciences, Inc. 2010b. Fish, dietary bioaccumulation study, study no. 0681647. Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences Inc.

Environnement Canada. 1994. Hydrocarbures aromatiques polycycliques. ISBN 0-662-99956-8, n° de catalogue : En40-215/42F. Accès : http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/psl1-lsp1/hydrocarb_aromat_polycycl/index-fra.php

Environnement Canada. 2007. Guidance for conducting ecological assessments under CEPA 1999. Science Resource Technical Series, Draft Module on QSARs. Document provisoire préparé par la Division des substances existantes d'Environnement Canada.

Environnement Canada. 2008. Données sur les substances du secteur pétrolier recueillies en vertu de l'article 71 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certaines substances pétrolières de priorité élevée*. Données préparées par Environnement Canada, Division du pétrole, du gaz et de l'énergie de remplacement.

Environment Canada. 2009. Données sur les substances du secteur pétrolier recueillies en vertu de l'article 71 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certaines substances pétrolières de priorité élevée pouvant être limitées à l'industrie*. Données préparées par Environment Canada, Division du pétrole, du gaz et de l'énergie de remplacement.

Environnement Canada. 2010a. Propriétés d'hydrocarbures. [base de données en ligne]. Accès : http://www.etc-cte.ec.gc.ca/databases/OilProperties/oil_prop_f.html

Environnement Canada. 2010b. Oiseaux mazoutés en mer. [consulté le 17 février 2010]. Accès : <http://www.ec.gc.ca/mbc-com/default.asp?lang=Fr&n=C6E52970-1>

Environnement Canada. 2010c. Registre environnemental de la LCPE. Liste des substances toxiques – Annexe 1. Accès : <http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?lang=Fr&n=0DA2924D-1>

Environnement Canada. 2011. Spill line data report on petroleum product spills 2000-2009. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des urgences environnementales. Données non publiées.

[EPI Suite] Estimation Programs Interface Suite for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2008. Version 3.4. 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

[EQC] Equilibrium Criterion Model. 2003. Version 2.02. Peterborough (Ont.) : Université Trent, Canadian Environmental Modelling Centre. Accès : www.trentu.ca/cemc/

[ESIS] European Chemical Substances Information System [base de données sur Internet]. 2008. Base de données élaborée par le Bureau européen des substances chimiques (BESC). [consulté le 29 août 2011]. Accès : <http://esis.jrc.ec.europa.eu/>

Evans, M.S., Landrum, P.F. 1989. Toxicokinetics of DDE, benzo(a)pyrene, and 2,4,5,2', 4',5'-hexachlorobiphenyl in *Pontoporeia hoyi* and *Mysis relicta*. *J. Great Lakes Res.* 15:589-600.

Farrow, M.G., McCarroll, N., Cortina, T., Draus, M., Munson, A., Steinberg, M., Kirwin, C., Thomas, W. 1983. *In vitro* mutagenicity and genotoxicity of fuels and paraffinic hydrocarbons in the Ames, sister chromatid exchange, and mouse lymphoma assays. *Toxicologist* 3:36 (résumé n° 144). [cité dans CIRC, 1989a].

Feuston, M.H., Mackerer, C.R. 1996. Developmental toxicity of clarified slurry oil, syntower bottoms, and distillate aromatic extract administered as a single oral dose to pregnant rats. *J. Toxicol. Environ. Health* 49(1):45-66.

Feuston, M.H., Kerstetter, S.L., Singer, E.J., Mehلمان, M.A. 1989. Developmental toxicity of clarified slurry oil applied dermally to rats. *Toxicol. Ind. Health* 5(3):587-599.

Feuston, M.H., Low, L.K., Hamilton, C.E., Mackerer, C.R. 1994. Correlation of systemic and developmental toxicities with chemical component classes of refinery streams. *Fundam. Appl. Toxicol.* 22:622-630.

Feuston, M.H., Hamilton, C.E., Mackerer, C.R. 1997. Systemic and developmental toxicity of dermally applied syntower bottoms in rats. *Fundam. Appl. Toxicol.* 35:166-176.

Fox, K., Zauke, G., Butte, W. 1994. Kinetics of Bioconcentration and Clearance of 28 Polychlorinated Biphenyl Congeners in Zebrafish (*Brachydanio rerio*). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 28(1):99-109.

[FS] Fiche signalétique. 2007. HAGO [heavy atmospheric gas oil (gazoles atmosphériques lourds)]. Calgary (Alb.) : NOVA Chemicals. Accès : www.novachem.com/appl/prodfinder/docs/chemical/HeavyAtmosphericGasOil_MSDS_EN.pdf

- Fuhr, B. 2008. Hydrocarbon composition of fuel products for risk assessment modelling. Rapport final. Edmonton (Alb.) : Alberta Research Council, Fuels and Lubricants Laboratory. Préparé pour Environnement Canada.
- Getmanets, I.Y. 1967. Comparative evaluation of the carcinogenic properties of cracking residues of high- and low-paraffin petroleum. *Gig. Tr. prof. Zabol.* 11:53-55. [cité dans CIRC, 1989b].
- Giddings, J.M., Parkhurst, B.R., Gehrs, C.W., Millemann, R.E. 1980. Toxicity of a coal liquefaction product to aquatic organisms. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 25:1-6. [cité dans CONCAWE, 1998].
- Gobas, F., Clark, K., Shiu, W., Mackay, D. 1989. Bioconcentration of polybrominated benzenes and biphenyls and related superhydrophobic chemicals in fish: role of bioavailability and elimination into the feces. *Environ. Toxicol. Chem.* 8:231-245.
- Golder Associates Ltd. 2006. Final Draft Report on Lakewater and Aquatics Long-term Monitoring – 2005-2006 Interpretive Report, Wabamun Lake Derailment Site, Canadian National Railway Company. PIN 2401257. Wabamun (Alb.)
- Gordon, T. 1983. Nine-day repeated dose inhalation toxicity study in rats. Aromatic pyrolysis oil. Project No. 2035. Document préparé pour Gulf Oil Chemicals Co., Houston (TX). Pittsburgh (PA) : Gulf Life Sciences Center. [cité dans USEPA, 2005].
- Gossiaux, D.C., Landrum, P.F., Fisher, S.W. 1996. Effect of temperature on the accumulation kinetics of PAHs and PCBs in the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. *J. Great Lakes Res.* 22(2):379-388.
- Gustafson, J.B., Tell, J.G., Orem, D. 1997. Selection of representative TPH fractions based on fate and transport considerations. vol. 3. Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series, Association for Environmental Health and Sciences Foundation. 109 p. Accès : www.aehsfoundation.org/publications.aspx
- Hardy, R., Mackie, P., Whittle, K., McIntyre, A. 1974. Discrimination in the assimilation of *n*-alkanes in fish. *Nature* 252:577-578.
- Hebert, G.W., Kussat, R.H. 1972. A laboratory evaluation of the toxicity of certain oils and chemical oil dispersants to juvenile coho salmon and staghorn sculpins. Service des pêches du ministère de l'Environnement du Canada. Rapport technique 1972-6.
- Hoberman, A.M., Christian, M.S., Lovre, S., Roth, R., Koschier, F. 1995. Developmental toxicity study of clarified slurry oil (CSO) in the rat. *Fundam. Appl. Toxicol.* 28:34-40.
- Hollister, T.A., Ward, G.S., Parrish, P.R. 1980. Acute toxicity of a #6 fuel oil to marine organisms. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 24:656-661.
- Hopkinson, R. 2008. Priority substances under Environment Canada's Chemical Management Plan for the petroleum sector. Richmond (C.-B.) : Levelton Consultants Ltd.
- [HYDROWIN] Aqueous Hydrolysis Fate Program for Windows [modèle d'estimation]. 2008. Version 2.00. 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
- Jimenez, B.D., Cirno, C.P., McCarthy, J.F. 1987. Effects of feeding and temperature on uptake, elimination and metabolism of benzo(a)pyrene in the bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). *Aquat. Toxicol.* 10:41-57.

- [JNITE] Japanese National Institute of Technology and Evaluation. 2010. Official Bulletin of Economy, Trade and Industry [base de données en ligne]. [consulté en septembre 2010]. Accès : <http://www.nite.go.jp/index-e.html>
- Jonsson, G., Bechmann, R.K., Bamber, S.D., Baussant, T. 2004. Bioconcentration, biotransformation, and elimination of polycyclic aromatic hydrocarbons in Sheepshead minnows (*Cyprinodon variegates*) exposed to contaminated seawater. *Environ. Toxicol. Chem.* 23:1538-1548. [cité dans Golder Associates Ltd., 2006].
- Khan, S.H., Goode, J.W. 1984. Micronucleus test: aromatic pyrolysis oil orally for 2 days. Project No. 2082. Document préparé pour Gulf Oil Chemicals Co., Houston (TX). Pittsburgh (PA) : Gulf Life Sciences Center. [cité dans USEPA, 2005].
- Koyama, J., Uno, S., Kohno, K. 2004. Polycyclic aromatic hydrocarbon contamination and recovery characteristics in some organisms after the *Nakhodka* oil spill. *Mar. Poll. Bull.* 49:1054-1061. Lampi, M., Parkerton, T. 2009. Bioaccumulation assessment of PAHs. Préparé pour CONCAWE. Accès : http://echa.europa.eu/doc/about/organisation/msc/msc_rcoms2009/rcom_af/Concawe_Bioaccumulation_Assessment_PAHs.pdf
- Lampi, M., Paumen, M.L., Parkerton, T. 2010. An evaluation of the persistence, bioaccumulation and toxicity of petroleum hydrocarbons. Rapport préparé pour CONCAWE, Bruxelles (Belgique). Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences, Inc.; Machelen (Belgique) : ExxonMobil Petroleum and Chemical.
- Lewis, S.C. 1983. Crude petroleum and selected fractions. Skin cancer bioassays. *Prog. Exp. Tumor Res.* 26:68-84. [cité dans CIRC, 1989b].
- Lyman, W., Reehl, W., Rosenblatt, D. (éd.) 1990. Handbook of chemical property estimation methods. Environmental behaviour of organic compounds. Washington (DC) : American Chemical Society.
- MacLean, M.M., Doe, K.G. 1989. The comparative toxicity of crude and refined oils to *Daphnia magna* and *Artemia*. Rapport manuscrit EE-111. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada. 72 p. [cité dans Environnement Canada, 2010a].
- McCain, B.B., Hodgins, H.O., Gronlund, W.D., Hawkes, J.W., Brown, D.W., Myers, M.S. 1978. Bioavailability of crude oil from experimentally oiled sediment to English sole *Parophrys vetulus*. *J. Off. Rech. Pêch. Can.* 35(5):657-664.
- McCarthy, J.F., Jimenez, B.D., Barbee, T. 1985. Effect of dissolved humic material on accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons: Structure-activity relationships. *Aquat. Toxicol.* 7:145-156.
- McKee, R.H., Nicolich, M.J., Scala, R.A., Lewis, S.C. 1990. Estimation of epidermal carcinogenic potency. *Fundam. Appl. Toxicol.* 15:320-328.
- McLeese, D.W., Burrige, L.E. 1987. Comparative accumulation of PAHs in four marine invertebrates. In: Capuzzo, I.M., Kester, D.R. (éd.) Oceanic processes in marine pollution. Malabar (FL) : Kirger RE, p. 109-118 [cité dans Commission européenne, 2008b].
- Michigan. 2010. Michigan Department of Natural Resources and Environment. Oil intoxication. [consulté le 17 février 2010]. Accès : www.michigan.gov/dnr/0,1607,7-153-10370_12150_12220-27243--,00.html
- [Mobil] Mobil Oil Corporation. 1985. A modified Ames pre-incubation mutagenesis assay for determination of specific mutagenicity of the DMSO extract of heavy vacuum gas oil. Study No. 52261. Princeton (NJ) : Mobil Oil Corporation, Environmental and Health Science Laboratory. [cité dans API, 2004].

- [Mobil] Mobil Oil Corporation. 1987a. Micronucleus assay of bone marrow red blood cells from rats treated via dermal administration of heavy vacuum gas oil. Study No. 61591. Princeton (NJ) : Mobil Oil Corporation, Environmental and Health Science Laboratory. [cité dans API, 2004].
- [Mobil] Mobil Oil Corporation. 1987b. Metaphase analysis of Chinese hamster ovary (CHO) cells treated *in vitro* with a DMSO extract of heavy vacuum gas oil. Study No. 52262. Princeton (NJ) : Mobil Oil Corporation, Environmental and Health Science Laboratory. [cité dans API, 2004].
- [Mobil] Mobil Oil Corporation. 1987c. Clarified slurry oil: developmental toxicity study in rats. Study No. 50541. Princeton (NJ) : Mobil Oil Corporation, Environmental and Health Science Laboratory. [cité dans BESC, 2000b].
- [Mobil] Mobil Oil Corporation. 1987d. A static 96-hour acute toxicity study of process oil to bluegill sunfish. Pennington (NJ) : Mobil Environmental and Health Science Laboratory. [cité dans API, 2004].
- [Mobil] Mobil Oil Corporation. 1987e. A static 48-hour acute toxicity study of process oil to *Daphnia magna*. Pennington (NJ) : Mobil Environmental and Health Science Laboratory. [cité dans API, 2004].
- [Mobil] Mobil Oil Corporation. 1987f. A static 96-hour acute toxicity study of process oil to *Selenastrum capricornutum*. Pennington (NJ) : Mobil Environmental and Health Science Laboratory. [cité dans API, 2004].
- [Mobil] Mobil Oil Corporation. 1988. Thirteen-week dermal administration of syntower bottoms to rats. Study No. 62710. Princeton (NJ) : Mobil Oil Corporation, Environmental and Health Science Laboratory. [cité dans BESC, 2000b].
- [Mobil] Mobil Oil Corporation. 1990. Developmental toxicity study in rats exposed dermally to Ferndale syntower bottoms. Study No. 62934. Princeton (NJ) : Mobil Oil Corporation, Environmental and Health Science Laboratory. [cité dans BESC, 2000b].
- [Mobil] Mobil Oil Corporation. 1991. Developmental toxicity study in rats exposed dermally to heavy atmospheric gas oil. Study No. 64146. Princeton (NJ) : Mobil Oil Corporation, Environmental and Health Science Laboratory. [cité dans API, 2004].
- [Mobil] Mobil Oil Corporation. 1992. Thirteen-week dermal administration of heavy atmospheric gas oil to rats. Study No. 63456. Princeton (NJ) : Mobil Oil Corporation, Environmental and Health Science Laboratory. [cité dans API, 2004].
- [Mobil] Mobil Oil Corporation. 1994a. Developmental toxicity study in rats exposed dermally to heavy coker gas oil (HCGO). Study No. 64168. Princeton (NJ) : Mobil Oil Corporation, Environmental and Health Science Laboratory. [cité dans BESC, 2000b].
- [Mobil] Mobil Oil Corporation. 1994b. Thirteen-week dermal administration of Joliet heavy coker gas oil to rats. Study No. 64165. Princeton (NJ) : Mobil Oil Corporation, Environmental and Health Science Laboratory. [cité dans BESC, 2000b].
- Muijs, B., Jonker, M. 2010. A closer look at bioaccumulation of petroleum hydrocarbon mixtures in aquatic worms. *Environ. Toxicol. Chem.* 29(9):1943-1949.
- [NCI] National Chemical Inventories [base de données sur CD-ROM]. 2006. Columbus (OH) : American Chemical Society, Chemical Abstracts Service. Accès : www.cas.org/products/cd/nci/require.html
- Neff, J.M., Anderson, J.W. 1981. Response of marine animals to petroleum and specific petroleum hydrocarbons. Londres (Royaume-Uni) : Applied Science Publishers Ltd. [cité dans CONCAWE, 1998].

Neff, J.M., Cox, B.A., Dixit, D., Anderson, J.W. 1976. Accumulation and release of petroleum-derived aromatic hydrocarbons by four species of marine animals. *Mar. Biol.* 38(3):279-289.

Newsted, J.L., Giesy, J.P. 1987. Predictive models for photoinduced acute toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons to *Daphnia magna*, Strauss (Cladocera, crustacean). *Environ. Toxicol. Chem.* 6:445-461.

Nfon, E., Cousins, I.T., Broman, D. 2008. Biomagnification of organic pollutants in benthic and pelagic marine food chains from the Baltic Sea. *Sci. Total Environ.* 397:190-204. [cité dans Lampi *et al.*, 2010].

Niimi, A., Palazzo, V. 1986. Biological half-lives of eight polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Water Res.* 20(4):503-507.

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2009. Emission scenario document on transport and storage of chemicals. (OECD series on emission scenario documents No. 24). Accès : [http://www.oecd.org/officialdocuments/displaydocumentpdf?cote=env/jm/mono\(2009\)26&doclanguage=en](http://www.oecd.org/officialdocuments/displaydocumentpdf?cote=env/jm/mono(2009)26&doclanguage=en)

Oliver, B., Niimi, A. 1988. Trophodynamic analysis of polychlorinated biphenyl congeners and other chlorinated hydrocarbons in the Lake Ontario ecosystem. *Environ. Sci. Technol.* 22:388-397.

[ONE] Office national de l'énergie. 2008. Gros plan sur la sécurité et l'environnement – Analyse comparative du rendement des pipelines 2000-2006. Accès : <http://www.neb.gc.ca/clf-nsi/rsftyndthnvrnmnt/sfty/sftyprfrmnendctr/fcsnsfty/2008/fctsht0825-fra.html>

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, San Francisco (CA). Washington (DC) : American Petroleum Institute. p. 103-113. [cité dans Potter et Simmons, 1998].

Papciak, M.S., Goode, J.W. 1984. CHO/HGPRT test using aromatic pyrolysis oil. Project No. 2081. Préparé pour Gulf Oil Chemicals Co., Houston (TX). Pittsburgh (PA) : Gulf Life Sciences Center. [cité dans USEPA, 2005].

Peterson GI, Kristensen P. 1998. Bioaccumulation of lipophilic substances in fish early life stages. *Environ Toxicol Chem* 17:1385-1395.

[PETROTOX] Modélisation sous forme de tableur servant à calculer le degré de toxicité des hydrocarbures pétroliers pour les organismes aquatiques. 2009. Version 3.04. Bruxelles (Belgique) : CONservation of Clean Air and Water in Europe (CONCAWE). Accès : www.concawe.be/content/default.asp?PageID=778

Potter, T., Simmons, K. 1998. Composition of petroleum mixtures. vol. 2. Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series, Association for Environmental Health and Sciences Foundation. 109 p. Accès : www.aehsfoundation.org/publications.aspx

Rhodes, S.W., Risher, J.F. 1995. Toxicology profile for fuel oils. Atlanta (GA) : U.S. Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Division of Toxicology/Toxicology Information Branch. 231 p.

[RMRI] Risk Management Research Institute. 2007. Quantitative assessment of oil spill risk for the south coast of Newfoundland and Labrador. St. John's (T.-N.-L) : Risk Management Research Institute (Canada). Rapport préliminaire présenté à Transports Canada.

Rossi, S.S., Anderson, J.W., Ward, G.S. 1976. Toxicity of water-soluble fractions of four test oils for the polychaetous annelids, *Neanthes arenaceodentata* and *Capitella capitata*. *Environ. Pollut.* 10:9-18.

Saffiotti, U., Shubik, P. 1963. Studies on promoting action in skin carcinogenesis. *Natl. Cancer Inst. Monogr.* 10:489-507. [cité dans CIRC, 1984].

Salazar-Coria, L., Amezxua-Allieri, M.A., Tenorio-Torres, M., Gonzales-Marcias, C. 2007. Polyaromatic hydrocarbons (PAHs) and metal evaluation after a diesel spill in Oaxaca, Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 79:462-467.

Salem, H., Katz, S.A. (éd.) 2006. Inhalation toxicology. 2^e éd. Boca Raton (FL) : CRC Press, Taylor & Francis Group.

Santé Canada. 1998. Exposure factors for assessing total daily intake of priority substances by the general population of Canada. Ottawa (Ont.) : Santé Canada, Direction de l'hygiène du milieu. Rapport inédit.

[SCREEN3] Screening Tool Program for Windows [modèle de dépistage]. 1996. Version 4.10. Research Triangle Park (NC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Air Quality Planning and Standards, Emissions, Monitoring, and Analysis Division. Accès : www.epa.gov/scram001/dispersion_screening.htm

[SENEs] SENES Consultants Limited. 2009. Review of current and proposed regulatory and non-regulatory management tools pertaining to selected petroleum substances under the Chemicals Management Plan. Rapport présenté à Santé Canada. Richmond Hill (Ont.) : SENES Consultants Limited.

Shapiro, D.D., Getmanets, I.Y. 1962. Blastomogenic properties of petroleum of different sources. *Gig. Sanit.* 27:38-42. [cité dans CIRC, 1989b].

Shubik, P., Saffiotti, U. 1955. The carcinogenic and promoting action of low boiling catalytically cracked oils. *Acta Unio Int. Contra Cancrum* 11:707-711. [cité dans CIRC, 1984].

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

Smith, W.E., Sunderland, D.A., Sugiura, K. 1951. Experimental analysis of the carcinogenic activity of certain petroleum products. *Arch. Ind. Hyg. Occup. Med.* 4:299-314. [cité dans CIRC, 1984].

[SPARC]. 2009. Sparc performs automated reasoning in chemistry. [en ligne]. Environmental Protection Agency des États-Unis. Ecosystems Research Division. Accès : www.epa.gov/athens/research/projects/sparc/

Sprague, J.B., Carson, W.G. 1970. Toxicity tests with oil dispersants in connection with oil spill at Chedabucto Bay, Nova Scotia. Conseil de recherches sur les pêcheries du Canada. Rapport technique n° 201.

Stegeman, J.J., Teal, J.M. 1973. Accumulation, release and retention of petroleum hydrocarbons by the oyster *Crassostrea virginica*. *Mar. Biol.* 22:37-44.

Strobel, C.J., Brenowitz, A.H. 1981. Effects of bunker C oil on juvenile horseshoe crabs (*Limulus polyphemus*). *Estuarine Res. Fed.* 4(2):157-159.

Sun Petroleum Products Co. 1979. Letter from Sun Petroleum Products Company submitting additional information requested in USEPA letter dated February 6, 1979, with attachments. EPA/OTS No. 8EHQ-0379-0140. NTIS/OTS-0200438. [résumé]. [cité dans TOXLINE, 2009].

Szaro, R.C. 1979. Bunker C fuel oil reduces mallard egg hatchability. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 22:731-732.

Szaro, R.C., Albers, P.H., Coon, N. 1978. Petroleum: effects on mallard egg hatchability. *J. Wildl. Manag.* 42(2):404-406.

Tagatz, M.E. 1961. Reduced oxygen tolerance and toxicity of petroleum products to juvenile American shad. *Chesapeake Sci.* 2:65-71.

Takeuchi, I., Miyoshi, N., Mizukawa, K., Takada, H., Ikemoto, T., Omori, K., Tsuchiya, K. 2009. Biomagnification profiles of polycyclic aromatic hydrocarbons, alkylphenols and polychlorinated biphenyls in Tokyo Bay elucidated by $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ isotope ratios as guides to trophic web structure. *Mar. Pollut. Bull.* 58:663-671.

Tatem, H.E., Cox, B.A., Anderson, J.W. 1978. The toxicity of oils and petroleum hydrocarbons to estuarine crustaceans. *Estuarine Coastal Mar. Sci.* 6:365-373.

Tolls, J., van Dijk, J. 2002. Bioconcentration of n-dodecane and its highly branched isomer 2,2,4,6,6-pentamethylheptane in fathead minnows. *Chemosphere* 47:1049-1057.

[TOPKAT] Toxicity Prediction by Komputer Assisted Technology [en ligne]. 2004. Version 6.1. San Diego (CA) : Accelrys Software Inc. Accès : <http://accelrys.com/mini/toxicology/predictive-functionality.html>

[TOXLINE] Toxicology Literature Online [base de données sur Internet]. 1974–. Bethesda (MD) : National Library of Medicine (États-Unis). [mis à jour le 18 avril 2009; consulté le 21 avril 2009]. Accès : <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?toxadv.htm>

Transports Canada. 2010. Programme national de surveillance aérienne. Accès au sommaire : <http://www.tc.gc.ca/fra/securitemaritime/epe-sie-pnsa-2195.htm>

[UBTL] Utah Biomedical Testing Laboratory Inc. 1990. 28-day dermal toxicity study in rats. Salt Lake City (UT) : Utah Biomedical Testing Laboratory Inc. Report No.: ATX-90-0066. [cité dans API, 2004].

[UBTL] Utah Biomedical Testing Laboratory Inc. 1994. A developmental toxicity screen in female rats administered F-228 dermally during gestation days 0 to 20. Study No. 66479. Salt Lake City (UT) : Utah Biomedical Testing Laboratory Inc. Report No.: ATX-91-0267. [cité dans API, 2004].

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 1992. Screening procedures for estimating the air quality impact of stationary sources – revised. Research Triangle Park (NC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Air and Radiation, Office of Air Quality Planning and Standards. Report No.: EPA-454/R-92-019. Accès : http://cfpub.epa.gov/ols/catalog/catalog_display.cfm?&FIELD1=SUBJECT&INPUT1=Wind%20velocity&TYPE1=EXACT&item_count=27

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 1995. Great Lakes Water Quality Initiative Technical Support Document for the Procedure to Determine Bioaccumulation Factors. Report No. EPA-820-B-95-005.

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2005. Appendix II. Robust summaries of studies used to characterize the fuel oils category. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, High Production Volume Chemical Program. Accès : www.epa.gov/hpv/pubs/summaries/fueloils/c13435r3.pdf

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2008a. Transportation and marketing of petroleum liquids. In: AP 42, Compilation of air pollutant emission factors, vol. 1, 5^e éd. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis. Accès : www.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch05/final/c05s02.pdf

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2008b. Biota-Sediment Accumulation Factor Data Set. [cité dans Lampi *et al.*, 2010]. Accès : www.epa.gov/med/Prods_Pubs/bsaf.zip

Vandermeulen, H.H., Lee, R.W. 1986. Lack of mutagenic activity of crude and refined oils in the unicellular alga *Chlamydomonas reinhardtii*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 36:250-253. [cité dans CIRC, 1989a].

Vandermeulen, H.H., Foda, A., Stuttard, C. 1985. Toxicity vs mutagenicity of some crude oils, distillates, and their water soluble fractions. *Water Res.* 19:1283-1289. [cité dans CIRC, 1989a].

Varanasi, U., Stein, J., Nishimoto, M. 1989. Biotransformation and disposition of PAH in fish. In: Varanasi, U. (éd.) *Metabolism of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment*. Boca Raton (FL) : CRC Press, p. 93-150. [cité dans Burkhard et Lukasewycz, 2000].

Wan, Y., Jin, X., Hu, J., Jin, F. 2007. Trophic dilution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a marine food web from Bohai Bay, North China. *Environ. Sci. Technol.* 41:3109-3114.

Weil, C.S., Condra, N.I. 1977. Experimental carcinogenesis of pyrolysis fuel oil. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* 38:730-733. [cité dans CIRC, 1989b].

Weinstein, J.E., Oris, J.T. 1999. Humic acids reduce the bioaccumulation and photoinduced toxicity of fluoranthene to fish. *Environ. Toxicol. Chem.* 18(9):2087-2094.

White, D.H., Kirke, K.A., Coon, N.C. 1979. Effect of No. 2 fuel oil on hatchability of marine and estuarine bird eggs. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 21:7-10.

Yakata, N., Sudo, Y., Tadokoro, H. 2006. Influence of dispersants on bioconcentration factors of seven organic compounds with different lipophilicities and structures. *Chemosphere* 64:1885-1891. [cité dans Lampi *et al.*, 2010].

Yvette, C., Van Tongeren, M., Urbanus, J., Cherrie, J.W. 2011. An assessment of dermal exposure to heavy fuel oil (HFO) in occupational settings. *Ann. Occup. Hyg.* 55(3):319-328.

Zhou, S., Heras, H., Ackman, R.G. 1997. Role of adipocytes in the muscle tissue of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the uptake, release and retention of water-soluble fraction of crude oil hydrocarbons. *Mar. Biol.* 127:545-553.

Annexe 1. Regroupements des substances pétrolières**Tableau A1.1.** Description des neuf groupes de substances pétrolières

Groupe^a	Description	Exemple
Pétrole brut	Combinaisons 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 (principalement de C ₁ à C ₅)	Propane
Naphtes à faible point d'ébullition	Combinaisons complexes d'hydrocarbures (principalement de C ₄ à C ₁₂)	Essence
Gasöils	Combinaisons complexes d'hydrocarbures (principalement de C ₉ à C ₂₅)	Diesel
Mazouts lourds	Combinaisons complexes d'hydrocarbures lourds (principalement de C ₁₁ à C ₅₀)	Mazout n° 6
Huiles de base	Combinaisons complexes d'hydrocarbures (principalement de C ₁₅ à C ₅₀)	Huiles lubrifiantes
Extraits aromatiques	Combinaisons complexes d'hydrocarbures aromatiques (principalement de C ₁₅ à C ₅₀)	Matières de base pour la production de benzène
Paraffines, gash et pétrolatum	Combinaisons complexes d'hydrocarbures aliphatiques (principalement de C ₁₂ à C ₈₅)	Pétrolatum
Bitume ou résidus sous vide	Combinaisons complexes d'hydrocarbures lourds comportant plus de 25 atomes de carbone	Asphalte

^a 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 indépendant présenté à l'Institut canadien des produits pétroliers (ICPP) [Simpson, 2005].

Annexe 2. Tableaux de données sur les propriétés physiques et chimiques des mazouts lourds restreints aux industries

Tableau A2.1. Identité des mazouts lourds restreints aux industries

Numéro de registre du CAS et nom dans la LIS	64741-75-9 Résidus (pétrole), hydrocraquage	NCI, 2006	
	68783-08-4 Gazoles atmosphériques lourds (pétrole)	NCI, 2006	
	70592-76-6 Distillats intermédiaires sous vide (pétrole)	NCI, 2006	
	70592-77-7 Distillats légers sous vide (pétrole)	NCI, 2006	
	70592-78-8 Distillats sous vide (pétrole)	NCI, 2006	
Groupe chimique	Pétrole – Mazouts lourds		
Composantes principales	Hydrocarbures aromatiques et aliphatiques		CONCAWE, 1998
Nombre d'atomes de carbone	N° CAS 64741-75-9	> C ₂₀	CONCAWE, 1998
	N° CAS 68783-08-4	C ₇ –C ₃₅	CONCAWE, 1998
	N° CAS 70592-76-6	C ₁₄ –C ₄₂	CONCAWE, 1998
	N° CAS 70592-77-7	C ₁₁ –C ₃₅	CONCAWE, 1998
	N° CAS 70592-78-8	C ₁₅ –C ₅₀	CONCAWE, 1998
Ratio approximatif des composés aliphatiques et des composés aromatiques	50:50		API, 2004
HAP comportant 3 à 7 cycles (% en poids)	6 à 20 %		CONCAWE, 1998

Tableau A2.2. Plages d'ébullition pour les mazouts lourds (CONCAWE, 1998)

N° CAS	Plage d'ébullition (°C)	Nombre d'atomes de carbone	Références
64741-75-9	> 350	> C ₂₀	CONCAWE, 1998; API, 2004
68783-08-4	121 à 510	C ₇ -C ₃₅	CONCAWE, 1998; API, 2004
70592-76-6	250 à 545	C ₁₄ -C ₄₂	CONCAWE, 1998; API, 2004
70592-77-7	250 à 545	C ₁₁ -C ₃₅	CONCAWE, 1998; API, 2004
70592-78-8	270 à 600	C ₁₅ -C ₅₀	CONCAWE, 1998; API, 2004

Tableau A2.3. Structures représentatives utilisées pour chaque n° CAS

	Point d'ébullition (°C)	N° CAS				
		64741-75-9	68783-08-4	70592-76-6	70592-77-7	70592-78-8
Alcanes						
C ₉	151		Oui			
C ₁₅	271		Oui	Oui	Oui	Oui
C ₂₀	343		Oui	Oui	Oui	Oui
C ₃₀	450	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₅₀	548	Oui				Oui
Isoalcanes						
C ₉	141		Oui			
C ₁₅	250		Oui	Oui	Oui	
C ₂₀	326		Oui	Oui	Oui	Oui
C ₃₀	350	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₅₀	548	Oui				Oui
Cycloalcanes à un cycle						
C ₉	144		Oui			
C ₁₅	282		Oui	Oui	Oui	
C ₂₀	360	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₃₀	421	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₅₀	699	Oui				
Cycloalcanes bicycliques						
C ₉	167		Oui			
C ₁₅	244		Oui			
C ₂₀	339		Oui	Oui	Oui	Oui
C ₃₀	420	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui

	Point d'ébullition (°C)	N° CAS				
		64741-75-9	68783-08-4	70592-76-6	70592-77-7	70592-78-8
C ₅₀	687	Oui				
Polycycloalcanes						
C ₁₄	255		Oui	Oui	Oui	
C ₁₈	316		Oui	Oui	Oui	Oui
C ₂₂	365	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Substances aromatiques monocycliques						
C ₉	165		Oui			
C ₁₅	281		Oui	Oui	Oui	Oui
C ₂₀	359	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₃₀	437	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₅₀	697	Oui				
Cycloalcanes monoaromatiques						
C ₁₀	208		Oui			
C ₁₅	285		Oui	Oui	Oui	Oui
C ₂₀	351	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Substances aromatiques bicycliques						
C ₁₅	308		Oui	Oui	Oui	Oui
C ₂₀	373	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₃₀	469	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₅₀	722	Oui				
Cycloalcanes diaromatiques						
C ₁₂	279		Oui	Oui	Oui	Oui
C ₁₅	321		Oui	Oui	Oui	Oui
C ₂₀	374	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Substances aromatiques tricycliques						
C ₁₅	350		Oui	Oui	Oui	Oui
C ₂₀	398	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₃₀	493	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₅₀	746	Oui				

	Point d'ébullition (°C)	N° CAS				
		64741-75-9	68783-08-4	70592-76-6	70592-77-7	70592-78-8
Substances aromatiques à quatre cycles						
C ₁₆	384	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₂₀	480	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Aromatiques à cinq cycles						
C ₂₀	495	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₃₀	545	Oui		Oui	Oui	Oui
Substances aromatiques à six cycles						
C ₂₂	> 500	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui

Tableau A2.4. Propriétés physiques et chimiques des structures représentatives des mazouts lourds ^a

Classe chimique, nom et n° CAS	Mazout lourd représenté	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa) ^b	Pression de vapeur d'un liquide sous-refroidi (Pa) ^c
Alcanes					
C ₉ <i>n</i> -nonane (111-84-2)	68783-08-4	151 (expt.)	-54 (expt.)	593 (expt.)	
C ₁₅ pentadécane (629-62-9)	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	271 (expt.)	12	0,03	
C ₂₀ éicosane (112-95-8)	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	343 (expt.)	37 (expt.)	6×10 ⁻⁴	8×10 ⁻⁴
C ₃₀	64741-75-9,	450	65,8	4×10 ⁻⁹	9×10 ⁻⁹

triacontane	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	(expt.)	(expt.)		
C ₅₀	64741-75-9, 68333-22-2, 68478-17-1, 70592-78-8	548 (expt.)	88 (expt.)	2×10 ⁻⁷	8×10 ⁻⁷
Isoalcane					
C ₉ 2,3-diméthylheptane (3074-71-3)	68783-08-4	141 (expt.)	-116 (expt.)	1×10 ³	
C ₁₅ 2-méthyltétradécane (1560-95-8)	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7	250	1,5	5,8	
C ₂₀ 3-méthyl-nonadécane (6418-45-7)	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	326	40	0,1	0,1
C ₃₀ hexaméthyltétracosane (111-01-3)	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	350 (expt.)	-38 (expt.)	0,04	
C ₅₀	64741-75-9, 70592-78-8	548	289	1×10 ⁻¹³	1×10 ⁻⁹
Cycloalcane monocyclique					
C ₉ 1,2,3-triméthylcyclohexane (1678-97-3)	68783-08-4	144 (expt.)	-66,9 (expt.)	649	
C ₁₅ Nonylcyclohexane (2883-02-5)	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7	282 (expt.)	-10 (expt.)	1,2 (expt.)	
C ₂₀ Tétradécylcyclo-	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6,	360 (expt.)	24 (expt.)	0,02	0,02

hexane (1795-18-2)	70592-77-7, 70592-78-8				
C ₃₀ 1,5-diméthyl-1-(3,7,11,15-tétraméthyl-octadécyl)-cyclohexane	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	421	103	2×10 ⁻⁴	9×10 ⁻⁴
C ₅₀	64741-75-9, 68333-22-2, 68478-17-1	699	300	1×10 ⁻¹³	3×10 ⁻¹⁰
Cycloalcanes bicycliques					
C ₉ cis-bicyclo-nonane (4551-51-3)	68783-08-4	167 (expt.)	-53 (expt.)	320	
C ₁₅ 2-isopentadécylène	68783-08-4	244	23	2,4	
C ₂₀ 2,4-diméthyl-octyl-2-décylène	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	339	41	0,02	0,1
C ₃₀ 2,4,6,10,14-pentaméthyl-dodécyl-2-décylène	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	420	106	0,0001	0,0009
C ₅₀	64741-75-9	687	300	1×10 ⁻¹³	3×10 ⁻¹⁰
Polycycloalcanes					
C ₁₄ hydrophénanthrène	68783-08-4 70592-76-6 70592-77-7	255	21	4,5	
C ₁₈ hydrochrysène	68783-08-4 70592-76-6 70592-77-7 70592-78-8	316	66,4	0,004	0,03
C ₂₂	64741-75-9	365	117	0,003	0,002

hydropicène	68783-08-4 70592-76-6 70592-77-7 70592-78-8					
Substances aromatiques monocycliques						
C ₉ éthylméthyl- benzène (25550-14-5)	68783-08-4	165,2 (expt.)	-80,8 (expt.)	384 (expt.)		
C ₁₅ 2-nonylbenzène (1081-77-2)	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	281 (expt.)	-24 (expt.)	0,7 (expt.)		
C ₂₀ tétradécylbenzène	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	359 (expt.)	16 (expt.)	0,008 (expt.)	0,003	
C ₃₀ 1-benzyl-4,8,12,16- tétraméthyl-éicosane	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	437	131	1×10 ⁻⁵	1×10 ⁻⁴	
C ₅₀	64741-75-9	697	304	1×10 ⁻¹³	3×10 ⁻¹¹	
Cycloalcanes monoaromatiques						
C ₁₀ tétraline (tétrahydro- naphthalène) (119-64-2)	68783-08-4	207,6 (expt.)	-35,7 (expt.)	49,1 (expt.)	49,1 (expt.)	
C ₁₅	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	284,8	50,9	0,34	0,58	
C ₂₀ éthyl-dodécahydro- chrysène	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	351,3	115,7	0,00279	0,016	
Substances aromatiques bicycliques						
C ₁₅	68783-08-4,	308	44	0,06		

4-4-isopropyl- biphényle	70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8				
C ₂₀ 2-isodécyl- naphthalène	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	373	99	0,0007	0,007
C ₃₀ 2-(4,8,14,18- tétraméthyl- hexadécyl)- naphthalène	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	469	171	7×10 ⁻⁷	2×10 ⁻⁵
C ₅₀	64741-75-9	722	316	1×10 ⁻¹³	6×10 ⁻¹²
Cycloalcanes diaromatiques					
C ₁₂ acénaphène (83-32-9)	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	279 (expt.)	93,4 (expt.)	0,287 (expt.)	1,36
C ₁₅ éthylfluorène	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	321	89,5	0,02	0,085
C ₂₀ iso-heptyl fluorène	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	374	119	0,001	0,005
Substances aromatiques tricycliques					
C ₁₅ 2- méthylphénanthrène (2531-84-2)	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	350 (expt.)	65 (expt.)	0,009	
C ₂₀ 2-isoheptyl- phénanthrène	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	398	129	0,0001	0,002
C ₃₀	64741-75-9,	493	191,6	10×10 ⁻⁸	6×10 ⁻⁶

2-(2,4,10-triméthyltridécyloxy)phénanthrène	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8				
C ₅₀	64741-75-9	746	349	1×10 ⁻¹³	1×10 ⁻¹²
HAP à quatre cycles					
C ₁₆ fluoranthène	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	384 (expt.)	107,8 (expt.)	1×10 ⁻³ (expt.)	8×10 ⁻³
C ₂₀ benzo[<i>k</i>]- fluoranthène	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	480 (expt.)	217 (expt.)	1×10 ⁻⁷ (expt.)	1×10 ⁻⁵
HAP à cinq cycles					
C ₂₀ benzo[<i>a</i>]-pyrène (50-32-8)	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	495 (expt.)	177 (expt.)	7×10 ⁻⁷	2×10 ⁻⁵
C ₃₀ diméthyl- octylbenzo[<i>a</i>]-	64741-75-9 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	545	231	2×10 ⁻⁹	3×10 ⁻⁷
HAP à six cycles					
C ₂₂ benzo[<i>g,h,i</i>]- pérylène (191-24-2)	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	> 500 (expt.)	278 (expt.)	1×10 ⁻⁸ (expt.)	4×10 ⁻⁶ (expt.)

Tableau A2.4. Propriétés physiques et chimiques des structures représentatives des mazouts lourds ^a (suite)

Classe chimique, nom et n° CAS	Mazout lourd représenté	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol) ^d	Log K _{oe}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L) ^e	Solubilité d'un liquide sous-refroidi (mg/L) ^f
Alcanes						
C ₉ <i>n</i> -nonane (111-84-2)	68783-08-4	3×10 ⁵ (expt.)	5,7 (expt.)	3	0,2 (expt.)	
C ₁₅ pentadécane (629-62-9)	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	1×10 ⁶ (expt.)	7,7	4,6	8×10 ⁻⁵ (expt.)	
C ₂₀ éicosane (112-95-8)	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	113	10	5,9	0,002 (expt.)	0,002 (expt.)
C ₃₀ triacontane	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	3×10 ⁴	15	13	5×10 ⁻¹¹	2×10 ⁻¹⁰
C ₅₀	64741-75-9, 68333-22-2, 68478-17-1, 70592-78-8		25	14	5×10 ⁻²¹	
Isoalcanes						
C ₉ 2,3-diméthyl- heptane (3074-71-3)	68783-08-4	4,3×10 ⁴	4,6	2,8	3,1	
C ₁₅ 2-méthyltétradécane (1560-95-8)	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7	4×10 ⁵	7,6	4,5	0,003	
C ₂₀ 3-méthyl- nonadécane	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7,	276	10	5,8	1×10 ⁻⁵	0,13

Classe chimique, nom et n° CAS	Mazout lourd représenté	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol) ^d	Log K _{oc}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L) ^e	Solubilité d'un liquide sous-refroidi (mg/L) ^f
(6418-45-7)	70592-78-8					
C ₃₀ Hexaméthyl-tétracosane (111-01-3)	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	2×10 ⁹	15	13	2×10 ⁻¹⁰	5×10 ⁻¹¹
C ₅₀	64741-75-9, 70592-78-8			13,8	6×10 ⁻²¹	3×10 ⁻¹⁸
Cycloalcanes monocycliques						
C ₉ 1,2,3-triméthyl-cyclohexane (1678-97-3)	68783-08-4	2×10 ⁴	4,4	2,9	4,6	
C ₁₅ Nonylcyclohexane (2883-02-5)	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7	6×10 ⁴	7,5	4,6	0,004 (expt.)	
C ₂₀ Tétradécyl-cyclohexane (1795-18-2)	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	63	9,9	5,9	1×10 ⁻⁵	0,1
C ₃₀ 1,5-diméthyl-1-(3,7,11,15-tétraméthyl-octadécyl)-cyclohexane	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	2×10 ⁸	14,5	13	3×10 ⁻¹⁰	2×10 ⁻⁹
C ₅₀	64741-75-9, 68333-22-2, 68478-17-1		25	14	2×10 ⁻²¹	

Classe chimique, nom et n° CAS	Mazout lourd représenté	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol) ^d	Log K _{oc}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L) ^e	Solubilité d'un liquide sous-refroidi (mg/L) ^f
Cycloalcanes bicycliques						
C ₉ cis-bicyclo- nonane (4551-51-3)	68783-08-4	2×10 ³	3,7	3	19,3	
C ₁₅ 2-isopenta- décylène	68783-08-4	2×10 ⁴	6,6	4,6	0,03	
C ₂₀ 2,4-diméthyl- octyl-2-décylène	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	1 935	9	5,9	9×10 ⁻¹⁵	0,02
C ₃₀ 2,4,6,10,14- pentaméthyl- dodécyl-2- décylène	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	4×10 ⁷	13,6	12	2×10 ⁻⁹	1×10 ⁻⁸
C ₅₀	64741-75-9		24	14	5×10 ⁻²⁰	
Polycycloalcanes						
C ₁₄ hydro- phénanthrène	68783-08-4 70592-76-6 70592-77-7	8×10 ³	5,2	4,4	0,5	
C ₁₈ hydrochrysène	68783-08-4 70592-76-6 70592-77-7 70592-78-8	6×10 ³	6,2	5,3	0,03	
C ₂₂ hydropicène	64741-75-9 68783-08-4 70592-76-6 70592-77-7 70592-78-8	4×10 ³	7,3	6,3	0,002	

Classe chimique, nom et n° CAS	Mazout lourd représenté	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol) ^d	Log K _{oc}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L) ^e	Solubilité d'un liquide sous-refroidi (mg/L) ^f
Substances aromatiques monocycliques						
C ₉ éthylméthylbenzène (25550-14-5)	68783-08-4	324	3,6 (expt.)	3	74,6 (expt.)	
C ₁₅ 2-nonylbenzène (1081-77-2)	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	4 225	7,1 (expt.)	4,6	0,04	
C ₂₀ tétradécylbenzène	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	49	8,9	5,9	4×10 ⁻⁴	0,02
C ₃₀ 1-benzyl-4,8,12,16-tétraméthyl-éicosane	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	7×10 ⁵	13,5	12	7×10 ⁻⁹	8×10 ⁻⁸
C ₅₀	64741-75-9		24	14	2×10 ⁻¹⁹	
Cycloalcanes monoaromatiques						
C ₁₀ tétraline (tétrahydro-naphthalène) (119-64-2)	68783-08-4	138 (expt.)	3,5 (expt.)	3,2	47 (expt.)	6,6×10 ⁻⁶
C ₁₅ Méthyloctahydrophénanthrène	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	939	5,4	4,4	0,37	1,8×10 ⁻⁹
C ₂₀ éthyl(dodécahydro)chrysène	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7,	1 710	6,9	5,7	0,00274	4×10 ⁻¹⁰

Classe chimique, nom et n° CAS	Mazout lourd représenté	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol) ^d	Log K _{oc}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L) ^e	Solubilité d'un liquide sous-refroidi (mg/L) ^f
	70592-78-8					
Substances aromatiques bicycliques						
C ₁₅ 4-isopropyl-biphényle	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	24	5,5	4,6	0,7	
C ₂₀ 2-iso-décyl-naphtalène	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	420	8,1	5,9	0,002	0,005
C ₃₀ 2-(4,8,14,18-tétraméthyl-hexadécyl)-naphtalène	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	10×10 ³	12,8	11	3×10 ⁻⁸	8×10 ⁻⁷
C ₅₀	64741-75-9		23	13,9	1×10 ⁻¹⁸	
Cycloalcanes diaromatiques						
C ₁₂ acénaphène (83-32-9)	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	5,95	3,92 (expt.)	3,70	2,534	1,30×10 ⁻⁶
C ₁₅ éthylfluorène	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	24,8	5,05	4,45	0,198	9,7×10 ⁻⁹
C ₂₀ iso-heptyl fluorène	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	102	7,44	5,68	0,0009	1,47×10 ⁻⁹

Classe chimique, nom et n° CAS	Mazout lourd représenté	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol) ^d	Log K _{oc}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L) ^e	Solubilité d'un liquide sous-refroidi (mg/L) ^f
Substances aromatiques tricycliques						
C ₁₅ 2-méthyl-phénanthrène (2531-84-2)	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	6,5	4,9 (expt.)	4,5	0,3 (expt.)	
C ₂₀ 2-isoheptyl-phénanthrène	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	10	7,4	5,9	8×10 ⁻⁴	0,05
C ₃₀ 2-(2,4,10-triméthyl-tridécyl)-phénanthrène	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	3×10 ³	12	10	1×10 ⁻⁸	5×10 ⁻⁷
C ₅₀	64741-75-9		22	14	5×10 ⁻¹⁹	8×10 ⁻¹⁶
HAP à quatre cycles						
C ₁₆ fluoranthène	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	0,9 (expt.)	5,2	4,5	0,26 (expt.)	
C ₂₀ benzo[k]-fluoranthène	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	2,1×10 ⁻²	6,1 (expt.)	5,3	0,0008 (expt.)	
HAP à cinq cycles						
C ₂₀ benzo[a]-pyrène (50-32-8)	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	5×10 ⁻⁵	6 (expt.)	6,7	0,002	0,1

Classe chimique, nom et n° CAS	Mazout lourd représenté	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol) ^d	Log K _{oc}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L) ^e	Solubilité d'un liquide sous-refroidi (mg/L) ^f
C ₃₀ diméthyl-octylbenzo[<i>a</i>]-	64741-75-9 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	5,1	10,9	9,5	1×10 ⁻⁷	1×10 ⁻⁵
HAP à six cycles						
C ₂₂ benzo[<i>g,h,i</i>]-pérylène (191-24-2)	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	3×10 ⁻³	6,6	5,8	0,00026 (expt.)	

^a Toutes les valeurs sont modélisées, sauf celles comportant un (expt.), indiquant une valeur expérimentale.

^b Il s'agit de la pression de vapeur maximale de la substance de remplacement; 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 structures représentatives les plus légères comportant 9 atomes de carbone et les plus lourdes comportant 50 atomes de carbone ont été sélectionnées pour évaluer une gamme de pressions de vapeur de la valeur minimale à la valeur maximale.

^c Les pressions de vapeur d'un liquide sous-refroidi ont été obtenues à l'aide de la version 1.01 du modèle AEROWIN de EPI Suite (2008). Ces estimations n'ont été obtenues que pour les composants devenant solides à 25 °C (c.-à-d. ≥ C₂₀).

^d Les constantes de la loi de Henry pour les structures représentatives comportant de 20 à 30 atomes de carbone ont été calculées avec la version 3.10 du modèle HENRYWIN de EPI Suite (2008), en utilisant la solubilité et la pression de vapeur d'un liquide sous-refroidi. Les constantes de la loi de Henry pour les structures représentatives comportant 50 atomes de carbone n'ont pas été calculées, étant donné qu'il n'existe pas de données sur la solubilité d'un liquide sous-refroidi. Les données relatives à la solubilité ont donné des valeurs anormalement élevées pour les substances dont la solubilité et la volatilité sont négligeables.

^e La solubilité maximale dans l'eau a été estimée pour chaque substance de remplacement selon les 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).

^f Les valeurs de solubilité d'un liquide sous-refroidi ont été obtenues à partir de la base de données CONCAWE1462 de PetroTox (2009). Les estimations contenues dans la base de données ont été calculées en utilisant le modèle SPARC Performs Automated Reasoning in Chemistry (SPARC, 2009). Les valeurs de solubilité d'un liquide sous-refroidi n'ont été estimées que pour les composants devenant solides à 25 °C (c.-à-d. ≥ C₂₀). Il n'existe pas de données sur la solubilité d'un liquide sous-refroidi pour les composants comportant 50 atomes de carbone.

Annexe 3. Mesures visant à prévenir, réduire ou gérer les rejets involontaires

Pour l'industrie canadienne du pétrole, les exigences provinciales et territoriales existent généralement pour prévenir et gérer les rejets involontaires des substances et des charges pétrolières dans une installation au moyen de permis d'exploitation (SENES, 2009).

À l'échelle fédérale, on traite des rejets involontaires de certaines substances pétrolières en vertu du *Règlement sur les effluents liquides des raffineries de pétrole* et de lignes directrices de la *Loi sur les pêches* (Canada, 2010). Ce Règlement et ces directives fixent des limites de rejet pour les huiles et graisses, les phénols, les sulfures, l'azote ammoniacal et les matières totales en suspension, ainsi que des exigences en matière d'essais de toxicité aiguë dans les effluents finaux déversés dans les eaux canadiennes.

De plus, la législation actuelle sur la santé et la sécurité au travail prévoit des mesures pour minimiser l'exposition professionnelle des employés. Certaines de ces mesures visent également à limiter les rejets involontaires (CanLII, 2009).

Des mesures non réglementaires (p. ex. lignes directrices, pratiques exemplaires) sont également prises dans les installations du secteur pétrolier pour réduire les rejets involontaires. Ces mesures de contrôle comprennent la sélection du matériel approprié durant les processus de conception et de mise en place; l'inspection et l'entretien réguliers des réservoirs de stockage, des canalisations et des autres équipements liés aux procédés; la mise en œuvre de mesures de détection et de colmatage des fuites, ou d'autres programmes équivalents, l'utilisation de toits flottants dans les réservoirs hors sol afin de réduire la zone gazeuse interne ainsi que la plus faible utilisation possible des réservoirs souterrains, qui peuvent donner lieu à des fuites ou à des déversements non détectés (SENES, 2009).

En vertu de la *Loi sur la marine marchande du Canada* (Canada, 2001), les rejets de substances pétrolières issus du chargement et du déchargement portuaire et du transport sont gérés par les dispositions relatives à la prévention et au contrôle de la pollution (parties 8 et 9), y compris la mise en place de plans de prévention de la pollution et de plans d'urgence en cas de pollution pour tout déversement découlant d'activités de chargement ou de déchargement.

Pour les substances contenant des composants hautement volatils (p. ex. naphtes à faible point d'ébullition, essence), un système de récupération de la vapeur est généralement mis en place ou recommandé pour les terminaux de chargement des installations pétrolières canadiennes (SENES, 2009). Un tel système vise à réduire les émissions par évaporation pendant les procédures de manipulation.

Les rejets involontaires de produits pétroliers dans les eaux marines canadiennes sont réglementés par la *Loi sur la marine marchande du Canada* (2001) et la *Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrateurs* afin de réduire l'exposition des oiseaux de mer et les dangers qui menacent ces derniers, que ce soit par des voies directes ou

indirectes. Transports Canada a conçu un Programme national de surveillance aérienne afin de surveiller et d'éviter ce type de rejets (Transports Canada, 2010).

Annexe 4. Estimation des rejets des mazouts lourds restreints aux industries pendant le transport

Tableau A4.1. Volumes de rejets déclarés et extrapolés et nombre de déversements de mazouts lourds au Canada, d'après les données historiques sur les déversements de mazouts C provenant de la base de données sur les rejets d'Environnement Canada, de 2000 à 2009 (Environnement Canada, 2011)

Année	Volume moyen de déversements (litres)	Volume maximum de déversement unique (litres)	Volume moyen de déversements (litres)	Nombre de déversements signalés	% de déversements à volume inconnu	Volume total déversé connu (litres)	Volume total déversé extrapolé (litres) ¹
2009	12 592	98 000	636	16	43,8	113 330	162 834
2008	21 101	196 000	75	15	26,7	232 115	260 404
2007	27 000	222 460	200	27	22,2	566 995	609 428
2006	1 197	15 000	261	32	25	28 726	85 303
2005	6 351	127 184	227	52	36,5	209 599	343 969
2004	7 523	98 000	182	39	30,8	203 131	287 997
2003	4 230	79 490	132	43	34,9	118 438	224 520
2002	2 325	60 000	227	58	27,6	97 662	210 815
2001	3 182	65 000	216	32	18,8	82 744	125 177
2000	2 083	27 822	95	25	28	37 491	86 995
Volume total déversé						1 690 231	2 397 441

¹ Le volume total extrapolé a été calculé à l'aide d'une estimation proportionnelle des déversements connus afin de déterminer la fréquence et le volume de déversements inconnus, en supposant que la distribution des volumes rejetés déclarés était représentative de tous les rejets.

Tableau A4.2a. Sources de rejets de mazouts lourds d'après les données sur les déversements de combustible de soute C au Canada, de 2000 à 2009 (Environnement Canada, 2011)

Source	Déversement s totaux	Volume déversé (L)	Part du volume total	Volume moyen déversé (L)
Autre embarcation	43	416 759	0,247	14 371
Pipeline	13	333 431	0,197	33 343
Navire-citerne	9	323 523	0,191	40 440
Autre	46	156 374	0,093	4 739
Autres installations industrielles	44	133 540	0,079	3 257
Terminal maritime	16	132 093	0,078	12 008
Train	11	61 304	0,036	10 217
Camion-citerne	21	37 431	0,022	2 202
Raffinage	23	31 904	0,019	1 679
Autres installations de stockage	22	28 945	0,017	1 809
Inconnue	36	9 294	0,005	774
Dépôt	7	6 550	0,004	936
Camions de transport	5	5 150	0,003	1 030
Barge	8	5 018	0,003	1 004

Vraquier	12	3 805	0,002	951
Usine chimique	2	2 270	0,001	2 270
Matériel électrique	7	1 274	0,001	182
Autres véhicules automobiles	6	1 129	0,001	282
Secteur de production	4	418	0,000	139
Migration	2	20	0,000	20
Égouts municipaux	1	n.d. ^a	n.d.	n.d.
Station de service	1	n.d.	n.d.	n.d.
Total	339	1 690 232	1	6 583

^an.d. : données non disponibles

Tableau A4.2b. Causes de rejets de mazouts lourds d'après les données sur les déversements de combustible de soute C au Canada, de 2000 à 2009 (Environnement Canada, 2011)

Cause	Déversements totaux	Volume déversé (L)	Proportion du volume	Volume moyen déversé (L)
Fuite sur un tuyau	74	644 515	0,381	10 742
Inconnue	72	414 993	0,246	11 216
Naufrage	5	222 860	0,132	111 430
Autre	47	141 964	0,084	4 302
Échouement	7	98 980	0,059	32 993
Trop-plein	35	61 692	0,036	2 056
Fuites de réservoirs hors sol	19	51 597	0,031	3 440
Fuite de valves ou de raccords	23	16 600	0,010	755
Fuite de contenants	21	11 267	0,007	751
Déchargement	18	10 174	0,006	1 130
Renversement	6	6 637	0,004	1 659
Perturbation des processus	3	4 928	0,003	1 643
Fuites de réservoirs souterrains	2	2 880	0,002	2 880
Explosion de puits	2	500	0,000	250
Fuite du système de refroidissement	2	443	0,000	221
Déraillement	3	200	0,000	200
Total	339	1 690 232	1	11 604

Tableau A4.2c. Raisons des rejets de mazouts lourds d'après les données sur les déversements de combustible de soute C au Canada, de 2000 à 2009 (Environnement Canada, 2011)

Raison	Déversements totaux	Volume déversé (L)	Proportion du volume	Volume moyen déversé (L)
Inconnue	119	721 969	0,427	10 617
Défaillance matérielle	42	270 403	0,160	7 726
Erreur humaine	56	263 605	0,156	5 380
Autre	29	196 316	0,116	10 332
Incendie, explosion	1	98 000	0,058	98 000
Défaillance de l'équipement	65	77 178	0,046	1 642
Négligence	3	35 000	0,021	35 000
Garniture, joint	11	19 011	0,011	1 728
Dommmages causés par l'équipement	4	5 520	0,003	1 840
Panne de courant	2	2 270	0,001	2 270
Migration	2	20	0,000	20
Intention	2	182	0,000	182
Corrosion	2	569	0,000	569
Défaut de soudure, des joints	1	190	0,000	190
Total	339	1 690 232	1	12 535

Annexe 5. Résultats de la modélisation des caractéristiques environnementales des mazouts lourds restreints aux industries

Tableau A5.1. Résultats de la modélisation de la fugacité de niveau III (EQC, 2003)

Milieu de rejet (100 %)	Pourcentage de la substance répartie dans chaque milieu			
	Air	Eau	Sol	Sédiments
<i>n</i>-Alcanes				
C₉				
Air	99,5	0,03	0,5	0,02
Eau	1,5	48	0	50,5
Sol	0,1	0	99,9	0
C₁₅				
Air	98,4	0,01	1,5	0,1
Eau	0,01	8,7	0	91,3
Sol	0,1	0,002	99,9	0,02
C₂₀				
Air	13,7	0,9	66,5	18,8
Eau	0	4,6	0	95,4
Sol	0	0,002	99,9	0,04
C₃₀				
Air	0,6	0,4	79,9	19,2
Eau	0	1,9	0	98,1
Sol	0	0,002	99,9	0,1
C₅₀				
Air	0,03	0,02	97,3	2,7
Eau	0	0,9	0	99,1
Sol	0	0,003	99,7	0,3
Isoalcanes				
C₉				
Air	99,8	0	0,2	0
Eau	3,3	85,7	7E-3	11
Sol	6,2	9E-3	93,7	1E-3
C₁₅				
Air	99	0,001	1	0,01
Eau	0,01	9,6	0,0	90,4
Sol	0,04	0,001	99,9	0,01
C₂₀				
Air	94	0,05	5,1	0,9
Eau	0	5	0	95
Sol	0	0,002	99,9	0,03
C₃₀				
Air	69,7	0,2	18,1	12,1
Eau	0	1,3	0	98,7
Sol	0,1	0,003	99,7	0,2
C₅₀				
Air	0,03	0,03	96,7	3,3
Eau	0	0,9	0	99,1

Milieu de rejet (100 %)	Pourcentage de la substance répartie dans chaque milieu			
	Air	Eau	Sol	Sédiments
Sol	0	0,003	99,7	0,3
Cycloalcanes monocycliques				
C ₉				
Air	99,8	0	0,2	0
Eau	2,8	93,4	3,8	0
Sol	3,2	9E-3	96,8	0
C ₁₅				
Air	97,3	0,03	2,3	0,4
Eau	0,006	7	0	93
Sol	0,002	0,002	99,9	0,02
C ₂₀				
Air	46,5	1,4	15,7	36,4
Eau	0	3,7	0	96,3
Sol	0	0,002	99,9	0,05
C ₃₀				
Air	4,5	0,3	77,1	18,1
Eau	0	1,9	0	98,2
Sol	0	0,002	99,9	0,1
C ₅₀				
Air	0,03	0,03	96,7	3,3
Eau	0	0,9	0	99,1
Sol	0	0,003	99,7	0,3
Cycloalcanes bicycliques				
C ₉				
Air	99,0	0,2	0,8	0,01
Eau	2,7	88,8	0,02	8,5
Sol	2	0,1	97,9	0,01
C ₁₅				
Air	96,8	0,008	3	0,1
Eau	0,05	6	0	94
Sol	0,06	0,002	99,9	0,04
C ₂₀				
Air	70,5	0,1	20,7	8,7
Eau	0	1,3	0	98,7
Sol	0	0,002	99,8	0,2
C ₃₀				
Air	2,7	0,05	92,1	5,2
Eau	0	0,9	0	99,1
Sol	0	0,003	99,7	0,3
C ₅₀				
Air	0,2	0,15	87,4	12,3
Eau	0	1,2	0	98,8
Sol	0	0,003	99,8	0,2
Polycycloalcanes				

Milieu de rejet (100 %)	Pourcentage de la substance répartie dans chaque milieu			
	Air	Eau	Sol	Sédiments
C₁₄				
Air	93,1	0,2	6	0,8
Eau	0,2	18,1	0,02	81,6
Sol	0,03	0	99,9	0,03
C₁₈				
Air	7,7	0,6	60,4	31,2
Eau	0	2	0,05	97,9
Sol	0	0,004	99,8	0,2
C₂₂				
Air	3	0,05	91,8	5,2
Eau	0	1	0,02	99,0
Sol	0	0	99,7	0,3
Substances aromatiques monocycliques				
C₉				
Air	99,4	0,3	0,3	0
Eau	4,4	94,6	0,01	0,9
Sol	1	0,1	98,9	0
C₁₅				
Air	98,4	0,05	1,1	0,4
Eau	0,03	11,5	0	88,5
Sol	0,001	0,001	99,9	0,01
C₂₀				
Air	63,2	0,5	28,3	8
Eau	0	5,6	0	94,4
Sol	0	0,002	99,9	0,03
C₃₀				
Air	4,7	0,2	79,5	15,5
Eau	0	1,5	0	98,5
Sol	0	0,002	99,8	0,2
C₅₀				
Air	0,1	0,08	91,9	7,9
Eau	0	1	0	99
Sol	0	0,003	99,7	0,27
Cycloalcanes monoaromatiques				
C₁₀				
Air	99,8	0,2	0,05	0,0002
Eau	2	97,8	0,001	0,1
Sol	0,2	0,02	99,8	0,00002
C₁₅				
Air	81,4	1,7	1,5	15,4
Eau	0,2	9,7	0,004	90,0
Sol	0,002	0,004	100	0,04
C₂₀				

Milieu de rejet (100 %)	Pourcentage de la substance répartie dans chaque milieu			
	Air	Eau	Sol	Sédiments
Air	24,7	0,9	24,3	50
Eau	0,005	1,78	0,005	98,2
Sol	0,0	0,002	99,9	0,1
Substances aromatiques bicycliques				
C ₁₅				
Air	65,3	6	9,6	19
Eau	0,4	23,9	0,06	75,6
Sol	0,001	0,009	99,9	0,03
C ₂₀				
Air	47	1,4	33	18,6
Eau	0	7	0	93
Sol	0	0,002	99,9	0,02
C ₃₀				
Air	3,6	0,4	77,6	18,5
Eau	0	1,9	0	98,1
Sol	0	0,002	99,9	0,1
C ₅₀				
Air	0,2	0,2	86,7	12,9
Eau	0	1,2	0	98,8
Sol	0	0,003	99,8	0,2
Cycloalcanes diaromatiques				
C ₁₂				
Air	91,6	6,7	1,4	0,4
Eau	0,4	94,1	0,006	5,5
Sol	0,002	0,04	100	0,002
C ₁₅				
Air	92,6	4,2	1,7	1,5
Eau	1,5	72,6	0,028	25,9
Sol	0,001	0,005	100	0,002
C ₂₀				
Air	94,1	0,6	4,6	0,7
Eau	0,07	44,8	0,003	55,1
Sol	< 0,001	< 0,001	100	< 0,001
Substances aromatiques tricycliques				
C ₁₅				
Air	68,5	9,73	11,6	10,2
Eau	0,1	48,7	0,02	51,2
Sol	0	0,01	99,98	0,01
C ₂₀				
Air	41,7	2,6	9,6	46,0
Eau	0,001	5,4	0	94,6

Milieu de rejet (100 %)	Pourcentage de la substance répartie dans chaque milieu			
	Air	Eau	Sol	Sédiments
Sol	0	0,002	99,99	0,03
C₃₀				
Air	1,2	0,3	81,3	17,2
Eau	0	1,6	0	98,4
Sol	0	0,002	99,9	0,1
C₅₀				
Air	0,009	0,01	98,8	1,2
Eau	0	0,9	0	99,1
Sol	0	0,003	99,7	0,3
HAP à quatre cycles				
C₁₆				
Air	13,1	4,7	58,1	24,1
Eau	0	16,2	0,04	83,7
Sol	0	0	99,9	0,1
C₂₀				
Air	0,3	0,4	86,6	12,6
Eau	0,0	3,0	0,0	97,0
Sol	0	0	99,8	0,2
HAP à cinq cycles				
C₂₀				
Air	0,65	0,36	85,1	13,9
Eau	0	2,6	0,002	97,4
Sol	0	0,005	99,8	0,2
C₃₀				
Air	0,06	0,05	95	4,9
Eau	0	0,9	0	99,1
Sol	0	0,003	99,7	0,3
HAP à six cycles				
C₂₂				
Air	0,3	0,3	83,7	15,6
Eau	0	2,1	0	97,9
Sol	0	0	99,9	0,1

Tableau A5.2. Données modélisées sur la biodégradation primaire (BioHCWin, 2008; BIOWIN4, 2009) et ultime (BIOWIN3, 5 et 6, 2009; CATABOL; TOPKAT) des composants de mazouts lourds

	Dégradation primaire	
	BioHCWin (2008) ^a (jours)	BIOWIN 4 (2009) Enquête d'experts ^b
Alcanes		
C ₉ <i>n</i> -nonane	7	4,20
C ₁₅	19	4,08

	Dégradation primaire	
	BioHCWin (2008) ^a (jours)	BIOWIN 4 (2009) Enquête d'experts ^b
pentadécane		
C ₂₀ éicosane	40	3,98
C ₃₀ triacontane	143	3,78
C ₅₀	4 581	3,37
Isoalcanes		
C ₉ 2,3-diméthylheptane	8	3,93
C ₁₅ 2-méthyltétradécane	17	3,81
C ₂₀ 3-méthylnonadécane	36	3,71
C ₃₀ hexaméthyltétracosane	333	3,24
C ₅₀	3 504	3,37
Cycloalcanes monocycliques		
C ₉ 1,2,3- triméthylcyclohexane	4	3,67
C ₁₅ nonylcyclohexane	25	3,81
C ₂₀ tétradécylcyclohexane	53	3,71
C ₃₀ 1,5-diméthyl-1-(3,7,11,15- tétraméthylodécyl)cyclo hexane	154	3,24
C ₅₀	660	4,18
Cycloalcanes bicycliques		
C ₉ cis-bicyclononane	56	3,67
C ₁₅ 2-isopentadécylène	88	3,55
C ₂₀ 2,4-diméthyl-octyl-2- décaline	250	3,56
C ₃₀ 2,4,6,10,14- pentaméthyl-dodécyl-2- décaline	1 761	3,51
C ₅₀	494	4,99
Polycycloalcanes		
C ₁₄ hydrophénanthrène	117	3,57

	Dégradation primaire	
	BioHCWin (2008) ^a (jours)	BIOWIN 4 (2009) Enquête d'experts ^b
C ₁₈ hydrochry hydrochrysène sène	678	3,49
C ₂₂ hydropicène	4 416	3,41
Substances aromatiques à un cycle		
C ₉ éthylméthylbenzène	5	3,54
C ₁₅ 2-nonylbenzène	14	3,76
C ₂₀ tétradécylbenzène	31	3,66
C ₃₀ 1-benzyl-4,8,12,16- tétraméthyl-éicosane	252	3,45
C ₅₀	1 594	3,65
Cycloalcanes monoaromatiques		
C ₁₀ tétraline	146	3,52
C ₁₅ méthyl-octahydrophénanthrène	466	3,42
C ₂₀ éthyl-dodécahydro- chrysène	469	3,32
Substances aromatiques bicycliques		
C ₁₅ 4-isopropylbiphényle	8	3,50
C ₂₀ 2-isodécyl-naphtalène	24	3,66
C ₃₀ 2-(4,8,14,18-tétraméthyl- hexadécyl)naphtalène	145	3,46
C ₅₀	444	4,46
Cycloalcanes diaromatiques		
C ₁₂ acénaphtène	18,8	3,49
C ₁₅ éthylfluorène	16,5	3,50
C ₂₀	40,9	3,33

	Dégradation primaire	
	BioHCWin (2008) ^a (jours)	BIOWIN 4 (2009) Enquête d'experts ^b
iso-heptyl fluorène		
HAP tricycliques		
C ₁₅ 2-méthylphénanthrène	24	3,50
C ₂₀ 2-isoheptylphénanthrène	35	3,40
C ₃₀ 2-(2,4,10-triméthyl- tridécyl)phénanthrène	212	3,20
C ₅₀ anthracène alkylé	12 690	3,66
HAP à quatre cycles		
C ₁₆ fluoranthène	191	2,85
C ₂₀ benzo[<i>k</i>]fluoranthène	285	2,78
HAP à cinq cycles		
C ₂₀ benzo[<i>a</i>]pyrène	422	2,78
C ₃₀ diméthyl-octyl- benzo[<i>a</i>]pyrène	2 076	2,51
HAP à six cycles		
C ₂₂ benzo[<i>g,h,i</i>]pérylène	517	2,75

Tableau A5.2. Données modélisées sur la biodégradation primaire (BioHCWin, 2008; BIOWIN4, 2009) et ultime (BIOWIN3, 5 et 6, 2009; CATABOL; TOPKAT) des composants de mazouts lourds^a

	Biodégradation ultime					Demi-vie extrapolée par rapport au critère (jours)
	BIOWIN 3 (2009) Enquête d'experts ^b	BIOWIN 5 (2009) Probabilité linéaire MITI ^c	BIOWIN 6 (2009) Probabilité non linéaire MITI ^c	CATABOL (2008) % DBO	TOPKAT (2004) Probabilité de biodégradabilité	
Alcanes						
C ₉ <i>n</i> -nonane	3,51	0,68	0,87	99,95	1	< 182
C ₁₅ pentadécane	3,33	0,72	0,88	99,94	1	< 182
C ₂₀ éicosane	3,17	0,76	0,89	89	1	< 182
C ₃₀ triacontane	2,86	0,84	0,92	100	1	< 182
C ₅₀	2,24	0,99	0,95	100	1	< 182

	Biodégradation ultime					Demi-vie extrapolée par rapport au critère (jours)
	BIOWIN 3 (2009) Enquête d'experts ^b	BIOWIN 5 (2009) Probabilité linéaire MITI ^c	BIOWIN 6 (2009) Probabilité non linéaire MITI ^c	CATABOL (2008) % DBO	TOPKAT (2004) Probabilité de biodégradabilité	
Isoalcanes						
C ₉ 2,3-diméthylheptane	3,21	0,38	0,5	9,45	1	< 182
C ₁₅ 2-méthyltétradécane	3,03	0,57	0,75	91,11	1	< 182
C ₂₀ 3-méthylnonadécane	2,87	0,61	0,77	91	1	< 182
C ₃₀ Hexaméthyl-tétracosane	2,26	-0,06	0,04	5,1	0*	≥ 182
C ₅₀	2,24	0,84	0,87	89,9	1	≥ 182 ^d
Cycloalcanes monocycliques						
C ₉ 1,2,3-triméthylcyclohexane	2,92	0,43	0,32	2,64	0,011*	< 182
C ₁₅ nonylcyclohexane	3,04	0,57	0,65	57,9	1	< 182
C ₂₀ tétradécylcyclohexane	2,88	0,63	0,75	64,1	1	< 182
C ₃₀ 1,5-diméthyl-1-(3,7,11,15-tétraméthylodécyl)-cyclohexane	2,27	-0,0007	0,02	3,5	0*	≥ 182
C ₅₀	3,14	0,64	0,22	69,2	0*	≥ 182 ^d
Cycloalcanes bicycliques						
C ₉ cis-bicyclononane	2,92	0,51	0,58	0	0,001	< 182
C ₁₅ 2-isopentadécylène	2,74	0,32	0,19	1,8	0	≥ 182
C ₂₀ 2,4-diméthyl-2-décylène	2,67	0,45	0,26	4,5	0	≥ 182
C ₃₀ 2,4,6,10,14-pentaméthyl-2-décylène	2,57	-0,16	0,01	4,6	0*	≥ 182
C ₅₀	4,04	0,34	0,01	6,4	0*	≥ 182
Polycycloalcanes						
C ₁₄ hydro-phénanthrène	2,77	0,39	0,24	0	0*	≥ 182
C ₁₈ hydrochrysène	2,65	0,29	0,07	0	0*	≥ 182
C ₂₂ hydropicène	2,54	0,19	0,02	0	0*	< 182
Substances aromatiques à un cycle						
C ₉ éthylméthylbenzène	2,78	0,37	0,44	10,67*	0,086	< 182
C ₁₅ 2-nonylbenzène	2,99	0,44	0,53	50,9	0,11	< 182
C ₂₀ tétradécylbenzène	2,84	0,47	0,56	90,6	0,001*	< 182
C ₃₀ 1-benzyl-4,8,12,16-tétraméthyl-éicosane	2,53	-0,05	0,04	5,1	0	≥ 182

	Biodégradation ultime					Demi-vie extrapolée par rapport au critère (jours)
	BIOWIN 3 (2009) Enquête d'experts ^b	BIOWIN 5 (2009) Probabilité linéaire MITI ^c	BIOWIN 6 (2009) Probabilité non linéaire MITI ^c	CATABOL (2008) % DBO	TOPKAT (2004) Probabilité de biodégradabilité	
C ₅₀	2,56	0,22	0,09	70	0,2*	≥ 182 ^d
Cycloalcanes monoaromatiques						
C ₁₀ tétraline	2,76	0,28	0,36	0,71	0,003	<182
C ₁₅ méthyl-octahydrophénanthrène	2,61	0,19	0,13	0,91*	0	≥ 182
C ₂₀ éthyl(dodécahydro)chrysène	2,46	0,10	0,04	2,91	0	≥ 182
Substances aromatiques bicycliques						
C ₁₅ 4-isopropylbiphényle	2,71	0,19	0,15	12,16	0*	≥ 182
C ₂₀ 2-isodécyl-naphthalène	2,83	0,16	0,12	3,8	0*	≥ 182
C ₃₀ 2-(4,8,14,18-tétraméthyl-hexadécyl)-naphthalène	2,52	-0,06	0,03	4,6	0*	≥ 182
C ₅₀	3,46	-0,59	0,0004	3,4	0*	≥ 182
Cycloalcanes diaromatiques						
C ₁₂ acénaphène	2,71	0,19	0,19	3,82	0	≥ 182
C ₁₅ éthylfluorène	2,70	0,15	0,10	1,03*	0	≤ 182
C ₂₀ iso-heptyl fluorène	2,47	-0,03	0,036	2,36*	0,916	≤ 182
HAP tricycliques						
C ₁₅ 2-méthylphénanthrène	2,70	0,26	0,16	21,2*	0,004	< 182
C ₂₀ 2-iso-hexyl-phénanthrène	2,54	-0,0012	0,036	3,99*	0,302	≥ 182
C ₃₀ 2-(2,4,10-triméthyl-tridécyl)-phénanthrène	2,23	-0,22	0,01	5,6	0*	≥ 182
C ₅₀ anthracène alkylé	2,58	-0,11	0,01	56,6	0*	≥ 182 ^d
HAP à quatre cycles						
C ₁₆ fluoranthène	1,95	0,19	0,11	19,67*	0	≥ 182
C ₂₀ benzo[k]-fluoranthène	1,84	0,06	0,035	9,3	0	≥ 182
HAP à cinq cycles						
C ₂₀ benzo[a]pyrène	1,84	0,06	0,035	9,29*	0*	≥ 182
C ₃₀ diméthyl-octyl-benzo[a]pyrène	1,46	-0,32	0,002	6,6	0*	≥ 182
HAP à six cycles						
C ₂₂ benzo[g,h,i]-pérylène	1,79	-0,011	0,018	2,9	0*	≥ 182

Abréviations : DBO, demande biologique en oxygène; MITI, Ministère du Commerce international et de l'Industrie, Japon

^a Les estimations de demi-vie sont faites pour des milieux non spécifiques (c.-à-d. l'eau, le sol et les sédiments).

^b Le résultat est exprimé par une valeur numérique variant entre 0 et 5.

^c Le résultat s'exprime par un taux de probabilité.

^d Demi-vie extrapolée par rapport au critère « jours », d'après les résultats du modèle BioHCWin (2008).

* Les résultats modélisés se sont avérés être hors champ d'application et n'ont donc pas été considérés pour l'évaluation de la persistance. Comme les résultats du modèle CATABOL semblaient être à l'extérieur du champ d'application, on a présumé que les résultats des modèles TOPKAT et BioWin 5 et 6 étaient eux aussi à l'extérieur du champ d'application, car ces modèles utilisent le même ensemble de données. Dans ces cas, seuls les résultats des modèles BioWin 3 et 4 et BioHCWin ont été pris en considération pour évaluer la persistance du composant.

Tableau A5.3. Présence potentielle de structures représentatives persistantes

	N° CAS				
	64741-75-9	68789-08-4	70592-76-6	70592-77-7	70592-78-8
Isoalcanes					
C ₃₀	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₅₀	Oui				Oui
Cycloalcanes monocycliques					
C ₃₀	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₅₀	Oui				
Cycloalcanes bicycliques					
C ₁₅		Oui			
C ₂₀		Oui	Oui	Oui	Oui
C ₃₀	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₅₀	Oui				
Polycycloalcanes					
C ₁₄		Oui	Oui	Oui	
C ₁₈		Oui	Oui	Oui	Oui
C ₂₂	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Substances aromatiques monocycliques					
C ₃₀	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₅₀	Oui				
Cycloalcanes monoaromatiques					
C ₁₅		Oui	Oui	Oui	Oui

	N° CAS				
	64741-75-9	68789-08-4	70592-76-6	70592-77-7	70592-78-8
C ₂₀	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Substances aromatiques bicycliques					
C ₁₅		Oui	Oui	Oui	Oui
C ₂₀	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₃₀	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₅₀	Oui				
Cycloalcanes diaromatiques					
C ₁₂		Oui	Oui	Oui	Oui
Substances aromatiques tricycliques					
C ₂₀	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₃₀	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₅₀	Oui				
Substances aromatiques à quatre cycles					
C ₁₆	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₂₀	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Aromatiques à cinq cycles					
C ₂₀	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₃₀	Oui		Oui	Oui	Oui
Substances aromatiques à six cycles					
C ₂₂	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui

Tableau A5.4. Proportion (% du poids) de structures représentatives persistantes dans trois échantillons de mazout n° 6 (Fuhr, 2008)

Structures représentatives persistantes* ayant des points d'ébullition > 500 °C	Point d'ébullition (°C)	% du poids			
		Échantillon A	Échantillon B	Échantillon C	Moyenne
Isoalcane C ₅₀	548	6,8	4	10,1	7
Cycloalcanes monocycliques C ₅₀	699				
Cycloalcanes bicycliques C ₅₀	687				
Substances aromatiques monocycliques C ₅₀	697	22,1	21,3	24,3	22,6
Substances aromatiques bicycliques C ₅₀	722				
Substances aromatiques à trois cycles C ₅₀	746				
Substances aromatiques à cinq cycles	545				

Structures représentatives persistantes* ayant des points d'ébullition de 200 à 500 °C	Point d'ébullition (°C)	% du poids			
		Échantillon A	Échantillon B	Échantillon C	Moyenne
C ₃₀					
Substances aromatiques à six cycles C ₂₂	> 500				
Isoalcanes C ₃₀	350	8,3	2,8	3,5	4,9
Cycloalcanes monocycliques C ₃₀	421	3,4	2	1,9	2,4
Cycloalcanes bicycliques C ₁₅	244	2,9	1,8	1,8	2,2
Cycloalcanes bicycliques C ₂₀	339				
Cycloalcanes bicycliques C ₃₀	420				
Polycycloalcanes C ₁₄	225	2,8	2,2	3,2	2,7
Polycycloalcanes C ₁₈	316				
Polycycloalcanes C ₂₂	365				
Substances aromatiques monocycliques C ₃₀	437	1,7	4,2	2,2	2,7
Cycloalcanes monoaromatiques C ₁₅	285	2,2	4,3	2,6	3
Cycloalcanes monoaromatiques C ₂₀	351				
Substances aromatiques bicycliques C ₁₅	308	1,1	6	4,5	3,9
Substances aromatiques bicycliques C ₂₀	373				
Substances aromatiques bicycliques C ₃₀	469				
Cycloalcanes diaromatiques C ₁₂	279	0,8	1,7	2,4	1,6
Substances aromatiques à trois cycles C ₂₀	398	0,9	2,3	3,9	2,4
Substances aromatiques à trois cycles C ₃₀	493				
Substances aromatiques à quatre cycles C ₁₆	384	1,2	1,4	2,7	1,8
Substances aromatiques à quatre cycles C ₂₀	480	0,6	0,5	0,6	0,6
Substances aromatiques à cinq cycles C ₂₀	495	0,4	0,4	0,2	0,3
Totaux		55.2	54.9	63.9	58.1

*D'après les résultats du tableau A5.2 (annexe 5) et les critères du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Tableau A5.5. Données modélisées sur la dégradation atmosphérique des structures représentatives de mazouts lourds résultant de réactions avec les radicaux hydroxyles (AOPWIN, 2008)

	Demi-vie (jours) ^a
	OH•
Alcanes	
C ₉	1,1
C ₁₅	1
C ₂₀	0,4
C ₃₀	0,3
C ₅₀	0,2

	Demi-vie (jours) ^a
	OH•
Isoalcanes	
C ₉	1,1
C ₁₅	0,6
C ₂₀	0,4
C ₃₀	0,3
C ₅₀	0,2
Cycloalcanes monocycliques	
C ₉	0,8
C ₁₅	0,5
C ₂₀	0,4
C ₃₀	0,2
C ₅₀	0,2
Cycloalcanes bicycliques	
C ₉	0,8
C ₁₅	0,4
C ₂₀	0,3
C ₃₀	0,2
C ₅₀	0,1
Polycycloalcanes	
C ₁₄	0,4
C ₁₈	0,3
C ₂₂	0,2
Substances aromatiques à un cycle	
C ₉	1,4
C ₁₅	0,7
C ₂₀	0,5
C ₃₀	0,3
C ₅₀	0,2
Cycloalcanes monoaromatiques	
C ₁₀	0,3
C ₁₅	0,5
C ₂₀	0,3
Substances aromatiques bicycliques	
C ₁₅	0,2
C ₂₀	0,2
C ₃₀	0,1
C ₅₀	0,1
Cycloalcanes diaromatiques	
C ₁₂	0,2
C ₁₅	0,6
C ₂₀	0,5
HAP tricycliques	

	Demi-vie (jours) ^a
	OH•
C ₁₅	0,3
C ₂₀	0,3
C ₃₀	0,2
C ₅₀	0,1
HAP à quatre cycles	
C ₁₆	0,4
C ₂₀	0,2
HAP à cinq cycles	
C ₂₀	0,2
C ₃₀	0,1
HAP à six cycles	
C ₂₂	0,1

^a Les estimations de demi-vie sont faites pour des milieux non spécifiques (c.-à-d. l'eau, le sol et les sédiments).

Tableau A5.6. Données expérimentales sur les facteurs de bioaccumulation des hydrocarbures aromatiques

	Référence; étude	Log K_{oc}	FBA expérimental (L/kg poids humide)
Substances aromatiques monocycliques			
C ₆ benzène	Zhou <i>et al.</i> , 1997 Saumon de l'Atlantique (fibres blanches); 96 h (fraction hydrosoluble de pétrole brut)	2,13 (expt.)	4
C ₇ toluène	Zhou <i>et al.</i> , 1997 Saumon de l'Atlantique (fibres blanches); 96 h (fraction hydrosoluble de pétrole brut)	2,73 (expt.)	11
C ₈ éthylbenzène	Zhou <i>et al.</i> , 1997 Saumon de l'Atlantique (fibres blanches); 96 h (fraction hydrosoluble de pétrole brut)	3,15 (expt.)	26
C ₈ xylènes	Zhou <i>et al.</i> , 1997 Saumon de l'Atlantique (fibres blanches); 96 h (fraction hydrosoluble de pétrole brut)	3,12 (expt.)	47
C ₉ isopropylbenzène	Zhou <i>et al.</i> , 1997 Saumon de l'Atlantique (fibres blanches); 96 h (fraction hydrosoluble de pétrole brut)	3,66 (expt.)	20
C ₉ propylbenzène	Zhou <i>et al.</i> , 1997 Saumon de l'Atlantique (fibres blanches); 96 h (fraction hydrosoluble de pétrole brut)	3,69 (expt.)	36
C ₉	Zhou <i>et al.</i> , 1997	3,98 (expt.)	51

éthylméthylebenzène	Saumon de l'Atlantique (fibres blanches); 96 h (fraction hydrosoluble de pétrole brut)		
C ₉ triméthylbenzène	Zhou <i>et al.</i> , 1997 Saumon de l'Atlantique (fibres blanches); 96 h (fraction hydrosoluble de pétrole brut)	3,66 (expt.)	74
Substances aromatiques bicycliques			
C ₁₀ naphthalène	Neff <i>et al.</i> , 1976 Mye; étude de laboratoire de 24 h (dispersion du mazout n° 2 dans l'eau)	3,30 (expt.)	2,3
C ₁₁ méthyl-naphthalène	Zhou <i>et al.</i> , 1997 Saumon de l'Atlantique (fibres blanches); étude de laboratoire de 96 h (fraction hydrosoluble de pétrole brut)	3,87 (expt.)	230
C ₁₁ 1-méthyl-naphthalène	Neff <i>et al.</i> , 1976 Mye; étude de laboratoire de 24 h (dispersion du mazout n° 2 dans l'eau)	3,87 (expt.)	8,5
C ₁₁ 2-méthyl-naphthalène	Neff <i>et al.</i> , 1976 Mye; étude de laboratoire de 24 h (dispersion du mazout n° 2 dans l'eau)	3,86 (expt.)	8,1
C ₁₂ diméthyl-naphthalène	Neff <i>et al.</i> , 1976 Mye; étude de laboratoire de 24 h (dispersion du mazout n° 2 dans l'eau)	4,31 (expt.)	17,1
C ₁₃ triméthyl-naphthalène	Neff <i>et al.</i> , 1976 Mye; étude de laboratoire de 24 h (dispersion du mazout n° 2 dans l'eau)	4,81	26,7
Substances aromatiques tricycliques			
C ₁₄ phénanthrène	Burkhard et Lukasewycz, 2000 Touladi; étude sur le terrain	4,57	87
C ₁₆ fluoranthène	Burkhard et Lukasewycz, 2000 Touladi; étude sur le terrain	5,23	1 550
C ₁₈ chrysène	Burkhard et Lukasewycz, 2000 Touladi; étude sur le terrain	5,81	3 990

Abréviation : (expt.), valeurs expérimentales du log K_{oc}

Tableau A5.7. Résumé des données empiriques sur les facteurs de bioconcentration aquatique pour différents HAP (adapté de la Commission européenne, 2008b)

Substance	Espèce	Temps d'exposition	FBC (L/kg poids humide)	Références
<i>Poisson</i>				
fluoranthène	<i>Pimephales promelas</i> (tête-de-boule)	24 heures	9 054	Weinstein et Oris, 1999

pyrène	<i>Poecilia reticulata</i> (guppy)	48 heures	11 300	De Voogt <i>et al.</i> , 1991
	<i>Cyprinodon variegatus</i> , (mené tête-de-mouton)	36 jours	145 ^a , 97	Jonsson <i>et al.</i> , 2004
benzo[<i>a</i>]pyrène	<i>Lepomis macrochirus</i> (crapet arlequin)	48 heures	608	Jimenez <i>et al.</i> , 1987
Mollusques				
fluoranthène	<i>Mytilus edulis</i> (moule bleue)	96 heures	5 920	McLeese et Burridge, 1987
	<i>Mya arenaria</i> (mye)		4 120	
pyrène	<i>M. edulis</i>	96 heures	4 430	McLeese et Burridge, 1987
	<i>M. arenaria</i>	96 heures	6 430	
Crustacés				
fluoranthène	<i>Daphnia magna</i> (cladocère)	24 heures	1 742	Newsted et Giesy, 1987
	<i>Cragon septemspinosa</i> (crevette grise)	96 heures	180	McLeese et Burridge, 1987
pyrène	<i>D. magna</i>	24 heures	2 702	Newsted et Giesy, 1987
	<i>C. septemspinosa</i>	96 heures	225	McLeese et Burridge, 1987
chrysène	<i>D. magna</i>	24 heures	6 088	Newsted et Giesy, 1987
benzo[<i>a</i>]anthracène	<i>D. magna</i>	24 heures	2 920	McCarthy <i>et al.</i> , 1985
		24 heures	10 226	Newsted et Giesy, 1987
benzo[<i>k</i>]fluoranthène	<i>D. magna</i>	24 heures	13 225	Newsted et Giesy, 1987
benzo[<i>a</i>]pyrène	<i>D. magna</i>	24 heures	12 761	Newsted et Giesy, 1987
benzo[<i>e</i>]pyrène	<i>D. magna</i>	24 heures	25 200	Newsted et Giesy, 1987
benzo[<i>g,h,i</i>]pérylène	<i>D. magna</i>	24 heures	28 288	Newsted et Giesy, 1987
Polychètes				
fluoranthène	<i>Nereis virens</i> (arénicole)	96 heures	720	McLeese et Burridge, 1987
pyrène	<i>N. virens</i>	96 heures	700	

^a Faible niveau d'exposition (7,57 µg/L).

^b Niveau d'exposition élevé (72,31 µg/L).

Tableau A5.8. Prévisions des FBA et des FBC des structures représentatives des mazouts lourds obtenues grâce au modèle trophique sur trois niveaux d'Arnot-Gobas (2004) avec des corrections du taux de métabolisme (k_M) et de l'efficacité d'assimilation alimentaire (E_d)

	Log K _{oc}	Constante du taux métabolique pour les poissons du niveau trophique intermédiaire (jour ⁻¹) ^a	FBC ^b pour les poissons du niveau trophique intermédiaire (L/kg poids humide)	FBA ^b pour les poissons du niveau trophique intermédiaire (L/kg poids humide)
Alcanes				
C ₉ <i>n</i> -nonane (111-84-2)	5,7	0,09	1 905	4 074
C ₁₅ pentadécane (629-62-9)	7,7	0,44 ^c	42	550
Isoalcanes*				
C ₉ 2,3-diméthylheptane (3074-71-3)	4,6	0,184	2 140	3 000
C ₁₅ 2-méthyltétradécane (1560-95-8)	7,5	0,020 ^d	1 148	181 970^q
Cycloalcanes monocycliques*				
C ₉ 1,2,3-triméthylcyclohexane (1678-97-3)	4,4	0,09	966	1 000
C ₁₅ nonylcyclohexane (2883-02-5)	7,5	0,023 ^f	2 630	22 909
Cycloalcanes bicycliques*				
C ₉ cis-bicyclononane (4551-51-3)	3,7	0,08	272	280
C ₁₅ 2-isopentadécylène	6,3	0,04 ^h	3 236	7 244
Polycycloalcanes*				
C ₁₄ hydrophénanthrène	5,1	0,01 ⁱ	5 888	8 511
C ₁₈ hydrochrysène	6,2	0,45 ^j	1 023	3 548
C ₂₂ hydropicène	7,3	0,04 ^k	871	31 623
Substances aromatiques monocycliques*				
C ₉ éthylméthylbenzène (25550-14-5)	3,6	0,31	191	191
C ₁₅ 2-nonylbenzène (1081-77-2)	7,1 (expt.)	0,01 ^l	4 365	151 356
Cycloalcanes monoaromatiques				
C ₁₀ tétraline (tétrahydro-naphthalène) (119-64-2)	3,5 (expt.)	0,00	214	562

C ₁₅ méthyl-octahydro-phénanthrène	5,6	0,13 ^m	2 630	5 445
C ₂₀ éthyl-dodécahydro-chrysène	6,9	0,08 ⁿ	1 698	25 119
Substances aromatiques bicycliques*				
C ₁₅ 4-isopropylbiphényle	5,5 (expt.)	0,65 ^o	871	1 175
Cycloalkanes diaromatiques				
C ₁₂ acénaphthène (83-32-9)	3,92 (expt.)	0,1	275	380
C ₁₅ éthylfluorène	5,05	0,23	730	809
C ₂₀ iso-heptyl fluorène	7,4	0,06 ^p	501	26 915
Substances aromatiques tricycliques*				
C ₁₅ 2-méthylphénanthrène (2531-84-2)	4,9	0,2	789	851
C ₂₀ 2-isohexylphénanthrène	7,2	0,04	1 100	60 256
Substances aromatiques à quatre cycles				
C ₁₆ fluoranthène (206-44-0)	5,2 (expt.)	0,13	516	563
C ₂₀ benzo[k]fluoranthène (207-08-9)	6,1 (expt.)	0,11	393	676
Substances aromatiques à cinq cycles*				
C ₂₀ benzo[a]pyrène (50-32-8)	6,1 (expt.)	0,38	500	984
Substances aromatiques à six cycles				
C ₂₂ benzo[g,h,i]pérylène (191-24-2)	6,6 (expt.)	1,13	91,2	161

Abréviation : (expt.), valeurs expérimentales du log K_{oc}

^a Constante du taux métabolique normalisée aux poissons de niveau trophique intermédiaire du modèle à 3 niveaux trophiques d'Arnot-Gobas (2004) – poids de 184 g, température de 10 °C, concentration lipidique de 6,8 % – selon une estimation des valeurs des relations quantitatives structure-activité à partir du FBC et du FBA (v3.01), à moins d'indications contraires.

^b Prévisions du FBC et du FBA chez le poisson du niveau trophique intermédiaire, dans le modèle d'Arnot-Gobas à trois niveaux (Arnot et Gobas, 2004) fondées sur une constante du taux normalisé et corrigeant l'efficacité d'assimilation alimentaire observée ou estimée, présentées dans les tableaux A5.9a et A5.9b (annexe 5).

^c D'après les données de la constante du taux du C₁₅ n-pentadécane.

^d D'après la constante du taux du C₁₅ 2,6,10-triméthylsilyl-dodécane.

^e D'après la constante du taux du C₉ 1,2,3-triméthylbenzène.

^f D'après les données de la constante du taux de l'Octylcyclohexane.

^h D'après les données de la constante du taux métabolique de l'isopropyl-décaline et de la diisopropyl-décaline.

ⁱ D'après les données de la constante du taux de l'isopropyl hydro-phénanthrène et du 1-méthyl-7-isopropylhydrophénanthrène.

^j D'après les données de la constante du taux d'octahydrochrysène, de perhydrochrysène et de hexahydrochrysène.

^k D'après les données de la constante du taux de dodécahydrochrysène.

^l D'après les données de la constante du taux de substances suivantes : octylbenzène décylbenzène.

^m D'après les données de la constante du taux d'octahydrophénanthrène.

ⁿ D'après les données de la constante du taux de dodécahydrochrysène.

^o D'après les données de la constante du taux de ethylbiphenyl.

^p D'après les données de la constante du taux de fluorène, à titre de scénario de la pire éventualité (le plus biodisponible).

^q Les valeurs en caractères gras correspondent à des FBA supérieurs ou égaux à 5 000, selon le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000a)

* * Les alcanes comportant de 20 à 50 atomes de carbone, les isoalcanes comportant de 20 à 50 atomes de carbone, les cycloalcanes monocycliques comportant de 20 à 50 atomes de carbone, les cycloalcanes bicycliques comportant de 20 à 50 atomes de carbone, les substances aromatiques monocycliques comportant de 20 à 50 atomes de carbone, les bicycliques comportant de 20 à 50 atomes de carbone, les tricycliques comportant de 30 à 50 atomes de carbone et les substances aromatiques à cinq cycles comportant 30 atomes de carbone ayant des valeurs de K_{oc} supérieures à 8 ont été exclues de cette comparaison, étant donné que les prévisions peuvent être très incertaines pour les substances chimiques dont les valeurs de $\log K_{oc}$ estimées sont supérieures à 8 (Arnot et Gobas, 2003).

Tableau A5.9a. Valeurs du FBC expérimentales et valeurs du FBC et du FBA prévues adaptées aux conditions de l'étude sur le FBC, et un poisson du niveau trophique intermédiaire pour des structures représentatives sélectionnées à l'aide d'une version modifiée du modèle BCFBAF Arnot-Gobas (2003)

	Log K_{oc}	Paramètre de l'étude	FBC ou FBM mesuré (L/kg poids humide)	FBC prévu ^a (L/kg poids humide)		FBA prévu ^a (L/kg poids humide)		Référence; espèce
				Conditions de l'étude ^b	Poissons du niveau trophique intermédiaire ^c	Conditions de l'étude ^b	Poissons du niveau trophique intermédiaire ^c	
Alcanes								
C ₈ octane ^h	5,18 (expt.)	FBC _{ss} ¹	530	537	490	560	537	JNITE, 2010; carpe
C ₁₂ <i>n</i> -dodécane ^h	6,1 (expt.)	FBC _{ss} ¹	240	240	794	251	1 950	Tolls et van Dijk, 2002; tête-de-boule
C ₁₅ <i>n</i> -pentadécane	7,71	FBC _{ss} ¹	20	21	18	100	112	CITI, 1992; carpe
C ₁₅ <i>n</i> -pentadécane	7,71	FBC _{ss} ¹	26	27	23	162	182	JNITE, 2010; carpe
C ₁₆ <i>n</i> -hexadécane ^h	8,2	FBC _{ss} ¹	46	47	41	1 778	1 995	CITI, 1992; carpe
C ₁₆ <i>n</i> -hexadécane ^h	3,15 (expt.)	FBC _{ss} ¹	20	20	20	21	21	JNITE, 2010; carpe
Isoalcanes								
C ₁₅ 2,6,10-triméthylsilyl dodécane ^h	7,49	FBC _{ss} ¹	152	151 1 000 ^d	85 575 ^d	490 16 595 ^d	575 47 863 ^d	EMBSI, 2006a; truite arc-en-ciel
C ₁₅ 2,6,10-triméthylsilyl dodécane ^h	7,49	FBM _{cinétique}	0,97 ^f	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2004a; 2005a; truite arc-en-ciel
Cycloalcanes monocycliques								
C ₆ cyclohexane ^h	3,44 (expt.)	FBC _{ss} ¹	77	77	89	77	89	CITI, 1992; carpe
C ₇ 1-méthylcyclohexane ^h	3,61 (expt.)	FBC _{ss} ¹	240	190*	275*	229*	426*	CITI, 1992; carpe
C ₈ éthylcyclohexane ^h	4,56 (expt.)	FBC _{ss} ¹	2 529	1 622*	2 344*	4 467*	5 495*	CITI, 1992; carpe
C ₁₄ <i>n</i> -octylcyclohexane	7	FBM _{cinétique}	0,06	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2006a; FBM chez la truite arc-en-ciel
Cycloalcanes bicycliques								
C ₁₀ <i>trans</i> -décaline ^h	4,2	FBC _{ss} ¹	2 200	724*	1 072*	1 288*	1 660*	CITI, 1992; carpe
C ₁₀	4,20	FBC _{ss} ¹	2 500	724*	1 072*	1 288*	1 660*	CITI, 1992;

<i>cis</i> -décaline ^h									carpe
C ₁₃ isopropyldécalin e ^h	5,5	FBM _{cinétique}	0,02	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2006a; FBM chez la truite arc-en-ciel
C ₁₆ diisopropyldécal ine ^h	6,85	FBM _{cinétique}	0,1	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2008a; FBM chez la truite arc-en-ciel
Polycycloalca nes									
C ₁₇ isopropylhydrop hénanthrène ^h	6,5	FBM _{cinétique}	0,45	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2006a; FBM chez la truite arc-en-ciel
C ₁₈ 1-méthyl-7- isopropylhydrop hénanthrène ^h	7	FBM _{cinétique}	0,35	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2008a; FBM chez la truite arc-en-ciel
C ₁₈ Perhydro- chrysène	6	FBM _{cinétique}	0,38	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2008b; FBM chez la truite arc-en-ciel
Substances aromatiques monocycliques									
C ₉ 1,2,3- triméthylbenzèn e ^h	3,66 (expt.)	FBC _{és} ¹	133 ^e	135	155	135	155	155	CITI, 1992; carpe
C ₁₀ 1,2- diéthylbenzène ^h	3,72 (expt.)	FBC _{és} ¹	516 ^e	245*	355*	309*	427*	427*	CITI, 1992; carpe
C ₁₁ 1-méthyl-4- tertbutylbenzène ^h	3,66 (expt.)	FBC _{és} ¹	< 1	214*	309*	263*	263*	263*	JNITE, 2010; carpe
C ₁₄ <i>n</i> - octylbenzène ^h	6,3 (expt.)	FBM _{cinétique}	0,02 ^f	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2007a, 2007b; FBM chez la truite arc-en-ciel et la carpe
C ₁₆ décylbenzène ^h	7,4 (expt.)	FBM _{cinétique}	0,18	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2005c; FBM chez la truite arc-en-ciel
Cycloalcanes monoaro- matiques									
C ₁₀ tétraline	3,49 (expt.)	FBC _{ss} ¹	230	145*	214*	166*	562*	562*	CITI, 1992; carpe
C ₁₄ octahydrophéna ntrène ^h	5,9	FBC _{ss} ¹	3 418	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2005d; FBC chez la truite arc-en-ciel
C ₁₄ octahydrophéna ntrène ^h	5,9	FBM _{cinétique} ¹	0,13	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2009; FBM chez la truite arc-en-ciel
C ₁₈	6	FBC _{ss} ¹	4 588	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI,

dodécahydrochrysène ^h								2008c; truite arc-en-ciel
C ₁₈ dodécahydrochrysène ^h	6	FBM _{cinétique} ¹	0,17	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2010a; FBM chez la truite arc-en-ciel
Substances aromatiques bicycliques								
C ₁₀ naphthalène ^h	3,30 (expt.)	FBC _{és} ¹	94	95*	138*	105*	148*	JNITE, 2010; carpe
	3,30 (expt.)	FBC _{és} ¹	93 ^e	95*	138*	105*	148*	CITI, 1992; carpe
C ₁₁ 2-méthylnaphtalène ^h	3,86 (expt.)	FBC _{és} ¹ FBC _{cinétique} ¹	2 886 ^e 3 930 ^f	2 884*	s.o.	2 884*	s.o.	Jonsson <i>et al.</i> , 2004; mené tête-de-mouton
C ₁₂ 1,3-diméthylnaphtalène ^h	4,42 (expt.)	FBC _{és} ¹ FBC _{cinétique} ¹	4 039 ^e 5 751 ^f	4 073	s.o.	4 073	s.o.	Jonsson <i>et al.</i> , 2004; mené tête-de-mouton
C ₁₃ 2-isopropylnaphtalène	4,63	FBC _{és} ¹ FBC _{cinétique} ¹	12 902 ^e 33 321 ^f	12 882	s.o.	12 882	s.o.	Jonsson <i>et al.</i> , 2004; mené tête-de-mouton
C ₁₄ 4-éthylbiphényle ^h	4,80	FBC _{és} ¹	839 ^e	832	759	851	813	Yakata <i>et al.</i> , 2006; carpe
Cycloalcanes diaromatiques								
C ₁₂ acénaphène	3,92 (expt.)	FBC _{és} ¹	991 ^e	389	562	977	741	CITI, 1992; carpe
C ₁₈ hexahydro de terpényle ^h	6,44	FBC _{és} ¹	1 646	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2008c; truite arc-en-ciel
C ₁₈ hexahydro de terpényle ^h	6,44	FBM _{cinétique}	0,06	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2009; truite arc-en-ciel
C ₁₈ octahydrochrysène ^h	6	FBM _{cinétique}	0,05	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2010a; FBM chez la truite arc-en-ciel
C ₁₈ hexahydrochrysène ^h	5,8	FBM _{cinétique}	0,05	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2010a; FBM chez la truite arc-en-ciel
Substances aromatiques à trois et quatre cycles								
C ₁₂ acénaphylène ^h	3,94 (expt.)	FBC _{és} ¹	275 ^e	275	380	275	380	Yakata <i>et al.</i> , 2006; carpe
C ₁₃ fluorène ^h	4,18 (expt.)	FBC _{és} ¹	1 030 ^e	1 023	1 071	1 023	3 311	CITI; 1992 (carpe); Carlson <i>et al.</i> , 1979 (tête-de-boule)
C ₁₄ phénanthrène ^h	4,46 (expt.)	FBC _{és} ¹	2 944 ^e	2 951	1 905*	2 884	3 890*	Carlson <i>et al.</i> , 1979;

								tête-de-boule
C ₁₆ fluoranthène	5,16 (expt.)	FBC _{és} ¹	277 ^e	275	646	281	724	EMBSI 2007a, 2007b; truite arc-en-ciel
C ₁₆ fluoranthène	5,16 (expt.)	FBC _{és} ¹	1 700	1 698	1 288	1 820	1 621	Carlson <i>et al.</i> , 1979; tête-de-boule
C ₁₆ fluoranthène	5,16 (expt.)	FBM _{cinétique}	0,021 ^f	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2007b, 2007a, 2008b, 2009; FBAm; truite arc-en- ciel
C ₁₈ chrysène ^h	5,81 (expt.)	FBC _{és} ¹	153	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2006b; FBC chez la truite arc-en-ciel
C ₁₈ chrysène ^h	5,81 (expt.)	FBM _{cinétique}	0,023 ^f	1 546	1 047	1 950	1 995	EMBSI, 2010a, 2010b; FBM chez la truite arc-en-ciel
C ₁₈ triphénylène ^h	5,49 (expt.)	FBC _{és} ¹	61	62	54	63	55	JNITE, 2010; carpe
C ₁₈ 1-méthyl-7- (propan-2- yl)phénanthrène ^h	6,4	FBM _{cinétique}	0,03	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2008a; FBM chez la truite arc-en-ciel

Abréviation : (expt.), valeurs expérimentales du log K_{oe}

^a Les prévisions du FBC et du FBA ont été obtenues à l'aide de la modélisation cinétique du bilan massique d'Arnot-Gobas, en normalisant la constante du taux métabolique selon le poids des poissons, la teneur en lipides et la température indiqués dans l'étude ou le protocole.

^b Le poids des poissons, la teneur en lipides et la température utilisés lorsque cela est précisé dans l'étude. Pour les essais CITI/NITE, lorsque les conditions ne sont pas connues, les valeurs utilisées, conformément au protocole d'essai sur le FBC du MITI sont : 30 g pour le poids des poissons, 4,7 % pour la teneur en lipides et 22 °C pour la température pour la carpe. Lorsqu'il existait plus d'une étude, la moyenne géométrique des valeurs des études a été utilisée en tant que valeur de normalisation du modèle.

^c Prévisions de la modélisation cinétique du bilan massique des poissons de niveau trophique intermédiaire (poids = 184 g, température = 10 °C, teneur en lipides = 6,8 %) dans le modèle de trois niveaux trophiques (Arnot et Gobas, 2004).

^d Valeur calculée à l'aide de la demi-vie d'élimination corrigée en fonction du taux de croissance déclaré dans l'étude du FBC.

^e Moyenne géométrique des valeurs à l'état stable déclarées.

^f Moyenne géométrique des valeurs cinétiques déclarées.

^g FBA corrigé à l'aide de l'efficacité d'assimilation alimentaire de 3,2 %.

^h Structures qui sont utilisées comme analogues pour les structures représentatives choisies.

¹ FBC à l'état stable (concentration dans les tissus/concentration dans l'eau).

*Prévisions générées avec un taux de métabolisme égal à zéro, en raison d'une constante du taux de métabolisme prévu négative. La constante du taux de métabolisme a été jugée erronée ou ne s'appliquait pas, compte tenu du log K_{oe} et des résultats du FBC (voir le tableau des constantes du taux cinétique).
s.o. – sans objet; les détails de l'étude n'ont pas pu être obtenus pour déterminer les valeurs du FBC et du FBA prévus.

Tableau A5.9b. Constantes du taux cinétique calculées pour les structures représentatives sélectionnées

Substance	Paramètre de l'étude	Constantes du taux d'absorption jour ⁻¹ (k _I)	Constante du taux d'élimination totale jour ⁻¹ (k _T) ^b	Constante du taux d'élimination par les branchies jour ⁻¹ (k ₂)
Alcanes				
C ₈ octane ^e	FBC _{és} ¹	406	0,742	0,077
C ₁₂ <i>n</i> -dodécane ^e	FBC _{és} ¹	1 525	5,00	0,035
C ₁₅ <i>n</i> -pentadécane	FBC _{és} ¹	407	1,69	0,000
C ₁₅ <i>n</i> -pentadécane	FBC _{és} ¹	407	1,30	0,000
C ₁₆ <i>n</i> -hexadécane ^e	FBC _{és} ¹	407	0,252	0,000
C ₁₆ <i>n</i> -hexadécane ^e	FBC _{és} ¹	379	19,28	5,720
Isoalcanes				
C ₁₅ 2,6,10-triméthylsilyl dodécane ^e	FBC _{és} ¹	1 317	0,2103 ^b 1,139	0,000 ^c 0,005
C ₁₅ 2,6,10-triméthylsilyl dodécane ^e	FBM _{cinétique}		0,071 0,036 ^d	0,000
Cycloalcanes monocycliques				
C ₆ cyclohexane ^e	FBC _{és} ¹	392	5,090	3,031
C ₇ 1-méthylcyclohexane ^e	FBC _{és} ¹	397	2,081	2,072
C ₈ éthylcyclohexane ^e	FBC _{és} ¹	405	0,247	0,238
C ₁₄ <i>n</i> -octylcyclohexane ^e	FBM _{cinétique}		0,130 0,095	0,000
Cycloalcanes bicycliques				
C ₁₀ trans-décaline ^e	FBC _{és} ¹	404	0,519	0,510
C ₁₀ cis-décaline ^e	FBC _{és} ¹	404	0,551	0,542
C ₁₃ propan-2- ylbicyclo[4.4.0]décane ^e et C ₁₆ diisopropyldécaline ^e	FBM _{cinétique}		0,478 0,136	0,000
Polycycloalcanes				
C ₁₇ isopropylhydrophénanthrène ^e	FBM _{cinétique}		0,078 0,043	0,000

C ₁₈ 1-méthyl-7-isopropyl- hydro-phénanthrène ^e	FBM _{cinétique}		0,071 0,036	0,000
C ₁₈ perhydrochrysène ^m	FBM _{cinétique}		0,091 0,056	0,000
Substances aromatiques à un cycle				
C ₉ 1,2,3-triméthylbenzène ^e	FBC _{és} ¹	398	2,989	1,852
C ₁₀ 1,2-diéthylbenzène ^e	FBC _{és} ¹	398	1,679	1,617
C ₁₁ 1-méthyl-4- tertbutylbenzène ^e	FBC _{és} ¹	398	398,2	1,852
C ₁₄ <i>n</i> -octylbenzène ^e	FBM _{cinétique}		0,643 0,608	0,000
C ₁₆ décylbenzène ^e	FBM _{cinétique}		0,324 0,289	0,000
Cycloalcanes monoaromatiques				
C ₁₀ tétraline	FBC _{és} ¹	394	2,720	2,711
C ₁₄ octahydrophénanthrène ^e	FBC _{és} ¹	s.o.	s.o.	s.o.
C ₁₄ octahydrophénanthrène ^e	FBM _{cinétique} ¹		0,239 0,204	0,000
C ₁₈ dodécahydrochrysène ^e	FBC _{és} ¹	s.o.	s.o.	s.o.
C ₁₈ dodécahydrochrysène ^e	FBM _{cinétique} ¹		0,174 0,139	0,000
Substances aromatiques bicycliques				
C ₁₀ naphthalène ^e	FBC _{és} ¹	387	4,138	4,129
C ₁₁ 2-méthyl-naphthalène ^e	FBC _{és} ¹		0,610 ^d	
	FBM _{cinétique} ¹	1 089	0,610	0,607
C ₁₂ 1,3-diméthyl-naphthalène ^e	FBC _{és} ¹	2 322 ^d	0,406 ^d	s.o.
	FBM _{cinétique} ¹	1 100	0,406	0,403
C ₁₃ 2-isopropyl-naphthalène ^e	FBC _{és} ¹	3 961 ^d	0,120 ^d	s.o.
	FBM _{cinétique} ¹		0,120	0,551 ^f
C ₁₄ 4-éthylbiphényl ^e	FBC _{és} ¹		1,140	0,480
Cycloalcanes diaromatiques				
C ₁₂ acénaphène	FBC _{és} ¹	401	1,037	1,028
C ₁₈ hexahydroterphényle ^e	FBC _{és} ¹	s.o.	s.o.	s.o.
C ₁₈ octahydrochrysène ^e	FBM _{cinétique}		1,424 1,390	0,000

C ₁₈ hexahydrochrysène ^e	FBM _{cinétique}		1,424 1,390	0,000
Substances aromatiques à trois et quatre cycles				
C ₁₂ acénaphthylène ^e	FBC _{és} ¹	456	1,611	1,273
C ₁₃ fluorène ^e	FBC _{és} ¹	622	0,901	0,892
C ₁₃ fluorène ^e	FBM _{cinétique} ¹		0,100 (k _e)	0,000
C ₁₄ phénanthrène ^e	FBC _{és} ¹	957	0,833	0,821
C ₁₆ fluoranthène	FBC _{és} ¹	197	0,548	0,151
C ₁₈ chrysène ^e	FBC _{és} ¹	s.o.	s.o.	s.o.
C ₁₈ chrysène ^e	FBM _{cinétique}		0,508 ^f	0,000
C ₁₈ triphénylène ^e	FBC _{és} ¹	406	3,512	0,009
C ₁₈ 1-méthyl-7-(propan-2-yl)phénanthrène ^e	FBM _{cinétique}		1,815 1,78	0,000

Tableau A5.9b. Constantes du taux cinétique calculées pour les structures représentatives sélectionnées

Substance	Constante du taux métabolique jour ⁻¹ (k _M) ^a	Constante du taux de croissance jour ⁻¹ (k _G)	Constante du taux d'expulsion de la matière fécale jour ⁻¹ (k _E) ^c	Efficacité d'assimilation alimentaire (α, E _D)	Référence; espèce
Alcanes					
C ₈ octane ^e	0,657	0,001	0,007		JNITE, 2010; carpe
C ₁₂ <i>n</i> -dodécane ^e	4,95	0,002	0,013		Tolls et van Dijk, 2002; tête-de-boule
C ₁₅ <i>n</i> -pentadécane	1,69	0,001	0,003		CITI, 1992; carpe
C ₁₅ <i>n</i> -pentadécane	1,30	0,001	0,003		JNITE, 2010; carpe
C ₁₆ <i>n</i> -hexadécane ^e	0,249	0,001	0,002		CITI, 1992; carpe
C ₁₆ <i>n</i> -hexadécane ^e	13,30	0,001	0,008		JNITE, 2010; carpe
Isoalcanes					
C ₁₅ 2,6,10-triméthylsilyl dodécane ^e	0,158 ^h 1,119	0,0425 ^d 0,008	0,002 0,005		EMBSI, 2004b; 2005b; truite arc-en-ciel

C ₁₅ 2,6,10-triméthylsilyl dodécane ^e	0,032 ^h	0,035	0,004	28 %	EMBSI, 2004a; 2005a; truite arc- en-ciel
Cycloalcanes monocycliques					
C ₆ cyclohexane ^e	2,050	0,001	0,008		CITI, 1992; carpe
C ₇ 1- méthylcyclohexane ^e	-0,429	0,001	0,008		CITI, 1992; carpe
C ₈ éthylcyclohexane ^e	-0,087	0,001	0,008		CITI, 1992; carpe
C ₁₄ <i>n</i> -octylcyclohexane ^e	0,087 ^h	0,035	0,008	5 %	EMBSI, 2006a; FBAm chez la truite arc-en-ciel
Cycloalcanes bicycliques					
C ₁₀ trans-décaline ^e	-0,336	0,001	0,008		CITI, 1992; carpe
C ₁₀ cis-décaline ^e	-0,390	0,001	0,008		CITI, 1992; carpe
C ₁₃ isopropyldécaline ^e et C ₁₆ diisopropyldécaline ^e	0,128 ^h	0,035	0,008	6 %	EMBSI, 2006a; truite arc-en-ciel
Polycycloalcanes					
C ₁₇ isopropylhydrophén anthrène ^e	0,035 ^h	0,035	0,008	13 %	EMBSI, 2006b; truite arc-en-ciel
C ₁₈ 1-méthyl-7- isopropylhydrophén anthrène ^e	0,030 ^h	0,035	0,006	9 %	EMBSI, 2008a; truite arc-en-ciel
C ₁₈ perhydrochrysène ^e	0,048 ^h	0,035	0,008	15 %	EMBSI, 2008b; truite arc-en-ciel
Substances aromatiques monocycliques					
C ₉ 1,2,3- triméthylbenzène ^e	1,128	0,001	0,008		CITI (1992); carpe
C ₁₀ 1,2-diéthylbenzène ^e	-0,854	0,001	0,008		CITI (1992); carpe
C ₁₁ 1-méthyl-4- tertbutylbenzène ^e	395,6	0,001	0,008		JNITE (2010); carpe
C ₁₄ <i>n</i> -octylbenzène ^e	0,600 ^h	0,035	0,008	10 %	EMBSI, 2007a, b; FBAm chez la truite arc-en-ciel

					et la carpe
C ₁₆ décylbenzène ^c	0,284 ^h	0,035	0,005		EMBSI, 2005c; FBAm chez la truite arc-en-ciel
Cycloalcanes monoaromatiques					
C ₁₀ tétraline	-1,009	0,001	0,008		CITI, 1992; carpe
C ₁₄ octahydrophénanthrène ^e	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2005d; FBC chez la truite arc-en-ciel
C ₁₄ octahydrophénanthrène ^e	0,197 ^h	0,035	0,007	19 %	EMBSI, 2009; FBAm chez la truite arc-en-ciel
C ₁₈ dodécahydrochrysène ^e	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2008c; truite arc-en-ciel
C ₁₈ dodécahydrochrysène ^e	0,132 ^h	0,035	0,007	18 %	EMBSI, 2008c; truite arc-en-ciel
Substances aromatiques bicycliques					
C ₁₀ naphthalène ^c	-0,020	0,001	0,008		JNITE, 2010; carpe
C ₁₁ 2-méthyl-naphthalène ^c	0,000	0,002	0,001	3,2 % ^g	Jonsson <i>et al.</i> , 2004; mené tête- de-mouton
C ₁₂ 1,3- diméthyl-naphthalène ^e	s.o. 0,000	s.o. 0,002	s.o. 0,001	s.o. 3,2 % ^g	Jonsson <i>et al.</i> , 2004 (cité dans Lampi <i>et al.</i> , 2010); mené tête-de-mouton
C ₁₃ 2- isopropyl-naphthalène ^e	s.o. -0,447	s.o. 0,002	s.o. 0,014	s.o. 3,2 % ^g	Jonsson <i>et al.</i> , 2004; mené tête- de-mouton
C ₁₄ 4-éthyl-biphényle ^c	0,645	0,002	0,013		Yakata <i>et al.</i> , 2006; carpe
Cycloalcanes diaromatiques					
C ₁₂ acénaphène	-0,632	0,001	0,008		CITI, 1992; carpe
C ₁₈ hexahydroterphényle ^e	s.o.	s.o.	s.o.		EMBSI, 2008c; truite arc-en-ciel
C ₁₈ octahydrochrysène ^e	1,383 ^h	0,034	0,007	55 %	EMBSI, 2010a; FBM chez la truite arc-en-ciel
C ₁₈ hexahydrochrysène ^c	1,383 ^h	0,034	0,007	49 %	EMBSI, 2010a; FBM chez la truite arc-en-ciel

Substances aromatiques à trois et quatre cycles					
C ₁₂ acénaphthylène ^e	0,370	0,001	0,010		Yakata <i>et al.</i> , 2006; carpe
C ₁₃ fluorène ^e	-0,302	0,001	0,012		CITI, 1992; Carlson <i>et al.</i> , 1979
C ₁₃ fluorène ^e	0,098	s.o.	0,002	14 %	Niimi et Palazzo, 1986
C ₁₄ phénanthrène ^e	-0,512	0,002	0,012		Carlson <i>et al.</i> , 1979; tête-de-boule
C ₁₆ fluoranthène	0,383	0,002	0,012		Carlson <i>et al.</i> , 1979; tête-de-boule
C ₁₈ chrysène ^e	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI 2006b, 2009; truite arc-en-ciel
C ₁₈ chrysène ^e	0,471	0,035 ^f	0,002 ^c	8 % ^f	EMBSI, 2010a, 2010b; FBM chez la truite arc-en-ciel
C ₁₈ triphénylène ^e	3,500	0,0007	0,003		JNITE, 2010; carpe
C ₁₈ 1-méthyl-7-(propan-2-yl)phénanthrène ^e	1,773 ^h	0,035	0,007	4 %	EMBSI, 2008a; FBM chez la truite arc-en-ciel

^a Les valeurs k_M négatives indiquent une possible erreur du modèle cinétique, étant donné que le taux de métabolisme estimé dépasse le total de toutes les autres constantes du taux d'élimination combinées. Les FBC observés pourraient ainsi ne correspondre à la modélisation cinétique du taux métabolique (p. ex. encombrement stérique, faible biodisponibilité) et pourraient également dévoiler des erreurs dans l'étude sur l'exposition. Les valeurs k_M négatives ne sont pas incluses dans l'estimation de k_T .

^b $k_T = (k_E + k_G)$.

^c Calculée à l'aide de la modélisation cinétique du bilan massique du FBC ou FBA, établie en fonction des valeurs déclarées du modèle cinétique d'une étude empirique et corrigeant le $\log K_{oe}$, la masse corporelle, la température et la teneur en lipides des poissons présentés dans l'étude.

^d Comme indiqué dans l'étude empirique (moyenne géométrique utilisée lorsque plusieurs valeurs ont été déclarées).

^e Structures qui sont utilisées comme analogues pour les structures représentatives choisies.

^f Valeur ajustée afin que la valeur k_T prévue corresponde à la valeur k_2 observée présentées dans l'étude.

^g D'après les données sur l'efficacité d'assimilation pour le 6-(*n*-Butyl)-2,3-diméthylnaphtalène.

^h Valeur calculée à l'aide de l'approche de modélisation cinétique du bilan massique lorsque la valeur k_e est connue (Arnot *et al.*, 2008a) et corrigeant le $\log K_{oe}$, la masse corporelle, la température et la teneur en lipides des poissons présentés dans l'étude.

¹ FBC à l'état stable (concentration dans les tissus/concentration dans l'eau).

* Valeur calculée à l'aide de l'approche de modélisation cinétique du bilan massique lorsque le FBC est connu; d'après Arnot *et al.*, 2008a, et corrigeant le $\log K_{oe}$, la masse corporelle, la température et la teneur en lipides des poissons présentés dans l'étude.

** $k_T = (k_2 + k_M + k_E + k_G)$ ou lorsque le taux de dépuración est connu $k_T = (k_2 + k_G)$

s.o. – sans objet; les détails de l'étude n'ont pas pu être obtenus pour déterminer les valeurs du FBC et du FBA prévues.

Tableau A5.10. Les facteurs d'amplification trophique (TMF)¹ pour les HAP dans les réseaux alimentaires marins de la baie de Bohai, de la mer Baltique et de la baie de Tokyo

Composé	FAT (Wan <i>et al.</i> , 2007)	FAT (Nfon <i>et al.</i> , 2008)	FAT (Takeuchi <i>et al.</i> , 2009)
acénaphylène	0,45*		
acénaphène	1,02		
benz[a]anthracène	0,2*	0,75*	0,83
benzo[a]pyrène	0,24*	0,75	0,80
benzo[e]pyrène	0,25*	0,86	0,57
benzo[b]fluoranthène			0,60*
benzo[b+k]fluoranthène	0,27*		
benzo[j+k]fluoranthène			0,69*
benzo[k]fluoranthène		0,84	
benzo[g,h,i]pérylène	0,66	0,75	0,72
chrysène	0,26*	0,66*	0,65*
fluoranthène	0,11*	0,72*	0,60*
fluorène	1,15		
Indeno[123-cd]-pyrène	0,81	0,75	0,80
dibenzo[ah]anthracène	0,85		
pérylène	0,24*	0,67	0,77
phénanthrène	0,43	0,82*	0,75*
pyrène	0,17*	0,74*	0,62*

¹ Des antilogs de la courbe de l'équation de régression pour les concentrations de HAP fondées sur les lipides par rapport à $\delta^{15}\text{N}$ ont été utilisées pour calculer les facteurs d'amplification trophique.

* Indique une pente importante du facteur d'amplification trophique.

Tableau A5.11. Proportion (% du poids) de structures représentatives bioaccumulables dans trois échantillons de mazout n° 6 (Fuhr, 2008)

Structures représentatives* bioaccumulables	Point d'ébullition (°C)	% du poids			
		Échantillon A	Échantillon B	Échantillon C	Moyenne
Isoalcane C ₁₅	250	8,3	2,8	3,5	4,9
Cycloalcane monocyclique C ₁₅	282	3,4	2	1,9	2,4
Cycloalcane bicyclique C ₁₅	244	2,9	1,8	1,8	2,2
Polycycloalcane C ₁₄	255	2,8	2,2	3,2	2,7
Polycycloalcane C ₂₂	365				
Substance aromatique monocyclique C ₁₅	281	1,7	4,2	2,2	2,7
Cycloalcane monoaromatique C ₁₅	285	1,3	2,8	1,6	1,9
Cycloalcane monoaromatique C ₂₀	351				
Cycloalcane diaromatique C ₂₀	374	1,1	1,6	2,1	1,6
Substance aromatique à trois cycles C ₂₀	398	0,9	2,3	3,9	2,4
Substances aromatiques à quatre cycles C ₁₆ ^a	384–398	1,8	1,9	3,4	2,4
Substances aromatiques à quatre cycles C ₁₈ ^a					

Substances aromatiques à cinq cycles C ₂₀ ^a	480–509	0,4	0,4	0,2	0,3
Substances aromatiques à six cycles C ₂₂ ^a	>500	0,7 ^b	0,4 ^b	0,4 ^b	0,5 ^b
Totaux		25,3	22,4	24,2	24,0

* Déterminé par les résultats dans le modèle d'Arnot-Gobas à trois niveaux modifié (2003) dans le tableau A5.8, d'après les critères du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000) et en tenant compte des données expérimentales.

^a Structures avec FBC empiriques indiquant la bioconcentration chez les invertébrés, d'après les critères du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

^b Substances aromatiques présumées non identifiées dans les échantillons de mazout n° 6 (Fuhr, 2008).

Tableau A5.12. Toxicité aquatique du mazout n° 6

Organisme d'essai	Nom commun	Type d'essai	Paramètre	Commentaire	Valeur (mg/L)	Référence
Poisson						
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	Saumon coho	96 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	DHE	4 800	Hebert et Kussat, 1972
		96 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	DHE	>10 000	Hebert et Kussat, 1972
		96 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	DHE	7 500	Hebert et Kussat, 1972
<i>Alosa sapidissima</i>	Alose savoureuse	48 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	Non indiqué	2 417	Tagatz, 1961
<i>Leptocottus armatus</i>	Chabot armé	96 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	DHE	780	Hebert et Kussat, 1972
		96 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	DHE	5 600	Hebert et Kussat, 1972
		96 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	DHE	3 400	Hebert et Kussat, 1972
<i>Salmo salar</i>	Saumon de l'Atlantique	96 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	DHE	>10 000	Sprague et Carson, 1970
<i>Pseudopleuronectes americanus</i>	Plie rouge	96 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	DHE	>10 000	Sprague et Carson, 1970
<i>Fundulus similis</i>	Fondule à long nez	24 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	FSE*	3,8	Anderson <i>et al.</i> , 1974
		48 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	FSE*	2,27	Anderson <i>et al.</i> , 1974
		96 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	FSE*	1,69	Anderson <i>et al.</i> , 1974
<i>Menidia menidia</i>	Prêtre capucette	96 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	Non indiqué	130	Hollister <i>et al.</i> , 1980
<i>Cyprinodon variegatus</i>	Mené tête-de-mouton	96 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	FSE*	4,7	Anderson <i>et al.</i> , 1974
		96 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	FSE*	4,4	Anderson <i>et al.</i> , 1974
		96 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	FSE*	3,1	Anderson <i>et al.</i> , 1974
<i>Menidia beryllina</i>	Capucette béryl	24 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	FSE*	3,6	Anderson <i>et al.</i> , 1974
		48 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	FSE*	2,7	Anderson <i>et al.</i> , 1974
		96 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	FSE*	1,9	Anderson <i>et al.</i> , 1974
<i>Lepomis macrochirus</i>	Crapet arlequin	96 heures (toxicité aiguë)	LL ₅₀	DHE	>10 000	Mobil, 1987d

Invertébrés						
<i>Daphnia magna</i>	Cladocère	48 heures (toxicité aiguë)	CE ₅₀ (immobilisation)	FSE	4,14	MacLean et Doe, 1989
		48 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	FSE	> 4,45	MacLean et Doe, 1989
		48 heures (toxicité aiguë)	LE50	DHE	>10 000	Mobil, 1987e
<i>Artemia salina</i>	Crevette des salines	48 heures (toxicité aiguë)	CE ₅₀ (immobilisation)	FSE	> 2,29	MacLean et Doe, 1989
		48 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	FSE	> 2,29	MacLean et Doe, 1989
<i>Acartia tonsa</i>	Copépode	96 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	Non indiqué	5,1	Hollister <i>et al.</i> , 1980
<i>Palaemonetes pugio</i>	Bouquet Mississippi	24 heures (toxicité aiguë)	DL ₅₀	FSE*	3,2	Anderson <i>et al.</i> , 1974
		48 heures (toxicité aiguë)	DL ₅₀	FSE*	2,8	Anderson <i>et al.</i> , 1974
		96 heures (toxicité aiguë)	DL ₅₀	FSE*	2,6	Anderson <i>et al.</i> , 1974
	Bouquet Mississippi	96 heures (toxicité aiguë)		FSE-1:9, mélange sur 20 heures, dilutions en série, d'après le ppm total d'hydrocarbures dissous par spectrophotométrie infrarouge	2,6 3,1 2,2	Tatem <i>et al.</i> , 1978
			CL ₅₀			
<i>Penaeus aztecus</i> (post- larves)	Crevette brune	24 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	FSE*	3,8	Anderson <i>et al.</i> , 1974
		48 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	FSE*	3,5	Anderson <i>et al.</i> , 1974
		96 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	FSE*	1,9	Anderson <i>et al.</i> , 1974
<i>Limulus polyphemus</i>	Limules (jeunes)	7 jours	Augmentation de la mortalité et mue retardée		2,25	Strobel et Brenowitz, 1981
<i>Mercenaria mercenaria</i>	Quahaug commune – embryon	48 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	Concentration de la FSE = 25,2 ± 1,7 ppm	1 (0,7–1,6) ppm	Byrne et Calder, 1977
	Quahaug commune – larves	48 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	Concentration de la FSE = 25,2 ± 1,7 ppm	3,2 (2,3–4,5) ppm	Byrne et Calder, 1977
		6 jours	CL ₅₀	Concentration de la FSE = 25,2 ± 1,7 ppm	1,8 (1–2,6) ppm	Byrne et Calder, 1977
		10 jours	CL ₅₀	Concentration de la FSE = 25,2 ± 1,7 ppm	1,6 (1,1–2,2) ppm	Byrne et Calder, 1977
		Essai de croissance de 6 jours	CE ₅₀	Concentration de la FSE = 25,2 ± 1,7 ppm	1,9 (1,6–2,1) ppm	Byrne et Calder, 1977
		Essai de croissance sur 10 jours	CE ₅₀	Concentration de la FSE = 25,2 ± 1,7 ppm	1 (0,49– 2,04) ppm	Byrne et Calder, 1977
<i>Neanthes arenaceodentata</i>	Vers polychètes marins	96 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	Non donné	3,6	Neff et Anderson, 1981
		24 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	FSE	> 6,3	Rossi <i>et al.</i> , 1976
		48 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	FSE	4,6	Rossi <i>et al.</i> , 1976
		96 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	FSE	3,6	Rossi <i>et al.</i> , 1976
<i>Capitella capitata</i>	Ver marin	24 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	FSE	> 6,3	Rossi <i>et al.</i> , 1976
		48 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	FSE	1,1	Rossi <i>et al.</i> , 1976

		96 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	FSE	0,9	Rossi <i>et al.</i> , 1976
		96 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	Non indiqué	0,9	Neff et Anderson, 1981
<i>Mysidopsis almyra</i>	Mysis effilées	24 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	FSE	6,3	Anderson <i>et al.</i> , 1974
		48 heures (toxicité aiguë)	CL ₅₀	FSE	0,9	Anderson <i>et al.</i> , 1974
Algues						
<i>Skeletonema costatum</i>	Diatomée	96 heures (toxicité aiguë)	CE ₅₀	Non donné	160	Hollister <i>et al.</i> , 1980
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> (<i>Selenastrum capricornutum</i>)	Algue verte			FSE-1:8, mélange sur 16 heures, dilutions en série	Aucune inhibition – FSE à 100 % Stimulation – FSE à 0,1 %	Giddings <i>et al.</i> , 1980
	Algue verte	96 heures (toxicité aiguë)	CE ₅₀	Matériel chauffé, propagation dans un contenant, introduction dans l'eau	> 5 000	Mobil, 1987f
<i>Microcystis aeruginosa</i>	Algues bleu- vert			FSE-1:8, mélange sur 16 heures, dilutions en série	Aucune inhibition – FSE à 100 % Stimulation – FSE à 0,1 %	Giddings <i>et al.</i> , 1980

Définitions : CL₅₀ – concentration d'une substance que l'on considère comme létale pour 50 % des organismes mis à l'essai; CE₅₀ – concentration d'une substance que l'on considère comme ayant un effet déterminé sur 50 % des organismes mis à l'essai; FSE – Fraction hydrosoluble; DHE – Dispersion d'huile dans l'eau.

* FSE-1:9, mélange sur 20 heures, dilutions en série, LC₅₀ d'après le ppm total d'hydrocarbures dissous par spectrophotométrie infrarouge.

Tableau A5.13. Volume estimé d'eau en contact avec le pétrole dans le cadre de processus de chargement/déchargement et de transport d'hydrocarbures par navire pour différentes tailles de déversements (RMRI, 2007)

Taille des déversements (barils)	Volume d'eau en contact avec le pétrole (m ³ × 10 ⁶)	
	Chargement/déchargement	Transport
1–49	60	5 750
50–999	150	6 250
1 000–9 999	300	9 600
10 000–99 999	2 200	17 350
100 000–199 999	32 500	49 500
> 200 000	35 000	74 100

Tableau A5.14. Analyse des données modélisées sur la persistance et expérimentales et modélisées sur la bioaccumulation (FBC/FBA) des hydrocarbures pétroliers, conformément aux critères du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000)^{a, b}

C#	C ₉	C ₁₀	C ₁₂	C ₁₃	C ₁₄	C ₁₅	C ₁₈	C ₂₀	C ₂₂	C ₂₅	C ₃₀	C ₅₀
<i>n</i>-alcane							*	*	*	*	*	*
<i>i</i>-alcane		*	*	*	*	B	*	*	*	*	P*	P*
cycloalcane monocyclique		*	*	*	*	B	*	*	*	*	P*	P*
cycloalcane bicyclique		*	*	*	*	PB	P*	P	P*	P*	P*	P*
polycycloalcane	(-)	(-)	(-)	(-)	PB	P*	P	P*	PB	*	*	*
substance monoaromatique		*	*	*	*	B	*		*	*	P*	P*
cycloalcane monoaromatique	*		*	*	P*	PB	PB	PB	P*	P*	*	*
substance aromatique bicyclique	(-)	*	*	*	*	P	P*	P*	P*	P*	P*	*
cycloalcane diaromatique	(-)	(-)	P	P	P	P	*	PB	*	*	*	*
HAP à trois cycles	(-)	(-)	*	*	*			B	P	P	P	P
HAP à quatre cycles	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	PB ^c	PB ^c	*	*	*	*
HAP à cinq cycles	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	P ^c	P*	P*	P*	*
HAP à six cycles	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	PB ^c	*	*	*

^a Le potentiel de bioaccumulation pour des nombres d'atomes de carbone ne disposant pas de données expérimentales est considéré comme étant le même que la plage d'atomes de carbone qui les entoure. Par exemple, les cycloalcane monoaromatiques ayant 15 et 20 atomes de carbone ont été jugés bioaccumulables. Par conséquent, le nombre d'atomes de carbone compris entre 15 et 20 pour ces substances sera également considéré comme étant bioaccumulable.

^a Le potentiel de persistance pour des nombres d'atomes de carbone ne disposant pas de données modélisées sur la persistance est considéré comme étant le même que la plage d'atomes de carbone qui les entoure. Par exemple, les polycycloalcane ayant 14 et 18 atomes de carbone ont été jugés persistants. Par conséquent, le nombre d'atomes de carbone compris entre 14 et 18 pour ces substances sera également considéré comme étant persistant.

^c Les valeurs empiriques du FBC indiquent la bioconcentration chez les invertébrés.

P – Persistance prévue en fonction des données provenant des modèles BioHCWin (2008), BIOWIN (2008), CATABOL (2004-2008) et TOPKAT (2004).

P = Persistance prévue en fonction des données provenant des modèles BIOHCWIN (2008), BIOWIN (2008), CATABOL (2004-2008) et TOPKAT (2004)

B – Prévisions des FBC ou des FBA des poissons obtenues grâce au modèle trophique sur trois niveaux d'Arnot-Gobas (2003) avec des corrections du taux de métabolisme (k_M) et de l'efficacité d'assimilation alimentaire (E_d).

PB – Structures représentatives présentant un potentiel de persistance et de bioaccumulation.

Les cellules vides correspondent à des structures représentatives qui ne sont ni persistantes, ni bioaccumulables.

(-) Indique que ces nombres d'atomes de carbone n'existent pas dans le groupe.

* Non modélisé pour la bioaccumulation puisqu'aucune structure représentative n'avait été choisie, ou que la structure représentative a été exclue en raison d'un $\log K_{oe}$ supérieur à 8, car les prévisions modélisées peuvent être très incertaines pour les produits chimiques dont la valeur du $\log K_{oe}$ estimée est supérieure à 8 (Arnot et Gobas, 2003).

Annexe 6. Résultats de la modélisation de l'exposition humaine aux mazouts lourds restreints aux industries

Tableau A6.1. Paramètres d'entrée utilisés dans la modélisation SCREEN3

Variables	Intrant
Type de source	Zone
Aire de captation des émissions ^a	50 m × 10 m (pour les navires), 10 m × 2 m (pour les camions), 50 m × 5 m (pour les trains)
Taux d'émission (kg/jour)	Présenté dans le tableau A6.2
Hauteur du récepteur ^b	1,74 m
Hauteur de la source d'émissions ^a	3 m
Facteur d'ajustement pour le taux maximal pendant 1–24 h ^c	0,4
Option urbaine/rurale	Urbaine
Météorologie ^d	1 (météorologie complète)
Distance minimale et maximale à utiliser	50 à 3 000 m

^a Jugement professionnel.

^b Curry *et al.*, (1993)

^c USEPA (1992)

^d Valeur par défaut du modèle SCREEN3 (1996)

Tableau A6.2. Estimation des émissions régulières par évaporation dans l'air pendant le transport^a

Substance	Estimation des émissions normales par évaporation dans l'air	
	kg/an	kg/jour ^b
Mazouts lourds restreints aux industries	0,0011–8,4	$3,14 \times 10^{-6}$ – 0,024

^a Les valeurs sont présentées sous forme de plage afin de représenter les pertes des divers modes de transport impliqués.

^b La valeur 350 jours/an est utilisée dans l'estimation. La Risk Management Research Institute (2007) a résumé la circulation maritime liée au secteur industriel dans la baie Placentia, Terre-Neuve-et-Labrador, entre 2004 et 2005, présentant près de 3 900 déplacements par an de navires-citernes, de vraquiers, de remorqueurs et d'autres vaisseaux. Pour la raffinerie Come By Chance seulement, plus de 230 déplacements de citernes par an sont liés à l'expédition de substances pétrolières. Une communication personnelle de l'Energy Resources Conservation Board en Alberta indique que les principaux oléoducs fonctionnent normalement 24 heures sur 24, 365 jours par année. Par conséquent, il est raisonnable de supposer une période de transport moyenne de 350 jours par an. Des renseignements sur la fréquence de transport par camion et par train ne sont pas disponibles.

Tableau A6.3. Résultats de la modélisation du profil de dispersion des mazouts lourds restreints aux industries dans l'air ambiant sur 24 heures au Canada^a

Substance	Concentration maximale sur 24 heures ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ^a			
	50 m	1 000 m	2 000 m	3 000 m
Mazouts lourds restreints aux industries	$1,6 \times 10^{-4}$ – 1,28	$9,8 \times 10^{-7}$ – 0,0075	$3,5 \times 10^{-7}$ – 0,0027	2×10^{-7} – 0,0016

^a Ces estimations sont prudentes, car elles sont fondées sur les rejets provenant d'une source ponctuelle. Les concentrations réelles dans l'air ambiant à proximité de la source d'émissions mobile, pour un endroit donné, seront beaucoup plus faibles que ce qui est représenté par les résultats de la modélisation reposant sur une source ponctuelle.

Annexe 7 : Résumé des renseignements relatifs aux effets sur la santé des mazouts lourds, tirés de l'ensemble des données sur les effets sur la santé

Tableau A7.1. Renseignements sur les effets critiques des mazouts lourds sur la santé

Paramètre	N° CAS ^a	Doses ou concentrations avec effet ^b /Résultats
Effets aigus sur la santé	64742-90-1	CL₅₀ par inhalation (rat) : > 3 700 mg/m ³ (deux sexes) (USEPA, 2005).
	64741-62-4 68553-00-4	DL₅₀ orale la plus faible (rat) : 4320 mg/kg p.c. (femelles) pour l'échantillon API 81-15 et 5130 mg/kg p.c. (deux sexes) pour l'échantillon API 79-2 (CONCAWE, 1998; ECB, 2000a; API, 2004). Autres DL₅₀ par voie orale (rat) : > 2 000 à >25 000 mg/kg p.c. (deux sexes) pour les essais relatifs à 6 numéros CAS (CONCAWE, 1998; BESC, 2000a; API, 2004; USEPA, 2005). DL₅₀ par voie cutanée (lapin) : > 2 000 à > 5 350 mg/kg p.c. (deux sexes) pour les essais relatifs à 6 numéros CAS (CONCAWE, 1998; BESC, 2000a; API, 2004; USEPA, 2005).
	64741-62-4	Autres DL₅₀ par voie cutanée (rat) : > 2 000 mg/kg p.c. (deux sexes) (ECB, 2000a).
Effets aigus non mortels sur la santé	64741-62-4	DMENO par voie orale : ≥ 125 mg/kg p.c. pour la toxicité maternelle. On a administré une dose unique de 2 000 mg/kg p.c. ou des doses uniques de 125, 500, 2 000 mg/kg p.c. à des rates Sprague-Dawley gravides (probablement par gavage), un jour entre le 11 ^e et le 15 ^e jour de gestation (profil des effets tératogènes en fonction du jour de gestation) ou au jour de gestation 12 (profil des effets tératogènes en fonction de la dose) respectivement. Deux études distinctes ont utilisé deux échantillons différents pour chaque étude. (1) Observations générales (≥500 mg/kg p.c.) : exsudats vaginaux rouges, taches périnatales et diminution de fèces. (2) Effets tératogènes par rapport au jour de gestation (2 000 mg/kg p.c.) : réduction du gain de poids corporel et du poids du thymus des mères (sans tenir compte du jour d'exposition). (3) Effets tératogènes par rapport à la dose (125, 500, 2 000 mg/kg p.c.) : diminution du gain de poids corporel et du poids du thymus des mères liée à la dose (Feuston et Mackerer, 1996).
Effets sur la santé à court terme causés par une exposition répétée	64742-90-1	DMENO par inhalation 540 mg/m ³ pour une diminution du poids corporel liée à la concentration (plus grave chez les mâles) et une augmentation du poids du foie (femelles). On a administré les substances d'essai à des concentrations de 540 ou 2 000 mg/m ³ à des rats Fischer 344 mâles et femelles (5 rats de chaque sexe pour chaque concentration), 6 heures par jour pendant 9 jours. On a observé une augmentation, liée à la dose administrée, de la perte de poils, de l'écoulement nasal, de l'écoulement autour des yeux, de la fermeture des yeux et du souillage péréal. On a observé une augmentation du poids du foie (mâles et femelles) et des poumons (femelles) ainsi qu'une diminution du poids de la rate (mâles et femelles) et du cœur (mâles) à une concentration de 2 000 mg/m ³ (Gordon, 1983).
	64741-62-4	DMENO la plus faible, par voie cutanée : 1 mg/kg p.c. par jour pour une diminution liée à la dose administrée du poids de l'utérus gravide, du poids corporel maternel, du gain de poids corporel et de la consommation d'aliments ainsi que la présence d'exsudats vaginaux rouges. On a appliqué des doses de 0,05, 1, 10, 50 ou 250 mg/kg p.c. par jour sur la peau rasée de rates CD gravides durant les jours de gestation 0 à 19 (Hoberman <i>et al.</i> , 1995).

		<p>Autre étude par voie cutanée : On a appliqué des doses de 4, 8, 30, 125 ou 500 mg/kg p.c. par jour sur la peau rasée du dos de rates Sprague-Dawley gravides (15 pour chaque dose) durant les jours de gestation 0 à 19 (on a administré la dose de 4 mg/kg p.c. par jour en donnant 8 mg/kg p.c. tous les 2 jours). On a constaté une aberration de la composition chimique du sérum et une réduction du gain de poids corporel, ainsi que des exsudats vaginaux à une dose 8 mg/kg p.c. par jour (Mobil, 1990; Feuston <i>et al.</i>, 1997).</p> <p>Autre étude par voie cutanée : Des doses de 200, 1 000 ou 2 000 mg/kg p.c. par jour ont été appliquées sur la peau de rats Fischer 344 mâles et femelles (5 par sexe par dose), 3 fois par semaine durant 28 jours. On a observé une irritation de la peau modérée à des doses de 200 mg/kg p.c. par jour, ainsi qu'une augmentation de la taille du foie chez les femelles. Une diminution du gain de poids corporel et une grave irritation cutanée, avec une ulcération de la peau, ont également été observées à 1 000 mg/kg p.c. par jour. On a observé un et deux cas de décès liés au traitement à des doses de 1 000 et 2 000 mg/kg p.c., respectivement. On a également observé des changements pathologiques et une augmentation du volume du foie chez les mâles, des changements des organes lymphoïdes et des cas de moelle osseuse hypocellulaire légers à sévères à des doses élevées (API, 1983).</p>
	64741-81-7	<p>Autre étude par voie cutanée : On a appliqué des doses de 8, 30, 125 ou 250 mg/kg p.c. par jour sur la peau rasée du dos de rates Sprague-Dawley gravides (15 pour chaque dose) durant les jours de gestation 0 à 19. À 8 mg/kg p.c. par jour, on a observé une réduction du poids du thymus (relatif et absolu), une augmentation du poids du foie (relatif) et une irritation cutanée (liée à la dose). Une altération des paramètres de l'hématologie et une aberration de la composition chimique du sérum se sont révélées à une dose non précisée. On a observé des exsudats vaginaux rouges, de la pâleur et de l'émaciation à une dose de 30 mg/kg p.c. par jour. On a également observé un état moribond à une dose de 250 mg/kg p.c. par jour (Mobil, 1994a).</p>
	68783-08-4	<p>Autre étude par voie cutanée : On a appliqué des doses de 8, 30, 125 ou 500 mg/kg p.c. par jour sur la peau rasée du dos de rates Sprague-Dawley gravides durant les jours de gestation 0 à 19. On a observé des exsudats vaginaux rouges sur deux animaux à une dose de 125 mg/kg p.c. par jour (incertitude quant à sa relation avec le traitement) et sur sept animaux à une dose de 500 mg/kg p.c. par jour. Le poids corporel, le gain de poids corporel, la consommation alimentaire, le poids du thymus (absolu et relatif), le poids du foie (relatif), les paramètres chimiques cliniques et hématologiques ont également été affectés à des doses non précisées (Mobil, 1991).</p>
Effets subchroniques sur la santé causés par une exposition répétée	64741-62-4	<p>DMENO par voie cutanée : 8 mg/kg p.c. par jour pour une augmentation relative du poids du foie (mâles et femelles) et une augmentation absolue du poids du foie (femelles). On a appliqué des doses de 8, 30, 125, 500 ou 2 000 mg/kg p.c. par jour sur la peau rasée du dos de rats Sprague-Dawley mâles et femelles, 5 fois par semaine pendant 13 semaines. On a également observé une mortalité accrue, une diminution du poids corporel et du poids du thymus ainsi que des paramètres chimiques du sérum et hématologiques anormaux à des doses non précisées (Feuston <i>et al.</i>, 1994). L'absence d'essais à des doses inférieures à 8 mg/kg p.c. explique la faible pertinence de la DMENO.</p>

		<p>DMENO par voie cutanée : 8 mg/kg p.c. par jour pour une réduction importante du nombre de plaquettes. Des doses de 8, 30, 125 ou 500 mg/kg p.c. par jour ont été appliquées sur le dos rasé de rats Sprague-Dawley mâles et femelles (10/sexe/dose), 5 fois par semaine pendant 13 semaines. On a observé une augmentation du poids du foie chez les mâles et les femelles à une dose de 30 mg/kg p.c. par jour et de 125 mg/kg p.c. par jour, respectivement. À une dose de 30 mg/kg p.c. par jour (mâles) et de 125 mg/kg p.c. par jour (femelles), on a également observé des réductions, liées à la dose administrée, du nombre de globules rouges, des concentrations d'hémoglobine et d'hématocrite ainsi que du nombre de plaquettes, une réduction du poids du thymus liée à la dose administrée ainsi qu'une mortalité accrue (20 % pour les mâles et 80 % pour les femelles). Les deux sexes ont également montré une diminution du gain de poids corporel à 125 mg/kg p.c. par jour. Tous les rats mâles et femelles sont morts à des doses de 125 et 500 mg/kg p.c. par jour, respectivement (Mobil, 1988; Feuston <i>et al.</i>, 1997).</p>
	64741-81-7	<p>DMENO par voie cutanée : 8 mg/kg p.c. par jour pour une irritation cutanée modérée (liée à la dose). Des doses de 8, 30 ou 125 mg/kg p.c. par jour ont été appliquées sur le dos rasé de rats Sprague-Dawley mâles et femelles (10/sexe/dose), 5 fois par semaine durant 13 semaines. Une altération des paramètres de l'hématologie et une diminution du poids du thymus (relatif et absolu), ainsi qu'une altération de la composition chimique du sérum ont été observées à une dose de 30 mg/kg p.c. par jour. Une diminution du gain de poids corporel (mâles), une augmentation du poids du foie (relatif et absolu) et une diminution du nombre de cellules lymphoïdes dans le thymus ont été observées à la dose 125 mg/kg p.c. par jour (Mobil, 1994b).</p>
	68783-08-4	<p>Autre étude par voie cutanée : On a appliqué des doses de 30, 125 ou 500 mg/kg p.c. par jour sur la peau de rats Sprague-Dawley mâles et femelles (10 rats pour chaque groupe), 5 fois par semaine pendant 13 semaines. On a observé une légère irritation de la peau pour toutes les doses. On a observé des changements dans un certain nombre de paramètres chimiques du sérum et hématologiques, ainsi qu'une augmentation de la taille du foie et une diminution de la taille du thymus à une dose de 125 mg/kg p.c. par jour. On a également observé à cette dose un agrandissement et une rougeur des ganglions lymphatiques ainsi qu'un épaississement de la crête de séparation entre les sections non glandulaires et glandulaires de l'estomac. Une réduction du gain de poids corporel a été observée à la dose de 500 mg/kg p.c. par jour (chez les mâles). Les effets observés à la dose la plus élevée comprennent une diminution de l'hématopoïèse dans la moelle osseuse et du nombre de lymphocytes du thymus, l'hypertrophie du foie et la formation de tissu conjonctif, ainsi qu'une augmentation des zones d'hématopoïèse, de nécrose focale et de mort cellulaire dans le foie (Mobil, 1992).</p>
Cancérogénicité	64741-62-4	<p>Plus faible effet par voie cutanée : des souris exposées à 25 µL d'huile clarifiée de craquage catalytique à 1 % (8,4 mg/kg p.c.)^{c,d,e,f} ont développé des tumeurs de la peau. Des groupes de souris C3H mâles (50 souris par dose) se sont vu administrer 25 µL d'huile clarifiée de craquage catalytique à des concentrations de 1, 2, 5, 10 et 20 % (8,4, 16,8, 42, 83,8 et 167,6 mg/kg p.c.) dans l'huile minérale, 3 fois par semaine pendant toute leur vie. À une concentration de 1 %, 9 des 50 souris exposées à l'huile présentaient des tumeurs</p>

		<p>(4 carcinomes et 5 papillomes). À une concentration de 2 %, 34 des 50 souris exposées à l'huile présentaient des tumeurs (30 carcinomes et 4 papillomes avec une période de latence de 92 semaines). À une concentration de 5 %, 46 des 50 souris exposées à l'huile présentaient des tumeurs (46 carcinomes avec une période de latence de 61 semaines). À une concentration de 10 %, 48 des 50 souris exposées à l'huile présentaient des tumeurs (47 carcinomes et 1 papillome avec une période de latence de 45 semaines). À une concentration de 20 %, 50 des 50 souris exposées à l'huile présentaient des tumeurs (50 carcinomes avec une période de latence de 36 semaines). Des 610 souris soumises à la solution de contrôle négatif (huile minérale très raffinée) de cette étude et de deux autres études similaires réalisées par le même auteur, seulement deux ont développé des papillomes bénins et aucune n'a développé de carcinomes (McKee <i>et al.</i>, 1990).</p>
	64741-62-4	<p>Études par voie cutanée d'initiation et de promotion : Initiation : des groupes de souris CD mâles (30 souris par groupe) se sont vu administrer 50 µL d'huile clarifiée de craquage catalytique à une concentration de 1 % (16,8 mg/kg p.c.)^{c,d,f} dans le toluène, 1 fois par jour pendant 5 jours consécutifs. Après une période de repos de 2 semaines, on a appliqué le promoteur phorbol 12-myristate 13-acétate 2 fois par semaine, pendant 25 semaines. On a observé une augmentation importante de l'incidence des tumeurs (26 des 30 souris exposées à l'huile présentaient des tumeurs après 16 jours). Promotion : on ne fournit aucun détail sur la méthodologie de l'étude. On n'observe aucune augmentation de l'incidence des tumeurs confirmées par examen histologique. Toutefois, on observe une augmentation importante du nombre de souris présentant des masses observables de manière macroscopique et des temps de latence réduits. Ces résultats laissent croire que la substance peut favoriser légèrement la formation de tumeurs (API, 1989a).</p>
Effets sur la santé en matière de développement et de reproduction	64741-62-4	<p>DMENO pour la reproduction, par voie cutanée (femelles) : 1 mg/kg p.c. par jour pour une diminution du nombre de fœtus vivants, une incidence accrue des cas de résorption, une augmentation des résorptions précoces et une augmentation du pourcentage de résorption ou de mort des conceptus par portée (ces effets étaient tous liés à la dose administrée et on les a observés à toutes les doses toxiques pour les mères). À une dose de 1 mg/kg p.c. par jour, on a observé une augmentation des variations fœtales associées à une diminution du poids corporel du fœtus, comprenant la dilatation légère des ventricules latéraux du cerveau, la dilatation modérée du bassin du rein, les centres des vertèbres thoraciques bifides et une diminution du nombre moyen de vertèbres caudales, de métacarpiens et de phalanges de pattes arrières ossifiées (ces effets sont des retards réversibles du développement). On a appliqué des doses de 0,05, 1, 10, 50 ou 250 mg/kg p.c. par jour sur la peau rasée de rates CD gravides durant les jours de gestation 0 à 19 (Hoberman <i>et al.</i>, 1995).</p> <p>DMENO pour le développement, par voie cutanée : 8 mg/kg p.c. par jour pour des anomalies externes. On a appliqué des doses de 4, 8, 30, 125 ou 250 mg/kg p.c. par jour sur la peau rasée du dos de rates Sprague-Dawley gravides (10 pour chaque dose) durant les jours de gestation 0 à 19 (on a administré la dose de 4 mg/kg p.c. par jour en donnant 8 mg/kg p.c. à tous les deux jours). À la dose de 8 mg/kg p.c. par jour, on a observé des anomalies externes chez les fœtus vivants et morts, notamment la fente palatine, la micrognathie</p>

		<p>(développement incomplet de la mâchoire inférieure) et la queue déformée (on précise que ces derniers effets se produisent avec une faible incidence). On a aussi observé une incidence accrue des cas de résorption, une diminution du nombre de fœtus viables, une diminution de la taille des fœtus, des anomalies viscérales et des variations squelettiques à une dose de 30 mg/kg p.c. par jour. Aucun fœtus n'était viable à une dose de 250 mg/kg p.c. par jour (Mobil, 1987c; Feuston <i>et al.</i>, 1989).</p> <p>Autre étude par voie cutanée : On a appliqué des doses de 4, 8, 30, 125 ou 500 mg/kg p.c. par jour sur la peau rasée du dos de rates Sprague-Dawley gravides (15 pour chaque dose) durant les jours de gestation 0 à 19 (on a administré la dose de 4 mg/kg p.c. par jour en donnant 8 mg/kg p.c. tous les 2 jours). À une dose de 8 mg/kg p.c. par jour, on a observé une incidence accrue de cas de résorption et une diminution du nombre de fœtus viables (importante sur le plan biologique). À une dose de 30 mg/kg p.c. par jour, on a observé une incidence accrue des cas de résorption (importante sur le plan statistique) et une diminution du poids des fœtus. On a observé une incidence accrue des anomalies externes, squelettiques et viscérales des fœtus (principalement des malformations des côtes et des fentes palatines) à une dose de 500 mg/kg p.c. par jour (Mobil, 1990; Feuston <i>et al.</i>, 1997).</p> <p>Autre étude par voie cutanée : On a appliqué des doses de 8, 30, 125 ou 500 mg/kg p.c. par jour sur le dos rasé de rats Sprague-Dawley mâles (10 rats pour chaque dose), 5 fois par semaine pendant 13 semaines. On a observé une diminution du nombre de spermatozoïdes après 9 semaines d'exposition à une dose de 500 mg/kg p.c. par jour (Mobil, 1988; Feuston <i>et al.</i>, 1997).</p> <p>Étude par voie orale sur la reproduction et le développement : des rates Sprague-Dawley gravides se sont vu administrer une dose de 2 000 mg/kg p.c. durant une journée de leur gestation, soit des jours 11 à 15 (profil des effets tératogènes en fonction du jour de gestation). De plus, des rates Sprague-Dawley gravides se sont vu administrer des doses de 125, 500 ou 2 000 mg/kg p.c. au jour de gestation 12 (profil des effets tératogènes en fonction de la dose). Deux études distinctes on utilisé deux échantillons différents (boues d'huile clarifiées et résidus de tours à bruts synthétiques).</p> <p>(1) Effets tératogènes par rapport au jour de gestation (2 000 mg/kg) : la plus forte incidence des cas de résorption/de diminution de la taille des portées est survenue durant les jours de gestation 11 et 12. Le poids des fœtus a baissé pendant tous les jours de gestation. La plus forte incidence d'anomalies externes et des malformations viscérales des fœtus ont été observées durant les jours de gestation 12 à 14, et 12 à 13, respectivement. Diverses malformations squelettiques des fœtus ont aussi été observées durant tous les jours de gestation.</p> <p>(2) Effets tératogènes par rapport à la dose (125, 500, 2 000 mg/kg) : réaction liée à la dose d'après l'augmentation des cas de résorption, la diminution de la taille des portées, la diminution du poids des fœtus et l'augmentation de l'incidence des malformations squelettiques des fœtus. Une variété d'anomalies externes des fœtus a aussi été observée à la dose de 2 000 mg/kg (Feuston et Mackerer, 1996).</p>
	68783-08-4	Autre étude par voie cutanée : On a appliqué des doses de 8, 30,

		<p>125 ou 500 mg/kg p.c. par jour sur le dos rasé de rates Sprague-Dawley gravides durant les jours de gestation 0 à 19. On a observé des pertes préimplantation (sans importance sur le plan statistique), ainsi qu'une baisse du poids corporel fœtal moyen (rats mâles) et une augmentation de l'incidence d'ossification incomplète du squelette (rats mâles et femelles) à une dose de 125 mg/kg p.c. par jour. À 500 mg/kg p.c., on a observé une augmentation du nombre moyen et du pourcentage de résorptions, et une baisse du poids corporel fœtal moyen pour tous les fœtus viables (Mobil, 1991).</p> <p>On a appliqué une dose de 500 mg/kg p.c. par jour sur la peau de rats Sprague-Dawley mâles (10 rats), 5 fois par semaine pendant 13 semaines. Aucun effet sur les paramètres du sperme épydidymal ou des spermatozoïdes n'a été observé (Mobil, 1992).</p>
Génotoxicité <i>in vivo</i>	64741-90-1	<p>Résultats positifs pour l'induction de micronoyaux : Des groupes de souris CD Swiss mâles et femelles (10 souris de chaque sexe pour chaque dose) se sont vu administrer des doses de 1 250, 2 500 ou 5 000 mg/kg p.c. d'huile pyrolytique aromatique par gavage, pendant 2 jours. Un groupe de souris (15 souris de chaque sexe par dose) s'est vu administrer une dose unique de 5 000 mg/kg p.c., par gavage. On a observé une augmentation importante des érythrocytes polychromatiques micronucléés à 1 250 mg/kg p.c. chez les mâles et à 5 000 mg/kg p.c. chez les femelles (Khan et Goode, 1984).</p>
	64741-57-7	<p>Résultats négatifs pour l'induction de micronoyaux : Des groupes de rats mâles et femelles (10 rats de chaque sexe pour chaque dose) ont été exposés par voie cutanée à des doses de 30, 125, 500 ou 2 000 mg/kg p.c. par jour, 5 jours par semaine pendant 13 semaines. Aucune augmentation de la fréquence de l'induction des micronoyaux dans les cellules de moelle osseuse n'a été observée (Mobil, 1987a).</p>
	64741-62-4	<p>Résultats positifs pour l'échange de chromatides sœurs : Des groupes de souris B6C3F1 mâles et femelles (5 souris de chaque sexe pour chaque dose) se sont vu administrer une dose unique de 400, 2 000 ou 4 000 mg/kg p.c. de API 81-15, par injection intrapéritonéale. On a observé une augmentation légère, mais importante, de l'échange de chromatides sœurs et des métaphases dans les cellules de moelle osseuse à 2 000 mg/kg p.c. chez les mâles et à 4 000 mg/kg p.c. chez les femelles. La réponse était également liée à la dose administrée (API, 1985a).</p> <p>Résultats positifs pour la synthèse de l'ADN non programmée : Des groupes de rats Fischer 344 mâles (3 rats pour chaque dose) se sont vu administrer des doses de 50, 200 ou 1 000 mg/kg p.c. de API 81-15 par gavage, après 2 et 12 heures. On a observé une augmentation importante de la synthèse non programmée de l'ADN dans les cultures d'hépatocytes primaires à une dose de 200 mg/kg p.c. après 12 heures d'exposition et à une dose de 1 000 mg/kg p.c. après 2 heures (API, 1985a).</p> <p>Résultats négatifs pour les aberrations chromosomiques : Des groupes de rats Sprague-Dawley mâles et femelles (11 rats de chaque sexe pour chaque dose) se sont vu administrer des doses de 100, 300 ou 1 000 mg/kg p.c. par jour de la substance API 81-15, par injection intrapéritonéale, pendant 5 jours. Aucune augmentation de la fréquence des aberrations dans les cellules de la moelle osseuse ni</p>

		aucune augmentation de l'indice mitotique n'ont été observées (API, 1985c).
Génotoxicité <i>in vitro</i>	64741-90-1	<p>Résultats positifs pour la synthèse de l'ADN non programmée : Des cultures d'hépatocytes primaires de rats obtenues à partir de foies de rats F-344 mâles ont été exposés à des solutions d'huile pyrolytique aromatique dans l'éthanol à des concentrations de 0,5, 2, 10 ou 60 µg/mL pendant 18 à 20 heures (en l'absence d'activation métabolique par un activateur S9). On a observé une réponse liée à la concentration pour la synthèse d'ADN non programmée à une concentration supérieure ou égale à 2 µg/mL (Brecher et Goode, 1984).</p> <p>Résultats ambigus pour la mutagénicité (mutations directes) : Des cellules d'ovaire de hamster chinois ont été exposées à des solutions d'huile pyrolytique aromatique dans l'éthanol à des concentrations de 32, 64, 96, 128, 175 ou 256 µg/mL, en l'absence d'un activateur métabolique S9, et de 128, 175, 256, 375, 512 ou 750 µg/mL, en présence d'un activateur S9. L'essai a été répété à des concentrations de 500, 600 ou 750 µg/mL, en présence d'un activateur métabolique S9. L'activateur S9 a été préparé à partir de foie de rat traité à l'Aroclor-1254. On a observé une réduction du nombre de cellules à toutes les concentrations (en présence et en absence d'un activateur S9) et une toxicité importante à toutes les concentrations (en présence d'un activateur S9). On a observé une augmentation de la fréquence de mutation à une concentration de 750 µg/mL, en présence d'un activateur métabolique S9, augmentation accompagnée par une réponse liée à la concentration relativement linéaire pour les concentrations les plus faibles. Aucun effet mutagène n'a été observé sans activation métabolique par un activateur S9. Lorsque l'essai a été répété, on a observé une augmentation de la fréquence de mutation à une concentration de 500 µg/mL (des concentrations plus élevées étaient toxiques) (Papciak et Goode, 1984).</p>
	64741-62-4 64741-61-3	<p>Résultats positifs pour la mutagénicité (mutations inverses) : On a exposé la souche TA98 de <i>Salmonella typhimurium</i> à des extraits de diméthylsulfoxyde à des concentrations de 0,5, 1, 2,5, 5 ou 10 µL/plaque, en présence d'activation métabolique par un activateur S9 (foie de rat traité à l'Aroclor-1254). Une augmentation liée à la concentration du pouvoir mutagène a été observée et on a calculé un index de mutagénicité de 130 (Blackburn <i>et al.</i>, 1984). De plus, on a exposé <i>S. typhimurium</i> à des extraits de diméthylsulfoxyde (dissous dans le cyclohexane) à des concentrations de 0,5, 1, 1,5, 2 ou 5 µL/plaque, en présence d'activation métabolique par un activateur S9 (foie de hamster doré de Syrie traité à l'Aroclor-1254). Une augmentation liée à la concentration du pouvoir mutagène a été observée et on a calculé un index de mutagénicité d'environ 58 (Blackburn <i>et al.</i>, 1986).</p>
	64741-62-4	<p>Résultats positifs pour la mutagénicité (essai sur des lymphomes de souris) : On a exposé des cellules L5178Y à des concentrations allant de 1,95 à 31,3 nL/mL d'API 81-15 pendant 4 heures, en présence ou en l'absence d'activation métabolique par un activateur S9 (foie de rat). On a observé de la toxicité à toutes les concentrations et un taux de survie inférieur à 10 % à des concentrations supérieures à 3,9 nL/mL. Sans activation, la substance d'essai était faiblement positive seulement à la concentration la plus élevée. En présence d'activation, la substance d'essai a induit une</p>

		<p>augmentation de la fréquence des mutations liée à la concentration à des concentrations supérieures à 0,977 nL/mL (API, 1985c).</p> <p>Résultats ambigus pour l'échange de chromatides sœurs : Des cellules d'ovaire de hamster chinois ont été exposées à la substance d'essai à des concentrations de 5 à 100 µg/mL sans activation métabolique par la fraction S9 et de 100 à 5 000 µg/mL avec activation métabolique par l'activateur S9. On a observé une augmentation de l'échange de chromatides sœurs en présence d'activation métabolique. On n'a observé aucune augmentation de l'échange de chromatides sœurs sans activation (API, 1985f).</p> <p>Résultats ambigus pour la transformation cellulaire : Dans les cellules embryonnaires de souris BALB/3T3 exposées à la substance d'essai à des concentrations de 1, 3, 6 et 9 µg/mL, en l'absence d'activateur S9 (pendant 3 jours) et de 10, 30, 100 et 300 µg/mL, en présence d'activateur S9 (pendant 4 jours). On a préparé l'activateur S9 à partir de foie de rat mâle traité avec de l'Aroclor-1254. On a observé une augmentation de la fréquence de transformation cellulaire à une concentration de 100 µg/mL après 4 heures, en présence d'activation S9. On a observé des taux de survie faibles à des concentrations inférieures à 100 µg/mL, en présence d'activation. Toutefois, on n'a observé aucune augmentation de la transformation morphologique sans activation (API, 1986b).</p>
	64741-57-7	<p>Résultats négatifs pour l'aberration cellulaire (essai cytogénétique) : Dans les cellules d'ovaire de hamster chinois exposées à la substance d'essai à des concentrations de 5, 8, 10, 12 ou 15 µL/mL, en présence ou en l'absence d'activation métabolique par un activateur S9 (Mobil, 1987b).</p>
Études sur les humains		Aucune étude n'a été recensée.

^a Les mazouts lourds restreints aux industries sont indiqués en gras.

^b CL₅₀ = concentration létale médiane; DL₅₀ = dose létale médiane; CMENO = concentration minimale avec effet nocif observé; DMENO = dose minimale avec effet nocif observé

^c Comme le poids corporel (p.c.) n'était pas indiqué, les normes de laboratoire de Salem et Katz (2006) ont été utilisées.

^d La formule suivante a été utilisée pour la conversion des valeurs fournies en mg/kg p.c. : (% de dilution × x mL × ρ)/p.c.

^e Comme la densité n'était pas indiquée, la densité de CONCAWE (1998) a été utilisée.

^f Dilution volume/volume présumée.