

Évaluation préalable Approche pour le secteur pétrolier

**Mazouts lourds
[restreints aux installations]**

Numéros de registre du Chemical Abstracts Service

64741-45-3

64741-61-3

64741-80-6

68333-22-2

68333-27-7

68476-32-4

68478-17-1

**Environnement Canada
Santé Canada**

Septembre 2011

Sommaire

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

<u>N° CAS^a</u>	<u>Nom dans la LI^b</u>
64741-45-3	Résidus (pétrole), tour atmosphérique
64741-61-3	Distillats lourds (pétrole), craquage catalytique
64741-80-6	Résidus (pétrole), craquage thermique
68333-22-2	Résidus de distillation atmosphérique (pétrole)
68333-27-7	Distillats intermédiaires (pétrole), craquage catalytique, hydrodésulfuration
68476-32-4	Fuel-oil, résidus-gazoles de distillation directe, à haute teneur en soufre
68478-17-1	Résidus (pétrole), gazole lourd de cokéfaction et gazole sous vide

^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 destinés au gouvernement lorsque des renseignements ou des rapports sont exigés par la loi ou une politique administrative, est interdite sans l'autorisation écrite préalable de l'American Chemical Society.

^b LIS = Liste intérieure des substances

Une priorité élevée a été accordée à la prise de mesures à l'égard de ces substances durant la catégorisation visant la Liste intérieure (LIS), car on estimait qu'elles présentaient le plus fort risque d'exposition ou un risque d'exposition intermédiaire pour les particuliers au Canada et que leur risque pour la santé humaine était élevé. La plupart de ces substances ont été désignées par le truchement de la catégorisation comme étant une priorité sur le plan environnemental étant donné que certains de leurs composants répondaient aux critères relatifs à la persistance ou à la bioaccumulation et à la toxicité intrinsèque pour les organismes non humains, mais aucun composant ne répondait aux trois critères. Ces substances ont toutes été incluses dans l'Approche pour le secteur pétrolier (ASP) parce qu'elles sont liées à ce secteur et qu'il s'agit de mélanges complexes.

Les mazouts lourds sont un groupe de mélanges pétroliers complexes 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 un mélange de mazouts lourds et d'hydrocarbures de meilleure qualité employés comme diluants. Les mazouts lourds sont composés d'hydrocarbures aromatiques et aliphatiques ainsi que de cycloalcanes dont la chaîne carbonée comporte principalement de 20 à 50 atomes de carbone (le plus petit hydrocarbure de ce mélange comportant 11 atomes de carbone) et dont la plage d'ébullition typique s'étend de 160 à 650 °C. En tant que tels, les mazouts lourds sont considérés comme des substances de composition inconnue ou variable, des produits de

réaction complexes ou des matières biologiques (UVCB). Des structures représentatives de chaque classe chimique du mélange ont été choisies pour prévoir le comportement général de ces substances complexes dans le but d'évaluer le potentiel d'effets sur l'environnement.

Compte tenu de l'ensemble des données empiriques et modélisées rassemblées sur le potentiel de bioconcentration ou de bioaccumulation, les mazouts lourds évalués dans le présent rapport sont susceptibles de contenir une proportion importante de composants comportant de 15 à 20 atomes de carbone qui sont hautement bioaccumulables selon les critères énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE (1999). Tous les mazouts lourds considérés dans le présent rapport pourraient comprendre une grande proportion de composants (comportant en général au moins 30 atomes de carbone) qui persistent dans le sol, l'eau et les sédiments selon les critères indiqués dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*. Aucun composant de ces mazouts lourds n'a été jugé persistant et bioaccumulable en fonction des critères de ce règlement.

Les données écotoxicologiques modélisées laissent croire que ces mazouts lourds, en tant que mélanges complexes, peuvent être dangereux pour les organismes aquatiques. Toutefois, comme les mazouts lourds étudiés dans le présent rapport ont été reconnus comme étant restreints aux installations (c.-à-d. qu'ils ne sont pas censés être transportés à l'extérieur des raffineries ou des usines de valorisation), l'exposition à ces substances devrait être négligeable. Par conséquent, le potentiel d'effets nocifs pour l'environnement liés aux mazouts lourds est considéré comme faible.

Une priorité élevée a été donnée à la prise de mesures à l'égard de ces mazouts lourds restreints aux installations, car le risque qu'ils présentent pour la santé humaine a été considéré comme élevé. La cancérogénicité constitue un effet critique pris en considération lors de la caractérisation initiale de ces mazouts lourds en se fondant principalement sur les classifications établies par des organismes internationaux. Plusieurs études ont révélé la formation de tumeurs cutanées chez la souris, le lapin et le singe 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*. Toutefois, les résultats différaient entre ceux portant des n^{os} CAS différents. Des études effectuées sur des animaux de laboratoire indiquent que les mazouts lourds peuvent aussi nuire au développement et à la reproduction. Par ailleurs, des données portant sur d'autres mazouts lourds de l'ASP qui présentent des similarités ayant trait aux procédés ainsi qu'aux propriétés physiques et chimiques ont également été prises en compte afin de caractériser les effets sur la santé humaine.

Les mazouts lourds faisant l'objet de la présente évaluation préalable sont restreints aux installations. Selon les renseignements fournis en application de l'article 71 de la LCPE (1999) et d'autres sources de renseignements, ces mazouts lourds sont utilisés sur place ou sont incorporés dans des substances portant un n^o CAS différent lorsqu'elles sont expédiées à l'extérieur. De plus, il existe déjà au Canada un certain nombre de mesures réglementaires et non réglementaires pour réduire au minimum les rejets de substances

pétrolières restreintes aux installations. Ces mesures comprennent notamment les exigences des permis d'exploitation émis par les provinces et territoires ainsi que les pratiques exemplaires et lignes directrices mises en place par l'industrie pétrolière dans les raffineries et les usines de valorisation. Par conséquent, on ne s'attend pas à ce que l'environnement et l'ensemble de la population y soient exposés. Les mazouts lourds ne devraient donc pas nuire à l'environnement ou à la santé humaine.

On conclut donc que ces mazouts lourds restreints aux installations ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité, à une 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, ou encore à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Les renseignements disponibles permettent de conclure que les sept mazouts lourds restreints aux installations et portant les n^{os} CAS 64741-45-3, 64741-61-3, 64741-80-6, 68333-22-2, 68333-27-7, 68476-32-4 et 68478-17-1 ne répondent à aucun des critères de l'article 64 de la LCPE (1999).

Puisque ces substances sont inscrites sur la LI leur importation et leur fabrication au Canada ne requièrent pas de déclaration aux termes du paragraphe 81(1) de la LCPE (1999). Étant donné les propriétés dangereuses potentielles de ces substances, on craint que des utilisations nouvelles non relevées ni évaluées fassent en sorte qu'elles répondent aux critères de l'article 64 de la *Loi*. L'application des dispositions de la *Loi* relatives à une nouvelle activité à ces substances est donc à l'étude; ainsi toute proposition de nouvelle fabrication, importation ou utilisation de ces substances à l'extérieur d'une raffinerie ou d'une usine de valorisation sera soumise à une évaluation plus approfondie dans le but de déterminer si cette nouvelle activité nécessite d'autres mesures de gestion des risques.

Introduction

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999* [LCPE(1999)] exige que les ministres de l'Environnement et de la Santé procèdent à une évaluation préalable des substances qui répondent aux critères de 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 identifié un certain nombre de substances hautement prioritaires pour lesquelles prendre des mesures. Figurent parmi ces substances :

- celles qui répondent à tous les critères environnementaux de 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 répondent aux critères de 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 (PGPC) du gouvernement du Canada est l'Approche pour le secteur pétrolier (ASP), qui prévoit l'évaluation d'environ 160 substances pétrolières jugées hautement prioritaires pour la prise de mesures. 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 répond aux critères de l'article 64 de la *Loi*. Elles visent à examiner des renseignements scientifiques et à tirer des conclusions fondées sur la méthode du poids de la preuve et le principe de prudence.¹

¹ La détermination de la conformité à l'un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 repose sur une évaluation des risques pour l'environnement ou la santé humaine liés aux expositions dans l'environnement en général. Pour les humains, ceci comprend, sans toutefois s'y limiter, les expositions à l'air ambiant et intérieur, à l'eau potable, aux produits alimentaires et aux produits de consommation. Une conclusion établie en vertu de la LCPE (1999) relativement aux substances pétrolières énumérées dans le PGPC n'est pas pertinente, ni n'empêche une évaluation en fonction des critères de danger définis dans le *Règlement sur les produits contrôlés*. Ce dernier fait partie du cadre réglementaire applicable au Système d'information sur les matières dangereuses au travail pour les produits destinés à être utilisés au travail. De manière similaire, une conclusion fondée sur les critères définis à l'article 64 de la LCPE (1999) n'empêche pas la prise de mesures en vertu d'autres articles de cette loi ou d'autres lois.

Groupes de substances pétrolières

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

0. les substances déterminées comme n'étant pas pertinentes pour le secteur pétrolier ou n'étant pas commercialisées;
1. les substances restreintes aux installations, soit les substances qui ne sont pas censées pas être transportées à l'extérieur des raffineries, des usines de valorisation ou des usines de traitement du gaz naturel²;
2. les substances restreintes aux industries, soit les substances qui peuvent quitter une installation du secteur pétrolier et être transportées dans d'autres installations industrielles (par exemple, pour être utilisées comme matières premières, carburant ou substances de base), mais qui ne se retrouvent pas sur le marché public dans leur forme originale;
3. les substances qui sont principalement utilisées comme carburants par les industries et par les consommateurs;
4. les substances susceptibles d'être présentes dans les produits mis à la disposition des consommateurs.

Une analyse des données disponibles a permis de déterminer qu'environ 70 substances pétrolières hautement prioritaires font partie du groupe 1 décrit ci-dessus, soit les substances restreintes aux installations. Ces substances font partie des quatre groupes suivants : mazouts lourds, gasoils, gaz de pétrole et de raffinerie et naphtes à faible point d'ébullition.

Ces substances restreintes aux installations répondent aux critères de catégorisation pour le PFRE ou le REI selon les volumes de production indiqués dans la Liste intérieure des substances (LIS). Toutefois, selon les renseignements transmis en application de l'article 71 de la LCPE (1999), les déclarations volontaires de l'industrie ainsi que les résultats d'une analyse documentaire approfondie et d'une recherche de fiches signalétiques, ces substances sont utilisées sur place ou sont incorporées dans des substances portant un différent numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS) lorsqu'elles sont expédiées à l'extérieur (ces dernières seront également examinées dans le cadre du PGPC).

La présente évaluation préalable concerne sept mazouts lourds restreints aux installations et portant les n^{os} CAS 64741-45-3, 64741-61-3, 64741-80-6, 68333-22-2, 68333-27-7, 68476-32-4 et 68478-17-1. Les autres mazouts lourds hautement prioritaires (portant

² Aux fins de l'évaluation préalable des substances inscrites dans l'ASP, un site est défini comme le périmètre de la propriété où une installation est située. Dans ces cas, les installations sont des raffineries ou des usines de valorisation du pétrole.

14 n^{os} CAS différents) seront évalués séparément puisqu'ils appartiennent aux groupes 2, 3 ou 4 décrits ci-dessus. Les effets sur la santé ont été évalués à partir de données toxicologiques recueillies pour les mazouts lourds correspondant en tout à 21 n^{os} CAS.

La présente évaluation préalable prend en considération l'information sur les propriétés chimiques, les dangers et risques et les utilisations des substances à l'étude ainsi que de l'exposition à celles-ci, 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 juillet 2010 (sections traitant de l'environnement) et jusqu'en octobre 2009 (sections traitant des effets sur la santé). Les études les plus importantes ont fait l'objet d'une évaluation critique. Les résultats de modélisation ont servi à formuler des conclusions.

La caractérisation des risques pour l'environnement tient compte des données en rapport avec le comportement environnemental, la persistance, la bioaccumulation et la toxicité, lesquelles sont combinées à une estimation de l'exposition des organismes non humains pouvant être touchés à partir d'importantes sources de rejets dans l'environnement. Les conclusions concernant les risques pour l'environnement sont fondées en partie sur une estimation des concentrations dans l'environnement provenant des rejets et sur les effets néfastes probables que ces concentrations causeraient aux organismes non humains. De plus, d'autres sources de données sur les dangers environnementaux sont prises en compte. Les sections écologiques de l'évaluation préalable résument les données les plus pertinentes sur le comportement dans l'environnement et les effets environnementaux, et ne constituent pas un examen exhaustif ou critique de toutes les données disponibles. Afin de favoriser l'évaluation, il est possible de recourir à des modèles environnementaux et à des comparaisons avec des mélanges pétroliers semblables.

L'évaluation des risques pour la santé humaine suppose la prise en compte des données utiles à l'évaluation de l'exposition (non professionnelle) de la population dans son ensemble et de l'information sur les dangers et les risques pour la santé (principalement d'après les évaluations s'appuyant sur la méthode du poids de la preuve effectuées par d'autres organismes, qui ont servi à déterminer le caractère prioritaire de la substance). Les décisions concernant la santé humaine reposent sur la nature de l'effet critique retenu ou 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 ne constitue pas un examen exhaustif ou critique de toutes les données disponibles. Il s'agit plutôt d'un sommaire de l'information la plus importante afin d'appuyer la conclusion.

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 société Equilibrium Environmental Inc., notamment Anthony Knafla (Equilibrium Environmental Inc.) et Ross Wilson (Wilson Scientific Consulting Inc.).

Par ailleurs, une ébauche de cette évaluation préalable a fait l'objet d'une période de commentaires du public de 60 jours. Bien que les commentaires venus de l'extérieur aient été pris en considération, Santé Canada et Environnement Canada sont seuls responsables du contenu final et des résultats de l'évaluation préalable.

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

Identité de la substance

Les mazouts lourds sont un groupe de mélanges pétroliers complexes utilisés comme bases pour les produits finals de mazouts lourds ou comme produits intermédiaires de distillats ou de résidus provenant de la distillation en raffinerie ou d'une unité de craquage (tableau A3.1 à l'annexe 3) [CONCAWE, 1998]. Le carburant final consiste normalement en un mélange de mazouts lourds et d'hydrocarbures de grande qualité produits dans une raffinerie ou une usine de valorisation.

Propriétés physiques et chimiques

La composition ainsi que les propriétés physiques et chimiques des gasoils diffèrent selon les sources de pétrole brut et les étapes de traitement. Le tableau 1 présente un résumé des données sur les propriétés physiques et chimiques des mazouts lourds dont l'utilisation est réservée à des sites.

Les mazouts lourds se composent d'hydrocarbures aromatiques, aliphatiques et cycloalcanes, principalement ceux dont la chaîne carbonée comporte de 11 à 50 atomes de carbone (tableau A3.1 à l'annexe 3; CONCAWE, 1998), et leurs plages d'ébullition se situent généralement entre 160 et 650 °C (API, 2004).

Tableau 1. Propriétés physiques et chimiques générales des mazouts lourds restreints aux installations

Propriété	Type	Valeur	Température (°C)	Références
Point d'écoulement (°C)	Expérimental	< 30	-	BESC, 2000a; API, 2004
Point d'ébullition	Expérimental	160 à 650*	-	API, 2004

(°C)				
Masse volumique (kg/m³)	Expérimental	900 à 1 100	20	BESC, 2000a; API, 2004; NOVA Chemicals, 2007a, b
Pression de vapeur (Pa)	Expérimental	282,6 à 3 519,6	21	ATSDR, 1995
Constante de la loi de Henry (Pa·m³/mol)	Expérimental	33 à 4 900 (aliphatique)	20	Gustafson <i>et al.</i> , 1997
	Expérimental	0,0067 à 0,23 (aromatique)		
Log K_{co} (sans dimension)	Expérimental	3,0 à 6,7	-	ATSDR, 1995
Log K_{oe} (sans dimension)	Expérimental	2,7 à 6,0	20	BESC, 2000a
Solubilité dans l'eau (mg/L)	Expérimental	< 100	20	BESC, 2000a
		0,4 à 6,3	-	Anderson <i>et al.</i> , 1974; Suntio <i>et al.</i> , 1986; MacLean et Doe, 1989

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

* Les plages d'ébullition ne sont pas connues pour tous les n^{os} CAS dans le présent rapport; il s'agit d'une plage générale pour les mazouts lourds.

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 mélanges de 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, ce qui est probablement dû à la nature complexe de ces mélanges.

Des structures représentatives de chaque classe chimique du mélange ont été choisies pour prévoir les propriétés et le comportement général de ces substances pétrolières complexes. Trente structures ont donc été choisies d'après les plages d'ébullition de chaque mazout lourd (tableau A3.2 à l'annexe 3), la quantité de données disponibles sur

chaque structure et le point d'ébullition moyen des structures semblables. La base de données de PetroTox (2009) a servi au choix des structures représentatives. Étant donné que la composition des mazouts lourds n'est pas bien définie et variable, les structures représentatives ne sont pas considérées comme étant proportionnellement représentatives. La solution a donc été de choisir des structures représentatives pour les alcanes, les isoalcanes, les cycloalcanes à un et deux cycles, ainsi que pour les substances aromatiques à un, deux, trois et cinq cycles aromatiques comportant de 15 à 50 atomes de carbone (tableau A3.3 à l'annexe 3). Les données physico-chimiques de chaque structure représentative ont été rassemblées à partir d'ouvrages scientifiques ou du groupe de modèles environnementaux d'EPI Suite (2008). N'a trouvé aucun renseignement sur le point d'ébullition et le nombre d'atomes de carbone de la substance portant le n° CAS 68476-32-4, il est donc difficile de déterminer quelles structures sont représentatives. Toutefois, ses propriétés reflètent probablement celles des autres mazouts lourds restreints aux installations, et c'est ce qui est présumé tout au long de la présente évaluation.

Sources

Les mazouts lourds restreints aux installations sont produits dans les raffineries et les usines de valorisation au Canada. Les descriptions des n°s CAS (NCI, 2006), les diagrammes types des procédés de traitement (tableaux A2.1 à A2.7b à l'annexe 2) [Hopkinson et Shutte, 2008] et les renseignements recueillis en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999) [Environnement Canada 2008, 2009], indiquent qu'il s'agit de produits intermédiaires qui restent dans les raffineries et les usines de valorisation ou qui sont mélangés pour fabriquer d'autres produits portant de nouveaux n°s CAS. À ce titre, ces mazouts lourds ne devraient pas être transportés à l'extérieur des installations. Par conséquent, les quantités produites ne sont pas pertinentes dans le cadre de la présente évaluation préalable, car le potentiel de rejets dans l'environnement est négligeable.

La substance portant le n° CAS 64741-45-3 désigne une fraction résiduelle de la distillation atmosphérique de pétrole brut (figure A2.1 à l'annexe 2).

La substance portant le n° CAS 64741-61-3 désigne un distillat obtenu d'une colonne de fractionnement traitée avec l'effluent d'un procédé de craquage catalytique (figure A2.2 à l'annexe 2).

La substance portant le n° CAS 64741-80-6 désigne une fraction résiduelle obtenue par fractionnement d'un mélange produit par craquage thermique comme la cokéfaction ou la viscoréduction (figure A2.3 à l'annexe 2).

La substance portant le n° CAS 68333-22-2 désigne une fraction résiduelle de la distillation atmosphérique de pétrole brut (figure A2.4 à l'annexe 2).

La substance portant le n° CAS 68333-27-7 désigne une fraction résiduelle du bas d'une colonne de distillation alimentée avec le distillat intermédiaire hydrotraité d'une unité de craquage catalytique (figure A2.5 à l'annexe 2).

La substance portant le n° CAS 68476-32-4 désigne plusieurs effluents passant directement de la tour de distillation atmosphérique aux mélanges de kérosène et de diesel (figure A2.6 à l'annexe 2).

La substance portant le n° CAS 68478-17-1 désigne une fraction résiduelle d'une colonne de distillation traitée avec du gazole de cokéfaction lourd et/ou du gazole sous vide obtenu d'une unité de cokéfaction et/ou d'une unité de distillation sous vide dans une raffinerie ou une usine de valorisation (figure A2.7 à l'annexe 2).

Utilisations

Selon les renseignements recueillis au moyen de l'*Avis concernant certaines substances pétrolières de priorité élevée* (Environnement Canada, 2008) et de l'*Avis concernant certaines substances pétrolières de priorité élevée pouvant être limitées à l'industrie* (Environnement Canada, 2009), publiés en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999), les substances faisant l'objet de la présente évaluation préalable sont utilisées sur place ou mélangées à d'autres substances qui quittent le site avec des n°s CAS différents. Même si de nombreux codes d'utilisation créés durant l'élaboration de la LIS ont été relevés pour ces substances, il a été établi, à partir des renseignements fournis en application de l'article 71 de la *Loi* (Environnement Canada, 2008, 2009), des déclarations volontaires de l'industrie ainsi que des résultats d'une analyse documentaire approfondie et de la recherche de fiches signalétiques, que ces mazouts lourds restreints aux installations ne sont pas censés être transportés à l'extérieur des raffineries ou des usines de valorisation.

Rejets dans l'environnement

Les rejets possibles de mazouts lourds à partir de raffineries et d'usines de valorisation peuvent être définis comme étant des rejets contrôlés ou involontaires. 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, sont considérés comme des opérations courantes et se déroulent dans des conditions contrôlées. Les rejets involontaires prennent habituellement la forme de déversements ou de fuites liés à divers équipements, soupapes, vannes, canalisations, brides, etc., et peuvent être le résultat d'une défaillance de l'équipement, d'un mauvais entretien, du manque de pratiques opérationnelles adéquates, des conditions météorologiques défavorables ou d'autres facteurs imprévus. Les nombreuses exigences réglementaires mises en place par diverses autorités pour les opérations de raffinage et de valorisation ainsi que les mesures volontaires (et donc non réglementaires) adoptées par l'industrie pétrolière visent à prendre en charge ces rejets (SENES, 2009).

Rejets contrôlés

Les mazouts lourds restreints aux installations et portant les n^{os} CAS mentionnés dans la présente évaluation préalable proviennent de colonnes de distillation de raffineries ou d'usines de valorisation, 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 robinets de vidange des canalisations ou de l'équipement (p. ex., les appareils à pressions) situés à proximité de ces colonnes.

Dans des conditions habituelles d'exploitation, les rejets contrôlés de mazouts lourds restreints aux installations sont récupérés dans un circuit fermé³ conformément aux procédures établies, puis retournés à l'installation de traitement ou envoyés à l'usine de traitement des eaux usées de l'installation. Dans les deux cas, on ne s'attend pas à une exposition de la population générale ou de l'environnement aux mazouts lourds restreints aux installations, lesquels font l'objet de la présente évaluation, car ils ne devraient pas être transportés à l'extérieur des raffineries et des usines de valorisation.

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 soupapes, aux vannes, aux canalisations et aux brides, etc., pendant le traitement et la manutention des substances 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 au minimum ces événements dans les raffineries et les usines de valorisation des produits pétroliers (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.

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

À l'échelon fédéral, on traite des rejets involontaires de certaines substances pétrolières en vertu de la *Loi sur les pêches*. En effet, le *Règlement sur les effluents des raffineries de pétrole* (pris en application de la *Loi*) et les lignes directrices connexes 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.

³ Aux fins de l'évaluation préalable des substances inscrites dans l'ASP, un circuit fermé 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 soit redistribuées, soit détruites.

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

En outre, des mesures non réglementaires, telles des lignes directrices et des pratiques exemplaires, permettent de réduire les rejets involontaires provenant d'installations du secteur pétrolier. 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 régulier 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 non détectées (SENEC, 2009).

Devenir dans l'environnement

Étant donné que tous les renseignements disponibles indiquent que ces mazouts lourds restreints aux installations ne sont pas transportés à l'extérieur des raffineries ou des usines de valorisation ou rejetés dans l'environnement, seules des données générales sur le comportement de ces substances dans l'environnement sont présentées dans l'évaluation préalable.

Persistance et bioaccumulation

Persistance dans l'environnement

Faute de données empiriques sur la dégradation de ces mazouts lourds restreints aux installations en tant que mélanges complexes, on a utilisé une méthode du poids de la preuve reposant sur des relations quantitatives structure-activité (RQSA) [Environnement Canada, 2007] conjointement avec les modèles de dégradation BioHCwin (2008), BIOWIN (2008) et AOPWIN (2008). La modélisation était fondée sur les diverses structures représentatives des mazouts lourds.

AOPWIN (2008) est un modèle qui calcule les demi-vies prévues par oxydation atmosphérique des composés qui entrent en contact avec des hydroxyles dans la troposphère sous l'influence de la lumière du soleil. Les taux d'oxydation atmosphérique ont été calculés pour toutes les structures représentatives. Bien que les pressions de vapeur peu élevées de ces structures représentatives indiquent que la volatilisation n'est peut-être pas un processus de devenir très important, les demi-vies d'oxydation inférieures à un jour (tableau A3.11 à l'annexe 3) révèlent qu'elle serait un processus d'élimination relativement rapide si ces substances étaient introduites dans l'atmosphère (Atkinson, 1990; API, 2004).

Selon l'analyse de la biodégradation ultime dans l'eau du modèle BIOWIN (2008) et de la biodégradation primaire dans l'eau du modèle BioHCwin (2008), les alcanes comportant de 31 à 50 atomes de carbone, les isoalcanes comportant de 30 à 50 atomes de carbone, les cycloalcanes monocycliques comportant de 35 à 50 atomes de carbone, les cycloalcanes bicycliques comportant de 20 à 50 atomes de carbone, les substances aromatiques monocycliques comportant de 30 à 50 atomes de carbone, les substances aromatiques bicycliques comportant de 42 à 50 atomes de carbone, les substances aromatiques tricycliques comportant de 30 à 50 atomes de carbone, et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) à 5 cycles comportant de 20 à 50 atomes de carbone de ces mazouts lourds ont tous des demi-vies dans l'eau supérieures ou égales à 182 jours (tableau A3.4 à l'annexe 3). Au moyen d'un ratio d'extrapolation de 1:1:4 correspondant à la demi-vie de biodégradation dans l'eau, le sol et les sédiments (Boethling *et al.*, 1995), les valeurs de demi-vie dans le sol et dans les sédiments peuvent être extrapolées à partir des estimations de la demi-vie dans l'eau. Comme l'indique cette extrapolation, un grand nombre de composants à masse moléculaire moyenne et tous les composants à masse moléculaire élevée auraient des demi-vies supérieures ou égales 182 jours dans le sol et supérieures ou égales 365 jours dans les sédiments.

Tous les mazouts lourds considérés dans le présent rapport contiennent des proportions importantes de composants (en général $\geq C_{30}$; voir le tableau A3.5 à l'annexe 3) qui sont persistants d'après les critères énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Potentiel de bioaccumulation

Faute de donnée expérimentale sur la bioaccumulation ou la bioconcentration des mazouts lourds en tant que mélanges, on a eu recours à des données empiriques sur les structures représentatives pouvant être associées aux mazouts lourds et autres mélanges d'hydrocarbures dans une méthode par analogie et à une méthode de prévision faisant appel à un modèle du facteur de bioconcentration (FBC) [BCFBAF, 2008]. Le modèle BCFBAF intègre le modèle RQSA générique d'Arnot et Gobas (2003).

L'absorption et la dépuration de divers hydrocarbures pétroliers (HCP) par les mollusques et les poissons a été démontré dans de nombreuses études (Stegeman et Teal, 1973; Hardy *et al.*, 1974; Fong, 1976; Roubal *et al.*, 1978; McCain *et al.*, 1978; Nunes et Benville, 1978; Cravedi et Tulliez, 1983; Niimi et Palazzo, 1986; Niimi et Dookhran, 1989; Hellou *et al.*, 1994; Burkhard et Lukasewycz, 2000; Wetzel et Van Vleet, 2004; Colombo *et al.*, 2007; Zhou *et al.*, 1997). Les composants aromatiques et aliphatiques sont facilement absorbés, surtout dans les tissus adipeux. Des concentrations modérées ont été observées dans les tissus musculaires, la vésicule biliaire, les branchies et la cervelle chez les poissons exposés, mais une dépuration a été constatée une fois que ces poissons ont été placés dans un environnement propre. Cependant, les taux tissulaires peuvent rester relativement constants pendant un certain temps. Des semaines, voire des mois, peuvent être nécessaires pour atteindre des niveaux indétectables. Après un déversement, la charge polluante peut demeurer pendant un certain temps dans le milieu

naturel; la période de dépuración des poissons sera ainsi plus longue que celle indiquée dans le cadre d'études contrôlées en laboratoire.

En raison de l'absence d'un système de détoxification rapide, les mollusques sont incapables de métaboliser facilement les hydrocarbures aromatiques. Les HCP peuvent s'accumuler dans des tissus stables où les hydrocarbures sont peu échangeables et où leur taux de remplacement est donc faible (Stegeman et Teal, 1973; Neff *et al.* 1976).

On a déclaré que la bioaccumulation des HCP dans les organismes occupant une place plus élevée dans la chaîne alimentaire, comme les poissons, est jugée faible en raison de leur élimination métabolique et des mécanismes de détoxification (Southworth *et al.*, 1978; Jonsson *et al.*, 2004). Rien ne prouve que les HCP se bioamplifient le long de la chaîne alimentaire (Broman *et al.*, 1990; Wan *et al.*, 2007; Takeuchi *et al.*, 2009).

Seules trois études sur les facteurs de bioaccumulation (FBA) des HAP dans les organismes aquatiques (poissons et myes) ont été recensées (Neff *et al.*, 1976; Zhou *et al.*, 1997; Burkhard et Lukasewycz, 2000). Les HAP étudiés étaient des substances monocycliques comportant de 6 à 9 atomes de carbone, des substances bicycliques comportant de 10 à 13 atomes de carbone et des substances tricycliques comportant de 14 à 18 atomes de carbone. Comme l'indiquent les résultats de Niimi et Dookhran (1989), et de Niimi et Palazzo (1986), les HAP n'ont pas été accumulés par les poissons à la suite d'une exposition alimentaire en raison des effets combinés d'une faible efficacité d'absorption et des taux d'élimination rapide. Par conséquent, aucun des FBA mesurés pour les substances aromatiques monocycliques et les HAP dont la chaîne carbonée comporte de 6 à 18 atomes de carbone n'a été considéré comme élevé.

Pour la bioaccumulation, le calcul d'un FBA est préférable à celui d'un FBC, puisque ce dernier ne comprend pas l'exposition aux produits chimiques dans l'alimentation (Barron, 1990). Toutefois, les FBA mesurés étant rares, les FBC provenant de divers ouvrages publiés ont été compilés pour fournir d'autres preuves de bioaccumulation et des FBA ont été estimés à l'aide de la modélisation cinétique du bilan massique (Arnot et Gobas, 2003).

Une série de FBC pour les composants des mazouts lourds (comportant de 6 à 18 atomes de carbone a été relevée (tableau A3.7 à l'annexe 3), à savoir : les alcanes, les isoalcanes, les cycloalcanes monocycliques, les cycloalcanes bicycliques, les substances aromatiques monocycliques, les cycloalcanes monoaromatiques, les cycloalcanes diaromatiques, et les substances polyaromatiques (Carlson *et al.*, 1979; CITI, 1992; Tolls et van Dijk, 2002; Jonsson *et al.*, 2004; Yakata *et al.*, 2006; EMBSI, 2004, 2005a, b, 2006, 2007, 2008f, 2009; JNITE, 2010). Sur les 31 composants étudiés, seulement une substance aromatique bicyclique comportant 13 atomes de carbone, soit le 2-isopropylnaphthalène, avait un FBC supérieur à 5 000. Toutefois, ce groupe fonctionnel d'isopropyles a été jugé atypique par rapport aux hydrocarbures pétroliers (Lampi *et al.*, 2010). Le reste des FBC mesurés indiquent que cette fraction ne devrait pas être fortement bioconcentrée dans les tissus des poissons par l'exposition hydrique (tableau A3.7 à l'annexe 3).

Les estimations modélisées des FBA et des FBC pour 11 structures représentatives linéaires et cycliques comportant de 15 à 20 atomes de carbone se situent entre 219 et 470 000 (tableau A3.6 à l'annexe 3). Il n'existe aucune donnée sur les FBC et les FBA évalués pour cette fraction de carbone en particulier. Seuls les cycloalcanes bicycliques comportant 15 atomes de carbone devraient avoir une valeur de FBC supérieure à 5 000, ce qui laisse supposer un potentiel inférieur pour l'absorption à partir de l'eau pour cette chaîne carbonée en général. Toutefois, la chaîne carbonée comportant près de 15 atomes de carbone semble être très bioaccumulable par voie alimentaire puisque la plupart des FBA prévus pour les composants de cycloalcane et de substances aromatiques dans la fraction de carbone excèdent 5 000 (tableau A3.6 à l'annexe 3). Les prévisions des FBC et des FBA pour la fraction de 15 atomes de carbone correspondent aux domaines paramétrique, mécaniste et métabolique du modèle et sont donc jugées fiables.

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). Selon Arnot et Gobas (2006a), à un $\log K_{oe}$ de 8,0, la répartition empirique de données « acceptables » sur le FBC chez les poissons indique qu'il existe très peu de produits chimiques dont le FBC dépassent 5 000. Un examen de la base de données empiriques d'Environnement Canada mené par Arnot et Gobas (2003b) puis par Arnot (2005, 2006b) et portant sur le FBA et le FBC des substances chimiques figurant ou non sur la LIS révèle qu'il s'agit seulement de substances à forte teneur en chlore (c.-à-d. le dècachlorobiphényle, le nonachlorobiphényle et l'heptachlorobiphényle), qui ont des FBC de l'ordre 10^5 , à savoir que l'octachloronaphthalène a un FBC mesuré inférieur à 1000 (Fox *et al.*, 1994, Gobas *et al.*, 1989, Oliver et Niimi, 1988), et que toutes ces substances ont des valeurs de $\log K_{oe}$ inférieures à 9,0. La valeur de $\log K_{oe}$ de la fraction des cycloalcanes comportant 20 atomes de carbone et des fractions de plus de 20 atomes de carbone correspond à peu près à 9,0 ou est supérieure à cette valeur. Avec un tel $\log K_{oe}$, il n'y a pas de valeur empirique de FBC (laboratoire) ou de FBA enregistrée pour des espèces d'invertébrés ou de vertébrés. Ce résultat provient très probablement de la très faible biodisponibilité et, par conséquent, de la faible efficacité de l'assimilation alimentaire. Les valeurs de FBC et de FBA prévues pour la fraction supérieure à 20 atomes de carbone sont donc considérées comme hors du champ d'application paramétrique du modèle d'Arnot-Gobas (2003) et comme des valeurs très incertaines et non fiables. Ainsi, le potentiel de bioaccumulation de la fraction de plus de 20 atomes de carbone devrait donc être très faible, ce qui signifie que les FBC et les FBA pour ces fractions devraient aussi très probablement être inférieurs à 5 000.

D'après les données publiées, les organismes aquatiques absorbent facilement les hydrocarbures pétroliers, principalement dans les lipides. Des concentrations modérées peuvent être mesurées dans certains tissus musculaires et organes internes chez les poissons selon la concentration chronique des hydrocarbures pétroliers et la distribution des tissus adipeux. La dépuración se produit rapidement lorsque les poissons ne sont plus exposés à ces substances. La diminution observée dans le stockage tissulaire des hydrocarbures avec l'augmentation de la durée d'exposition révèle une biotransformation

chez les poissons. La tendance à la bioaccumulation dans les tissus observée pour certains types d'hydrocarbures pétroliers semble indiquer que ces composés d'hydrocarbures pétroliers pourraient être transférés à de faibles concentrations dans la chaîne alimentaire, même s'ils ne sont pas bioaccumulables à des niveaux élevés, ni ne peuvent être bioamplifiés dans les chaînes alimentaires. Cette tendance à l'absorption et à la dépuration indique aussi que l'exposition intermittente n'entraînerait probablement aucune bioaccumulation à long terme.

À la lumière des données empiriques et modélisées rassemblées sur les FBC et les FBA, les mazouts lourds évalués dans le présent rapport contiennent des proportions importantes de composants qui sont hautement bioaccumulables selon les critères du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Aucun composant de ces mazouts lourds n'a été jugé persistant et bioaccumulable selon les critères du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*.

Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

Évaluation des effets sur l'environnement

On a obtenu une quantité limitée de données expérimentales sur la toxicité pour les organismes aquatiques des mazouts lourds portant les n^{os} CAS considérés dans cette évaluation préalable (EMBSI, 2008a, b, c).

Les données expérimentales sur la toxicité pour le n^o CAS 64741-80-6 (tableau A3.8 à l'annexe 3) indiquent qu'à des concentrations modérées, ce mazout lourd n'a pas d'effet nocif sur la truite arc-en-ciel, les algues vertes ou le cladocère. Toutefois, le mazout lourd testé était un mélange de composés relativement lourds et ne contenait donc pas beaucoup d'hydrocarbures comportant de 15 à 20 atomes de carbone, composés qui contribueraient probablement à la toxicité pour les organismes aquatiques.

L'Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité (CONCAWE) a développé un modèle de toxicité en milieu aquatique qui est particulier aux mélanges d'hydrocarbures pétroliers. Le modèle, appelé PetroTox, suppose un mode d'action toxicologique par narcose; il tient donc compte des effets additifs selon l'approche utilisant le concept d'unité toxique (PetroTox, 2009). Ce modèle permet de modéliser la toxicité des hydrocarbures pétroliers comportant de 5 à 41 atomes de carbone dissous dans une fraction aqueuse. Il considère que la toxicité des composés comportant moins de 5 atomes de carbone ou plus de 41 atomes de carbone est négligeable. En effet, les premiers sont très volatils et ne demeurent pas suffisamment longtemps dans l'eau, alors que les seconds sont trop hydrophobes et immobiles. Les estimations de toxicité de PetroTox sont exprimées en charge létale médiane (LL₅₀) plutôt qu'en concentration létale médiane (CL₅₀) en raison de l'insolubilité des substances pétrolières dans l'eau. La valeur de LL₅₀ représente la quantité nécessaire pour produire

une fraction de la substance pétrolière adaptée à l'eau, qui est toxique pour 50 % des organismes d'essai. Il ne s'agit pas d'une mesure de la concentration des composants pétroliers dans la fraction adaptée à l'eau.

Une gamme de prévisions de la toxicité en milieu aquatique a été obtenue à l'aide du modèle PetroTox (2009) [tableau A3.9 à l'annexe 3]. Ces résultats indiquent que tous ces mazouts lourds pourraient être très dangereux pour de nombreux organismes aquatiques (LL_{50} aiguë $\leq 1,0$ mg/L), même si certains d'entre eux, selon leurs n^{os} CAS, ne présentaient pas de dangers pour quelques organismes marins. Les valeurs de toxicité prévues sont beaucoup plus faibles que les valeurs expérimentales de la EMBSI (2008a, b, c). Selon le modèle PetroTox (2009), la toxicité de ces mazouts lourds, selon leurs n^{os} CAS, serait due principalement aux fractions formées par les composés aromatiques à deux ou plusieurs cycles et comportant 15 à 25 atomes de carbone. Les mazouts lourds qui ne représentent pas de dangers pour certains organismes marins tendent à présenter des plages d'ébullition élevées.

Afin de déterminer si les données modélisées du modèle PetroTox sont appropriées, une méthode par analogie (comparaison de produits analogues) a été utilisée pour comparer les données modélisées sur la toxicité des mazouts lourds à la toxicité du mazout n^o 6 (mazout brut). Le mazout n^o 6 est un pétrole dense dont la plage d'ébullition est large et varie entre 160 et 700 °C (Environnement Canada, 2010). Le tableau A3.10 à l'annexe 3 présente les données sur la toxicité aiguë du mazout n^o 6 pour les organismes aquatiques.

Les valeurs de CL_{50} (milieu aquatique) pour le mazout n^o 6 varient de 0,9 à 4,6 mg/L. Ces valeurs correspondent à la plage de 0,1 à 18,6 mg/L obtenue à l'aide du modèle PetroTox pour de nombreuses LL_{50} modélisées pour les mazouts lourds (tableau A3.10 à l'annexe 3). Par conséquent, on considère que les données modélisées reflètent la toxicité d'un mazout lourd similaire, offert sur le marché. Une valeur de toxicité moyenne de 0,1 mg/L chez le *Rhepoxynius abronius* est la plus petite LL_{50} produite par le modèle PetroTox selon une exposition aiguë à un amphipode marin. Cette valeur sera la valeur critique de toxicité (VCT) pour les expositions en milieu marin puisqu'aucune autre donnée sur l'écotoxicité n'a été recensée.

Milieu terrestre

Aucun test de toxicité aiguë n'a été recensé pour les n^{os} CAS évalués dans le présent rapport, mais des essais ont été effectués pour d'autres mazouts lourds de l'ASP. Une étude sur la toxicité aiguë par voie orale effectuée sur des rats a clairement indiqué une intoxication allant jusqu'à 24 heures après le traitement, soit l'absorption d'une dose unique 2 000 milligrammes par kilogramme de poids corporel (mg/kg p.c.) de la substance portant le n^o CAS 64742-90-1 (résidu de vapocraquage) [BESC, 2000b]. Une dose létale médiane (DL_{50}) par voie orale de 5 500 mg/kg p.c. a été établie (après 14 jours d'observation) chez les rats à la suite d'une exposition orale unique au mazout n^o 6 (combustibles de soude C provenant de divers fabricants européens). Une mortalité totale (100 %) a été observée à 10 000 et à 25 000 mg/kg p.c. dans la même étude (BESC, 2000b). L'huile clarifiée de craquage catalytique (n^o CAS 64741-62-4) a révélé une DL_{50}

de 4 320 mg/kg p.c. (après 14 jours d'observation) à la suite d'une exposition unique chez les rats. Une DL_{50} par voie cutanée de plus de 3 160 mg/kg p.c. chez les lapins pour la substance portant le n° CAS 64742-90-1 a été déterminée (BESC, 2000a).

Évaluation de l'exposition de l'environnement

Le sous-ensemble de mazouts lourds faisant l'objet du présent rapport est composé de mazouts lourds restreints aux installations, c'est-à-dire qu'ils ne sont pas censés être transportés ou rejetés à l'extérieur des raffineries ou des usines de valorisation. Les rejets dans l'écosystème devraient donc être négligeables et on ne s'attend pas à ce que l'environnement y soit exposé.

Caractérisation des risques pour l'environnement

Tous les mazouts lourds qui font l'objet de cette évaluation contiennent des proportions élevées de composants (en général $\geq C_{30}$) qui sont persistants d'après les critères de persistance énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Compte tenu de l'ensemble des données empiriques et modélisées rassemblées sur la bioconcentration et/ou la bioaccumulation, les mazouts lourds évalués dans le présent rapport contiennent probablement une proportion importante de composants comportant de 15 à 20 atomes de carbone qui sont hautement bioaccumulables d'après les critères énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Toutefois, aucun composant de ces mazouts lourds n'a été jugé à la fois persistant et bioaccumulable selon les critères du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*.

D'après les renseignements obtenus de diverses sources (les déclarations volontaires de l'industrie ainsi que les résultats d'une analyse documentaire approfondie et d'une recherche de fiches signalétiques), les mazouts lourds faisant l'objet de la présente évaluation préalable ont été reconnus comme restreints aux installations, c'est-à-dire qu'ils ne sont pas censés être transportés à l'extérieur des raffineries ou des usines de valorisation. Ces mazouts lourds sont utilisés sur place ou sont incorporés dans des substances portant un n° CAS différent lorsqu'elles sont expédiées à l'extérieur. Des mesures (notamment les exigences des permis d'exploitation émis par les provinces et les territoires, et les pratiques exemplaires et lignes directrices mises en place par l'industrie pétrolière) sont en place pour réduire au minimum les rejets provenant des raffineries et des usines de valorisation. En raison de ces facteurs, la probabilité d'exposition aux mazouts lourds portant les n°s CAS faisant l'objet de la présente évaluation préalable et le potentiel de risque qu'ils présentent les organismes présents dans l'environnement sont considérés comme faibles.

Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement

Les mazouts lourds utilisés dans les raffineries sont des substances de composition inconnue ou variable, des produits de réaction complexes ou des matières biologiques (UVCB); leur composition chimique n'est donc pas bien définie. Des groupes de mazout lourd portant le même n° CAS peuvent varier de manière significative en ce qui concerne le nombre, l'identité et la proportion de leurs constituants, en fonction des conditions d'exploitation, des charges d'alimentation et des unités de traitement.

Toute modélisation des propriétés physiques et chimiques d'une substance, ainsi que de ses caractéristiques de persistance, de bioaccumulation et de toxicité, est fondée sur les structures représentatives. Étant donné que ces substances sont des UVCB, elles ne peuvent être représentées par une structure chimique distincte unique. Par conséquent, aux fins de la modélisation, des structures représentatives qui fourniraient des estimations prudentes ont été recensées. Étant donné que chaque substance UVCB peut être associée à plusieurs structures représentatives, on reconnaît qu'il existe des incertitudes liées à la structure de ces substances. Les propriétés physiques et chimiques de 30 structures représentatives ont été utilisées pour arriver à une estimation du comportement général des mazouts lourds. Le recours à cette méthode engendre d'autres incertitudes liées aux prévisions de la persistance et de la bioaccumulation. Comme aucune information n'a été relevée sur le point d'ébullition et le nombre d'atomes de carbone de la substance portant le n° CAS 68476-32-4, on présume donc qu'elle agit de façon similaire aux autres mazouts lourds restreints aux installations indiqués dans le présent rapport. Toutefois, un manque de données sur la substance portant ce n° CAS accentue l'incertitude de savoir si ses structures chimiques diffèrent considérablement de celles des autres mazouts lourds faisant l'objet de la présente évaluation.

Étant donné que ces substances sont classées comme étant restreintes aux installations, on ne s'attend donc pas à ce qu'elles présentent des risques de rejets dans l'environnement et les expositions devraient être négligeables. Toutefois, on ne disposait d'aucune donnée de surveillance pour ce n° CAS afin de confirmer cette hypothèse.

Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

Évaluation des effets sur la santé

Il existe seulement un nombre limité d'études évaluant les effets sur la santé des mazouts lourds restreints aux installations. Par conséquent, on a évalué les effets toxiques d'autres mazouts lourds de l'ASP qui présentent des similarités ayant trait aux procédés ainsi qu'aux propriétés physiques et chimiques afin de caractériser la toxicité de ces mazouts lourds. Étant donné que les mazouts lourds restreints aux installations et les autres mazouts lourds hautement prioritaires de l'ASP présentent des propriétés physiques, chimiques et toxicologiques similaires, leurs données toxicologiques ont été rassemblées afin d'établir un profil toxicologique applicable à tous les mazouts lourds. On a adopté cette approche pour représenter globalement la toxicité des mazouts lourds. L'annexe 4

résume les renseignements disponibles sur les mazouts lourds restreints aux installations en ce qui a trait aux effets sur la santé et présente les doses et concentrations minimales avec effet nocif observé (DMENO/CMENO) tirées des données toxicologiques regroupées.

La catégorie « mazouts lourds » des mélanges pétroliers dont il est question à l'annexe 4 comprend les combustibles résiduels provenant d'unités de distillation et de craquage ainsi que les mélanges. Ils sont constitués d'hydrocarbures aromatiques et aliphatiques et de cycloalcanes. Les mazouts lourds peuvent aussi contenir du sulfure d'hydrogène.

Dans l'ensemble, la toxicité aiguë des mazouts lourds semble être faible. Les doses létales médianes (DL_{50}) sont toutes à peu près supérieures aux valeurs suivantes : soit 2 000 à 25 000 mg/kg p.c. pour la toxicité par voie orale chez le rat, 2 000 à 5 350 mg/kg p.c. pour la toxicité par voie cutanée chez le lapin et 2 000 mg/kg p.c. pour la toxicité par voie cutanée chez le rat. Au cours d'une étude par inhalation, on a déterminé une valeur de concentration létale médiane (CL_{50}) de plus de 3 700 mg/m³ chez le rat (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 d'essais dont on dispose indiquent que les mazouts lourds et leurs composants irritent en général très peu les yeux (CONCAWE, 1998).

En ce qui concerne les mazouts lourds, il existe des études de toxicité à court terme et de toxicité subchronique par voie cutanée sur des périodes allant de 3 jours à 13 semaines. Une irritation cutanée de légère à grave a été observée dans toutes les études sur des rats; la dose la plus faible examinée pour l'irritation cutanée a été de 8 mg/kg p.c. par jour (Mobil, 1994a, b). Parmi les effets systémiques observés dans ces études, notons la mortalité, la réduction du poids corporel et du gain de poids corporel, des changements dans le poids de certains organes (le foie et le thymus), la réduction des paramètres hématologiques (p. ex., l'hémoglobine, les érythrocytes et les plaquettes) et une aberration de la composition chimique du sérum (UBTL, 1990, 1994; API, 1983; Mobil, 1988, 1990, 1992, 1994a, b; Feuston *et al.*, 1994, 1997). Au sujet de l'exposition à court terme, une DMENO de 1 mg/kg p.c. par jour a été déterminée pour la toxicité maternelle à la suite de l'exposition cutanée de rates CD gravides à de l'huile clarifiée de craquage catalytique (n° CAS 64741-62-4), et ce, à des doses de 0,05, 1,0, 10, 50 ou 250 mg/kg p.c. par jour entre les jours de gestation 0 à 19. Les effets observés à la DMENO ont été une réduction significative du poids corporel de la mère, une réduction de l'augmentation du poids corporel, un indice de consommation réduit, une diminution du poids utérin grévide et la présence d'exsudats vaginaux rouges (Hoberman *et al.*, 1995). Quant à l'exposition subchronique, une DMENO de 8 mg/kg p. c. par jour a été déterminée à la suite de l'exposition cutanée de rats mâles et femelles au n° CAS 64741-62-4 ou 64741-81-7 à des doses de 8, 30, 125, 500 ou 2000 mg/kg p. c. par jour pendant 13 semaines. Les effets observés à la DMENO ont été une diminution du nombre de plaquettes et une augmentation du poids du foie ainsi qu'une irritation cutanée liée à la dose (Feuston *et al.*, Mobil, 1988, 1992, 1994b).

Au cours d'une étude de toxicité par inhalation à court terme sur la substance portant le n° CAS 64742-90-1, on a déterminé une CMENO de 540 mg/m³ pour la réduction du poids corporel et l'augmentation du poids du foie chez des rats Fisher 344 qui avaient reçu 540 ou 2 000 mg/m³ de la substance à raison de 6 heures par jour durant 9 jours (Gordon, 1983).

Dans une étude effectuée sur la substance portant le n° CAS 64741-62-4, une dose unique de 2 000 mg/kg ou des doses uniques de 125, 500 ou 2 000 mg/kg ont été administrées à des rates Sprague-Dawley gravides durant un des jours de gestation 11 à 15 ou durant le jour de gestation 12, respectivement. On a observé une diminution du poids corporel des mères et du poids du thymus, sans tenir compte du jour de traitement, pour le segment sur les jours de gestation de l'étude. On constaté une diminution du poids corporel des rates liée à la dose administrée et du poids du thymus pour le segment sur la réaction à la dose de l'étude (Feuston et Mackerer, 1996). Aucune étude de toxicité subchronique ou chronique par voie orale n'a été trouvée dans la documentation sur les mazouts lourds.

On a évalué la génotoxicité des mazouts lourds à l'aide d'essais *in vivo* et *in vitro*. Les résultats des essais *in vivo* sont mitigés; trois mazouts lourds ont fait l'objet des essais. Un résultat positif a été observé pour l'induction de micronoyaux, la synthèse d'acide désoxyribonucléique (ADN) non programmée et des tests d'échange de chromatides sœurs chez des rats et des souris (Khan et Goode, 1984; API, 1985a, b). En revanche, on a constaté des résultats négatifs chez les rats pour l'induction de micronoyaux et les aberrations chromosomiques dans la moelle osseuse dans le cadre de deux études portant respectivement sur un gazole lourd de distillation sous vide et sur une huile clarifiée de craquage catalytique (API, 1985c; *id*, 1995; Mobil, 1987a).

Les résultats des essais de génotoxicité *in vitro* concernant les mazouts lourds sont également mitigés. Les tests d'Ames, les tests modifiés d'Ames et les essais sur lymphome de souris, ainsi que les essais de synthèse non programmée de l'ADN et de transformation cellulaire, ont révélé des résultats positifs (API, 1985c, d, 1986a; Blackburn *et al.*, 1984, 1986; Butala *et al.*, 1994, Brecher et Goode 1983, 1984). En ce qui concerne le mazout n°6, des résultats négatifs ont été obtenus pour les tests d'Ames et les essais sur les lymphomes de souris (pour la mutation directe et inverse), ainsi que pour l'échange de chromatides sœurs. Les résultats négatifs pour les autres mazouts lourds sont limités et on ne les observe que pour un essai de mutation directe et un essai d'aberration cellulaire (Farrow *et al.*, 1983; API, 1985e; Vandermeulen *et al.*, 1985; Vandermeulen et Lee, 1986; Mobil, 1987b). On obtient des résultats équivoques dans un essai de transformation d'embryon de souris, un essai de mutation directe et un essai d'échange de chromatides sœurs (Papciak et Goode, 1984; API, 1985f, 1986c). La base de données de génotoxicité dans son ensemble indique que les mazouts lourds ont un potentiel génotoxique, même si les résultats varient en fonction de la substance et de l'essai utilisé.

Les mazouts lourds ont été classés par la Commission européenne comme étant des cancérigènes de catégorie 2 (*pouvant causer le cancer*) (Commission européenne, 1994; ESIS, 2008) et par le Centre International de recherche sur le Cancer (CIRC) comme

étant des cancérogènes du groupe 2B (*probablement cancérogènes pour l'homme*) pour les mazouts lourds résiduels (CIRC, 1989a).

Plusieurs études de badigeonnage de la peau ont été menées chez les souris, les lapins et les singes pour évaluer le potentiel de cancérogénicité cutanée des mazouts lourds. Dans toutes ces études axées à la fois sur l'exposition chronique et sur l'initiation ou la promotion), on a pu observer des tumeurs cutanées, dont des carcinomes malins et des papillomes bénins (Smith *et al.*, 1951; Shapiro et Getmanets, 1962; Getmanets, 1967; Shubik et Saffiotti, 1955; Saffiotti et Shubik, 1963; API, 1989a, b; McKee *et al.*, 1990; Blackburn *et al.*, 1984, 1986; Bingham et Barkley, 1979; Bingham *et al.*, 1980; Lewis, 1983; Weil et Condra, 1977; Sun Petroleum Products Co., 1979). Les durées d'exposition dans les études chroniques variaient de 25 semaines à la vie entière des animaux, les périodes de latence des tumeurs allant de 8 à 113 semaines. Dans plusieurs études, toutefois, les durées d'exposition et les périodes de latence n'ont pas été précisées (CIRC, 1984, 1989a, b; CONCAWE, 1998). Dans une étude chronique, les souris mâles ont été traitées par voie cutanée avec la substance portant le n° CAS 64741-62-4 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 en fonction d'une relation dose-réponse (McKee *et al.*, 1990). Dans l'étude d'initiation indiquée, les souris mâles ont reçu par voie cutanée une dose de 16,8 mg/kg p. c. de la substance portant le n° CAS 64741-62-4 pendant cinq jours consécutifs. Une formation importante de tumeurs de la peau a été observée à cette dose. Dans l'étude de promotion correspondante, aucune augmentation de l'incidence des tumeurs confirmées par examen histologique n'a été observée. Toutefois, on a constaté une augmentation statistiquement significative 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).

En ce qui concerne le pouvoir tumorigène des mazouts lourds, il est reconnu qu'ils peuvent présenter une concentration importante de constituants mineurs, comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques (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 constituant 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 effectués sur des modèles animaux, on a qualifié ces HAP de substances « probablement cancérogènes pour l'homme », c'est-à-dire des substances qu'on croit présenter un risque d'effet nocif quel que soit le niveau d'exposition (Environnement Canada, 1994). Une évaluation plus poussée des constituants mineurs dépasse la portée de la présente évaluation préalable.

On a également évalué les mazouts lourds du point de vue de leurs effets sur la reproduction et le développement. Une DMENO de 1,0 mg/kg p.c. par jour a été relevée sur le plan de la toxicité pour le développement et la reproduction; cette dose a été déterminée après une exposition cutanée de rates gravides à de l'huile clarifiée de

craquage catalytique (n° 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). Au nombre des effets toxiques observés sur la reproduction, mentionnons une diminution du nombre de fœtus vivants, une incidence accrue des cas de résorption, des résorptions précoces et un pourcentage de résorption ou de mort des conceptus par portée. Des variations relatives au développement fœtal ont également été observées dans cette étude, mais on a déterminé qu'elles n'étaient pas reliées au traitement (Hoberman *et al.*, 1995). Dans une autre étude par voie cutanée à court terme, une DMENO de 8 mg/kg p. c. par jour pour la toxicité sur le développement lié au traitement a été établie après l'exposition de rates Sprague-Dawley gravides à la substance portant le n° CAS 64741-62-4 durant la gestation (Feuston *et al.*, 1989; Mobil, 1987c). Au nombre des effets sur le développement figurait une faible incidence des anomalies fœtales externes, dont la fente palatine, la micrognathie (développement incomplet de la mâchoire inférieure) et la queue déformée.

Une seule étude par voie orale sur la reproduction et le développement a été relevée pour les mazouts lourds. Une DMENO inférieure ou égale à 125 mg/kg a été déterminée d'après une augmentation liée à la dose dans les cas de résorption (diminution concomitante de la taille des portées), une diminution du poids corporel du fœtus et une incidence accrue des malformations squelettiques dans cette étude aiguë au cours de laquelle des rates Sprague-Dawley gravides ont été exposées à la substance portant le n° CAS 64741-62-4 (Feuston et Mackerer, 1996). Aucune étude de toxicité sur le plan du développement ou de la reproduction comportant une exposition aux mazouts lourds par inhalation n'a été repérée.

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.

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 donnée à la prise de mesures à l'égard des mazouts lourds restreints aux installations, car le risque qu'ils présentent pour la santé humaine a été considéré comme élevé. La cancérogénicité constitue un effet critique pris en considération lors de la catégorisation initiale de ces mazouts lourds en se fondant principalement sur les classifications établies par des organismes internationaux. En effet, la Commission européenne classe les mazouts lourds dans la catégorie 2 des substances cancérogènes (Commission européenne, 1994; ESIS, 2008) et le Centre International de Recherche sur le Cancer les classe dans le groupe 2B des substances cancérogènes (CIRC, 1989a). Toutefois, les mazouts lourds étudiés dans le présent rapport ont été reconnus comme étant restreints aux installations (c.-à-d. qu'ils ne sont pas censés être transportés à l'extérieur des raffineries ou des usines de valorisation); par conséquent, on s'attend à ce que l'exposition de l'ensemble de la population soit négligeable. De la même façon, la

probabilité d'exposition des Canadiens est considérée comme faible. Le risque pour la santé humaine est donc également considéré comme faible.

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

Comme les mazouts lourds restreints aux installations font partie de la catégorie des UVCB, leur composition chimique n'est pas bien établie. Des groupes de mazout lourd portant le même n^o CAS peuvent varier de manière significative en ce qui concerne le nombre, l'identité et la proportion de leurs constituants, en fonction des conditions d'exploitation, des charges d'alimentation et des unités de traitement. Par conséquent, il est difficile d'obtenir un ensemble de données toxicologiques vraiment représentatif pour chaque n^o CAS. Pour cette raison, toutes les données toxicologiques disponibles pour les substances dont le traitement et les propriétés physiques et chimiques sont similaires ont été regroupées sous plusieurs n^{os} CAS pour établir un profil de toxicité exhaustif portant sur l'ensemble des mazouts lourds. Comme il n'existe pas de donnée sur les propriétés physiques et chimiques particulières à certains mazouts lourds, les propriétés représentatives de ces derniers ont été utilisées au besoin.

La portée de la présente évaluation préalable ne donne pas lieu à une enquête complète du mode d'induction des effets.

Les évaluations préalables de l'ASP étudient des substances qui constituent des mélanges complexes (UVCB) composés d'un certain nombre de substances dans diverses proportions en raison de la source de pétrole brut et son traitement ultérieur. Des renseignements obtenus lors d'activités de surveillance ou des limites provinciales de rejet provenant d'installations pétrolières ciblent les rejets généraux (tels que les huiles et les 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 des rejets généraux ne fournit pas suffisamment de données pour associer un rejet détecté à une substance désignée par un n^o CAS, ni de définir la proportion des rejets attribués à des n^{os} CAS particuliers.

Conclusion

Tous les mazouts lourds considérés dans la présente évaluation peuvent comprendre des proportions importantes de composants (en général $\geq C_{30}$) qui persistent dans le sol, l'eau et les sédiments selon les critères du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Compte tenu de l'ensemble des données empiriques et modélisées rassemblées sur le potentiel de bioconcentration ou de bioaccumulation, les mazouts lourds évalués dans le présent rapport contiennent probablement une proportion importante de composants comportant de 15 à 20 atomes de carbone qui sont fortement bioaccumulables selon les critères énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*.

Aucun composant de ces mazouts lourds n'a été jugé persistant et bioaccumulable selon les critères du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*.

D'après les renseignements contenus dans la présente évaluation préalable, la cancérogénicité constituait le fondement de la catégorisation initiale des dangers (ou risques) que présentent les mazouts lourds pour la santé humaine. En outre, ces substances présentent des propriétés génotoxiques et semblent nuire à la reproduction et au développement.

Les mazouts lourds sur lesquels porte la présente évaluation préalable (n^{os} CAS 64741-45-3, 64741-61-3, 64741-80-6, 68333-22-2, 68333-27-7, 68476-32-4 et 68478-17-1) sont restreints aux raffineries de pétrole et aux usines de valorisation; on ne s'attend donc pas à ce que l'ensemble de la population et l'environnement y soient exposés. Il est conclu que ces mazouts lourds restreints aux installations ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité, à une 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, ou encore à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Ces métaux lourds restreints aux installations ne satisfont donc à aucun des critères de l'article 64 de la LCPE (1999).

Puisque ces substances sont inscrites sur la LIS, leur importation et leur fabrication au Canada ne requièrent pas de déclaration aux termes du paragraphe 81(1) de la LCPE (1999). Étant donné les propriétés dangereuses potentielles de ces substances, on craint que des utilisations nouvelles non relevées ni évaluées fassent en sorte qu'elles répondent aux critères de l'article 64 de la *Loi*. L'application des dispositions de la *Loi* relatives à une nouvelle activité à ces substances est à donc l'étude; ainsi, toute proposition de nouvelle fabrication, importation ou utilisation de ces substances à l'extérieur d'une raffinerie de pétrole ou d'une usine de valorisation sera soumise à une évaluation plus approfondie dans le but de déterminer si cette nouvelle activité nécessite d'autres mesures de gestion des risques.

Références

- [AOPWIN] Atmospheric Oxidation Program for Windows [modèle d'estimation]. 2008. Version 1.92a. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : <http://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. 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 32-32406. [citée dans CONCAWE, 1998; BESC, 2000a; API, 2004].
- [API] American Petroleum Institute. 1985b. *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 32-32254. [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 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 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 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 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 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 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 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 Environmental Sciences Department Report 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. Sommaire rédigé par le American Petroleum Institute. Accès : <http://www.epa.gov/hpv/pubs/summaries/heavyfos/c15368rs.pdf>.

[ARCO] Atlantic Richfield Company. 1981. The carcinogenicity of crude oil and refined oils and their toxicity to estuarine crustaceans and fish. *Mar. Biol.* 27:75-88.

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

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

Arnot, J.A. 2006b. 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. Mars.

[ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 1995. Toxicological profile for fuel oils. Atlanta (GA) : U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Accès : <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp75.pdf> [consulté le 1 août 2009].

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 Program for Windows [modèle d'estimation]. 2008a. Version 3.00. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>.
- [BCFBAF] BioConcentration Factor Program for Windows [modèle d'estimation]. 2008b. Version 3.00. User Guidance Manual. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : <http://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://ecb.jrc.ec.europa.eu/iuclid-datasheet/64741624.pdf>.
- [BESC] Bureau Européen des Substances Chimiques. 2000b. IUCLID dataset for fuel oil, No. 6. (CAS No. 68553-00-4). Accès : <http://ecb.jrc.ec.europa.eu/iuclid-datasheet/68553004.pdf>.
- [BESC] Bureau Européen des Substances Chimiques. 2000c. IUCLID dataset for distillates (petroleum), hydrodesulfurized intermediate catalytic cracked (CAS No. 68333-27-7). Accès : <http://ecb.jrc.ec.europa.eu/iuclid-datasheet/68333277.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 Program for Windows [modèle d'estimation]. 2008. Version 1.01a. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>
- [BIOWIN] Biodegradation Probability Program for Windows [modèle d'estimation]. 2008. Version 4.10. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : <http://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. [cité en tant qu'article original et dans CIRC, 1989b].
- 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. [cité en tant qu'article original et dans CIRC, 1989b].
- 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. Document préparé par le Gulf Life Sciences Center, Pittsburgh (PA) pour le compte de Gulf Oil Chemicals Co., Houston (TX). [cité dans USEPA, 2005].

Brecher, S., Goode, J.W. 1984. Hepatocyte primary culture/DNA repair test of aromatic pyrolysis oil. Project No. 2083. Document préparé par le Gulf Life Sciences Center, Pittsburgh (PA) pour le compte de Gulf Oil Chemicals Co., Houston (TX). [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.

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.

Canada. 1999. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*. L.C., 1999, ch. 33. Accès : <http://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. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/archives/p2/2000/2000-03-29/pdf/g2-13407.pdf>.

[CanLII] Institut canadien d'information juridique [bases de données sur Internet]. 2001-. Ottawa (Ont.) : Institut canadien d'information juridique. [consultées 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. US EPA Environmental Research Laboratory (EPA 600/3-79-093).

[CIRC] IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks in Humans. 1984. Mineral oils. *In* : Polynuclear aromatic compounds. Part 2. Carbon blacks, mineral oils and some nitroarenes. *IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risks Hum.* 33:87-168.

[CIRC] IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks in Humans. 1989a. Fuel oils. *In* : Occupational exposures in petroleum refining; crude oil and major petroleum fuels. *IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risks Hum.* 45:239-270.

[CIRC] IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks in Humans. 1989b. Occupational exposures in petroleum refining. *In* : Occupational exposures in petroleum refining; crude oil and major petroleum fuels. *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. p. 460-471. Accès : <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31994L0069:FR:HTML> [consultée le 31 octobre 2009].

[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.

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.

[DTIU] Division des techniques d'intervention d'urgence. 1989. Données expérimentales. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada. [cité dans Environnement Canada, 2010].

[EMBSI] ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. 2004. Fish, aqueous bioaccumulation study. (document inédit). Étude n° 0409544. Annandale (NJ) : EMSBI.

[EMBSI] ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. 2005a. Fish, dietary bioaccumulation study (document inédit). Étude n° 0409547. Annandale (NJ) : EMSBI.

[EMBSI] ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. 2005b. Fish, aqueous bioaccumulation test (document inédit). Étude n° 052364. Annandale (NJ) : EMSBI.

[EMBSI] ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. 2006. Fish, dietary bioaccumulation test (document inédit). Étude n° 0681647. Annandale (NJ) : EMSBI.

[EMBSI] ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. 2007. Fish, dietary bioaccumulation study (document inédit). Étude n° 0796347T. Annandale (NJ) : EMSBI.

[EMBSI] ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. 2008a. Alga, growth inhibition test, final report (document inédit). Étude n° 0791367. Test substance: Heavy Fuel Oil #9 (MRD-07-915). Annandale (NJ) : EMSBI.

[EMBSI] ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. 2008b. *Daphnia* sp., acute immobilization test, final report (document inédit). Étude n° 0791342. Test substance: Heavy Fuel Oil #9 (MRD-07-915). Annandale (NJ) : EMSBI.

[EMBSI] ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. 2008c. Fish, acute toxicity test, final report (document inédit). Étude n° 0791358. Test substance: Heavy Fuel Oil #7 (MRD-07-913), Heavy Fuel Oil #9 (MRD-07-915). Annandale (NJ) : EMSBI.

[EMBSI] ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. 2008d. Alga, growth inhibition test, final report (document inédit). Étude n° 0790967. Test substance: Heavy Fuel Oil #3 (MRD-07-909). Annandale (NJ) : EMSBI.

[EMBSI] ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. 2008e. *Daphnia* sp., acute immobilization test, final report (document inédit). Étude n° 0790942. Test substance: Heavy Fuel Oil #3 (MRD-07-909). Annandale (NJ) : EMSBI.

[EMBSI] ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. 2008f. Fish, dietary bioaccumulation study (document inédit). Étude n° 0818447. Annandale (NJ) : EMSBI.

[EMBSI] ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. 2009. Fish, dietary bioaccumulation study (document inédit). Étude n° 0818447. Annandale (NJ) : EMSBI.

Environnement Canada. 1994. Hydrocarbures aromatiques polycycliques. ISBN 0-662-22209-1, 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 inédit. Environnement Canada, Division des substances existantes.

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.

Environnement 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 : Environnement Canada, Division du pétrole, du gaz et de l'énergie de remplacement.

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

[EPI Suite] Estimation Programs Interface Suite for Microsoft Windows [suite de modèles d'estimation]. 2008. Version 3.4. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>

[ESIS] European Chemical Substances Information System [base de données sur Internet]. 2008. Base de données élaborée par le Bureau Européen des Substances Chimiques (BESC). Accès : <http://ecb.jrc.it/esis> [consultée le 27 nov. 2008].

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 [Abstract No. 144]. *Toxicologist* 3:36. [cité dans CIRC, 1989a].

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

Fong, W.C. 1976. Uptake and retention of Kuwait crude oil and its effects on oxygen uptake by the soft-shell clam *Mya arenaria*. *J. Fish. Res. Board Can.* 33(12):2774-2780.

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.

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].

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.

Gordon, T. 1983. Nine-day repeated dose inhalation toxicity study in rats. Aromatic pyrolysis oil. Project No. 2035. Document préparé par le Gulf Life Sciences Center, Pittsburgh (PA) pour le compte de Gulf Oil Chemicals Co., Houston (TX). [cité dans USEPA, 2005].

Gustafson, J.B., Griffith Tell, J., Orem, D. 1997. Selection of representative TPH fractions based on fate and transport considerations. Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series, Vol. 3. Amherst (MA) : Amherst Scientific Publishers. 109 p.

Hardy, R., Mackie, P., Whittle, K., McIntyre, A. 1974. Discrimination in the assimilation of *n*-alkanes in fish. *Nature* 252:577-578.

Hellou, J., Payne, J., Upshall, C., Fancey, L., Hamilton, C. 1994. Bioaccumulation of aromatic hydrocarbons from sediments: a dose-response study with flounder (*Pseudopleuronectes americanus*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 27:477-485.

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.

Hopkinson, R. 2008. Priority substances under Environment Canada's Chemical Management Plan for the petroleum sector. Richmond (BC) : Levelton Consultants Ltd.

[JNITE] Japanese National Institute of Technology and Evaluation. 2010. Official Bulletin of Economy, Trade and Industry. Accès : http://www.safe.nite.go.jp/data/hazkizon/pk_e_kizon_data_input.home_list [base de données consultée en septembre 2010].

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 le rapport 2006 de Golder Associates Ltd. : Lakewater and aquatic long-term monitoring 2005-2006 interpretive report, Wabamum Lake derailment site].

Khan, S.H., Goode, J.W. 1984. Micronucleus test: aromatic pyrolysis oil orally for 2 days. Project No. 2082. Document préparé par le Gulf Life Sciences Center, Pittsburgh (PA) pour le compte de Gulf Oil Chemicals Co., Houston (TX). [cité dans USEPA, 2005].

Lampi, M., Paumen, M., Parkerton, T. 2010. An evaluation of the persistence, bioaccumulation and toxicity of petroleum hydrocarbons. ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. pour la CONCAWE, Bruxelles (Belgique).

Lewis, S.C. 1983. Crude petroleum and selected fractions. Skin cancer bioassays. *Prog. Exp. Tumor Res.* 26:68-84. [cité dans CIRC, 1989b].

MacLean, M.M., Doe, K.G. 1989. The comparative toxicity of crude and refined oils to *Daphnia magna* and *Artemia*. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada. 72 p. Rapport manuscrit EE-111.

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. Fish Res. Board Can.* 35(5):657-664.

McKee, R.H., Nicolich, M.J., Scala, R.A., Lewis, S.C. 1990. Estimation of epidermal carcinogenic potency. *Fundam. Appl. Toxicol.* 15:320-328.

[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 Sciences 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 Sciences 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 Sciences Laboratory. [cité dans API, 2004].

[Mobil] Mobil Oil Corporation. 1987c. Clarified slurry oil: developmental toxicity study in rats. Study No. 50541. Princeton (NJ) : Mobil Environmental and Health Science Laboratory. [cité dans BESC, 2000b].

[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 Sciences 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 Sciences Laboratory. [cité dans BESC, 2000b].
- [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 Sciences 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 Sciences 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 Sciences Laboratory. [cité dans BESC, 2000b].
- [NCI] National Chemical Inventories [base de données sur cédérom]. 2006. Columbus (OH) : American Chemical Society, Chemical Abstracts Service. Accès : <http://www.cas.org/products/cd/nci/require.html>.
- Neff, J.M., Cox, B.A., Anderson, J.W. 1976. Accumulation and release of petroleum derived aromatic hydrocarbons by four species of marine animals. *Mar. Biol.* 38(3):279-289.
- Niimi, A., Dookhran, G. 1989. Dietary absorption efficiencies and elimination rates of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Environ. Toxicol. Chem.* 8:719-722.
- 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.
- NOVA MSDS. 2007a. Fiche signalétique : HAGO (Heavy Atmospheric Gas Oil). Calgary (Alb.) : NOVA Chemicals. Accès : http://www.novachem.com/ProductServices/productservices_otherco_msdms.cfm.
- NOVA Chemicals. 2007b. Fiche signalétique : GOSV (gasoil sous vide). Calgary (Alb.) : NOVA Chemicals. Accès : http://www.novachem.com/ProductServices/productservices_otherco_msdms.cfm.
- Nunes, P., Benville, Jr. E. 1978. Acute toxicity of the water soluble fraction of Cook Inlet crude oil to the Manila clam. *Mar. Pollut. Bull.* 9:324-331.
- 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.
- Papciak, M.S., Goode, J.W. 1984. CHO/HGPRT test using aromatic pyrolysis oil. Project No. 2081. Document préparé par le Gulf Life Sciences Center, Pittsburgh (PA) pour le compte de Gulf Oil Chemicals Co., Houston (TX). [cité dans USEPA, 2005].
- [PetroTox] A tool for the hazard assessment of petroleum substances. 2009. Version 3.01. HydroQual, Inc., for CONservation of Clean Air and Water in Europe (CONCAWE). Accès : <http://www.concawe.be/Content/Default.asp?PageID=241>

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.

Roubal, W.T., Stranahan, S.F., Malins, D.C. 1978. The accumulation of low molecular weight aromatic hydrocarbons of crude oil by coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and starry flounder (*Platichthys stellatus*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 7:237-244.

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

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

[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 préparé pour 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 de l'entrepreneur préparé pour l'Institut canadien des produits pétroliers, Ottawa (Ont.).

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].

Southworth, G.R., Beauchamp, J.J., Schmieden, P.K. 1978. Bioaccumulation potential of polycyclic aromatic hydrocarbons in *Daphnia pulex*. *Wat Res.* 12:973-977.

[SPARC] Sparc performs automated reasoning in chemistry [en ligne]. 2009. U.S. Environmental Protection Agency. Ecosystems Research Division. Accès : <http://www.epa.gov/athens/research/projects/sparc/>.

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

Sun Petroleum Products Co. 1979. EPA/OTS No. 8EHQ-0379-0140. NTIS/OTS0200438. [résumé]. [cité dans TOXLINE, 2009].

Suntio, I., Shiu, W.Y., Mackay, D. 1986. Analyses of water soluble fractions of crude oils and refined products: a study of solubility of selected oils in water. N^o de contrat 164. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada.

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.

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.

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

[UBTL] Utah Biomedical Testing Laboratory Inc. 1990. 28-day dermal toxicity study in rats. Salt Lake City (UT) : UBTL Inc. N° de rapport : 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) : UBTL Inc. N° de rapport : ATX-91-0267. [cité dans API, 2004].

[USEPA] U.S. Environmental Protection Agency. 2005. Appendix II. Robust summaries of studies used to characterize the fuel oils category. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, High Production Volume Chemical Program. Accès : <http://www.epa.gov/hpv/pubs/summaries/fueloils/c13435rr3.pdf>.

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].

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].

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].

Wetzel, D., Van Vleet, E. 2004. Accumulation and distribution of petroleum hydrocarbons found in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) in the canals of Venice, Italy. *Mar. Pollut. Bull.* 48:928-936.

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.

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 : Description des neuf groupes de substances pétrolières

Tableau A1.1. Description des neuf groupes de substances pétrolières

Groupe ¹	Description	Exemple
Pétrole brut	Mélange d'hydrocarbures aliphatiques et aromatiques et de petites quantités de composés inorganiques, présent naturellement sous la surface terrestre ou le plancher océanique.	Pétrole brut
Gaz de pétrole et de raffinerie	Mélange d'hydrocarbures légers (principalement C ₁ à C ₅)	Propane
Naphtes à faible point d'ébullition	Mélange d'hydrocarbures (principalement C ₄ à C ₁₂)	Essence
Gazoles	Mélange d'hydrocarbures (principalement C ₉ à C ₂₅)	Diesel
Mazouts lourds	Mélange d'hydrocarbures lourds (principalement C ₂₀ à C ₅₀)	Mazout n° 6
Huiles de base	Mélange d'hydrocarbures, principalement C ₁₅ à C ₅₀)	Huiles lubrifiantes
Extraits aromatiques	Mélange principalement d'hydrocarbures aromatiques (C ₁₅ à C ₅₀)	Matières de base pour la production de benzène
Paraffines, gash et pétrolatum	Mélange principalement d'hydrocarbures aliphatiques (C ₁₂ à C ₈₅)	Pétrolatum
Bitume ou résidus sous vide	Mélange d'hydrocarbures lourds comportant plus de 25 atomes de carbones	Asphalte

¹ Groupes fondés sur les classifications élaborées par la CONCAWE et sur un rapport demandé par l'Institut canadien des produits pétroliers (Simpson, 2005).

Annexe 2 : Diagrammes des procédés de traitement pour les mazouts lourds

La ligne pointillée rouge indique le processus s'appliquant au n° CAS indiqué.

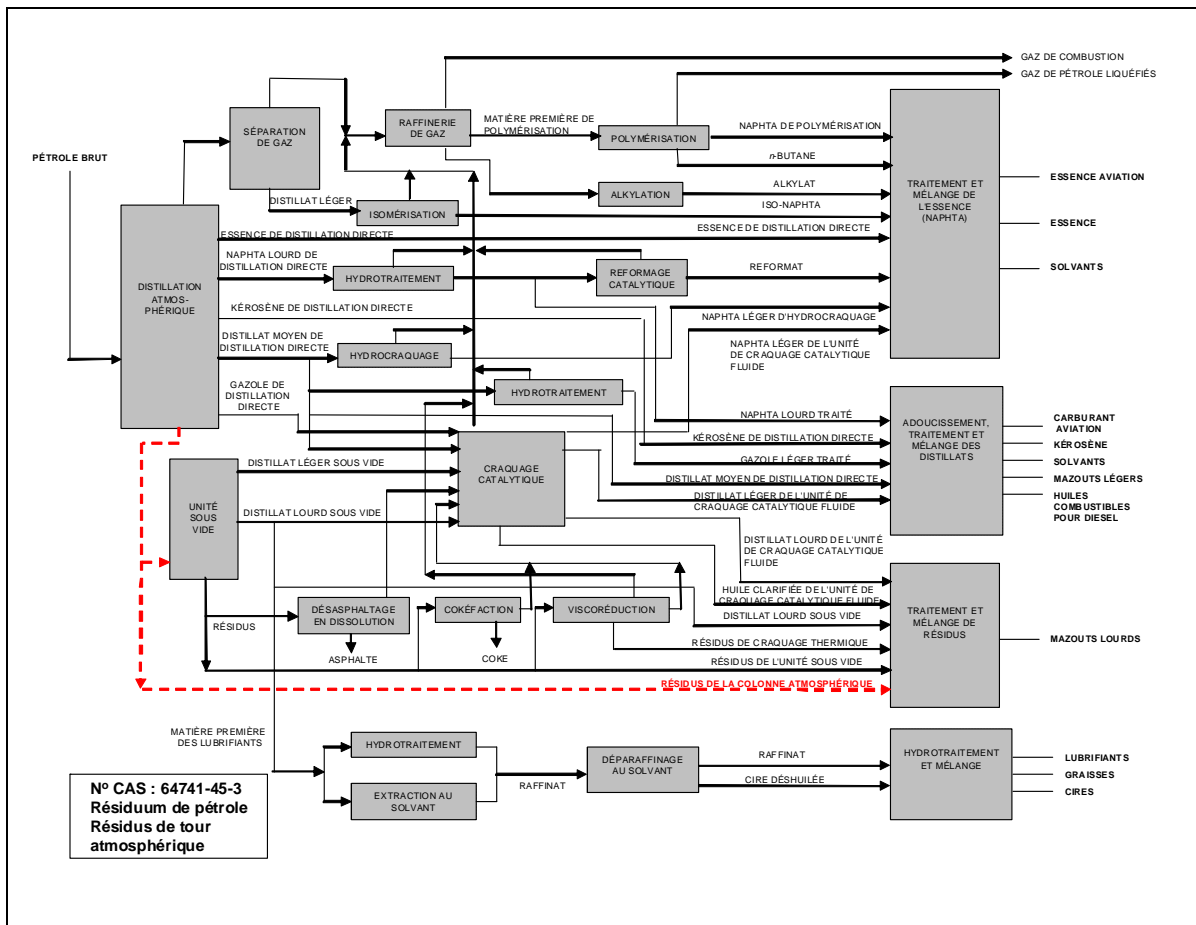


Figure A2.1 Diagramme du procédé de traitement pour la substance portant le n° CAS 64741-45-3 dans une raffinerie (Hopkinson, 2008)

La substance portant le n° CAS 64741-45-3 est un produit intermédiaire de traitement formé après la distillation atmosphérique de pétrole brut dans une raffinerie.

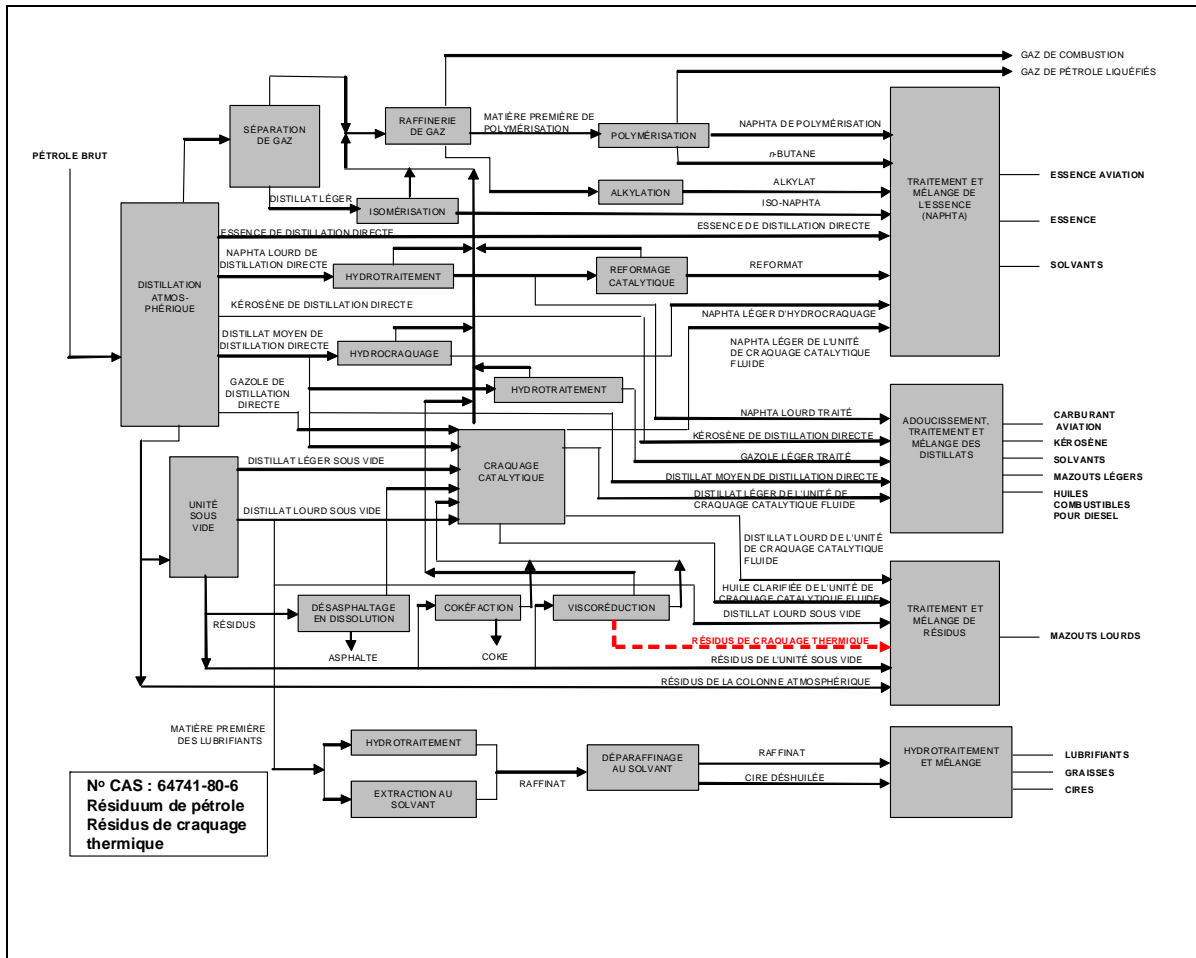


Figure A2.2 Diagramme du procédé de traitement pour la substance portant le n° CAS 64741-61-3 dans une raffinerie (Hopkinson, 2008)

La substance portant le n° CAS 64741-61-3 est un produit intermédiaire de traitement formé après un craquage catalytique dans une usine de valorisation.

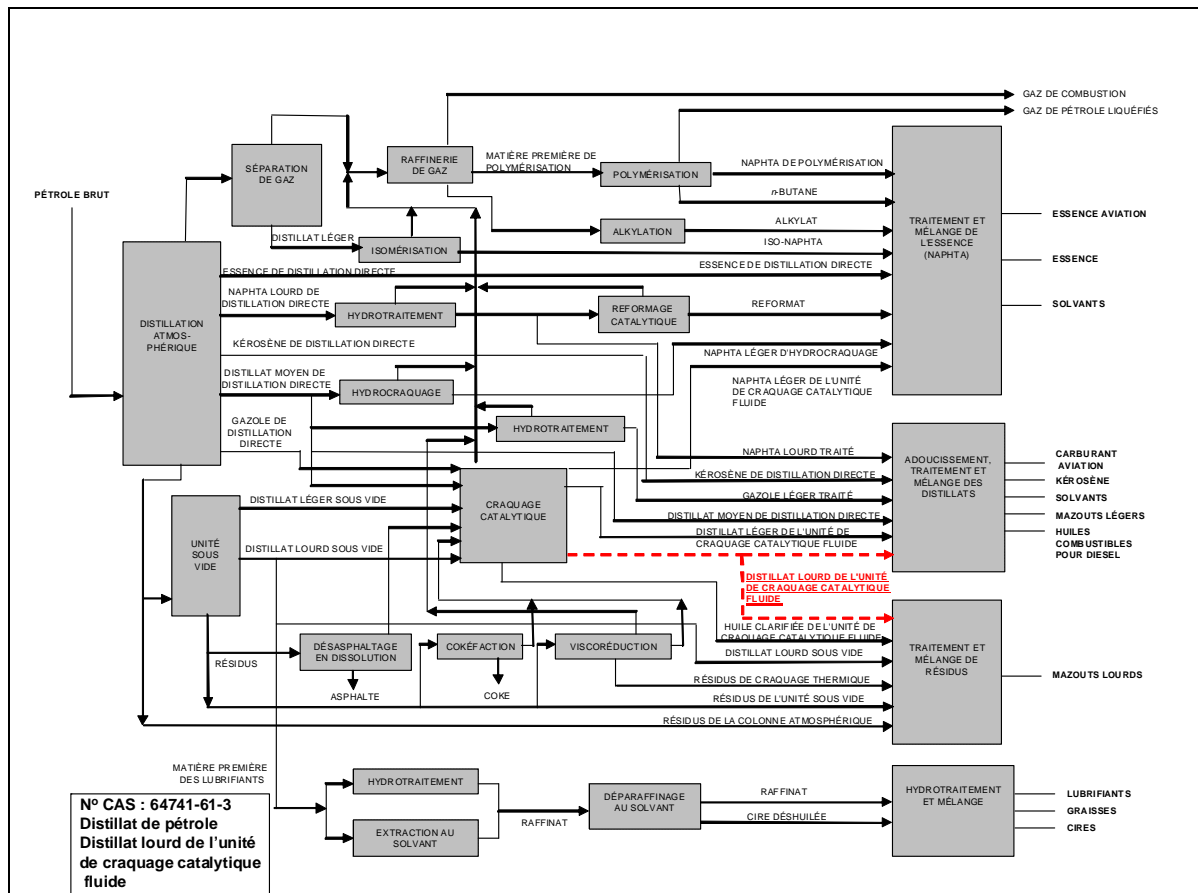


Figure A2.3 Diagramme du procédé de traitement pour la substance portant le n° CAS 64741-80-6 dans une raffinerie (Hopkinson, 2008)

La substance portant le n° CAS 64741-80-6 s'avère être un produit intermédiaire de traitement formé après une viscoréduction dans une raffinerie.

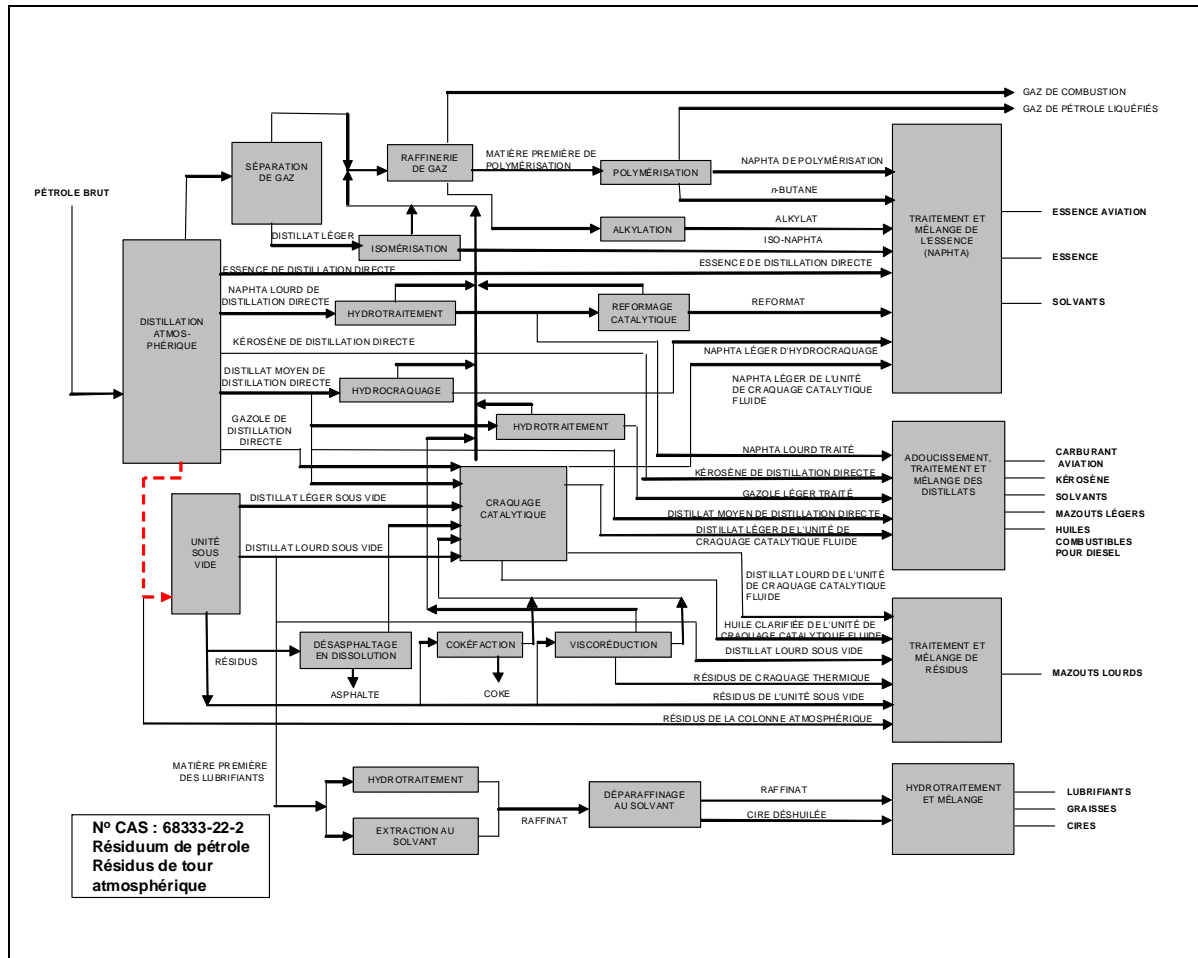


Figure A2.4 Diagramme du procédé de traitement pour la substance portant le n° CAS 68333-22-2 dans une raffinerie (Hopkinson, 2008)

La substance portant le n° CAS 68333-22-2 s'avère être un produit intermédiaire de traitement formé après une distillation atmosphérique dans une raffinerie.

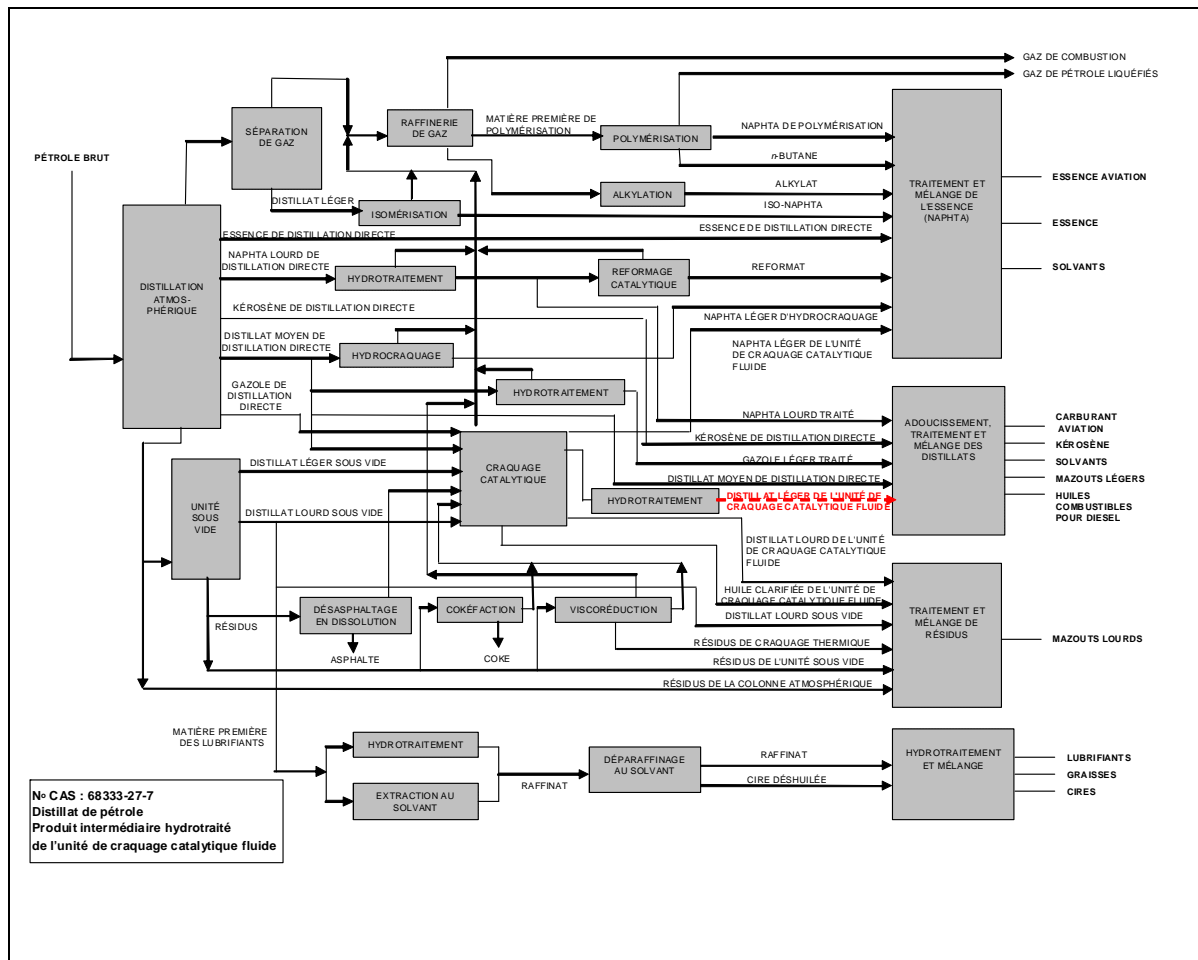


Figure A2.5 Diagramme du procédé de traitement pour la substance portant le no CAS 68333-27-2 dans une raffinerie (Hopkinson 2008)

La substance portant le no CAS 68333-27-2 est un produit intermédiaire de traitement formé après un hydrotraitement dans une raffinerie.

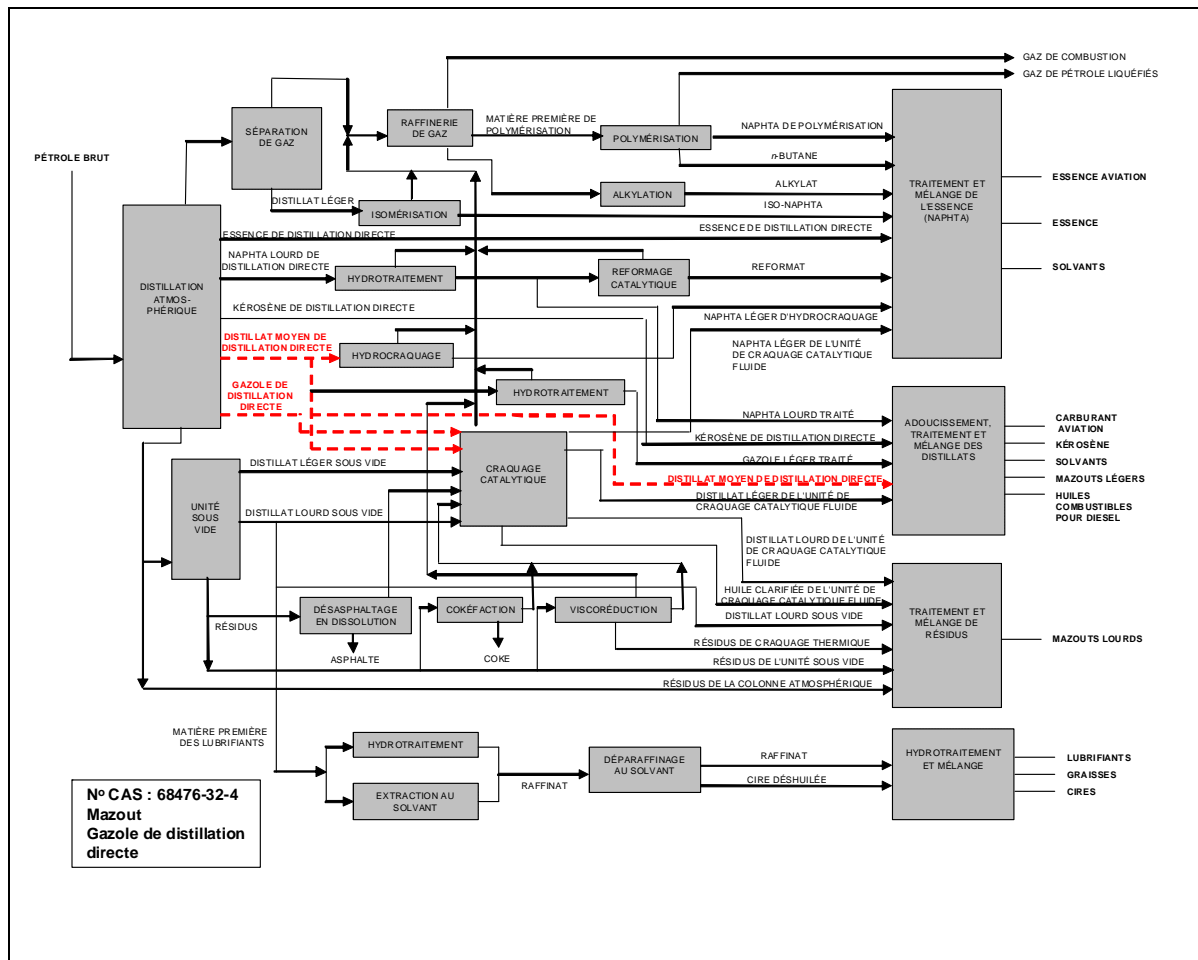


Figure A2.6 Diagramme du procédé de traitement pour la substance portant le n° CAS 68476-32-4 dans une raffinerie (Hopkinson, 2008)

La substance portant le n° CAS 68476-32-4 est un produit intermédiaire de traitement formé après une distillation atmosphérique dans une raffinerie.

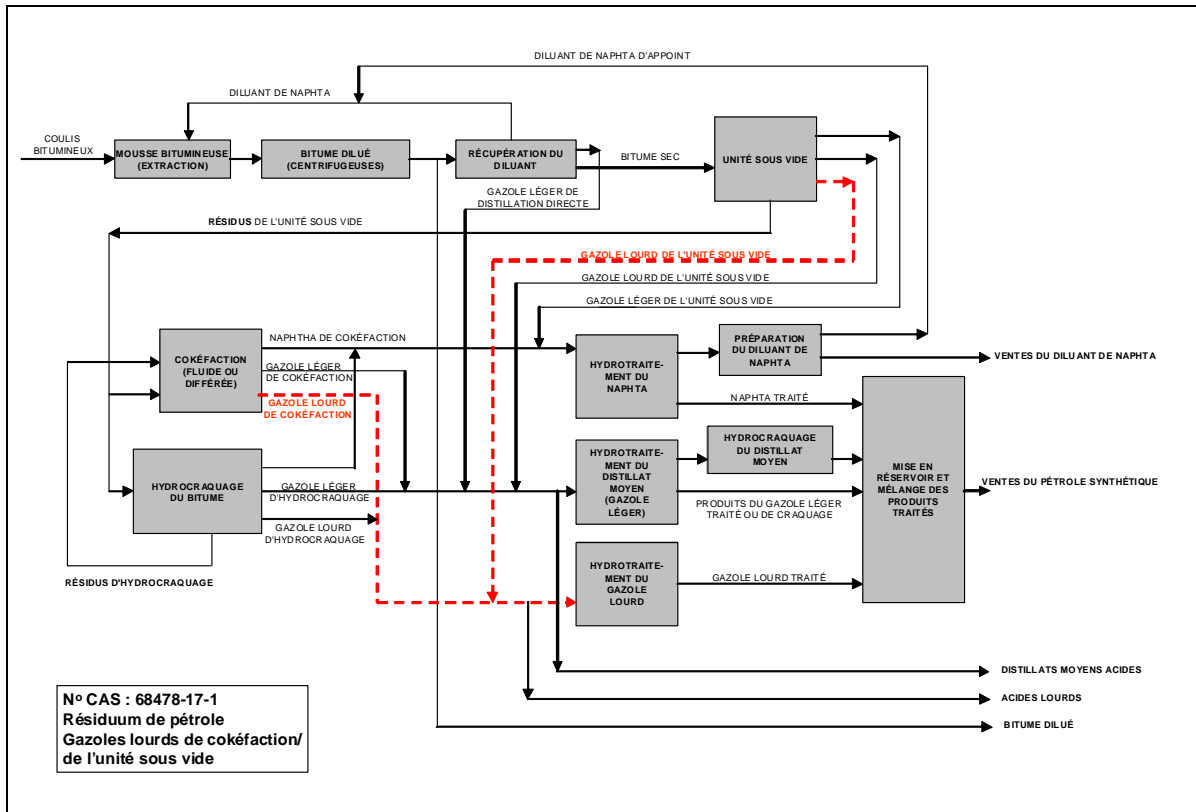


Figure A2.7b Diagramme du procédé de traitement pour la substance portant le n° CAS 68478-17-1 dans une usine de valorisation (Hopkinson, 2008)

La substance portant le n° CAS 68478-17-1 est un produit intermédiaire de traitement formé après une cokéfaction dans une usine de valorisation.

Annexe 3 : Tableaux de données sur les mazouts lourds restreints aux installations

Tableau A3.1a. Identité des mazouts lourds restreints aux installations

N° CAS Nom dans la LIS (NCI, 2006) ¹	64741-45-3 : résidus (pétrole), tour atmosphérique		
	64741-61-3 : distillats lourds (pétrole), craquage catalytique		
	64741-80-6 : résidus (pétrole), craquage thermique		
	68333-22-2 : résidus de distillation atmosphérique (pétrole)		
	68333-27-7 : distillats intermédiaires (pétrole), craquage catalytique, hydrodésulfuration		
	68476-32-4 : fuel-oil, résidus-gazoles de distillation directe, à haute teneur en soufre		
	68478-17-1 : résidus (pétrole), gazole lourd de cokéfaction et gazole sous vide		
Groupe chimique	Pétrole – mazouts lourds		
Principaux composants	Hydrocarbures aromatiques et aliphatiques ainsi que des cycloalcanes	CONCAWE, 1998	
Nombre d'atomes de carbone	N° CAS 64741-45-3	> C ₂₀	CONCAWE, 1998
	N° CAS 64741-61-3	C ₁₅ à C ₃₅	CONCAWE, 1998
	N° CAS 64741-80-6	> C ₂₀ à C ₅₀	CONCAWE, 1998
	N° CAS 68333-22-2	> C ₁₁	CONCAWE, 1998
	N° CAS 68333-27-7	C ₁₁	CONCAWE, 1998
	N° CAS 68476-32-4	Inconnu	
	N° CAS 68478-17-1	> C ₁₃	CONCAWE, 1998
Ratio approximatif des composés aliphatiques et des composés aromatiques	50:50		
HAP comportant 3 à 7 cycles (% en poids)	≥ 5 %		
		API, 2004	
		CONCAWE, 1998	

Abréviations : N° CAS, numéro de registre du Chemical Abstracts Service; LIS, Liste intérieure des substances.

¹Tous les noms dans la LIS étaient identiques à ceux dans les NCI (2006).

Tableau A3.1b. 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 (e)	-54(e)	593(e)	
C ₁₅ pentadécane (629-62-9)	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	271 (e)	12	0,03	
C ₂₀ éicosane (112-95-8)	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	343 (e)	37 (e)	6E-4	8E-4
C ₃₀ triacontane	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	450 (e)	65,8 (e)	4E-9	9E-9
C ₅₀	64741-75-9, 68333-22-2, 68478-17-1, 70592-78-8	548 (e)	88 (e)	2E-7	8E-7
Isoalcanes					
C ₉ 2,3-diméthylheptane (3074-71-3)	68783-08-4	141 (e)	-116 (e)	1E3	
C ₁₅ 2-méthyltétradécane (1560-95-8)	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7	250	1,5	5,8	
C ₂₀ 3-méthylnonadécane (6418-45-7)	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	326	40	0,1	0,1
C ₃₀ 2,6,10,15,19,23- hexaméthyltétracosane (111-01-3)	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	350 (e)	-38 (e)	0,04	
C ₅₀	64741-75-9, 70592-78-8	548	289	1E-13	1E-9

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
Cycloalcanes monocycliques					
C ₉ 1,2,3- triméthylcyclohexane (1678-97-3)	68783-08-4	144 (e)	-66,9 (e)	649	
C ₁₅ nonylcyclohexane (2883-02-5)	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7	282 (e)	-10 (e)	1,2 (e)	
C ₂₀ tétradécylcyclohexane (1795-18-2)	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	360 (e)	24 (e)	0,02	0,02
C ₃₀ 1,5-diméthyl-1- (3,7,11,15- tétraméthylodécyl) cyclohexane	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	421	103	2E-4	9E-4
C ₅₀	64741-75-9, 68333-22-2, 68478-17-1	699	300	1E-13	3E-10
Cycloalcanes bicycliques					
C ₉ <i>Cis</i> -bicyclononane (4551-51-3)	68783-08-4	167 (e)	-53 (e)	320,0	
C ₁₅ 2-isopentadécylène	68783-08-4	244	23	2,4	
C ₂₀ 2,4-diméthyl-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-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	1E-13	3E-10
Substances aromatiques					

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
monocycliques					
C ₉ éthyltoluène (25550-14-5)	68783-08-4	165,2 (e)	-80,8 (e)	384,0 (e)	
C ₁₅ nonylbenzène (1081-77-2)	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	281 (e)	-24 (e)	0,7 (e)	
C ₂₀ tétradécylbenzène	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	359 (e)	16 (e)	0,008 (e)	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	1E-5	1E-4
C ₅₀	64741-75-9	697	304	1E-13	3E-11
Substances aromatiques bicycliques					
C ₁₅ 4-isopropylbiphényle	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	308	44	0,06	
C ₂₀ 2-iso-décylnaphtalène	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- tétraméthylhexadécyl) naphtalène	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	469	171	7E-7	2E-5
C ₅₀	64741-75-9	722	316	1E-13	6E-12
Substances aromatiques tricycliques					

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
C ₁₅ 2-méthylphénanthrène (2531-84-2)	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	350 (e)	65 (e)	0,009	
C ₂₀ 2-isohexyl- phénanthrène	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	398	129	0,0001	0,002
C ₃₀ 2-(2,4,10- triméthyltridécyl) phénanthrène	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	493	191,6	10E-8	6E-6
C ₅₀	64741-75-9	746	349	1E-13	1E-12
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	495 (e)	177 (e)	7E-7	2E-5
C ₃₀ diméthyl-octyl- benzo[a]pyrène	64741-75-9 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	545	231	2E-9	3E-7

Tableau A3.1b. Propriétés physiques et chimiques des structures représentatives des mazouts lourds^a

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 dans l'eau (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	3E5(e)	5,7 (e)	3,0	0,2(e)	
C ₁₅ pentadécane (629-62-9)	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	1E6(e)	7,7	4,6	8E-5 (e)	
C ₂₀ éicosane (112-95-8)	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	113	10	5,9	0,002 (e)	0,002 (e)
C ₃₀ triacontane	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	3E4	15	13	5E-11	2E-10
C ₅₀	64741-75-9, 68333-22-2, 68478-17-1, 70592-78-8		25	14	5E-21	
Isoalcanes						
C ₉ 2,3-diméthylheptane (3074-71-3)	68783-08-4	4,3E4	4,6	2,8	3,1	
C ₁₅ 2-méthyltétradécane (1560-95-8)	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7	4E5	7,6	4,5	0,003	
C ₂₀ 3-méthylnonadécane (6418-45-7)	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	276	10	5,8	1E-5	0,13
C ₃₀ 2,6,10,15,19,23- hexaméthyltétracosane (111-01-3)	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	2E9	15	13	2E-10	5E-11
C ₅₀	64741-75-9, 70592-78-8		25	13,8	6E-21	3E-18

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 dans l'eau (mg/L) ^e	Solubilité d'un liquide sous- refroidi (mg/L) ^f
Cycloalcanes monocycliques						
C ₉ 1,2,3- triméthylcyclohexane (1678-97-3)	68783-08-4	2E4	4,4	2,9	4,6	
C ₁₅ nonylcyclohexane (2883-02-5)	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7	6E4	7,5	4,6	0,004 (e)	
C ₂₀ tétradécylcyclohexane (1795-18-2)	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	63	9,9	5,9	1E-5	0,1
C ₃₀ 1,5-diméthyl-1- (3,7,11,15- tétraméthylodécyl) cyclohexane	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	2E8	14,5	13	3E-10	2E-9
C ₅₀	64741-75-9, 68333-22-2, 68478-17-1		25	14	2E-21	
Cycloalcanes bicycliques						
C ₉ Cis-bicyclononane (4551-51-3)	68783-08-4	2E3	3,7	3,0	19,3	
C ₁₅ 2-isopentadécylène	68783-08-4	2E4	6,6	4,6	0,03	
C ₂₀ 2,4-diméthyl-2- décylène	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	1 935	9,0	5,9	9E-15	0,02
C ₃₀ 2,4,6,10,14- pentaméthyl-2- décylène	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	4E7	13,6	12	2E-9	1E-8
C ₅₀	64741-75-9		24	14	5E-20	
Substances aromatiques monocycliques						

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 dans l'eau (mg/L) ^e	Solubilité d'un liquide sous- refroidi (mg/L) ^f
C ₉ éthyltoluène (25550-14-5)	68783-08-4	324	3,6 (e)	3	74,6 (e)	
C ₁₅ nonylbenzène (1081-77-2)	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	4 225	7,1 (e)	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	4E-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	7,0E5	13,5	12	7E-9	8E-8
C ₅₀	64741-75-9		24	14	2E-19	
Substances aromatiques bicycliques						
C ₁₅ 4-isopropylbiphényle	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	24	5,5	4,6	0,7	
C ₂₀ 2-iso-décylnaphtalène	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- tétraméthylhexadécyl) naphtalène	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	10E3	12,8	11	3E-8	8E-7
C ₅₀	64741-75-9		23	13,9	1E-18	
Substances aromatiques tricycliques						
C ₁₅ 2-méthylphénanthrène (2531-84-2)	68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	6,5	4,9 (e)	4,5	0,3 (e)	

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 dans l'eau (mg/L) ^e	Solubilité d'un liquide sous-refroidi (mg/L) ^f
C ₂₀ 2-isohexyl-phénanthrène	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	10	7,4	5,9	8E-4	0,05
C ₃₀ 2-(2,4,10-triméthyltridécyloxy)phénanthrène	64741-75-9, 68783-08-4, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	3E3	12	10	1E-8	5E-7
C ₅₀	64741-75-9		22	14	5E-19	8E-16
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	5E-5	6 (e)	6,7	0,002	0,1
C ₃₀ diméthyl-octyl-benzo[a]pyrène	64741-75-9, 70592-76-6, 70592-77-7, 70592-78-8	5,1	10,9	9,5	1E-7	1E-5

^a Toutes les valeurs sont modélisées, sauf celles indiquées avec un (e) pour les données expérimentales.

^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. $\geq C_{20}$).

^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 donnée sur la solubilité d'un liquide sous-refroidi. Les données sur la solubilité ont produit 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 leurs 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 (tableau 2 dans le texte) 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 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. $\geq C_{20}$). Il n'existe pas de données sur la solubilité d'un liquide sous-refroidi pour les composants comportant 50 atomes de carbone.

Tableau A3.2. Plages d'ébullition pour les mazouts lourds

N° CAS	Plage d'ébullition (°C)	Nombre d'atomes de carbone	Références
64741-45-3	277 à 561	> C ₂₀	API, 2004
64741-61-3	260 à 500	C ₁₅ à C ₃₅	CONCAWE, 1998
64741-80-6	> 350	> C ₂₀ à C ₅₀	CONCAWE, 1998
68333-22-2	> 200	> C ₁₁	CONCAWE, 1998
68333-27-7	205 à 450	C ₁₁ à C ₃₀	CONCAWE, 1998
68476-32-4	Inconnu		
68478-17-1	> 230	> C ₁₃	CONCAWE, 1998

Tableau A3.3. Structures représentatives utilisées pour chaque n° CAS*

	Point d'ébullition (°C)	64741-45-3	64741-61-3	64741-80-6	68333-22-2	68333-27-7	68478-17-1
Alcanes							
C ₁₅	271		Oui		Oui	Oui	Oui
C ₂₀	343	Oui	Oui		Oui	Oui	Oui
C ₃₀	450	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₅₀	548	Oui		Oui	Oui		Oui
Isoalcanes							
C ₁₅	250				Oui	Oui	Oui
C ₂₀	326	Oui	Oui		Oui	Oui	Oui
C ₃₀	350	Oui	Oui		Oui	Oui	Oui
C ₅₀	548	Oui		Oui			Oui
Cycloalcanes monocycliques							
C ₁₅	282	Oui	Oui		Oui	Oui	Oui
C ₂₀	360	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₃₀	421	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₅₀	699	Oui		Oui			Oui
Cycloalcanes bicycliques							
C ₁₅	244				Oui	Oui	Oui
C ₂₀	339	Oui	Oui		Oui	Oui	Oui
C ₃₀	420	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₅₀	687	Oui		Oui			Oui
Substances aromatiques monocycliques							

	Point d'ébullition (°C)	64741-45-3	64741-61-3	64741-80-6	68333-22-2	68333-27-7	68478-17-1
C ₁₅	281	Oui	Oui		Oui	Oui	Oui
C ₂₀	359	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₃₀	437	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₅₀	697	Oui		Oui			Oui
Substances aromatiques bicycliques							
C ₁₅	308	Oui	Oui		Oui	Oui	Oui
C ₂₀	373	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₃₀	468,5	Oui	Oui	Oui	Oui		Oui
C ₅₀	722			Oui			Oui
Substances aromatiques tricycliques							
C ₁₅	350	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₂₀	398	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₃₀	493	Oui	Oui	Oui	Oui		Oui
C ₅₀	746			Oui			Oui
Substances aromatiques à cinq cycles							
C ₂₀	495	Oui	Oui	Oui	Oui		Oui
C ₃₀	545	Oui		Oui			Oui

*On n'a trouvé aucune information sur le point d'ébullition et le nombre d'atomes de carbone de la substance portant le n° CAS 68476-32-4. Il est donc difficile de déterminer quelles structures sont représentatives.

Tableau A3.4. Données modélisées sur la biodégradation primaire (BioHCwin, 2008) et ultime (BIOWIN 2008) des structures représentatives des mazouts lourds dans l'eau

	Demi-vie (biodégradation primaire; jours)¹ (BioHCwin)	Résultat de la biodégradation ultime (BIOWIN)	Demi-vie par rapport aux critères (jours)
Alcanes			
C ₁₅	19	Jours/semaines	≤ 182
C ₂₀	40	Semaines	≤ 182
C ₃₀	143	Semaines	≤ 182
C ₃₁	250	Semaines/mois	≥ 182
C ₅₀	4 581	Mois	≥ 182
Isoalcanes			
C ₁₅	17	Semaines	≤182
C ₂₀	36	Semaines	≤182
C ₃₀	333	Semaines/mois	≥182
C ₅₀	3 504	Mois	≥182
Cycloalcanes monocycliques			
C ₁₅	25	Semaines	≤ 182
C ₂₀	53	Semaines	≤ 182
C ₃₀	154	Semaines/mois	≤ 182
C ₃₅	187	Semaines/mois	≥ 182
C ₅₀	660	Semaines	≥ 182
Cycloalcanes bicycliques			
C ₁₅	88	Semaines/mois	≤ 182
C ₂₀	250	Semaines/mois	≥ 182
C ₃₀	1 761	Semaines/mois	≥ 182
C ₅₀	494	Jours	≥ 182
Substances aromatiques monocycliques			
C ₁₅	14	Semaines	≤ 182
C ₂₀	31	Semaines	≤ 182
C ₃₀	252	Semaines/mois	≥ 182
C ₅₀	1 594	Semaines/mois	≥ 182
Substances aromatiques bicycliques			
C ₁₅	8	Semaines/mois	≤ 182
C ₂₀	24	Semaines	≤ 182
C ₃₀	145	Semaines/mois	≤ 182

	Demi-vie (biodégradation primaire; jours)¹ (BioHCwin)	Résultat de la biodégradation ultime (BIOWIN)	Demi-vie par rapport aux critères (jours)
C ₄₂	201	Semaines/mois	≥ 182
C ₅₀	444	Jours/semaines	≥ 182
HAP tricycliques			
C ₁₅	24	Semaines/mois	≤ 182
C ₂₀	35	Semaines/mois	≤ 182
C ₃₀	212	Mois	≥ 182
C ₅₀	12 690	Semaines/mois	≥ 182
HAP à cinq cycles			
C ₂₀	422	Mois	≥ 182
C ₃₀	2 076	Substance récalcitrante	≥ 182

¹ Les estimations de demi-vie sont propres à l'eau.

Tableau A3.5. Présence potentielle de structures représentatives susceptibles d'être persistantes dans l'eau, le sol et les sédiments¹

	64741- 45-3	64741- 61-3	64741-80-6	68333- 22-2	68333- 27-7	68478- 17-1
Alcanes						
C ₃₁	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₅₀	Oui		Oui			Oui
Isoalcanes						
C ₃₀	Oui	Oui		Oui	Oui	Oui
C ₅₀	Oui		Oui			Oui
Cycloalcanes monocycliques						
C ₃₅	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₅₀	Oui		Oui			Oui
Cycloalcanes bicycliques						
C ₂₀	Oui	Oui		Oui	Oui	Oui
C ₃₀	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₅₀	Oui		Oui			Oui
Substances aromatiques monocycliques						
C ₃₀	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C ₅₀	Oui		Oui			Oui
Substances						

	64741-45-3	64741-61-3	64741-80-6	68333-22-2	68333-27-7	68478-17-1
aromatiques bicycliques						
C ₄₂	Oui		Oui			Oui
C ₅₀			Oui			Oui
Substances aromatiques tricycliques						
C ₃₀	Oui	Oui	Oui			Oui
C ₅₀			Oui			Oui
Substances aromatiques à cinq cycles						
C ₂₀	Oui	Oui	Oui	Oui		Oui
C ₃₀	Oui		Oui			Oui

¹ Faute de données sur la température d'ébullition de la substance portant le n° CAS 68476-32-4, celle-ci n'est pas incluse dans le tableau.

Tableau A3.6. Facteurs de bioaccumulation (FBA) et facteurs de bioconcentration (FBC) prévus pour les structures représentatives des mazouts lourds chez les poissons, à l'aide du modèle BCFBAF (2009), en tenant compte du métabolisme

Structures représentatives*	Log K _{oe}	k _M ^a (/jour)	FBC ¹ (L/kg)	FBA ² (L/kg)
Alcanes				
C ₁₅	7,7	0,34 à 0,45 ^b	37 à 48 ^b	456 à 753 ^b
Isoalcanes				
C ₁₅	7,6	0,05	680	100 000
Cycloalcanes monocycliques				
C ₁₅	7,5	0,04	1 032	160 000
Cycloalcanes bicycliques				
C ₁₅	6,3	0,002	9 649	470 000
Substances aromatiques monocycliques				
C ₁₅	7,1 (e)	0,13	345	1 830
Substances aromatiques bicycliques				
C ₁₅	5,5 (e)	0,05	3 569	6 961
HAP tricycliques				
C ₁₅	4,9 à 5,2 (e)	0,54	788	851
C ₂₀	7,4	0,09	829	49 000
HAP à cinq cycles				
C ₂₀	6,13 (e)	0,77	500	984

^a Constante de vitesse de biotransformation pour 10 g de poisson.

^b Structures représentatives qui ont été modifiées à l'aide de la version 1.5 du modèle BAF-QSAR selon des structures similaires pour lesquelles il existe des données expérimentales.

* Toutes les structures représentatives dont les valeurs de log K_{oe} étaient estimées supérieures à 8 ont été exclues de la présente analyse en raison des limites du modèle.

(e) Données expérimentales.

¹ EPI Suite, 2008.

² Arnot et Gobas, 2003.

Tableau A3.7. Comparaison des données expérimentales et modélisées sur le FBC (BCFBFAF, 2008) de certaines structures représentatives des mazouts lourds

	Références; espèce testée	Log K _{oe}	FBC ^a mesuré (L/kg)	FBC ^b modélisé (L/kg)
Alcanes				
<i>n</i> -paraffines (C ₈) octane	JNITE; carpe	5,18 (e)	530	1 480
<i>n</i> -paraffines (C ₁₂) <i>n</i> -dodécane	Tolls et V Dijk, 2002; cité dans Lampi <i>et al.</i> , (2010) – non publiées; tête-de-boule	6,10 (e)	400	901
<i>n</i> -paraffines (C ₁₅) <i>n</i> -pentadécane	CITI, 1992; carpe	7,71	20	723
<i>n</i> -paraffines (C ₁₅) <i>n</i> -pentadécane	JNITE; carpe	7,71	26	723
<i>n</i> -paraffines (C ₁₆) <i>n</i> -hexadécane	CITI, 1992; carpe	8,20	46	494
<i>n</i> -paraffines (C ₁₆) <i>n</i> -hexadécane	JNITE; carpe	3,15 (e)	20,2	494
Isoalcanes*				
2,6,10-triméthyl-dodécane (C ₁₅)	EMBSI, 2004b; 2005c; truite arc- en-ciel	7,49	291/817	1 646
Cycloalcanes monocycliques*				
cyclohexane (C ₆)	CITI, 1992; carpe	3,44 (e)	77	76
1-méthylcyclohexane (C ₇)	CITI, 1992; carpe	3,61 (e)	240	220
éthylcyclohexane (C ₈)	CITI, 1992; carpe	4,56 (e)	2 529	839
Cycloalcanes bicycliques*				
C ₁₀ <i>trans</i> -décaline (C ₁₀)	CITI, 1992; carpe	4,20	2 200	884
<i>cis</i> -décaline (C ₁₀)	CITI, 1992; carpe	4,20	2 500	884
Substances aromatiques monocycliques*				
1,2,3-triméthylbenzène (C ₉)	CITI, 1992; carpe	3,66 (e)	125/141	159
1,2-diéthylbenzène (C ₁₀)	CITI, 1992; carpe	3,72 (e)	478/556	221
1-méthyl-4- <i>tert</i> - butylbenzène (C ₁₁)	JNITE; carpe	3,66 (e)	<1,0	890
Cycloalcanes Substances monoaromatiques*				
Tétraline (C ₁₀)	CITI, 1992; carpe	3,49 (e)	230	176
dodécahydrochrysène	EMBSI, 2008c; truite arc-en-ciel	6,00	4 588	2 234

(C₁₈)**Substances aromatiques bicycliques***

naphthalène (C ₁₀)	JNITE; carpe	3,30 (e)	94	112
2-méthyl-naphthalène (C ₁₁)	CITI, 1992; carpe	3,30 (e)	95/91	112
	Jonsson <i>et al.</i> , 2004 (cité dans Lampi <i>et al.</i> , 2010); mené tête-de-mouton	3,86 (e)	1 871	405
1,3-diméthyl-naphthalène (C ₁₂)	Jonsson <i>et al.</i> , 2004 (cité dans Lampi <i>et al.</i> , 2010); mené tête-de-mouton	4,42 (e)	2 051	1 021
	Jonsson <i>et al.</i> , 2004 (cité dans Lampi <i>et al.</i> , 2010); mené tête-de-mouton	4,63	12 298 ^c	1 745
2-isopropyl-naphthalène (C ₁₃)	Yakata <i>et al.</i> , 2006 (cité dans Lampi <i>et al.</i> , 2010); carpe	4,80	1 039	611
	Lampi <i>et al.</i> , 2010); carpe			
4-éthylbiphényle (C ₁₄)				
Cycloalcanes diaromatiques*				
Acénaphène (C ₁₂)	CITI, 1992; carpe	3,92 (e)	979/1 003	122
hexahydroterphényle (C ₁₈)	EMBSI, 2008c, 2009c; truite arc-en-ciel	6,44	1 646	713
Substances aromatiques à quatre cycles*				
Acénaphthylène	Yankata, 2006; carpe	3,94 (e)	579/596	415
Fluorène (C ₁₃)	CITI, 1992; carpe	4,18 (e)	672/780	698
phénanthrène (C ₁₄)	Carlson <i>et al.</i> , 1979; tête-de-boule	4,46 (e)	2 927/3 546	1 096
fluoranthène (C ₁₆)	EMBSI, 2007b, 2009c; truite arc-en-ciel	5,16 (e)	435	560
C ₁₈ chrysène (C ₁₈)	EMBSI, 2006b, 2009c; truite arc-en-ciel	5,81 (e)	153	2 010
triphenylène (C ₁₈)	JNITE; carpe	5,49 (e)	61	489

^a Données expérimentales sur le FBC provenant de différentes sources.

^b Données modélisées sur le FBC à l'aide du modèle BCFBAF (2008); le FBC de poissons de niveau trophique inférieur a été choisi pour correspondre à la teneur en lipides des poissons dans la base de données japonaise.

^c 2-Isopropyl-naphthalène (C₁₃) : la seule mesure de FBC trouvée sur les 31 points de données est supérieure à 5 000; cette valeur est plus grande que celle modélisée par un ordre de grandeur.

Tableau A3.8. Données empiriques sur la toxicité en milieu aquatique de la substance portant le n° CAS 64741-80-6 (EMBSI, 2008a, b, c)

Espèce	Essai	Concentration (mg/L) 68471-80-6
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> (algue verte)	LE ₅₀ après 72 heures, réduction du taux de croissance	> 107
<i>Daphnia magna</i> (cladocère)	LE ₅₀ après 48 heures, immobilisation	> 95
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	LL ₅₀ après 96 heures léthalité	> 98

LE₅₀ – Concentration de charge d'une substance qu'on estime susceptible de causer un effet sublétalement toxique chez 50 % des organismes d'essai.

LL₅₀ – Concentration de charge d'une substance qu'on estime létale pour 50 % des organismes d'essai.

Tableau A3.9. Valeurs modélisées de la LL₅₀ aiguë pour la toxicité en milieu aquatique (PetroTox, 2009)

Organisme d'essai	Nom commun	(mg/L)			
		64741-45-3 > C ₂₀	68333-22-2 > C ₁₁	68478-17-1 > C ₁₃	64741-80-6 C ₂₁ à C ₅₀
<i>Daphnia magna</i>	Cladocère	1,0	0,8	0,8	18,6
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Truite arc-en-ciel	0,5	0,4	0,4	0,6
<i>Pseudokirchneriella la capricornutum</i>	Algue verte	> 1 000	7,4	7,8	2,3
<i>Rhepoxynius abronius</i>	Amphipode marin	0,2	0,2	0,1	0,1
<i>Palaemonetes pugio</i>	Bouquet Mississippi	0,5	0,3	0,3	0,4
<i>Menidia beryllina</i>	Capucette béryl	3,1	3,0	2,72	>1 000
<i>Neanthes arenaceodentata</i>	Ver marin	1,7	1,5	1,41	>1 000
		68333-27-7 C ₁₁ à C ₃₀	64741-61-3 C ₁₅ à C ₃₅	68476-32-4 Aucune	

				donnée	
<i>Daphnia magna</i>	Cladocère	0,7	1		
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Truite arc-en-ciel	0,2	0,2		
<i>Pseudokirchneriella capricornutum</i>	Algue verte	0,5	0,6		
<i>Rhepoxynius abronius</i>	Amphipode marin	0,1	0,1		
<i>Palaemonetes pugio</i>	Bouquet Mississippi	0,1	0,2		
<i>Menidia beryllina</i>	Capucette béryl	> 1 000	> 1 000		
<i>Neanthes arenaceodentata</i>	Ver marin	4,1	7,6		

Tableau A3.10. Toxicité en milieu aquatique du mazout n° 6 (mazout C)

Organisme d'essai	Nom commun	Type d'essai	Paramètre	Type	Valeur (mg/L)	Références
Poisson						
<i>Cyprinodon variegatus</i>	Mené tête-de-mouton	Toxicité aiguë (48 heures)	Concentration létale médiane (CL ₅₀)	Fraction soluble dans l'eau (FSE)	4,4	Anderson <i>et al.</i> , 1974
<i>Menidia beryllina</i>	Menidia beryllina	Toxicité aiguë (48 heures)	CL ₅₀	FSE	2,7	Anderson <i>et al.</i> , 1974
<i>Menidia beryllina</i>	Menidia beryllina	Toxicité aiguë (96 heures)	CL ₅₀	Dispersion dans l'eau de mer	130	BESC, 2000c
<i>Fundulus similis</i>	Fondule à long nez	Toxicité aiguë (48 heures)	CL ₅₀	FSE	2,27	Anderson <i>et al.</i> , 1974
Invertébrés						
<i>Daphnia magna</i>	Cladocère	Toxicité aiguë (48 heures)	CL ₅₀	FSE	> 4,45	MacLean et Doe, 1989
		Toxicité aiguë (48 heures)	CL ₅₀	FSE	> 0,4	DTIU, 1989
<i>Artemia</i> spp.	Artémie	Toxicité aiguë (48 heures)	CL ₅₀	FSE	> 2,29	MacLean et Doe, 1989
		Toxicité aiguë	CL ₅₀	FSE	> 0,32	DTIU, 1989

Organisme d'essai	Nom commun	Type d'essai	Paramètre	Type	Valeur (mg/L)	Références
		(48 heures)				
<i>Palaemonetes pugio</i>	Bouquet Mississippi	Toxicité aiguë (48 heures)	CL ₅₀	FSE	2,8	Anderson <i>et al.</i> , 1974
<i>Mysidopsis almyra</i>	Mysis effilées	Toxicité aiguë (48 heures)	CL ₅₀	FSE	0,9	Anderson <i>et al.</i> , 1974
<i>Neanthes arenaceodentata</i>	Ver marin	Toxicité aiguë (48 heures)	CL ₅₀	FSE	4,6	Rossi <i>et al.</i> , 1976
		Toxicité aiguë (48 heures)	CL ₅₀	FSE	1,1	Rossi <i>et al.</i> , 1976

Tableau A3.11. Dégradation atmosphérique des structures représentatives par réaction avec des radicaux hydroxyles (AOPWIN, 2008)

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

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

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
-----------------	-----

Annexe 4 : Résumé des renseignements relatifs aux effets des mazouts lourds sur la santé et tirés des données toxicologiques regroupées

Paramètre	N° CAS ¹	Doses ou concentrations avec effets ² /Résultats
Toxicité aiguë	64741-45-3	DL₅₀ par voie orale (rat) => 5 000 mg/kg p.c. (mâles et femelles) pour l'échantillon F-132 (API, 2004).
	64741-62-4 68553-00-4	Plus faible DL₅₀ par voie orale (rat) = 4 320 mg/kg p.c. (femelles) pour l'échantillon API 8115 et 5 130 mg/kg p.c. (males et femelles) pour l'échantillon API 792 (CONCAWE, 1998; API, 2004; BESC, 2000a).
		Autres DL₅₀ par voie orale (rat) = > 2 000 mg/kg p.c. à > 25 000 mg/kg p.c. (mâles et femelles) pour les essais relatifs à six n ^{os} CAS (CONCAWE, 1998; BESC, 2000a; API, 2004a; USEPA, 2005).
	64741-45-3	DL₅₀ par voie cutanée (lapin) => 2 000 mg/kg p.c. (mâles et femelles) pour l'échantillon F-132 (API, 2004).
		Autres DL₅₀ par voie cutanée (lapin) => 2 000 à > 5 350 mg/kg p.c. (mâles et femelles) pour les essais relatifs à cinq n ^{os} CAS (CONCAWE, 1998; BESC, 2000a; API, 2004).
	64741-62-4	Autre DL₅₀ par voie cutanée (rat) => 2 000 mg/kg p.c. (mâles et femelles) [BESC, 2000a].
	64741-90-1	CL₅₀ par inhalation (rat) => 3 700 mg/m ³ (mâles et femelles) [USEPA, 2005].
Toxicité à court terme en doses répétées	64741-45-3	DMENO par voie cutanée = 1 000 mg/kg p.c. par jour d'après la diminution du poids corporel des mères. On a appliqué des doses de 50, 333 ou 1 000 mg/kg p.c. par jour sur la peau rasée du dos de rates Sprague-Dawley gravides (12 rates par dose) durant les jours de gestation 0 à 20 (UBTL, 1994).
	64741-62-4	Autre étude par voie cutanée : Des rats Sprague-Dawley mâles et femelles (10 par sexe et par dose) ont été traités avec une dose de 0,01, 0,25 ou 1,0 mL/kg p.c. par jour (9, 231 ou 928 mg/kg p.c. par jour), à raison de 5 fois par semaine durant 4 semaines. Une acanthose discrète à légère, et une hyperkératose discrète à modérée ont été observées à une dose de 928 mg/kg p.c. par jour. Par contre, aucun effet systémique n'a été observé (UBTL, 1990).
		Plus faible DMENO par voie cutanée = 1 mg/kg p.c. par jour d'après la diminution liée à la dose administrée pour ce qui est du poids de l'utérus gravide, du poids corporel des mères, 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, 1,0, 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).
		Autres DMENO par voie cutanée : 8 mg/kg p.c. à tous les deux jours d'après des paramètres chimiques anormaux du sérum. On a appliqué des doses de 8, 30, 125 ou 500 mg/kg p.c. par jour ou de 4, 30, 125 ou 500 mg/kg p.c. par jour sur la peau rasée du dos de rates Sprague-Dawley gravides (15 par dose) durant les jours de gestation 0 à 19 (la dose de 4 mg/kg p.c. par jour a été administrée en donnant 8 mg/kg p.c. à tous les deux jours). On a également observé une diminution du gain de poids corporel et de la consommation d'aliments à une dose de 8 mg/kg p.c. par jour administrée à tous les deux jours (Mobil, 1990; Feuston <i>et al.</i> , 1997).

		<p>200 mg/kg p.c. par jour d'après l'augmentation du volume du foie (femelles) et 2 000 mg/kg p.c. par jour d'après l'augmentation du volume du foie, des changements pathologiques à cet organe (mâles), des modifications des organes lymphoïdes et des cas de moelle osseuse hypocellulaire légers à sévères. 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. Une mort liée au traitement a été observée à la dose 1 000 mg/kg p.c. par jour et deux morts liées au traitement ont été observées à celle de 2 000 mg/kg p.c. par jour (API, 1983).</p>
	64741-81-7	<p>8 mg/kg p.c. par jour d'après la réduction du poids (relatif et absolu) du thymus, l'augmentation du poids du foie (relatif) et une irritation 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 rates par dose) durant les jours de gestation 0 à 19. On a constaté une altération des paramètres hématologiques et une aberration de la composition chimique du sérum à une dose non précisée ainsi qu'une irritation cutanée en fonction de la dose. Par ailleurs, 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, ainsi qu'un état moribond à une dose de 250 mg/kg p.c. par jour (Mobil, 1994a).</p>
	64742-90-1	<p>CMENO par inhalation = 540 mg/m³ d'après la diminution du poids corporel liée à la concentration administrée (plus grave chez les mâles) et l'augmentation du poids du foie (femelles). On a administré les substances d'essai à des concentrations de 540 ou 2 000 mg/m³ à des rats Fischer 344 mâles et femelles (5 rats de chaque sexe par dose), 6 heures par jour pendant 9 jours. On a observé une augmentation, liée à la concentration administrée, de la perte de poils, de l'écoulement nasal, de l'écoulement autour des yeux, de la fermeture des yeux et du souillage périanal. On a également observé une décoloration jaunâtre des poumons et une hyperplasie des macrophages alvéolaires à toutes les concentrations. En outre, on a constaté 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/m³ (Gordon, 1983).</p>
	64741-62-4	<p>DMENO par voie orale : ≥ 125 mg/kg correspondant à la toxicité maternelle. On a administré une dose unique de 2 000 mg/kg p.c. ou de 125, 500 ou 2 000 mg/kg p.c. à des rates Sprague-Dawley gravides (probablement par gavage) durant une journée de leur gestation, soit des jours 11 à 15 (profil des effets tératogènes en fonction du jour de gestation) ou au jour 12 (profil des effets tératogènes en fonction de la dose) respectivement. Ces données proviennent de deux études distinctes utilisant chacune deux échantillons différents.</p> <ol style="list-style-type: none"> 1) Observations générales (≥ 500 mg/kg) : exsudats vaginaux rouges, taches périnatales et diminution de fèces. 2) Effets tératogènes par rapport au jour de gestation (2 000 mg/kg) : Réduction du gain de poids corporel et du poids du thymus (sans tenir compte du jour d'exposition). 3) Effets tératogènes par rapport à la dose (125, 500, 2 000 mg/kg) : Diminution du gain de poids corporel et du poids du thymus liée à la dose (Feuston et Mackerer, 1996).
Toxicité subchronique	64741-62-4	<p>Plus faibles DMENO par voie cutanée :</p> <p>8 mg/kg p.c. par jour d'après la réduction importante du nombre de plaquettes; 30 mg/kg p.c. par jour (mâles) et 125 mg/kg p.c. par jour (femelles) d'après les réductions liées à la dose (nombre de globules rouges, taux d'hémoglobine et d'hématocrite et poids du thymus), l'augmentation liée à la dose (poids du foie) et la hausse du taux de mortalité (20 % des mâles et 80 % des femelles). 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 par sexe et par dose), 5 fois par semaine</p>

		<p>durant 13 semaines. On a aussi observé une augmentation liée à la dose du poids du foie et une diminution du nombre de plaquettes à des doses de 30 mg/kg p.c. par jour (mâles) et de 125 mg/kg p.c. par jour (femelles). Une réduction du gain de poids corporel a été observée pour les deux sexes à la dose de 125 mg/kg p.c. par jour. Tous les rats mâles et femelles sont morts à des doses de 125 mg/kg p.c. par jour et de 500 mg/kg p.c. par jour, respectivement (Feuston <i>et al.</i>, 1997; Mobil, 1988).</p> <p>8 mg/kg p.c. par jour d'après l'augmentation du poids relative du foie (mâles et femelles) et l'augmentation du poids absolu 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 qu'une anomalie des paramètres chimiques du sérum et des paramètres hématologiques à des doses non précisées (Feuston <i>et al.</i>, 1994).</p>
	64741-81-7	8 mg/kg p.c. par jour d'après une irritation cutanée modérée (liée à la dose) et 30 mg/kg p.c. par jour d'après une altération de la composition chimique du sérum. 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 par sexe et par dose), 5 fois par semaine pendant 13 semaines. À la dose de 30 mg/kg p.c. par jour, une altération des paramètres hématologiques et une diminution du poids (relatif et absolu) du thymus ont été observées. Une diminution du gain de poids corporel (mâles), une augmentation du poids (relatif et absolu) du foie et une diminution du nombre de cellules lymphoïdes dans le thymus ont aussi été observées à la dose 125 mg/kg p.c. par jour (Mobil, 1994b).
	68783-08-4	Autre DMENO par voie cutanée = 125 mg/kg p.c. par jour d'après la tuméfaction et la rougeur des ganglions lymphatiques ainsi que l'épaississement de la crête de séparation entre les sections non glandulaires et glandulaires de l'estomac. On a également observé des changements dans un certain nombre de paramètres chimiques du sérum et de paramètres hématologiques, ainsi qu'une augmentation de la taille du foie et une diminution de la taille du thymus à la dose de 125 mg/kg p.c. par jour. À la dose de 500 mg/kg p.c. par jour, les effets observés comprenaient une diminution du gain de poids corporel (mâles), une réduction de l'hématopoïèse dans la moelle osseuse et du nombre de lymphocytes dans les thymus, l'hypertrophie du foie, la formation de tissu conjonctif ainsi qu'une augmentation des zones d'hématopoïèse, de nécrose focale et de mort de cellules dans le foie. On a appliqué une dose de 30, 125 ou 500 mg/kg p.c. par jour sur la peau de rats Sprague-Dawley mâles et femelles (10 rats par groupe), à raison de 5 fois par semaine pendant 13 semaines. On a observé une légère irritation de la peau pour toutes les doses (Mobil, 1992).
Cancérogénicité	64741-61-3	<p>Étude par voie cutanée : Des groupes de souris CD1 (25 souris de chaque sexe) se sont vu administrer 20 mg (714 mg/kg p.c.)^{3,4} de la substance d'essai, à raison de 3 fois par semaine pendant 18 mois. On a observé une incidence accrue des tumeurs (87 % des masses observables étaient des tumeurs cutanées, dont 86 % d'entre elles étaient des papillomes bénins. Des carcinomes squameux étaient également présents (Sun Petroleum Products Co., 1979).</p> <p>Un groupe de souris Swiss femelles (100 souris) s'est vu administrer 800 mg/kg p.c. (20 mg)^{3,4} de la substance d'essai, à raison de 3 fois par semaine pendant 18 mois. On a observé une augmentation importante de l'incidence des tumeurs chez les souris exposées à la substance (43 carcinomes squameux) et de nombreuses lésions moins graves (Sun Petroleum Products Co., 1979).</p>
	64741-80-6	Étude par voie cutanée : Des groupes de souris C3H mâles (10 à 30 souris par groupe) se sont vu administrer 1 563 ou 3 125 mg/kg p.c. (50 ou 100 mg) ^{3,4} de

	<p>64741-45-3 et 64741-80-6</p>	<p>fractions à point d'ébullition élevé de [31], 1, 2 ou 3 fois par semaine pendant 18 mois ou jusqu'à ce qu'on observe un cancer de manière macroscopique (aucune précision fournie). On a observé un nombre élevé de tumeurs cutanées (aucun résultat fourni). Toutefois, il a été impossible de démontrer l'existence d'une corrélation entre l'intervalle de distillation, la teneur en benzo[a]pyrène, l'incidence des tumeurs ou le délai d'apparition de la première tumeur (Lewis, 1983).</p> <p>Étude par voie cutanée : Des groupes de souris C3H (19 à 40 souris par groupe) se sont vu administrer 20 ou 50 mg (714 ou 1 876 mg/kg p.c.)^{3,4} de la substance d'essai, 2 fois par semaine (la durée n'est pas précisée). L'exposition à 20 mg du Mélange 1 (100 % de résidu de tour atmosphérique et 0 % de résidu de craquage) a entraîné l'apparition de tumeurs cutanées malignes et bénignes chez 1 souris sur 19 et 1 souris sur 19, respectivement (le nombre effectif final⁵ de souris était de 17). L'exposition à 50 mg du Mélange 1 a entraîné l'apparition de tumeurs cutanées malignes et bénignes chez 3 souris sur 20 et 7 souris sur 20, respectivement avec une période de latence de 58,8 semaines (le nombre effectif final de souris était de 17). L'exposition à 20 mg du Mélange 2 (95 % de résidu de tour atmosphérique et 5 % de résidu de craquage) a entraîné l'apparition de tumeurs cutanées malignes et bénignes chez 15 souris sur 30 et 8 souris sur 30, respectivement, avec une période de latence de 41,5 semaines (le nombre effectif final de souris était de 27). L'exposition à 50 mg du Mélange 2 a entraîné l'apparition de tumeurs cutanées malignes et bénignes chez 13 souris sur 30 et 8 souris sur 30, respectivement, avec une période de latence de 28,3 semaines (le nombre effectif final de souris était de 27). L'exposition à 20 mg du Mélange 3 (90 % de résidu de tour atmosphérique et 10 % de résidu de craquage) a entraîné l'apparition de tumeurs cutanées malignes et bénignes chez 19 souris sur 30 et 7 souris sur 30, respectivement, avec une période de latence de 40,4 semaines (le nombre effectif final de souris était de 26). L'exposition à 50 mg du Mélange 3 a entraîné l'apparition de tumeurs cutanées malignes et bénignes chez 22 souris sur 30 et 3 souris sur 30, respectivement, avec une période de latence de 32,2 semaines (le nombre effectif final de souris était de 25). L'exposition à 20 mg du Mélange 4 (80 % de résidu de tour atmosphérique et 20 % de résidu de craquage) a entraîné l'apparition de tumeurs cutanées malignes et bénignes chez 12 souris sur 25 et 9 souris sur 25, respectivement, avec une période de latence de 25,2 semaines (le nombre effectif final de souris était de 23) (Bingham <i>et al.</i>, 1980).</p>
	64741-62-4	<p>Plus faible effet par voie cutanée = 8,4 mg/kg p.c. (25 µL d'huile clarifiée de craquage catalytique à une concentration de 1 %). Des groupes de souris C3H mâles (50 souris par dose) se sont vu administrer 25 µL d'huile à des concentrations de 1, 2, 5, 10 et 20 % (8,4, 16,8, 42, 83,8 et 167,6 mg/kg p.c.)^{4,6,7,8} 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 (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), seulement deux ont développé des papillomes bénins et aucune n'a développé de carcinomes (McKee <i>et al.</i>, 1990).</p> <p>Étude par voie cutanée d'initiation et de promotion : <i>Initiation :</i> des groupes de souris CD mâles (30 souris par groupe) se sont vu</p>

		<p>administrer 50 µL d'huile clarifiée de craquage catalytique à une concentration de 1 % (16,8 mg/kg p.c.)^{4,6,8} dans le toluène, 1 fois par jour pendant 5 jours consécutifs. Après une période de repos de 2 semaines, on a appliqué le promoteur acétate et myristate de phorbol 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).</p> <p><i>Promotion</i> : 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>
<p>Toxicité pour le développement et la reproduction</p>	<p>64741-45-3</p> <p>64741-62-4</p>	<p>DSENO par voie cutanée, pour la reproduction (mâles) = 928 mg/kg p.c. par jour pour les paramètres testiculaires. Des doses de 0,01, 0,25 ou 1 mL/kg par jour (9, 231 ou 928 mg/kg p.c. par jour) ont été appliquées à des rats Sprague-Dawley mâles, 5 fois par semaine durant 4 semaines (UBTL, 1990).</p> <p>DMENO par voie cutanée, pour le développement = 1 000 mg/kg p.c. par jour d'après l'augmentation de la durée de gestation et la diminution du poids corporel des ratons. On a appliqué des doses de 50, 333 ou 1 000 mg/kg p.c. par jour sur la peau rasée du dos de rates Sprague-Dawley gravides durant les jours de gestation 0 à 20 (UBTL, 1994).</p> <p>Plus faible DMENO par voie cutanée, pour la reproduction (femelles) = 1 mg/kg p.c. par jour d'après la diminution du nombre de fœtus vivants, l'incidence accrue des cas de résorption, l'augmentation des résorptions précoces et le pourcentage accru de résorption ou de mort des conceptus par portée (ces effets, qui ont été observés à toutes les doses toxiques pour les mères, étaient tous liés à la dose administrée). À la dose de 1 mg/kg p.c. par jour, on a observé une augmentation de l'incidence des variations fœtales associées à une diminution du poids corporel du fœtus, y compris une légère dilatation des ventricules latéraux du cerveau, la dilatation modérée du bassin du rein, les centres des vertèbres thoraciques bifides et la diminution du nombre moyen de vertèbres caudales, de métacarpiens et de phalanges de pattes arrière ossifiées (on précise que ces effets sont des retards réversibles du développement). On a appliqué des doses de 0,05, 1,0, 10, 50 ou 250 mg/kg p.c. par jour sur la peau rasée du dos de rates CD gravides durant les jours de gestation 0 à 19 (Hoberman <i>et al.</i>, 1995).</p> <p>Plus faible DMENO par voie cutanée, pour le développement = 8 mg/kg p.c. par jour d'après les anomalies fœtales 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 (la dose de 4 mg/kg p.c. par jour a été administrée en donnant 8 mg/kg p.c. 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 (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 de cas de résorption, une diminution du nombre de fœtus viables et 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 (Feuston <i>et al.</i>, 1989; Mobil, 1987c).</p> <p>Autres études par voie cutanée : 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 (15 rates par dose) durant les jours de gestation 0 à 19 (une dose de 4 mg/kg p.c. par jour a été administrée en donnant 8 mg/kg p.c. tous les deux jours). À une dose de</p>

		<p>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 foetus (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>Autres études par voie cutanée : 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 rats par dose), 5 fois par semaine durant 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>DMENO par voie orale sur la reproduction et le développement = \geq 125 mg/kg d'après l'augmentation des cas de résorption, la diminution du poids des fœtus et l'augmentation de l'incidence des malformations squelettiques. 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 14 (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 12 (profil des effets tératogènes en fonction de la dose). Ces données proviennent de deux études distinctes utilisant chacune deux échantillons différents (fonds de colonne principale de craqueur catalytique en lit fluidisé et fonds de « syntower » de craqueur catalytique Thermoform).</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 étaient réduits à 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 et 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>
Génotoxicité : <i>in vivo</i>	64741-90-1	Résultats positifs pour l'induction de micronoyaux (DMENO par voie orale) = 1 250 mg/kg p.c. (mâles) et 5 000 mg/kg p.c. (femelles). Des groupes de souris CD Swiss mâles et femelles (10 souris de chaque sexe par 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 (Khan et Goode, 1984).
	64741-62-4	Résultats positifs pour l'échange de chromatides sœurs (DMENO pour l'injection intrapéritonéale) = 2 000 mg/kg p.c. (mâles) et 4 000 mg/kg p.c. (femelles). Des groupes de souris B6C3F1 mâles et femelles (5 souris par sexe et par dose) se sont vu administrer une dose unique de 400, 2 000 ou 4 000 mg/kg p.c. de la substance 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. La réponse était également liée à la dose administrée (API, 1985b).

	64741-62-4	<p>750 µg/mL, en présence d'activation métabolique par un activateur S9 (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 (avec et sans activateur S9) et une toxicité importante à toutes les concentrations (en présence d'activateur S9). On a aussi observé une augmentation de la fréquence des mutations à une concentration de 750 µg/mL, en présence d'activation métabolique par un activateur S9; cette augmentation était accompagnée d'une réponse liée à la dose relativement linéaire pour les doses 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 des mutations à une concentration de 500 µg/mL (les concentrations plus élevées étaient toxiques) [Papciak et Goode, 1984].</p> <p>Résultats positifs pour la mutagénicité (essai sur lymphome de souris) : Des cellules L5178Y ont été exposées, pendant 4 heures, à des concentrations d'API 81-15 allant de 1,95 à 31,3 nL/mL, 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 fait augmenter la fréquence des mutations proportionnellement à la dose 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 activateur S9, et de 100 à 5 000 µg/mL, en présence d'activateur S9. On a observé une augmentation de l'échange de chromatides sœurs en présence d'activation métabolique. Aucune augmentation de l'échange de chromatides sœurs n'a été observée sans activation (API, 1985f).</p> <p>Résultats ambigus pour la transformation cellulaire : Des cellules embryonnaires de souris BALB/3T3 ont été exposées à la substance d'essai à des concentrations de 1, 3, 6 et 9 µg/mL, sans 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. On a aussi observé de faibles taux de survie 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 les aberrations cellulaires (essai cytogénétique) : Des cellules d'ovaire de hamster chinois ont été exposées à la substance d'essai à des concentrations de 5, 8, 10, 12 ou 15 µL/mL, avec ou sans activation métabolique par un activateur S9 (Mobil, 1987b).</p>
Études sur les humains		Aucune étude n'a été recensée.

¹ Les mazouts lourds restreints aux installations sont indiqués en caractères gras.

² Abréviations : CL₅₀, concentration létale médiane; CMENO, concentration minimale avec effet nocif observé; CSENO, concentration sans effet nocif observé; DL₅₀, dose létale médiane; DMENO, dose minimale avec effet nocif observé.

³ La formule suivante a été utilisée pour la conversion des valeurs fournies en mg/kg p.c. : xmg/p.c.

⁴ Comme le poids corporel (p.c.) n'était pas indiqué, les normes de laboratoire de Salem et Katz (2006) ont été utilisées.

⁵ Nombre effectif = nombre de souris qui ont une exposition adéquate moins le nombre de souris qui meurent sans présenter de tumeur (CIRC, 1989b).

⁶ La formule suivante a été utilisée pour convertir les valeurs fournies en mg/kg p.c. : (% de dilution × mL × ρ)/p.c.

⁷ Comme la densité n'était pas indiquée, la densité de CONCAWE, 1998 a été utilisée.

⁸ Dilution volume/volume présumée.