

Évaluation préalable finale Approche pour le secteur pétrolier

**Naphtes à faible point d'ébullition
[restreints aux industries]**

Numéros de registre du Chemical Abstracts Service

64741-42-0

64741-69-1

64741-78-2

**Environnement Canada
Santé Canada**

Juillet 2013

Synopsis

Les ministres de l'Environnement et de la Santé ont procédé à une évaluation préalable des naphtes à faible point d'ébullition (NFPE) suivants restreints aux industries :

N° CAS ^a	Nom dans la LIS ^b
64741-42-0	Naphta à large intervalle d'ébullition (pétrole), distillation directe
64741-69-1	Naphta léger (pétrole), hydrocraquage
64741-78-2	Naphta lourd (pétrole), hydrocraquage

Abréviation : N° CAS, numéro de registre du Chemical Abstracts Service.

^a Le n° CAS est la propriété de l'American Chemical Society. Toute utilisation ou redistribution est interdite sans l'autorisation écrite préalable de l'American Chemical Society, sauf si elle sert à répondre aux besoins législatifs ou si elle est nécessaire pour les rapports destinés au gouvernement lorsque des renseignements et des rapports sont exigés par la loi ou une politique administrative.

^b LIS = Liste intérieure des substances.

Une priorité élevée a été accordée à la prise de mesures à l'égard de ces substances dans le cadre de la catégorisation des substances de la Liste intérieure, car on estime que ces substances présentent le plus fort risque d'exposition ou un risque d'exposition intermédiaire pour les particuliers au Canada et que leur risque pour la santé humaine est élevé. Ces substances satisfont aux critères de catégorisation écologique relatifs à la persistance ou au potentiel de bioaccumulation et à la toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques. Elles ont été incluses dans l'approche pour le secteur pétrolier parce qu'elles sont liées à ce secteur et sont considérées comme des substances de composition inconnue ou variable, des produits de réactions complexes ou des matières biologiques (UVCB).

Les NFPE sont des combinaisons complexes d'hydrocarbures pétroliers utilisés comme composés de fluidification dans les produits pétroliers finaux, comme produits intermédiaires de distillats ou comme résidus provenant d'unités de distillation ou d'extraction. Les produits pétroliers finaux sont habituellement une combinaison de NFPE et d'hydrocarbures de qualité supérieure qui ont été produits dans une raffinerie ou une usine de valorisation. Des structures représentatives de chaque classe chimique des substances ont été choisies pour prévoir le comportement général de ces substances complexes et en évaluer les effets potentiels sur l'environnement.

Les NFPE faisant l'objet de la présente évaluation préalable (n° CAS 64741-42-0, 64741-69-1 et 64741-78-2) sont restreints aux industries (c.-à-d. qu'ils constituent un sous-ensemble de NFPE qui peuvent quitter une installation du secteur pétrolier et être transportés dans d'autres installations industrielles). Selon les renseignements déclarés en application de l'article 71 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE (1999)] et d'autres sources de renseignements, ces NFPE sont transportés à partir d'installations du secteur pétrolier à d'autres installations industrielles par navire et par camion.

D'après les résultats d'une comparaison des concentrations susceptibles d'entraîner des effets nocifs sur les organismes avec les niveaux d'exposition estimés, les rejets dans le sol pendant le chargement, le déchargement et le transport peuvent avoir des effets nocifs sur les organismes terrestres. Toutefois, étant donné les conditions de tels rejets et la fréquence relativement faible des déversements dans le sol, les risques d'effets nocifs pour l'environnement dus à ces déversements sont faibles. Il y a aussi un faible risque d'effets nocifs pour les organismes terrestres provenant des NFPE rejetés dans l'air lors des activités de chargement des navires et des camions. Comme aucun déversement en mer n'a été signalé durant le transport, ces NFPE présentent un faible risque d'effets nocifs pour les organismes aquatiques.

Selon les données contenues dans la présente évaluation préalable sur la fréquence et l'importance des déversements, ces substances présentent un risque faible d'effets nocifs sur les organismes ou sur l'intégrité globale de l'environnement. Il est conclu que les trois NFPE restreints aux industries (n° CAS 64741-42-0, 64741-69-1 et 64741-78-2) ne satisfont à aucun des critères énoncés à l'alinéa 64a) ou 64b) de la LCPE (1999), car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, des effets nocifs sur l'environnement ou sur la diversité biologique, ou à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

La cancérogénicité constitue un effet critique pris en considération lors de la catégorisation initiale des NFPE restreints aux industries en se fondant principalement sur les classifications établies par des organismes internationaux. De plus, le benzène, un composant des NFPE, a été désigné par Santé Canada et plusieurs organismes de réglementation internationaux comme une substance cancérogène. En plus d'étudier les données propres aux NFPE pour caractériser l'exposition potentielle de la population générale aux émissions de vapeurs de NFPE ainsi que les risques de ces émissions pour la population, le benzène, un composant très dangereux des NFPE, a été choisi à cet effet. Plusieurs études sur des souris ont également confirmé la formation de tumeurs de la peau après l'application cutanée répétée de NFPE. Cependant, des essais *in vivo* et *in vitro* n'ont pas donné d'indications suffisantes de la génotoxicité des NFPE, ni de leurs effets nocifs possibles sur la reproduction et le développement. Les données disponibles sur d'autres NFPE de l'approche pour le secteur pétrolier qui présentent des similarités du point de vue de leur traitement et de leurs propriétés physico-chimiques ont été prise en compte pour caractériser les effets sur la santé humaine.

Les propriétés physico-chimiques des NFPE indiquent que ces substances contiennent des constituants très volatils. Les personnes à proximité des couloirs de navigation et de camionnage sont potentiellement exposées par inhalation aux vapeurs dans l'air ambiant des NFPE restreints aux industries en raison des gaz d'évaporation durant le transport. Les marges entre la tranche supérieure des estimations de l'exposition aux concentrations atmosphériques maximales des composés organiques volatils totaux ou du benzène, en fonction de la fraction aromatique des NFPE, et les concentrations associées à un effet critique par inhalation sont considérées comme étant prudentes et comme offrant une protection adéquate pour tenir compte des incertitudes liées aux effets sur la santé et à

l'exposition. Comme la population générale n'est pas censée être exposée aux NFPE restreints aux industries par voie orale ou cutanée, on ne s'attend donc pas à ce que l'exposition à de tels NFPE par ces voies présente un risque pour la santé humaine.

Selon les renseignements contenus dans la présente évaluation préalable, il est conclu que les NFPE restreints aux industries (n° CAS 64741-42-0, 64741-69-1 et 64741-78-2) ne satisfont à aucun des critères énoncés à l'alinéa 64c) de la LCPE (1999) puisqu'ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Il est donc conclu que ces trois NFPE restreints aux industries portant les n^{os} CAS 64741-42-0, 64741-69-1 et 64741-78-2 ne satisfont à aucun des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE (1999).

En tant que substances inscrites sur la Liste intérieure, 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 de nouvelles activités non décelées ni évaluées fassent en sorte que ces substances satisfont aux critères de l'article 64 de la *Loi*. Par conséquent, on envisage d'appliquer les dispositions de la *Loi* relatives à de nouvelles activités à ces substances. Toute activité proposée (fabrication, importation, utilisation ou transport) serait ainsi soumise à une évaluation plus approfondie afin de déterminer si d'autres mesures de gestion des risques doivent être prises à son égard.

Introduction

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

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

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

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

Les évaluations préalables effectuées aux termes de la LCPE (1999) mettent l'accent sur les renseignements jugés essentiels pour déterminer si une substance satisfait aux critères de toxicité des substances chimiques au sens de l'article 64 de la *Loi*. Les évaluations préalables 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 est basée sur une évaluation des risques potentiels pour l'environnement ou la santé humaine associés aux expositions dans l'environnement en général. Pour les humains, cela inclut, sans toutefois s'y limiter, les expositions par l'air ambiant et intérieur, l'eau potable, les produits alimentaires et l'utilisation de produits de consommation. Une conclusion établie en vertu de la LCPE (1999) portant sur les substances pétrolières énumérées dans le Plan de gestion des produits chimiques ne s'applique pas à une évaluation, qu'elle n'empêche pas non plus, des critères de risque définis dans le *Règlement sur les produits contrôlés*, qui font partie du cadre réglementaire du Système d'information sur les matières dangereuses au travail (SIMDUT) pour les produits destinés à être utilisés au travail. De la même manière, la conclusion qui s'inspire des critères contenus dans l'article 64 de la LCPE (1999) n'empêche pas les mesures prises en vertu d'autres articles de la LCPE ou d'autres lois.

Groupes de substances pétrolières

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

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

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

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

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

0. Groupe 4 : Les substances susceptibles d'être présentes dans les produits offerts aux consommateurs.

Une analyse des données disponibles a permis de déterminer que 16 substances pétrolières sont évaluées comme substances du groupe 2. Ces substances sont présentes dans cinq des neuf groupes suivants : mazouts lourds, gazoles, gaz de pétrole et de raffinerie, naphtes à faible point d'ébullition (NFPE) et pétrole brut.

La présente évaluation préalable porte sur trois NFPE restreints aux industries (n° CAS 64741-42-0, 64741691 et 64741-78-2). Ces substances ont été définies comme des PFRE ou des REI dans le cadre de l'exercice de catégorisation, et on estime qu'elles présentent un risque élevé pour la santé humaine. Ces substances satisfont aux critères de catégorisation écologique relatifs à la persistance, au potentiel de bioaccumulation et à la toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques. Selon les renseignements déclarés en application de l'article 71 de la LCPE (1999) [Environnement Canada, 2008 et 2009], ces substances peuvent être utilisées sur place ou être transportées à partir de raffineries et d'usine de valorisation à d'autres installations industrielles, mais elles ne sont pas vendues directement aux consommateurs. Elles ont été incluses dans l'approche pour le secteur pétrolier parce qu'elles sont liées au secteur pétrolier et qu'il s'agit de combinaisons complexes d'hydrocarbures pétroliers.

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

Vingt NFPE restreints aux installations ont déjà été évalués en tant que substances du groupe 1, et dix autres sont évalués séparément, car ils appartiennent aux groupes 3 et 4 (voir ci-dessus). Les effets sur la santé des NFPE restreints aux industries ont été analysés à partir des données sur les effets sur la santé recueillies pour l'ensemble des NFPE de priorité élevée parce que les données sur les NFPE restreints aux industries étaient insuffisantes.

La présente évaluation préalable prend en considération les renseignements sur les propriétés chimiques, les utilisations et les effets des substances, ainsi que sur l'exposition à celles-ci, y compris l'information fournie en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999) et l'information déclarée volontairement par l'industrie. Les données pertinentes pour l'évaluation préalable de ces substances sont tirées de publications originales, de rapports de synthèse et d'évaluation, de rapports de recherche de parties intéressées et d'autres documents consultés au cours de recherches documentaires menées récemment, jusqu'en mars 2010 en ce qui concerne les sections du document concernant l'exposition humaine et l'environnement, et jusqu'en septembre 2011 en ce qui concerne la section du document portant sur les effets sur la santé. Les études les plus importantes ont fait l'objet d'une évaluation critique et les résultats de modélisation ont servi à formuler des conclusions.

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

L'évaluation des risques pour la santé humaine tient compte des données utiles à l'évaluation de l'exposition de la population générale (exposition non professionnelle) ainsi que des données sur les effets pour la santé. Les effets sur la santé ont été évalués à partir de l'ensemble des données toxicologiques recueillies pour les NFPE de priorité élevée, ainsi que pour les composants très dangereux que l'on sait présents dans les NFPE. Les décisions concernant les risques pour la santé humaine reposent sur la nature de l'effet critique retenu et sur la marge entre les valeurs prudentes de concentration donnant lieu à des effets et les estimations de l'exposition, en tenant compte de la

confiance accordée au caractère exhaustif des bases de données sur l'exposition et les effets, et ce, dans le contexte d'une évaluation préalable. L'évaluation préalable n'est pas un examen exhaustif ou critique de toutes les données disponibles. Il s'agit plutôt d'un sommaire des renseignements essentiels à la base de la conclusion actuelle.

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

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

Identité de la substance

De manière générale, les NFPE sont des mélanges liquides d'hydrocarbures complexes qui renferment des constituants volatils et qui sont produits par raffinage ou par valorisation du pétrole brut ou du bitume, ou dans des usines de traitement du gaz naturel. Ces fractions pétrolières légères sont souvent utilisées en tant que composés de fluidification pour l'essence, les solvants et d'autres composants industriels et résidentiels. Ce sont des substances dont les propriétés sont variables, dont les limites d'ébullition se situent entre 20 et 230 °C, et dont le nombre d'atomes de carbone se situe principalement entre 4 et 12 (CONCAWE, 2005) [tableau A2.1 de l'annexe 2]. Les NFPE sont composés d'alcanes, d'isoalcanes, de cycloalcanes et d'aromatiques, voire des alcènes lorsqu'ils sont soumis à un procédé de craquage.

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

Propriétés physiques et chimiques

La composition ainsi que les propriétés physico-chimiques des NFPE diffèrent selon les sources de pétrole brut, de bitume et de gaz naturel, et selon les étapes de traitement. Le tableau 1 résume les propriétés physico-chimiques des NFPE restreints aux industries.

Tableau 1. Propriétés physiques et chimiques générales des NFPE restreints aux industries

N° CAS	Rapport entre aromatiques et aliphatiques ^a	Solubilité dans l'eau	Limites d'ébullition (°C)	Densité relative (g/cm ³)	Références
64741-42-0	4:96	< 0,1 vol. en % à 20 °C	20–220	0,70	BESC, 2000a
64741-69-1	26:52	De 30 à 100 mg/L à 20 °C	20–180		BESC, 2000b
64741-78-2	20:80		65–230		CONCAWE, 1992; BESC, 2000c; API, 2001a

^a La composition des NFPE est variable, et des données exactes sur le ratio des composants ne sont pas disponibles. Les données présentées ici sont des estimations basées sur des données de produits pétroliers semblables (voir les références).

Afin de prévoir le comportement et le devenir dans l'environnement de substances pétrolières complexes comme ces NFPE, des structures représentatives ont été choisies parmi chaque groupe chimique contenu dans les substances (tableau A2.2 de l'annexe 2). À partir de la base de données du système PETROTOX (2009), dix-neuf structures ont été choisies en fonction des plages de températures d'ébullition de chaque NFPE, de la quantité de données sur chaque structure, et du milieu de la plage de températures d'ébullition des structures similaires. Étant donné que la composition de la plupart des NFPE n'est pas bien établie, les structures représentatives n'ont pu être choisies en fonction de leur proportion dans la substance. En raison de ce manque de données générales sur la composition, on a choisi des structures représentatives des alcanes, des isoalcanes, des alcènes, des cycloalcanes monocycliques et bicycliques, et des aromatiques monocycliques et bicycliques dont le nombre de carbones se situe entre quatre et douze. Des données sur les propriétés physico-chimiques ont été obtenues dans des ouvrages scientifiques et dans les modèles environnementaux inclus dans l'Estimation Programs Interface Suite (EPI Suite, 2008) de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA) [tableau A2.2 de l'annexe 2].

Les limites de solubilité dans l'eau varient entre très faible (0,004 mg/L) pour les alcanes ayant les chaînes les plus longues à élevée (1 790 mg/L) pour les substances monoaromatiques les plus simples. En règle générale, les composés aromatiques sont plus solubles que les alcanes, les isoalcanes et les cycloalcanes de taille semblable. Les valeurs expérimentales et modélisées de la pression de vapeur liées aux structures représentatives varient entre modérées et très élevées et tendent à diminuer en fonction de la taille moléculaire (tableau A2.2 de l'annexe 2). Cela indique que les pertes dans l'air à

partir du sol et de l'eau seront probablement élevées et que l'air sera le dernier milieu récepteur de la plupart des composantes de NFPE.

Sources

Les NFPE restreints aux industries sont produits dans des raffineries et des usines de valorisation du Canada. Les descriptions des numéros CAS (NCI, 2006) et les diagrammes des procédés de traitement typiques (Hopkinson, 2008) indiquent l'origine de ces NFPE. Les renseignements fournis en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999) indiquent que ces substances peuvent être des flux intermédiaires utilisés dans une installation, peuvent être intégrées à un mélange qui quitte l'installation sous un numéro CAS différent, ou peuvent être transportées ailleurs pour être utilisées comme matières de base dans d'autres installations industrielles (Environnement Canada, 2008, 2009).

Le numéro CAS 64741-42-0 fait référence à une distillation directe qui provient directement de la distillation atmosphérique de pétroles bruts dont la chaîne carbonée comporte de quatre à onze atomes de carbone.

Les substances portant les numéros CAS 64741-69-1 et 64741-78-2 ont des légères différences au niveau de la longueur de leurs chaînes de carbone prédominantes, mais elles représentent chacune un distillat obtenu par le fractionnement d'effluents provenant de l'hydrocraquage dans une raffinerie ou une usine de valorisation.

La substance portant le numéro CAS 64741-78-2 est un mélange complexe d'hydrocarbures provenant de la distillation de produits issus d'un procédé d'hydrocraquage, constitués largement d'hydrocarbures saturés comptant de 6 à 12 atomes de carbone. Dans les raffineries, cette substance est utilisée dans les mélanges d'essence. Dans les usines de valorisation, elle est ajoutée dans le flux du diluant de naphta ou dans le procédé d'hydrotraitement des distillats moyens.

Les volumes transportés au Canada, y compris les envois au Canada, ainsi que les importations et les exportations, ont été fournis en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999) (Environnement Canada, 2009). La quantité annuelle totale transportée par différents modes de transport (navires et camions) est de moins de deux millions de tonnes (année 2006).

Utilisations

Selon les renseignements recueillis dans l'*Avis concernant certaines substances pétrolières de priorité élevée* (Environnement Canada, 2008) et l'*Avis concernant certaines substances pétrolières de priorité élevée pouvant être limitées à l'industrie* (Environnement Canada, 2009), qui ont tous les deux été publiés aux termes de l'article 71 de la LCPE (1999), les NFPE restreints aux industries faisant l'objet de la présente évaluation sont utilisés sur place, mélangés à d'autres substances qui quittent l'installation avec un numéro CAS différent ou transportés vers d'autres installations

industrielles pour être utilisés comme matières de base. Bien que ces substances aient été désignées par plusieurs codes d'utilisation au cours de l'élaboration de la LIS, il a été déterminé, d'après les renseignements fournis en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999), les déclarations volontaires de la part de l'industrie, un examen approfondi de la littérature et l'étude des fiches signalétiques, que ces NFPE restreints aux industries (les numéros de CAS faisant l'objet de la présente évaluation préalable) peuvent être transportés à l'extérieur d'une installation pétrolière vers une autre installation industrielle, où ils sont alors utilisés comme matières premières, mais ils ne se retrouvent pas sur le marché dans leur forme originale.

Rejets dans l'environnement

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

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

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

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

Terminologie	Définition
	involontaire, qui a lieu dans des conditions normales d'exploitation, d'une substance gazeuse dans l'air ambiant. Ce rejet peut se produire de manière régulière. Les émissions fugitives peuvent être réduites, mais ne peuvent pas être entièrement évitables, en raison des propriétés physiques et chimiques de la substance, de la conception de l'équipement et des conditions d'exploitation. Les émissions de gaz d'évaporation émises pendant le transport des substances pétrolières sont des émissions fugitives qui sont prises en considération dans l'analyse de l'exposition humaine visant à évaluer les effets nocifs potentiels de la substance sur la santé humaine.

Rejets potentiels sur place

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

Rejets contrôlés

Dans la présente évaluation préalable, les NFPE restreints aux industries proviennent des colonnes de distillation de raffineries et d'usines de valorisation, sous forme de distillat. Par conséquent, les rejets contrôlés de ces NFPE peuvent se produire aux soupapes de surpression, aux vannes d'aération et aux systèmes de vidange de la tuyauterie ou des réservoirs où ces flux sont générés.

Dans des conditions de fonctionnement normal, les rejets contrôlés de NFPE restreints aux industries seraient récupérés dans un système fermé³, selon des procédures définies, puis retournés à l'installation de traitement ou à l'installation de traitement des eaux usées. Dans les deux cas, on ne s'attend pas à ce que l'ensemble de la population ou l'environnement soit exposé aux NFPE restreints aux industries.

Rejets involontaires

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

³Aux fins de l'évaluation préalable des substances inscrites dans l'approche pour le secteur pétrolier, un système fermé est défini comme un système à l'intérieur d'une installation qui ne rejette aucune substance dans l'environnement, et dont les gaz d'évaporation sont récupérés pour être redistribués, réutilisés ou détruits.

fréquents dans le cas de pratiques inappropriées d'entretien ou d'exploitation. Il existe des mesures réglementaires et non réglementaires pour réduire ces événements dans les raffineries et les usines de valorisation des produits pétroliers (annexe 3) [SENES, 2009] Ces mesures sont conçues pour une application générale plutôt que particulière à une substance afin de limiter les rejets non habituels de toutes les substances dans le secteur pétrolier.

Conclusion pour les rejets potentiels sur place

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

Rejets potentiels provenant du transport

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

La manipulation sur place des substances pétrolières aux fins de transport est réglementée à l'échelle fédérale et provinciale/territoriale par des lois qui couvrent le chargement et le déchargement (annexe 3).

Pour les substances contenant des composants hautement volatils (p. ex. NFPE, essence), un système de récupération de la vapeur est généralement mis en place ou recommandé pour les terminaux de chargement des installations pétrolières canadiennes (SENES, 2009). Un tel système peut réduire considérablement les gaz d'évaporation pendant les procédures de manipulation.

Le stockage de NFPE restreints aux industries peut être nécessaire avant le transport hors site. Les rejets potentiels pendant le stockage, par exemple les fuites, les déversements et les pertes pendant la respiration (expulsion de la vapeur en raison de changements dans les températures et la pression) sont semblables à d'autres rejets potentiels sur place et ne sont pas abordés séparément dans la présente évaluation préalable.

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

Estimation des rejets

Des renseignements sur les quantités transportées et sur les modes de transport pertinents ont été recueillis en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999) (Environnement Canada, 2009) et à partir d'une analyse documentaire en ce qui concerne tous les numéros CAS visés par la présente évaluation préalable. La quantité annuelle totale transportée pour les trois NFPE étudiés dans le présent rapport est de moins de deux millions de tonnes (année 2006). Les modes de transport courants pour ces NFPE sont les navires et les camions.

Deux types de rejet peuvent survenir pendant le transport et sont pris en considération dans la présente évaluation préalable. Il s'agit des gaz d'évaporation fugitifs réguliers et des rejets involontaires (p. ex. déversements ou fuites) associés aux processus de manipulation et de transport.

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

Les émissions de gaz d'évaporation associées au transport par navires et par camions ont été prises en considération et estimées en fonction des équations empiriques de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (2008), des propriétés physico-chimiques de ces NFPE (pression de vapeur, poids moléculaire et concentration de vapeur) et des quantités transportées annuellement (voir les exemples de calcul après le tableau A6.3 de l'annexe 6). Ces quantités estimées de gaz d'évaporation pour les différents modes de transport sont utilisées pour déterminer la concentration des vapeurs de NFPE dans l'air ambiant dans le cadre de l'évaluation de l'exposition pour la santé humaine.

Les quantités estimées de gaz d'évaporation pour le chargement et le déchargement sont considérées dans le cadre de l'évaluation de l'exposition pour la santé humaine en ce qui concerne les NFPE restreints aux industries dans la mesure où l'accent est mis sur le potentiel des rejets à l'extérieur de l'installation, où le risque d'exposition pour la population générale (exposition non professionnelle) est le plus grand. Les expositions professionnelles aux vapeurs de gaz d'évaporation ne sont pas prises en considération. Les rejets involontaires (p. ex. déversements) de ces NFPE ont été estimés au moyen de l'analyse des données de déversements historiques (de 2000 à 2009) tirées de la base de données sur les déversements d'Environnement Canada (Environnement Canada, 2011). Les rejets analysés ont été catégorisés de façon générique comme des « naphtes » (la plupart des naphtes transportés au Canada sont généralement des mélanges relativement légers d'hydrocarbures utilisés pour les mélanges d'essence et de solvants); ces rejets n'étaient pas nécessairement propres aux NFPE étudiés dans le présent rapport, mais ils ont permis d'avoir une estimation prudente des rejets.

Certains des rapports dans la base de données sur les déversements d'Environnement Canada n'ont aucune estimation du volume rejeté dans l'environnement. Afin de tenir compte de la sous-estimation des volumes rejetés, les volumes totaux estimés ont été extrapolés en supposant que la distribution statistique des volumes rejetés déclarés était représentative de tous les rejets. Les collisions, les conditions routières médiocres et les conditions météorologiques défavorables indiquées comme la source, la cause ou la raison du déversement n'ont pas été incluses dans l'estimation des rejets, comme elles n'étaient pas jugées évitables en ce qui concerne le chargement, le déchargement et le transport des naphtes. Les rejets où la source était des gazoducs ou le train n'ont pas été pris en considération, comme les renseignements soumis en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999) indiquaient que les NFPE évalués dans ce rapport n'étaient pas transportés au moyen de ces modes de transport. De plus, un déversement de très grande envergure (190 776 litres) en Alberta en 2007 a été retiré afin de fournir une meilleure évaluation des scénarios de rejets plus courants. Il convient toutefois de noter que même si les déversements importants ne sont pas courants, ils sont quand même possibles. Les résultats sont présentés au tableau A4.1 (annexe 4).

Selon les données historiques sur les déversements (2000-2009), le volume moyen global des déversements de naphtes est de 1 966 litres par année. De 2000 à 2003, un seul déversement (2 226 litres) a été signalé. Selon toute vraisemblance, le manque de données pendant cette période est attribuable aux différences par rapport à la production de rapports par plusieurs provinces, plutôt qu'à l'absence de rejet. De 2005 à 2009, davantage de rejets ont été signalés, car l'Alberta a commencé à fournir des données en 2005. Néanmoins, très peu de rejets sont signalés chaque année. Les volumes de rejets par année pour chaque province et le milieu naturel dans lequel les substances sont rejetées (air, sol, eau douce) sont indiqués aux tableaux A4.2 et A4.3 de l'annexe 4, respectivement. Aucun déversement en eau salée n'a été signalé, ce qui indique qu'il n'y a pas eu de rejets provenant de navires pendant le chargement. De 2000 à 2009, il y a eu 8 déversements dans le sol, un déversement en eau douce, un déversement dans un milieu inconnu et 5 rejets dans l'air, pour une moyenne de 1,5 rejet par année pour les naphtes dans l'ensemble. Le rejet moyen dans l'air est de 407 litres, alors que le rejet moyen dans le sol est de 3 186 litres. Aucun volume de rejet n'était disponible pour le déversement dans l'eau douce. Comme il est probable que ces NFPE restreints aux industries représentent seulement une partie des rejets de naphtes, les rejets des NFPE évalués dans le présent rapport seraient de moins de 1,5 par année.

La base de données sur les déversements d'Environnement Canada fournit des renseignements sur les sources, les causes et les raisons de nombreux rejets de naphtes. Les données ont été analysées pour déterminer comment et pourquoi la majorité des rejets de naphtes surviennent (tableaux A4.4a, b et c de l'annexe 4). La majorité des déversements de naphtes se produisent à des installations industrielles (45 % par volume) et à des raffineries (34 % par volume), ce qui laisse supposer que la plupart des déversements ne surviennent pas pendant le transport, même s'il est possible qu'ils surviennent pendant le chargement et le déchargement (tableau A4.4a de l'annexe 4). Presque la moitié des rejets de naphtes est attribuée à des causes non indiquées, mais parmi les causes précisées, les fuites de valves (32 % par volume) et de tuyauterie (12 %

par volume) sont les plus courantes (tableau A4.4b de l'annexe 4). D'après l'analyse des raisons des rejets, une défaillance de l'équipement est la raison principale (75 % par volume) des rejets, suivie de raisons non indiquées (12 % par volume) et d'erreurs (7 % par volume) [tableau A4.4c de l'annexe 4].

L'évaluation de l'exposition potentielle de l'environnement provenant du transport des NFPE restreints aux industries se concentre sur les rejets dans l'eau, dans le sol et dans l'air en raison de déversements involontaires. En comparaison, l'évaluation de l'exposition potentielle de la population générale aux NFPE restreints aux industries qui proviennent des activités de transport est axée sur les gaz d'évaporation, lesquels sont rejetés lors des activités d'exploitation normales. Des déversements dans l'eau et dans le sol peuvent survenir pendant le transit et les activités de chargement et de déchargement, mais on considère que ces déversements surviennent de façon irrégulière ou imprévisible à des endroits distincts; ils ne sont donc pas pris en considération dans l'évaluation de l'exposition de la population générale.

Devenir dans l'environnement

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

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

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

Il y a presque toujours biodégradation lorsque des mélanges pétroliers sont rejetés dans l'environnement. Il a été largement démontré que presque tous les sols et sédiments ont des populations de bactéries et d'autres organismes qui peuvent dégrader des hydrocarbures pétroliers. La dégradation se produit en présence et en l'absence de l'oxygène. Deux facteurs clés qui déterminent les taux de dégradation sont l'alimentation en oxygène et la structure moléculaire. En général, la dégradation est plus rapide dans des conditions aérobies. Les tendances à la baisse des taux de dégradation selon la structure sont les suivantes (Potter et Simmons, 1998) :

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

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

La modélisation de la fugacité de niveau III pour les hydrocarbures représentatifs qui appartiennent au groupe des NFPE a été effectuée à l'aide du modèle EQC (2003) [tableau A5.1 de l'annexe 5], en fonction des propriétés physico-chimiques indiquées pour ces substances dans le tableau A2.2 de l'annexe 2.. Une hydrosolubilité estimée inférieure peut avoir une incidence sur la quantité de la substance qui se répartira dans les différents milieux naturels; toutefois, cela n'a pas été pris en considération dans les résultats du modèle en raison de ses limites.

S'ils sont rejetés uniquement dans l'air, plus de 98 % de la plupart des composants des NFPE devraient demeurer dans l'air (tableau A5.1 de l'annexe 5); la seule exception serait les aromatiques bicycliques présents dans l'air, dont environ 14 % seraient redistribués dans l'eau et le sol. De nombreux composants des NFPE (ceux ayant entre 4 et 6 atomes de carbone) sont extrêmement volatils en raison de pressions de vapeur supérieures à 13 000 Pa, et la plupart des autres composants sont très volatils en raison de pressions de vapeur supérieures à 165 Pa. Les alcane, les cycloalcane et les aromatiques alkylés monocycliques et bicycliques plus gros (12 atomes de carbone) sont modérément volatils et ont des pressions de vapeur se situant entre 2 et 18 Pa. En raison de ces pressions de vapeur généralement très élevées, l'air sera un milieu naturel important pour les NFPE.

S'ils sont rejetés uniquement dans l'air, les alcane et les isoalcane ayant entre 4 et 6 atomes de carbone, les alcène ayant 9 atomes de carbone, les cycloalcane monocycliques ayant entre 6 et 9 atomes de carbone, les cycloalcane bicycliques ayant

9 atomes de carbone, et les aromatiques monocycliques et bicycliques demeureront dans l'eau (tableau A5.1 de l'annexe 5). Tous ces composants sont moyennement solubles dans l'eau et la solubilité des substances pures varie entre 5 et 1 790 mg/L. Selon le modèle EQC, les composants qui ne demeurent pas dans l'eau seront répartis dans les sédiments (alcane, isoalcanes et cycloalcanes ayant 12 atomes de carbone). Toutefois, le comportement des mélanges pétroliers dans l'environnement est beaucoup plus complexe que le modèle de fugacité actuel peut prévoir. Tous les NFPE sont beaucoup moins denses que l'eau (API, 2003a; idem, 2003b; idem, 2003c). Par conséquent, lorsqu'ils se retrouvent dans l'eau, ils remontent à la surface et s'étendent pour former une nappe alors que la plupart des composants sont susceptibles de se volatiliser en raison de leur pression de vapeur élevée et de la constante de la loi de Henry. Certains de ces composants se dissolvent également dans l'eau et certains seront absorbés dans les particules en suspension.

S'ils sont rejetés uniquement dans le sol, les alcanes et les isoalcanes ayant entre quatre et six atomes de carbone seront répartis dans l'air et tous les autres groupes de composants resteront en grande partie dans le sol (tableau A5.1 de l'annexe 5).

Les estimations de fugacité dans le sol ne tiennent pas compte des situations où des quantités importantes d'un mélange d'hydrocarbures pénètrent le sol. Lorsque la matière organique du sol et d'autres sites d'absorption dans le sol sont entièrement saturés, les hydrocarbures commencent à former une phase séparée (liquide en phase non aqueuse ou liquide non aqueux) dans le sol. À des concentrations inférieures à la capacité de rétention des hydrocarbures dans le sol (Arthurs *et al.*, 1995), les NFPE seront immobiles; c'est ce qu'on appelle un liquide non aqueux résiduel (Brost et DeVauil, 2000). À une concentration supérieure à la capacité de rétention, le liquide non aqueux devient mobile et se déplace dans le sol (Arthurs *et al.*, 1995; Brost et DeVauil, 2000). D'après une étude menée par Brost et DeVauil (2000), les liquides non aqueux des produits pétroliers dont la densité se situe dans la même plage de densités que l'essence, par exemple les NFPE, deviendront mobiles dans le sol à une concentration variant entre 3 400 et 80 000 mg/kg poids sec, selon le type de sol. Au-delà de cette plage, ils se déplacent dans le sol grâce à l'effet de la gravité.

Persistance et potentiel de bioaccumulation

Persistance dans l'environnement

Aucune donnée empirique n'est disponible concernant la dégradation des NFPE sous forme de mélanges complexes. Toutefois, on peut obtenir des estimations à partir de l'analyse de la biodégradation des composants de ces substances.

Les données sur la biodégradation aérobie pour les isoalcanes individuels (ayant entre neuf et douze atomes de carbones) tirées de l'essai sur la biodégradation immédiate 301F de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) indiquent qu'il y aura une dégradation de 22 % (biodégradation ultime) sur une période de 28 jours

(ECB, 2000d). Cela équivaut à une demi-vie de dégradation dans l'eau de 78 jours, environ, en supposant que cette dégradation suive les cinétiques de premier ordre. De nombreux chercheurs ont trouvé que le degré de ramification d'un isoalcane augmente sa résistance à la biodégradation (Atlas, 1981). Cependant, Prince *et al.* (2007a, 2007b) ont indiqué que la demi-vie des composants d'un mélange d'essence ayant entre 6 et 10 atomes de carbone (alcanes, isoalcanes, alcènes, cycloalcanes et aromatiques monocycliques et bicycliques) était relativement courte (biodégradation primaire) — variant entre 3 et 17 jours — dans l'eau douce, dans l'eau salée et dans les effluents d'eaux usées (tableau A5.2 de l'annexe 5). Ils ont émis l'hypothèse que la durée des demi-vies de biodégradation primaire était plus courte pour les hydrocarbures présents dans un mélange d'essence que pour les composants individuels, étant donné que les microorganismes indigènes arrivent à mieux décomposer les hydrocarbures lorsqu'ils se présentent comme une succession mixte de substrats d'hydrocarbures qui permet aux microbes d'avoir recours à des intermédiaires de différentes voies afin d'équilibrer leur métabolisme général.

Une méthode du poids de la preuve fondée sur la relation quantitative structure-activité (RQSA) a aussi été appliquée à l'aide des modèles de dégradation BioHCWin (2008), BioWin 3, 4, 5, 6 (2009), CATABOL (c2004-2008), TOPKAT (2004) et AOPWIN (2008). La biodégradation primaire (d'après les estimations effectuées à l'aide des modèles BioHCWin et BioWin 4) est la transformation d'un composé d'origine en un métabolite initial. La biodégradation ultime (selon les estimations effectuées à l'aide des modèles BioWin 3, 5 et 6, CATABOL et TOPKAT) est la transformation d'un composé d'origine en dioxyde de carbone et en eau, en minéraux d'oxyde d'autres éléments présents dans le composé d'essai et en nouveaux matériaux de cellules (EPI Suite, 2008). Le modèle BIOHCWIN (2008) est un modèle de biodégradation propre aux hydrocarbures pétroliers. D'après un ratio d'extrapolation 1:1:4 de la demi-vie de biodégradation dans l'eau, le sol et les sédiments (Boethling *et al.*, 1995), les valeurs des demi-vies dans le sol et les sédiments peuvent être extrapolées à partir des estimations liées à la demi-vie dans l'eau. Les résultats modélisés qui n'étaient pas pertinents au domaine d'étude n'ont pas été pris en considération pour déterminer la persistance des composants.

Les résultats du modèle BioHCWin (2008) indiquent que les demi-vies de dégradation primaire des composants des NFPE varient entre 3 et 56 jours (tableau A5.3 de l'annexe 5). D'après un ratio d'extrapolation de 1:1:4 pour les demi-vies de biodégradation dans l'eau, le sol et les sédiments (Boethling *et al.*, 1995), la demi-vie dans le sol pour les composants lourds est estimée à moins de 182 jours et la demi-vie dans les sédiments est estimée à moins de 365 jours. Ces résultats de dégradation primaire sont conformes aux modèles de biodégradation ultime, ce qui indique qu'il est vraisemblable que ces structures ne persisteront pas dans l'environnement. Les substances monoaromatiques à 12 atomes de carbone sont une exception; en effet, il a été trouvé que ces substances sont persistantes d'après les modèles de biodégradation ultime. Toutefois, le modèle BioHCWin (2008) indique que la demi-vie de dégradation primaire de ce composant est de 5 jours. L'indication d'une biodégradation primaire rapide laisse

entendre que le temps nécessaire pour une minéralisation complète pourrait être de moins de 182 jours.

Les données empiriques (Atkinson, 1990) montrent que le butane, l'isobutane, le pentane et l'isopentane sont persistants dans l'air (tableau A5.4 de l'annexe 5) et que leurs demi-vies varient entre 2 et 3,4 jours. Les demi-vies prévues par oxydation atmosphérique (AOPWIN, 2008) pour les structures représentatives sont conformes à ces données. De plus, le modèle AOPWIN (2008) a prédit que le butane, l'isobutane, le benzène, l'hexane et l'isopentane seraient eux aussi persistants dans l'air, avec des demi-vies de 4,1 jours, 4,4 jours, 5,5 jours, 2 jours et 2 jours, respectivement (tableau A5.5 de l'annexe 5).

La modélisation de biodégradation indique qu'il est improbable que les NFPE restreints aux industries contiennent des composants qui soient persistants dans l'eau, le sol ou les sédiments. Cela dit, les données empiriques et modélisées indiquent que les NFPE restreints aux industries contiennent des composants ayant entre quatre et six atomes de carbone qui satisfont aux critères de persistance dans l'air tels qu'ils sont définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE (1999) [Canada, 2000].

Potentiel de bioaccumulation

Facteurs de bioconcentration (FBC) et facteurs de bioaccumulation (FBA)

Études expérimentales

Étant donné que les NFPE sont des combinaisons complexes d'hydrocarbures, on a utilisé les données empiriques sur les structures représentatives de ces NFPE (à l'aide d'essence et de mazout n° 2) dans le cadre d'une méthode par analogie et d'une méthode prédictive utilisant un modèle de bioaccumulation et de bioconcentration (Arnot et Gobas, 2003; idem, 2004). Selon le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000), une substance est bioaccumulable si ses facteurs de bioaccumulation et de bioconcentration sont supérieurs ou égaux à 5 000. Toutefois, le calcul du facteur de bioaccumulation est la mesure préconisée pour évaluer le potentiel de bioaccumulation des substances. Toutefois, le calcul des facteurs de bioaccumulation est la mesure préconisée pour évaluer le potentiel de bioaccumulation des substances. En effet, le facteur de bioconcentration peut ne pas prendre en compte de manière adéquate le potentiel de bioaccumulation des substances par l'alimentation, lequel est un facteur majeur pour les substances dont le log K_{oe} est supérieur à ~ 4.5 (Arnot et Gobas, 2003).

Correa et Venables (1985) ont étudié la bioaccumulation de naphthalène chez le muge curema (*Mugil curema*). Le naphthalène s'accumulait dans les tissus à un taux beaucoup plus élevé qu'il n'était éliminé. Les facteurs de bioconcentration dans le tissu musculaire variaient entre 81 et 561 L/kg poids humide et diminuaient avec l'augmentation de la concentration de naphthalène. Les FBC mesurés sur une période de 96 heures étaient légèrement plus élevés que ceux mesurés sur une période de 48 heures. Une dépuration complète a été réalisée en deux jours.

Neff *et al.* (1976) ont exposé des myes (*Rangia cuneata*), des huîtres (*Crassostrea virginica*) et des poissons (*Fundulus similus*) à la fraction soluble dans l'eau du mazout n° 2 (concentration totale de naphtalènes de 0,41 kg/L [2 ppm]) pendant 2 heures; ils ont fait suivre cette exposition par une dépuración des hydrocarbures pendant 366 heures. Tous les organes étudiés montraient qu'il y avait eu une accumulation rapide de naphtalènes durant la période d'exposition de 2 heures, la vésicule biliaire et le cerveau des poissons ayant accumulé les concentrations les plus élevées. Chez la mye, les facteurs de bioaccumulation de naphtalènes variaient entre 2,3 et 17,1 L/kg poids humide (tableau A5.6 de l'annexe 5). L'élimination des naphtalènes par les poissons étudiés a commencé immédiatement après le transfert à un milieu d'eau douce et a atteint des niveaux non détectables après 366 heures (environ 15 jours). Les crevettes et les poissons éliminent les hydrocarbures aromatiques plus rapidement que les myes et les huîtres, car les mollusques ne sont pas en mesure de métaboliser rapidement les hydrocarbures aromatiques, et l'accumulation peut se produire dans des tissus stables où les hydrocarbures sont difficilement échangeables et où leur taux de roulement est faible (Stegeman et Teal, 1973; Neff *et al.*, 1976).

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

On a trouvé deux études sur les facteurs de bioaccumulation des substances aromatiques monocycliques et bicycliques chez la mye et le saumon de l'Atlantique. Les valeurs expérimentales des facteurs de bioaccumulation tirées des travaux de Neff et de ses collaborateurs (1976) et de Zhou *et al.* (1997) ont été compilées aux fins de comparaison avec les données modélisées (Arnot et Gobas, 2003, 2004) (tableaux A5.6 et 5.7 de l'annexe 5). En général, les valeurs modélisées sont proches des valeurs mesurées pour les HAP sélectionnés. Aucune des valeurs mesurées ou modélisées pour les HAP ne satisfaisait aux facteurs de bioaccumulation ($FBA \geq 5\ 000$) définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Caractérisation des FBC/FBA

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

En raison de la rareté des FBA mesurés disponibles (tableau A5.6 de l'annexe 5), des FBC tirés de divers ouvrages publiés ont été utilisés aux fins de vérification des valeurs mesurées et modélisées des FBA (tableau A5.8 de l'annexe 5). Contrairement aux rares données expérimentales disponibles sur les FBA des HAP, on a pu trouver une série de FBC pour les composants des NFPE, notamment les alcanes, les cycloalcanes monocycliques et bicycliques, et les aromatiques monocycliques et bicycliques. Les estimations des modèles de ces FBC ont également été obtenues au moyen d'un modèle cinétique du bilan massique (Arnot et Gobas, 2003) de manière que les constantes d'élimination du modèle cinétique correspondent aux FBC observés, pour qu'il soit ainsi possible de faire des prédictions des FBA qui reflètent les taux d'élimination connus. Un modèle cinétique de bilan massique devrait constituer la méthode de prévision la plus fiable pour déterminer le potentiel de bioaccumulation, car il permet la correction des constantes du taux cinétique et des paramètres de biodisponibilité, dans la mesure du possible. Les prévisions modélisées du FBC et du FBA sont considérées comme se situant « dans le domaine » pour cette évaluation d'hydrocarbures, car elle est basée sur les premiers principes. Pourvu que le domaine mécaniste (diffusion passive), le domaine global des paramètres (plage des valeurs empiriques du $\log K_{oe}$ et poids moléculaire) ainsi que le domaine du métabolisme (taux métabolique corrigé $[k_M]$) soient satisfaits, les prévisions sont considérées comme valides (Arnot et Gobas 2003; idem, 2006). Le modèle cinétique de bilan massique développé par Arnot et Gobas (2003, 2004) a été utilisé à l'aide de constantes de vitesse de métabolisation normalisées en fonction des deux conditions de l'étude et de poissons de niveau trophique intermédiaire représentatifs, tel qu'il est décrit dans l'étude de Arnot *et al.* (2008a, b) lorsque le FBC ou la constante du taux d'élimination corrigée pour la croissance était connu. Des données empiriques sur le FBC et le facteur de bioamplification ont été utilisées pour corriger l'absorption modèle par défaut et les paramètres d'élimination, qui sont résumés au tableau A5.8b (annexe 5).

Dans le tableau A5.8b (annexe 5), certaines constantes du taux métabolique calculées à partir des valeurs empiriques du FBC étaient négatives, ce qui laisse entendre que le taux métabolique est essentiellement zéro et que les autres voies d'élimination sont plus

importantes. Par conséquent, aucune correction du taux métabolique n'a été utilisée pour prévoir le FBC et le FBA de ces structures. L'intestin et le métabolisme des tissus ne sont pas habituellement considérés comme un processus d'élimination important pour les produits chimiques ayant un $\log K_{oc}$ de moins de 4,5 environ (Arnot *et al.*, 2008a, b; Arnot et Gobas, 2006), mais cela peut dépendre de la taille et du contenu en lipides des poissons utilisés dans les essais.

Dans le tableau A5.8a (annexe 5), seuls les diaromatiques à 12 atomes de carbone (1,3-diméthyl-naphthalène) et les cycloalcanes à 8 atomes de carbone (éthylcyclohexane) avaient des valeurs mesurées ou modélisées de FBC ou de FBA égales ou supérieures à 5 000. Bien que les données empiriques sur les ménés donnent à penser que les diaromatiques à 12 atomes de carbone (1,3-diméthyl-naphthalène) sont bioaccumulables, les données modélisées indiquent que le 1,3-diméthyl-naphthalène ne se bioaccumule pas. Les valeurs modélisées du FBC (4 073 L/kg poids humide) et du FBA (4 073 L/kg poids humide) pour le 1,3-diméthyl-naphthalène obtenues au moyen du modèle cinétique du bilan massique d'Arnot-Gobas indiquent que ces substances ne sont ni très bioconcentrées ni très bioaccumulées. En outre, Neff et ses collaborateurs (1976) ont constaté que les diaromatiques à 12 et 13 atomes de carbone (naphthalènes et biphényles alkylés) n'avaient pas tendance à se bioaccumuler chez la mye après une exposition à une dispersion dans l'eau de mazout n° 2. Par conséquent, l'ensemble des éléments de preuve semble indiquer que les diaromatiques à 12 atomes de carbone sont peu susceptibles de se bioaccumuler. Pour ce qui est du cyclohexane à 8 atomes de carbone (éthylcyclohexane), la valeur prévue du FBA (Arnot et Gobas, 2004) pour les poissons de niveau trophique intermédiaire est de 5 495 L/kg poids humide (qui est tout juste supérieure au critère seuil, soit $FBA \geq 5\,000$), ce qui laisse supposer que cette substance présente un potentiel de bioaccumulation lorsque toutes les voies d'absorption sont prises en considération. Cette prévision, toutefois, a été calculée au moyen d'un taux métabolique égal à zéro à cause de l'erreur possible associée à l'estimation des taux métaboliques (tableau A5.7b de l'annexe 5). Si on prend en considération le métabolisme, on s'attend à ce que le FBA soit moins important, et probablement inférieur à 5 000. De plus, la valeur expérimentale du FBC laisse supposer que ce cycloalcane à 8 atomes de carbone n'est pas très bioaccumulable (tableau A5.7a de l'annexe 5). Lorsque l'on combine ces raisonnements, il ne semble pas non plus probable que le cycloalcane à 8 atomes de carbone soit bioaccumulable selon les critères canadiens.

Des estimations modélisées du FBC et du FBA ont également été établies pour 19 autres structures représentatives linéaires et cycliques comportant de 4 à 12 atomes de carbone à l'aide du modèle modifié à 3 niveaux trophiques d'Arnot-Gobas (2004) [tableau A5.7 de l'annexe 5] étant donné qu'aucune donnée empirique de bioaccumulation n'a été trouvée pour ces substances. Le taux de métabolisme et la cinétique de l'efficacité de l'assimilation alimentaire ont été corrigés pour ces prévisions, selon les données d'essais sur le FBC et le facteur de bioamplification (BMF) de substances analogues. Selon cette analyse, 2 des composants devraient avoir un FBC ou un FBA supérieur ou égal à 5 000, soit un cycloalcane monocyclique à 12 atomes de carbone (*n*-hexylcyclohexane) et un alcène à 12 atomes de carbone (9-méthyl-1-undécane). La valeur modélisée du FBC du *n*-

hexylcyclohexane est de 6 025 L/kg poids humide et celle du FBA est de 57 543 L/kg poids humide, tandis que la valeur modélisée du FBA du 9-méthyl-1-undécane est de 7 079 L/kg poids humide. Le log K_{oe} pour ces structures laisse entendre que l'absorption alimentaire peut être la voie d'absorption qui domine (jusqu'à 87 % de l'absorption totale), mais qu'il ne s'agira pas de la seule voie d'exposition, comme on s'attend à ce que certaines substances aient une fraction biodisponible de 90 % dans la colonne d'eau. Le FBA est donc considéré comme étant la mesure la plus appropriée pour évaluer le potentiel de bioaccumulation de ces structures et représente une comparaison des charges dans le corps entier par rapport aux concentrations dans l'eau. Les FBC et FBA prévus pour ces fractions se trouvent dans le champ d'application paramétrique, mécaniste et métabolique du modèle et sont donc considérés fiables.

Conclusion de la bioaccumulation

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

Dans l'ensemble, il existe des données modélisées et empiriques de bioaccumulation qui semblent indiquer que les alcanes et les cycloalcanes à 12 atomes de carbone satisfont aux critères de bioaccumulation définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000). Ces composants ont un métabolisme lent et sont très lipophiles. Les expositions par l'eau et le régime alimentaire, lorsqu'elles sont combinées, semblent indiquer que le taux d'absorption de cette substance dépasserait le taux d'élimination total. Toutefois, rien n'indique que ces composants devraient se bioamplifier, étant donné que la combinaison du métabolisme, de la faible efficacité d'assimilation alimentaire et de la dilution attribuable à la croissance pourrait faire en sorte que le taux d'élimination dépasse le taux d'absorption. Par conséquent, les NFPE peuvent contenir des composants qui satisfont aux critères de bioaccumulation définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*. Les données empiriques et modélisées laissent entendre qu'aucun des composants analysés n'est hautement persistant et bioaccumulable (tableau A5.9 de l'annexe 5).

Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

Évaluation des effets sur l'environnement

Milieu aquatique

On ne disposait pas de données expérimentales sur la toxicité en milieu aquatique pour les NFPE précis étudiés dans la présente évaluation; toutefois, des données sur la toxicité peuvent être extrapolées à partir d'études de types semblables de NFPE (tableau A5.10 de l'annexe 5). Les données empiriques pour la fraction adaptée à l'eau des naphthes et des mélanges de naphthes indiquent une toxicité modérée avec une charge/concentration létale médiane (CL_{50}/CL_{50}) sur 96 heures variant entre 2,6 et 18 mg/L chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) et l'amphipode *Chaetogammarus marinus*, et une concentration avec effets observés médiane/concentration efficace médiane (CE_{50}/CE_{50}) variant entre 4,5 et 880 mg/L chez le cladocère *Daphnia magna* et les algues vertes (*Pseudokirchneriella subcapitata*). Les essais empiriques avec les fractions adaptées à l'eau des NFPE n'ont pas indiqué que les substances testées étaient très dangereuses pour les organismes aquatiques.

Une gamme de prévisions de la toxicité modérée pour les organismes aquatiques a été obtenue à l'aide du modèle PETROTOX (PETROTOX, 2009). Ces prévisions en matière de charge létale (CL_{50}) se situaient dans la même plage que les valeurs des essais empiriques pour des substances semblables, c'est-à-dire entre 0,3 et 14,4 mg/L (tableau A5.11 de l'annexe 5). Les valeurs de CL_{50} prévues pour les poissons variaient entre 0,6 et 14,4 mg/L, alors que les valeurs pour les invertébrés variaient entre 0,3 et 7,2 mg/L.

Afin de déterminer s'il convenait d'utiliser les données modélisées provenant du modèle PETROTOX, une méthode par analogie a également été utilisée pour comparer les données modélisées sur la toxicité de ces NFPE par rapport à des études empiriques sur la toxicité effectuée pour de l'essence au plomb et de l'essence sans plomb, ainsi que pour d'autres naphthes (tableau A5.10 de l'annexe 5). Les valeurs de CL_{50}/CE_{50} en milieu aquatique variaient entre 1,2 et 51 mg/L après 48 heures, et entre 0,3 et 182 mg/L après 96 heures. La plage des valeurs pour les poissons est légèrement plus élevée que la plage des valeurs pour les invertébrés, mais il y a un important chevauchement. Par exemple, chez les poissons, les valeurs de CL_{50}/CE_{50} variaient entre 2,7 et 182 mg/L après 96 heures, tandis qu'elles variaient entre 0,3 et 171 mg/L chez les invertébrés. La comparaison des données empiriques et des données modélisées obtenues à l'aide du modèle PETROTOX indique que les données modélisées se trouvent dans la plage de valeurs appropriée pour des produits commerciaux semblables.

Selon ce qu'on sait, les NFPE ne sont pas transportés dans de l'eau douce; on n'a donc pas établi une valeur critique de toxicité pour les milieux d'eau douce.

D'après les données empiriques recueillies, l'organisme marin le plus sensible est la *Mysidopsis bahia* (mysis), dont la concentration létale médiane après 96 heures est de 0,3 mg/L, et l'organisme le plus sensible selon les essais PETROTOX est l'amphipode *Rhyphoxynius abronius*, dont la charge létale médiane est d'environ 0,3 mg/L.. Par conséquent, la valeur critique de toxicité (VCT) dans le milieu marin pour la présente évaluation préalable sera de 0,3 mg/L.

Milieu terrestre

Les Standards pancanadiens relatifs aux hydrocarbures pétroliers dans le sol (CCME, 2007) étaient une des sources de données sur les effets des NFPE sur les écosystèmes terrestres. Ces standards ont été élaborés en tenant compte de 4 fractions d'hydrocarbures pétroliers totaux : F1 (entre 6 et 10 atomes de carbone), F2 (plus de 10 atomes de carbone et jusqu'à 16), F3 (plus de 16 atomes de carbone et jusqu'à 34) et F4 (plus de 34 atomes de carbone). La fraction 1 (F1) est la plus semblable aux NFPE, même si les NFPE ont une chaîne carbonnée de départ inférieure de quatre atomes de carbone. Des standards ont été élaborés pour 4 catégories d'utilisation des terres (utilisation agricole, résidentielle, commerciale et industrielle) et 2 types de sol (sols à gros grains et à grains fins). La catégorie d'utilisation des terres et le type de sol dont les standards sont les moins contraignants sont habituellement les terres agricoles à gros grains. Pour la fraction F1, le standard relatif au contact avec le sol par des organismes non humains pour les sols agricoles à gros grains est de 210 mg/kg poids sec (tableau A5.12 de l'annexe 5; CCME, 2008).

Comme la plupart de ces NFPE restreints aux industries à l'étude sont ultimement mélangés à de l'essence, on a conclu que des essais de toxicité par inhalation chez les mammifères pour l'essence sans plomb seraient un substitut raisonnable pour estimer la toxicité environnementale de ces NFPE. Des rats adultes ont été testés pendant six heures par jour, cinq jours par semaine, pendant un maximum de 13 semaines à des concentrations allant jusqu'à 6 570 mg/m³ (1 552 ppm) sans mortalité liée au traitement (Kuna et Ulrich, 1984). MacFarland *et al.* (1984) n'ont trouvé aucune mortalité liée au traitement chez des rats exposés pendant 113 semaines à de la vapeur d'essence sans plomb à des concentrations atteignant jusqu'à 6 170 mg/m³. La valeur de 6 570 mg/m³ est la concentration sans effet observé (CSEO) la plus élevée en ce qui concerne la mortalité, selon les études recensées chez les animaux. Cette valeur sera donc utilisée en tant que VCT pour des effets par inhalation aigus chez des animaux.

Évaluation de l'exposition de l'environnement

Tous les NFPE dans ce rapport ont été établis comme étant restreints aux industries, ce qui indique qu'ils quittent les installations pétrolières et sont transportés entre les installations en tant que substances ayant des numéros CAS individuels. Par conséquent, le potentiel d'effets nocifs sur l'environnement pendant le déplacement et le transport de ces différentes substances a été évalué.

Les estimations des rejets involontaires de ces NFPE ont été calculées à partir des données de la base de données sur les déversements d'Environnement Canada (Environnement Canada, 2011). Comme les NFPE restreints aux industries ne sont pas transportés dans des eaux douces, on n'a pas développé un scénario dans ce milieu.

L'évaluation environnementale des substances pétrolières restreintes aux industries est axée sur les rejets involontaires des substances pétrolières par l'industrie pétrolière et l'industrie du transport des substances pétrolières, comme ces rejets représentent le plus grand risque d'effets nocifs sur l'environnement. Les émissions fugitives représentent normalement un plus faible risque d'effets nocifs sur l'environnement, car elles sont sous

forme gazeuse. De tels rejets, en quantité faible ou modérée, ont tendance à se répandre dans des concentrations qui ne présentent pas habituellement un risque pour les organismes non humains.

Milieu aquatique

Étant donné que la base de données sur les déversements d'Environnement Canada (Environnement Canada, 2011) ne répertoriait aucun déversement en mer de 2000 à 2009, un scénario d'exposition écologique pour les eaux marines n'a pas été élaboré.

Milieu atmosphérique

En raison de la nature volatile des NFPE, les rejets peuvent entraîner des pertes liquides et des pertes par évaporation. Par conséquent, ils peuvent mener à une exposition dans l'air. Le transport des plus grandes quantités de NFPE restreints aux industries se fait par navire. Par conséquent, on se sert des concentrations des gaz d'évaporation émis pendant le transport par navire mesurées au cours d'une période de 24 heures, à une profondeur de 1 000 m ($27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ou $0,02 \text{ mg}/\text{m}^3$) pour évaluer les risques écologiques associés à cette source (tableau 5).

Des scénarios d'émissions de gaz d'évaporation dans l'air pour les camions et les navires pendant le chargement et le déchargement ont été imaginés à l'aide des facteurs d'émissions mis au point pour les opérations de chargement par l'USEPA (2008) et d'un modèle de dispersion atmosphérique simple, le modèle SCREEN3 (1996), ce qui a permis de prédire une concentration environnementale estimée (CEE) de $0,02 \text{ mg}/\text{m}^3$.

Milieu terrestre

Les données historiques révèlent qu'il y a moins d'un déversement de naphtes par année qui peut avoir des répercussions sur les terres, et que le volume moyen des déversements est de 3 186 litres (tableau A4.3 de l'annexe 4).

En raison du peu de données disponibles sur la concentration de NFPE dans les sols récepteurs après un déversement moyen de NFPE, le scénario pour le milieu terrestre suppose une lecture croisée des données sur l'essence pour estimer le niveau de contamination à la suite d'un déversement. Le scénario pour le milieu terrestre ne permet pas d'obtenir une estimation de la concentration de NFPE dans le sol, mais plutôt une estimation de la zone potentielle totale touchée par un déversement de NFPE. Ce scénario est fondé sur la capacité de rétention de l'essence dans trois types de sol.

Arthurs et ses collaborateurs (1995) ont étudié la volatilisation de l'essence à partir de trois types de sols canadiens : le sable d'Ottawa, le sable loameux de Delhi et le loam limoneux d'Elora. Ils fournissent la capacité de rétention de l'essence dans le sol sec, ce qui permet de déterminer le volume approximatif de sol qui pourrait vraisemblablement être contaminé par un déversement moyen d'essence. Les renseignements utilisés pour

calculer le volume potentiel total contaminé et estimer le volume saturé de NFPE sont présentés au tableau A5.13 (annexe 5).

Un déversement annuel moyen déclaré de NFPE dans milieu terrestre est de 3 186 L (2 230 kg). En se basant sur les données susmentionnées, si ce volume de NFPE était déversé directement dans le sol, il contaminerait de 6 à 19 m³. Ce volume de sol correspond uniquement au sol qui serait saturé de NFPE (c.-à-d. à la capacité de rétention; à une valeur supérieure, un liquide non aqueux mobile se forme) et ne comprend pas les zones non saturées éventuelles ni la migration des NFPE dans le sol après le déversement. D'après Arthurs et ses collaborateurs (1995), la capacité de rétention de l'essence dans le sol est de 68 000 mg/kg poids sec pour le sable, de 170 000 mg/kg poids sec pour le sable loameux et de 238 000 mg/kg poids sec pour le loam limoneux. Ces valeurs seront utilisées comme concentrations environnementales estimées de NFPE. D'après Brost et DeVaul (2000), ces concentrations sont supérieures à celles qui sont requises pour que les NFPE forment un liquide non aqueux mobile (entre 3 400 et 80 000 mg/kg poids sec de sol).

Caractérisation des risques pour l'environnement

La démarche utilisée pour cette évaluation écologique préalable examinait les renseignements scientifiques disponibles et dégagait des conclusions en appliquant la méthode du poids de la preuve conformément à la LCPE (1999). On a accordé une attention particulière à l'analyse des quotients de risque d'après des estimations de l'exposition comme il n'y avait aucune donnée empirique pour ces NFPE dans l'environnement. Pour chaque organisme paramètre, une estimation du potentiel d'effets nocifs et une concentration estimée sans effet (CESE) ont été déterminées. Une concentration environnementale estimée (CEE) a également été déterminée. La CESE correspond à la plus faible valeur critique de toxicité pour une espèce appropriée divisée par un facteur d'évaluation. Un quotient de risque ($QR = CEE/CESE$) a été calculé pour chaque organisme paramètre; il s'agit d'une source de données à prendre en considération pour l'évaluation du risque potentiel pour l'environnement.

Le tableau 3 présente le résumé des quotients de risque pour les NFPE restreints aux industries.

Tableau 3. Quotients de risque calculés pour les NFPE restreints aux industries

Milieu concerné	Organisme	CEE	VCT	Facteur d'évaluation	CESE	Quotient de risque
Milieu atmosphérique (chargement/déchargement des camions et des navires)	Rat	0,02 mg/m ³	6 570 mg/m ³	10	657 mg/m ³	3,0 × 10 ⁻⁵
Milieu terrestre (chargement/déchargement/transport – sable)	s.o.	68 000 mg/kg	210 mg/kg	1	210 mg/kg ^a	324
Milieu terrestre (chargement/déchargement/transport – sable loameux)	s.o.	170 000 mg/kg	210 mg/kg	1	210 mg/kg ^a	810
Milieu terrestre (chargement/déchargement/transport – loam limoneux)	s.o.	238 000 mg/kg	210 mg/kg	1	210 mg/kg ^a	1 133

^a Standard pancanadien du CCME pour la fraction F1 d'hydrocarbures pétroliers par des organismes vivant dans un sol résidentiel ou agricole à gros grains (mg/kg poids sec).

s.o. : sans objet

Les rejets dans l'air pendant le chargement et le déchargement des navires et des camions ne devraient pas causer d'effets écologiques nocifs pour les organismes terrestres étant donné que le quotient de risque est considérablement inférieur à 1 (tableau 3). La concentration et la durée des émissions de gaz d'évaporation estimées ne sont donc pas suffisantes pour représenter un risque pour les animaux terrestres.

Le tableau 3 indique que le volume moyen des rejets de NFPE dans le sol liés aux activités de chargement, de transport et de déchargement peut avoir des effets nocifs sur les organismes terrestres (QR > 1). Toutefois, les données historiques sur les déversements indiquent, dans l'ensemble, que les déversements de naphtes qui peuvent avoir des répercussions sur le sol sont rares (moins d'un déversement par année). Comme les substances restreintes aux industries sont transportées d'une installation du secteur pétrolier à une autre, la majorité des rejets de NFPE pendant le chargement et le déchargement survient à ces installations. Les données concernant la source des déversements appuient d'ailleurs ce scénario (tableau A4.4a de l'annexe 4). Les rejets à

ces endroits auront habituellement lieu sur des surfaces dures, et non dans le sol, et des procédures de confinement de ces déversements seront généralement en place. En raison des conditions et de la fréquence de ces rejets, le risque d'effets nocifs pour le milieu terrestre est faible.

Ces NFPE contiennent des composants ayant entre quatre et six atomes de carbones qui sont considérés comme étant persistants dans l'air, d'après les critères définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE (1999). D'après les résultats des modèles, on considère que 2 composants de ces NFPE restreints aux industries (isoalcanes, alcènes et cycloalcanes monocycliques à 12 atomes de carbone) satisfont aux critères de bioaccumulation définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*. Aucun composant de ces NFPE ne s'est avéré satisfaire aux critères de persistance et de bioaccumulation.

D'après les données présentées aux fins de la présente évaluation préalable sur la fréquence et l'importance des déversements, ces substances présentent un risque faible d'effets nocifs sur les organismes ou sur l'intégrité globale de l'environnement. On conclut que ces NFPE restreints aux industries (n° CAS 64741-42-0, 64741-69-1 et 64741-78-2) ne satisfont à aucun des critères énoncés à l'alinéa 64a) ou 64b) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE (1999)], car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions qui peuvent avoir des effets nuisibles immédiats ou à long terme sur l'environnement ou sa diversité biologique, ou qui constituent ou peuvent constituer un danger pour l'environnement essentiel à la vie.

Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement

Des incertitudes découlent du manque d'uniformité des données sur les déversements. Les données disponibles sur les déversements ne font habituellement pas état des valeurs pour chaque substance transportée précise par numéro

Les calculs de modélisation des FBA sont issus d'une grande base de données de valeurs mesurées de FBA des Grands Lacs pour des produits chimiques qui sont mal métabolisés (p. ex. des BPC). Dans le cas de la biotransformation métabolique, les prévisions modélisées des FBA sont généralement conformes aux FBA mesurés chez les poissons. De nombreux hydrocarbures pétroliers sont métabolisés rapidement, c'est-à-dire relativement métabolisés par les invertébrés, et beaucoup plus par les poissons (Arnot et Gobas, 2003; Arnot *et al.*, 2008a, b). L'estimation de la biotransformation au premier niveau trophique ayant servi pour le modèle est incertaine. Par conséquent, si on prend en considération ces facteurs, il est possible qu'on ait surestimé les prévisions modélisées des FBA.

Les compositions chimiques précises des substances dans le présent rapport ne sont pas bien définies, car les naphtes à faible point d'ébullition sont des UVCB et ne peuvent pas être représentés par une seule structure chimique. Le nombre, l'identité et la proportion

des composants d'un NFPE portant un même numéro CAS, mais produit à différentes installations peuvent varier considérablement en fonction des matières de base et des conditions de fonctionnement des unités de traitement. Par conséquent, l'ensemble de données présenté ici — qui est basé sur des structures représentatives, sur des propriétés physiques et chimiques modélisées, et sur les données en matière de persistance, de bioaccumulation et de toxicité — reflète cette variabilité. Pour cette raison, des doutes persistent quant à la caractérisation des risques pour l'environnement étant donné que les données toxicologiques issues d'études d'une substance en particulier peuvent ne pas être entièrement représentatives de l'éventail de substances qui portent le même numéro CAS.

Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

Évaluation de l'exposition

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

Les émissions de gaz d'évaporation de ces NFPE restreints aux industries pendant le processus de chargement des navires ou le transport entre installations par navire⁴, ou pendant le chargement et le déchargement des camions, et le transport par camion peuvent faire en sorte que la population générale (les personnes qui habitent près des ports ou des autoroutes) soit exposée à ces substances par inhalation.

Le chargement et le déchargement de NFPE restreints aux industries aux fins de transport sont généralement effectués sur les sites. Un scénario pour évaluer le potentiel d'exposition de la population générale (exposition non professionnelle) pendant le chargement et le déchargement de NFPE restreints aux industries dans le cadre de leur transport par camion est décrit ci-dessous. Ce scénario, basé sur les procédures de chargement déclarées, prend en considération la population générale qui habite à proximité d'une installation de chargement. L'évaluation portait également sur le potentiel de rejets de NFPE restreints aux industries pendant le transport par navire et par camion entre les installations.

Inhalation à partir de l'air ambiant

Les scénarios d'exposition envisagés pour l'évaluation des NFPE restreints aux industries sont présentés au tableau 4.. Aucune donnée empirique de surveillance sur les NFPE dans

4

l'environnement n'est disponible. Afin d'estimer la contribution des vapeurs de NFPE découlant du transport de ces substances, on a utilisé le modèle SCREEN3 (1996), un modèle gaussien de dispersion atmosphérique pour les évaluations préalables, basé sur le modèle Industrial Source Complex (pour évaluer les concentrations de polluants provenant de sources diverses dans un complexe industriel). Il est conçu pour estimer les concentrations maximales des produits chimiques à des niveaux de réception choisis et à différentes distances à partir d'une source de rejet pour une source d'émission donnée. Le facteur déterminant de la dispersion de l'air dans le modèle SCREEN3 est le vent. Le niveau d'exposition maximum calculé est sélectionné en fonction d'une matrice de données météorologiques intégrée offrant différentes combinaisons de conditions météorologiques, y compris la vitesse du vent, la turbulence et l'humidité. Ce modèle prédit directement les concentrations qui résultent des rejets de source ponctuelle, diffuse ou liée à un volume. Le modèle SCREEN3 comprend également un modèle mathématique qui permet d'obtenir des estimations prudentes des émissions liées aux sources linéaires, par exemple le transport par camion ou par train (SCREEN3, ISC, version 3, 1995). Les estimations des rejets totaux le long des voies de transport sont effectuées au moyen de la somme de sources volumiques discrètes le long de l'autoroute jusqu'à des distances loin des points récepteurs (figure A6.1 de l'annexe 6). Le modèle SCREEN3 donne la concentration maximale d'exposition dans la direction du vent par rapport au vent courant, une heure après un rejet. Au cours d'une période de 24 heures, pour les émissions provenant de sources ponctuelles, l'exposition maximale d'une heure obtenue grâce au modèle ISC, version 3, est multiplié par un facteur de 0,4 pour tenir compte de la variabilité de la direction du vent. Cela permet d'obtenir des concentrations maximales pour 24 heures d'exposition (USEPA, 1992). De même, en ce qui concerne les cas d'exposition qui se sont produits pendant une année, on peut s'attendre à ce que la direction du vent courant varie encore plus et diffère de la direction du vent pour un seul événement. Par conséquent, la concentration d'exposition maximale pour une année est calculée en multipliant la concentration maximale d'une heure d'exposition par un facteur de 0,08. De tels facteurs de mise à l'échelle ne sont pas nécessaires pour les émissions qui ne sont pas de source ponctuelle. Toutefois, pour éviter la surestimation des expositions, nous avons utilisé un facteur de mise à l'échelle de 0,2 pour obtenir les concentrations d'exposition annuelles à partir de la valeur maximale d'une heure d'exposition, obtenue à partir des calculs du modèle SCREEN3. Les paramètres d'entrée sont fournis au tableau A6.1 (annexe 6).

Tableau 5. Description des scénarios d'exposition définis envisagés pour l'évaluation des NFPE restreints aux industries

Scénario	Mode de transport	Type de source d'émission modélisée	Distance potentielle d'une tierce personne (m) ^a
I	Navires	Zone (dans le port)	1 000
IIa	Navires qui quittent le port à 10 km/h	Ligne (voie parallèle au port)	1 000
IIb	Navires qui quittent le port à 10 km/h	Ligne (voie perpendiculaire au port)	1 000
III	Camions arrêtés pendant une heure	Zone (à l'halte routière)	200

IV	Camions qui se déplacent dans la ville à 50 km/h	Ligne (autoroute)	200
V	Camions qui se déplacent à l'extérieur de la ville à 100 km/h	Ligne (autoroute)	1 000
VI	Gaz d'évaporation pendant le chargement et le déchargement de camions	Zone (à la raffinerie ou au quai de chargement)	1 500

^a Les distances des tierces personnes ont été sélectionnées selon une analyse de cartes à différents ports et à différentes autoroutes, et selon une vérification de l'industrie des emplacements des quais de chargement.

L'estimation des gaz d'évaporation normaux dans l'air pendant le transport des NFPE restreints aux industries est présentée au tableau A6.2 (annexe 6) et couvre les pertes liées aux différents modes de transport en question. Le taux d'émission (g/s) est calculé à partir de la quantité d'émissions en kilogrammes par jour (tableau A6.2). Les estimations relatives aux zones d'émission pour différents modes de transport et la vitesse de déplacement pour les émissions linéaires sont présentées au tableau A6.1 (annexe 6). Ce taux d'émissions a été utilisé pour déterminer les concentrations des vapeurs de NFPE dans l'air ambiant grâce au modèle SCREEN3 (1996).

Dans le scénario I, on présume qu'un navire qui transporte un NFPE restreint aux industries (n° CAS 64741-42-0) rejette chaque jour des gaz d'évaporation (kg/jour) dans une zone donnée (p. ex. rejets provenant d'une source stationnaire) en milieu urbain. Dans les scénarios IIa et IIb, le mouvement du navire qui s'éloigne du port est considéré comme une source mobile de gaz d'évaporation pendant le transport. Des représentations schématiques des scénarios IIa et IIb sont illustrées à la figure A6.2 (annexe 6).

En ce qui concerne les gaz d'évaporation des NFPE restreints aux industries (n° CAS 64741-42-0, 64741-69-1 et 64741-78-2) pendant le transport par camion, un déplacement moyen par camion de 600 km est utilisé pour représenter la distance parcourue entre les installations industrielles. Cette distance est divisée de la façon suivante : deux heures de déplacement dans des zones urbaines à une vitesse de 50 km/h, cinq heures de déplacement dans des zones rurales à une vitesse de 100 km/h et une période de repos d'une heure. Par conséquent, le temps de déplacement total est de 8 heures et on suppose que les gaz d'évaporation quotidiens sont émis pendant ces 8 heures. Les expositions dans ces scénarios sont amorties sur un an. Dans le scénario III, on suppose qu'un camion-citerne qui transporte des NFPE restreints aux industries demeure stationnaire pendant une période de repos d'une heure (p. ex. rejets dans une zone de source stationnaire). Habituellement, les emplacements auxquels un camion-citerne est stationnaire sont des emplacements partagés avec la population générale en milieux urbains, même si un scénario en milieu rural est également pris en considération. On a confirmé qu'une distance de 200 m pour le scénario III était une distance minimale réaliste pour le potentiel d'exposition de la population générale selon une analyse des cartes. Dans les scénarios IV et V, on suppose que le camion se déplace à 50 km/h sur les routes locales en milieu urbain et à 100 km/h sur les autoroutes en milieu rural, respectivement (p. ex. rejets d'une source linéaire; annexe 6). On considère que les

tierces personnes potentielles seront situées à des distances se trouvant entre 200 et 1 000 mètres de l'autoroute, comme il est déterminé par l'analyse des cartes des voies de transport. Dans le scénario VI, on prend en considération l'exposition de la population générale qui habite à proximité des installations où des vapeurs sont rejetées pendant le chargement et le déchargement de camions. Une distance de 1 500 m pour l'emplacement le plus près de la population générale était basée sur l'analyse de la distance entre le quai de chargement et la zone résidentielle la plus près. D'autres hypothèses ont été vérifiées par l'industrie.

Le modèle SCREEN3 estime les concentrations maximales des rejets à proximité d'une source pour une direction du vent donnée, pendant l'heure après les rejets, à différentes distances et pour une population donnée (p. ex. dans une zone de chargement d'un navire ou d'un camion pour la présente évaluation préalable). Les résultats du profil de dispersion modélisé des COV totaux dans l'air ambiant pour la population générale, relatifs aux distances qui présentent un intérêt pour les scénarios I à VI, tels qu'ils sont décrits ci-dessus, sont présentés au tableau 5. L'exposition estimée découlant du transport par navire pour les scénarios I, IIa et IIa se rapporte à la substance portant le numéro CAS 64741-42-0.

Tableau 5 Résultats de la modélisation de dispersion des NFPE restreints aux industries dans l'air ambiant au Canada à l'aide du modèle SCREEN3^a

Scénario	Concentration maximale dans la période d'une heure ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		Concentration maximale avec la direction moyenne du vent sur 24 heures ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ^b		Concentration maximale avec la direction moyenne du vent sur un an ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ^b	
	200 m	1 000 m	200 m	1 000 m	200 m	1 000 m
I ^d	— ^e	68	— ^e	27	s.o. ^f	s.o. ^f
IIa ^d	— ^e	13	— ^e	5,2	s.o. ^f	s.o. ^f
IIb ^d	— ^e	16	— ^e	6,6	s.o. ^f	s.o. ^f
III ^g	14	0,92	5,6	0,37	2,8	0,18
IV ^g	0,0034	0,0015	0,0013	0,0006	0,0007	0,0003
V ^g	0,0089	0,0039	0,0035	0,0016	0,0018	0,0009
VI ^g	— ^e	213 ^h	— ^e	85 ^h	— ^e	43 ^h

^a Les concentrations représentent les COV totaux.

^b Concentrations qui tiennent compte des différentes directions du vent sur une période de 24 heures.

^c Concentrations qui tiennent compte des différentes directions du vent sur une période d'un an.

^d Pour le numéro CAS 64741-42-0; substance dont le transport par navire est signalé.

^e La distance ne s'applique pas pour ce scénario.

^f La durée d'exposition ne s'applique pas pour ce scénario.

^g De chacun des trois numéros CAS, qui sont transportés en quantités égales.

^h À 1 500 m de la source; la distance est validée selon l'emplacement du quai de chargement par rapport aux habitations à proximité de l'installation.

Les estimations du modèle SCREEN3 obtenues pour les scénarios III à VI représentent le potentiel d'exposition à chacun des trois numéros CAS. Selon les déclarations, toutes les trois substances évaluées seraient transportées en quantités égales. Les estimations sur l'exposition ont été modélisées jusqu'à 3 000 m ou plus, et les résultats ont démontré que

les concentrations continuent à diminuer en fonction de l'augmentation de la distance par rapport à la source de rejets. Il convient de noter que la substance portant le numéro CAS 64741-78-2 a un point d'ébullition élevé et devrait par conséquent faire augmenter les concentrations de COV seulement durant les mois d'été.

En ce qui concerne les scénarios I, IIa et IIb, les gaz d'évaporation émis durant le transport par navire sont indiqués par le numéro CAS 64741-42-0, qui représente le seul NFPE restreint aux industries transporté par navire qui a été déclaré. En ce qui concerne les scénarios III à VI, les trois substances étudiées dans ce rapport sont transportées par camion en quantités approximativement égales. Selon le tableau 1, comme la substance qui porte le numéro CAS 64741-78-2 a un point d'ébullition élevé (se situant entre 65 et 230 °C), son potentiel d'émissions de gaz d'évaporation devrait être le plus important pendant les trois ou quatre mois les plus chauds de l'année, lorsque les températures près des routes sont élevées ou lorsque le soleil devient suffisamment chaud pour faire augmenter considérablement la température des réservoirs de stockage des camions. Les substances portant les numéros CAS 64741-42-0 et 64741-69-1 ont des points d'ébullition inférieurs et sont davantage volatils. Par conséquent, on peut s'attendre à ce que ces substances contribuent aux rejets par évaporation des COV tout au long de l'année.

Parmi les concentrations totales de COV estimées au tableau 5, les composants aromatiques représentent la plus grande source de préoccupation en ce qui concerne les effets nocifs possibles sur la santé humaine. Le tableau 1 présente le pourcentage de composés aromatiques dans chacun des NFPE restreints aux industries. Si l'on suppose que la composition des gaz liquéfiés et des gaz contenus dans l'espace de tête des substances portant les numéros CAS 64741-42-0, 64741-69-1 et 64741-78-2 est identique et que la fraction aromatique est le benzène, un composant très dangereux des NFPE, les estimations des concentrations d'exposition du benzène qui correspondent aux valeurs indiquées au tableau 5 sont présentées au tableau 6.

Tableau 6. Modelling results of the benzene dispersion profile from industry-restricted LBPNs in ambient air in Canada using SCREEN3^a

Scénario	Concentration maximale de benzène dans une période d'une heure ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		Concentration maximale de benzène avec la direction moyenne du vent sur 24 heures ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ^b		Concentration maximale de benzène avec la direction moyenne du vent sur un an ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ^c		
	200 m	1 000 m	200 m	1 000 m	200 m	1 000 m	
I ^d	— ^e	2,7	— ^e	1,1	s.o. ^f	s.o. ^f	
IIa ^d	— ^e	0,52	— ^e	0,21	s.o. ^f	s.o. ^f	
IIb ^d	— ^e	0,64	— ^e	0,26	s.o. ^f	s.o. ^f	
III	64741-42-0	0,56	0,037	0,22	0,015	0,11	0,0072
	64741-69-1	3,6	0,24	1,4	0,096	0,73	0,047
	64741-78-2 ^g	2,8	0,18	1,1	0,074	0,56	0,036
IV	64741-42-0	$1,4 \times 10^{-4}$	$6,0 \times 10^{-5}$	$5,2 \times 10^{-5}$	$2,4 \times 10^{-5}$	$2,8 \times 10^{-5}$	$1,2 \times 10^{-5}$
	64741-69-1	$8,8 \times 10^{-4}$	$3,9 \times 10^{-4}$	$3,8 \times 10^{-4}$	$1,6 \times 10^{-4}$	$1,8 \times 10^{-4}$	$7,8 \times 10^{-5}$
	64741-78-2 ^g	$6,8 \times 10^{-4}$	$3,0 \times 10^{-4}$	$2,6 \times 10^{-4}$	$1,2 \times 10^{-4}$	$1,4 \times 10^{-4}$	$6,0 \times 10^{-5}$
V	64741-42-0	$3,6 \times 10^{-4}$	$1,6 \times 10^{-4}$	$1,4 \times 10^{-4}$	$6,4 \times 10^{-5}$	$7,2 \times 10^{-5}$	$7,8 \times 10^{-5}$

		Concentration maximale de benzène dans une période d'une heure ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		Concentration maximale de benzène avec la direction moyenne du vent sur 24 heures ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ^b		Concentration maximale de benzène avec la direction moyenne du vent sur un an ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ^c	
							10^{-5}
	64741-69-1	$2,3 \times 10^{-3}$	$1,0 \times 10^{-3}$	$9,1 \times 10^{-4}$	$4,2 \times 10^{-4}$	$4,7 \times 10^{-4}$	$2,3 \times 10^{-4}$
	64741-78-2 ^g	$1,8 \times 10^{-3}$	$7,8 \times 10^{-4}$	$7,0 \times 10^{-4}$	$3,2 \times 10^{-4}$	$3,6 \times 10^{-4}$	$1,8 \times 10^{-4}$
VI	64741-42-0	— ^e	8,5 ^h	— ^e	3,4 ^h	— ^e	1,7 ^f
	64741-69-1	— ^e	55 ^h	— ^e	22 ^h	— ^e	11 ^f
	64741-78-2 ^g	— ^e	43 ^h	— ^e	17 ^h	— ^e	8,6 ^f

^a Les concentrations estimatives dans l'air ambiant représentent les fractions aromatiques signalées pour les numéros CAS 64741-42-0, 64741-69-1 et 64741-78-2.

^b Concentrations qui tiennent compte des différentes directions du vent sur une période de 24 heures.

^c Concentrations qui tiennent compte des différentes directions du vent sur une période d'un an.

^d Pour le numéro CAS 64741-42-0; substance dont le transport par navire est signalé.

^e La distance ne s'applique pas pour ce scénario.

^f La durée d'exposition ne s'applique pas pour ce scénario.

^g Le numéro CAS 64741-78-2 a une faible volatilité et devrait rejeter des vapeurs seulement pendant les mois chauds de l'été.

^h À 1 500 m de la source; la distance est validée selon l'emplacement du quai de chargement par rapport aux habitations à proximité de l'installation.

Tel qu'il est présenté au tableau 5, le scénario I indique que la concentration de COV totale (pour le n° CAS 64741-42-0) à 1 000 m qui est attribuable aux gaz d'évaporation pendant le transport par navire est estimée à $68 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la concentration maximale sur une période de 1 h et à $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la concentration moyenne sur une période de 24 h. Il s'agit de la concentration à laquelle la population générale, qui habite à une distance de 1 000 mètres du port, pourrait être exposée pendant la période où le navire est au quai. Comme le démontre les résultats des scénarios IIa et IIb, la concentration des vapeurs provenant de NFPE (substance portant le numéro CAS 64741-42-0) à proximité d'une source de rejet mobile (p. ex. un navire), pour un endroit donné, est beaucoup plus faible que la valeur représentée par la quantité totale de rejets quotidiens à partir d'une source ponctuelle fixe. De plus, s'il y a 2 quais ou plus à partir desquels les NFPE sont expédiés, l'exposition maximale présentée au tableau 5 serait réduite encore davantage par rapport à la quantité totale de NFPE expédiée à partir de chaque site.

Bien qu'une quantité plus importante de gaz d'évaporation (kg/h) ait été estimée pour le transport maritime des NFPE que pour le transport par camion des NFPE (tableau A6.3 de l'annexe 6), les scénarios de transport par camion représentent un plus fort risque d'exposition pour la population générale, car les routes et les autoroutes qui sont empruntées pour transporter les NFPE entre les installations, ainsi que les aires de repos où l'on s'attend à ce que les camions soient immobiles pendant certaines périodes de temps données sont partagées avec la population générale, et on peut y retrouver plusieurs camions chaque jour. Par conséquent, on se concentre davantage sur les scénarios par camion pour la caractérisation des risques pour la santé humaine découlant du transport de NFPE restreints aux industries; les emplacements possibles pour

l'exposition de la population générale par inhalation seraient plus près en ce qui concerne le transport routier, par rapport au transport maritime.

Il a été estimé que les substances portant les numéros CAS 64741-42-0, 64741-69-1 et 64741-78-2 rejettent chacune 140 g par année de gaz d'évaporation pendant leur transport par camion (tableau A6.3 de l'annexe 6). Les estimations de la limite supérieure pour le transport annuel des volumes déclarés par numéro CAS indiquent qu'un total de 100 à 170 déplacements par camion sont nécessaires pour transporter chaque NFPE. Les hypothèses utilisées dans les estimations comprennent une moyenne de 100 déplacements par camion par année, et des rejets qui surviennent pendant un temps de trajet de huit heures pour chaque déplacement, dont une heure est considérée comme une période de repos. L'hypothèse de 100 déplacements par camion par année est considérée comme l'hypothèse la plus prudente, car la capacité de transport par camion sera en fait plus importante et donnera lieu à une plus grande quantité de gaz d'évaporation par déplacement.

Dans le scénario III, le taux d'émission annualisé (g/s m^2) associé à une source fixe (p. ex. un camion roulant au ralenti) a été estimé pour une période de repos d'une heure selon la quantité d'émission (tableau A6.2 de l'annexe 6) et la zone d'émission (tableau A6.1 de l'annexe 6). Les estimations de l'exposition aux COV totaux pour le scénario III sont présentées au tableau 5; elles sont basées sur le taux d'émission et d'autres variables d'entrée indiquées au tableau A6.1. On estime que les concentrations de NFPE dans l'air ambiant attribuables à un camion qui marche au ralenti pendant une heure, quand on tient compte des directions moyennes annuelles du vent, sont d'environ $2,8 \mu\text{g/m}^3$ à 200 m. Les estimations correspondantes des concentrations d'exposition au benzène associées aux substances portant les numéros CAS 6471-42-0, 64741-69-1 et 64741-78-2 sont indiquées au tableau 6. Si l'on suppose que la limite supérieure d'exposition pour une fraction de benzène est de 26 % pour la substance portant le numéro CAS 64741-69-1, les concentrations moyennes annuelles de benzène sont alors estimées à environ $0,73 \mu\text{g/m}^3$ à 200 m.

Dans les scénarios IV et V, le calcul d'une source linéaire (variables d'entrée indiquées dans le tableau A6.1 de l'annexe 6) a été appliqué pour estimer le potentiel d'exposition à ces NFPE provenant d'un camion se déplaçant à une vitesse de 50 km par heure (milieu urbain) ou de 100 km par heure (milieu rural) sur une autoroute pendant une période d'une heure. Les concentrations atmosphériques des COV totaux de ces NFPE à différentes distances liées aux gaz d'évaporation des camions ont ensuite été estimées à l'aide du modèle SCREEN3; les résultats sont présentés au tableau 5. Les concentrations annuelles étaient d'environ $0,0007 \mu\text{g/m}^3$ à 200 m dans le scénario IV, tandis qu'on a estimé que les concentrations respectives étaient de $0,0009 \mu\text{g/m}^3$ à 1 000 m dans le scénario V. Les estimations correspondantes des concentrations d'exposition au benzène associées aux substances portant les numéros CAS 64741-42-0, 64741-69-1 et 64741-78-2 sont indiquées au tableau 6. Si l'on suppose que la limite supérieure d'exposition pour une fraction de benzène est de 26 % pour la substance portant le numéro CAS 64741-69-1, les concentrations annuelles étaient d'environ $1,8 \times 10^{-4} \mu\text{g/m}^3$ à 200 m dans le

scénario IV, tandis qu'on a estimé que les concentrations respectives étaient de $2,3 \times 10^{-4} \mu\text{g}/\text{m}^3$ à 1 000 m dans le scénario V.

Dans le scénario VI, on prend en considération l'exposition potentielle de la population générale aux gaz d'évaporation des substances portant les numéros CAS 64741-42-0, 64741-69-1 et 64741-78-2 rejetés lors des activités de chargement et de déchargement des camions. Selon le tableau A6.3 (annexe 6), la quantité estimée des gaz d'évaporation pour chaque NFPE restreint aux industries est de 1 050 kg par année. Les estimations de la limite supérieure pour le transport annuel du volume déclaré, telles qu'elles sont déterminées dans le scénario III, indiquent que la quantité estimée de gaz d'évaporation (1 050 kg par année) correspond à 100 à 170 chargements et déchargements de camions au cours d'une année. En accord avec le nombre de déplacements par camion supposés pour les scénarios de transport par camion, il a été jugé que 100 chargements de camion étaient une estimation prudente pour le scénario VI. Des paramètres supplémentaires appliqués à ce scénario comprennent une zone de rejet de vapeurs de $20 \times 20 \text{ m}^2$ pour la zone de remplissage du camion, une hauteur de rejet de trois mètres et un temps d'exécution pour le chargement ou le déchargement de 30 minutes (temps requis pour le chargement vérifié par l'industrie).

Le taux d'émission pendant le chargement des camions pour le scénario VI est calculé comme suit :

$$\begin{aligned} \text{Taux d'émission} &= \\ 1\,050 \times 10^3 \text{ g/année} \times 1 \text{ année}/100 \text{ chargements} \times 1 \text{ chargement}/(30 \times 60 \text{ secondes}) \\ &= 5,83 \text{ g/s} \end{aligned}$$

Les dispersions dans les zones urbaines et rurales sont prises en considération dans les calculs du modèle SCREEN3 pour le chargement et le déchargement. D'autres détails concernant les calculs du modèle SCREEN3 pour le scénario VI sont présentés au tableau A6.1 (annexe 6). En ce qui concerne la dispersion en zone urbaine, les concentrations maximales de rejets de COV totaux au cours d'une heure et au cours de 24 heures qui ont été estimées par le modèle SCREEN3 pendant le chargement et le déchargement de chacun des 3 NFPE étaient, respectivement, de $213 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et de $85 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à 1 500 m (tableau 5). Si l'on suppose que la limite supérieure d'exposition pour une fraction de benzène est de 26 % pour la substance portant le numéro CAS 64741-69-1, les concentrations moyennes de benzène après une heure et après 24 heures sont estimées, respectivement, à environ $55 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à une distance de 1 500 m (tableau 6).

Les estimations des concentrations atmosphériques de NFPE décrites ci-dessus et présentées au tableau 5 sont considérées comme prudentes, car, en raison de sa conception, le modèle SCREEN3 est un outil d'évaluation préalable prudent, utilisé comme méthode rapide pour estimer la dispersion atmosphérique des différentes substances chimiques. Il faut également tenir compte du fait que même si une zone

d'émission plus importante est prévue pour un camion en déplacement, ce qui fait en sorte que le taux d'émission est réduit de façon importante, la diffusion dans l'air potentielle et le vortex qui survient à proximité des véhicules en mouvement ne sont pas intégrés à l'analyse effectuée par le modèle SCREEN3. L'hypothèse selon laquelle le milieu récepteur est situé à des distances variant entre 200 et 1 000 m de la source de rejets ajoute un élément supplémentaire de prudence, car on ne s'attend pas à ce que la plupart des Canadiens passent beaucoup de temps à proximité de ces sources. Cela a été vérifié pour la plupart des haltes routières sur les corridors routiers principaux.

Évaluation des effets sur la santé

Étant donné que peu d'études évaluant tout particulièrement les effets des NFPE restreints aux industries sur la santé ont été réalisées, il n'a pas été possible d'obtenir un ensemble de données toxicologiques suffisamment représentatif pour ces substances. Par conséquent, afin de caractériser les effets sur la santé des NFPE, d'autres NFPE de l'approche pour le secteur pétrolier qui sont similaires d'un point de vue des procédés et des propriétés physico-chimiques ont aussi été pris en considération. Comme les propriétés physico-chimiques des NFPE restreints aux industries et des autres NFPE de l'approche pour le secteur pétrolier sont semblables, leurs propriétés toxicologiques sont probablement semblables aussi. Les données des effets sur la santé ont donc été regroupées et utilisées pour établir un profil toxicologique applicable à tous les NFPE. Par conséquent, les effets sur la santé des NFPE sont représentés pour l'ensemble du groupe, et non par numéro CAS individuel. Bien que les données des NFPE semblables aient été regroupées, le nombre d'études sur certains paramètres des effets sur la santé était quand même restreint. On a donc également examiné et pris en considération les études qui évaluaient l'essence sans plomb (un NFPE très raffiné) dans le cadre de la présente évaluation préalable. Toutefois, l'étude de données pertinentes à la composition de l'essence sans plomb a démontré qu'il s'agit d'une substance strictement réglementée; il est prévu qu'elle contient un pourcentage plus faible de benzène et a un profil de composant discret par rapport à d'autres substances dans le groupe NFPE. L'essence sera examinée séparément dans le cadre de la classe 3 de l'approche pour le secteur pétrolier; ces études n'ont donc pas été utilisées pour caractériser le risque dans l'évaluation préalable actuelle sur les NFPE restreints aux industries.

L'annexe 7 comporte un résumé des renseignements disponibles relatifs aux effets des NFPE sur la santé des animaux de laboratoire. Un résumé des principales études est présenté ci-dessous.

Les NFPE présentent une faible toxicité aiguë en cas d'exposition par voie orale (la dose létale médiane [DL₅₀] chez les rats est supérieure à 2 000 mg/kg selon le poids corporel [kg p.c.]), par inhalation (la DL₅₀ chez les rats est supérieure à 5 000 mg/m³) et par voie cutanée (la DL₅₀ chez les lapins est supérieure à 2 000 mg/kg p.c.), [CONCAWE, 1992; Rodriguez et Dalbey, 1994a, b, c, d; API, 2008a). La plupart des NFPE ont un pouvoir d'irritation de la peau et des yeux des lapins qui varie entre faible et élevé, à l'exception des naphtes lourds des unités de craquage catalytique et reformage, qui ont des indices d'irritation de la peau primaires plus élevés(API, 1980a, 1985a, b, c, 1986a, b, c, d,

2008a; CONCAWE, 1992; Rodriguez et Dalbey, 1994e, f, g, h, i). Les NFPE ne semblent pas être des sensibilisateurs. Toutefois, une faible réponse a été également observée dans le cadre de ces études (API, 1980a, 1985b, 1986a, b, c, d, e, f).

Aucune étude à court terme (de 2 à 89 jours) ou étude subchronique (plus de 90 jours mais moins de deux ans) n'a été relevée pour les NFPE restreints aux industries. Les valeurs de concentration minimale avec effet nocif observé (CMENO) et de dose minimale avec effet nocif observé (DMENO) calculées à la suite d'une exposition de courte durée et d'une exposition subchronique à d'autres NFPE sont présentées au tableau 7. Ces valeurs ont été déterminées pour une série de paramètres après un examen des données des effets sur la santé de tous les NFPE de l'approche pour le secteur pétrolier. La plupart de ces études ont été effectuées sur l'exposition par inhalation. Ces études portant sur des espèces particulières et sur leur sexe ont observé des effets sur les reins, notamment une augmentation de la masse rénale, des lésions rénales (dilatation, nécrose du tubule rénal) et la formation de gouttelettes hyalines chez les rats mâles exposés par voie orale ou par inhalation à la plupart des naphtes à faible point d'ébullition (Carpenter *et al.*, 1975, Halder *et al.*, 1984, 1985; Phillips et Egan, 1984; Research and Environmental Division, 1984; Gerin *et al.*, 1988; Schreiner *et al.*, 1998, 1999, 2000a; McKee *et al.*, 2000; API, 2005, 2008b, c). On a conclu que ces effets étaient attribuables à l'interaction entre les métabolites des hydrocarbures et l'alpha-2-microglobuline, une protéine qui n'est pas produite en quantité importante chez les rats femelles, les souris et d'autres espèces, y compris les humains. La néphrotoxicité et la carcinogenèse observées par la suite chez les rats mâles, telles qu'elles ont été induites par l'alpha-2-microglobuline, n'ont donc pas été considérées dans le calcul des valeurs de concentration minimale avec effet nocif observé et de dose minimale avec effet nocif observé, et ne sont pas applicables aux fins de la caractérisation des risques pour la santé humaine.

Tableau 7. CMENO/DMENO observées pour différents paramètres chez les animaux de laboratoire à la suite d'une exposition de courte durée ou d'une exposition subchronique aux NFPE

Voie d'exposition	Effets observés ^a	CMENO/DMENO	N° CAS	Références
Par inhalation	Réponse inflammatoire des voies respiratoires	214 mg/m ³	8052-41-3	Riley <i>et al.</i> , 1984
	Diminution du taux de survie	363 mg/m ³	8052-41-3	Rector <i>et al.</i> , 1966
	Effets biochimiques	575 mg/m ³	Tableau 7.	Tableau 7.
	Diminution du taux de croissance	1 327 mg/m ³	64742-95-6	McKee <i>et al.</i> , 1990
	Changements dans les enzymes du cerveau	1 327 mg/m ³	Essence ^b	Chu <i>et al.</i> , 2005
	Effets hématologiques	1 800 mg/m ³	64742-95-6	Shell Research Ltd., 1980
	Stress oxydatif dans le foie	4 679 mg/m ³	64742-48-9	Lam <i>et al.</i> , 1994

Voie d'exposition	Effets observés ^a	CMENO/DMENO	N° CAS	Références
Par voie orale	Diminution du taux de croissance; effets biochimiques	500 mg/kg p.c. par jour	64742-95-6	Bio/Dynamics Inc., 1991a
	Effets hématologiques	500 mg/kg p.c. par jour	64742-95-6	Bio/Dynamics Inc., 1991b
Par voie cutanée	Irritation cutanée	30 mg/kg p.c. par jour	64741-55-5	Mobil, 1988a
	Diminution du taux de croissance	200 mg/kg p.c. par jour	64741-54-4	API, 1986g
	Effets hématologiques	500 mg/kg p.c. par jour	64742-48-9	Zellers, 1985
	Diminution du taux de survie	1 000 mg/kg p.c. par jour	68955-35-1	API, 1986h
	Effets biochimiques	1 500 mg/kg p.c. par jour	64742-48-9	Zellers, 1985

^a Consulter l'annexe 7 pour de plus amples renseignements.

^b L'essence comprend les numéros CAS suivants : 8006-61-9 et 86290-81-5.

On n'a trouvé aucune étude (d'une durée ≥ 1 an) des effets chroniques non cancérogènes des NFPE restreints aux industries sur la santé. Très peu d'études des effets chroniques non cancérogènes d'autres NFPE sur la santé ont été recensées. Dans une étude d'exposition chronique par inhalation d'essence sans plomb (contenant 2 % de benzène) à des concentrations de 0, de 200, de 870 ou de 6 170 mg/m³ chez des souris et des rats, la CMENO était de 200 mg/m³. Cette valeur a été calculée en fonction de l'écoulement et de l'irritation oculaires chez les rats. À la concentration d'exposition moyenne de 870 mg/m³, on a observé une augmentation du poids relatif des reins chez les rats mâles (MacFarland *et al.*, 1984). La valeur de la DMENO déterminée pour l'exposition par voie cutanée était de 694 mg/kg p.c., d'après les effets cutanés locaux (changements liés à l'inflammation et à la dégénérescence de la peau) chez les souris à la suite de l'application de naphtes pendant 105 semaines. Aucune toxicité systémique n'a été signalée (Clark *et al.*, 1988).

Bien qu'on n'ait trouvé aucune étude de génotoxicité pour les NFPE restreints aux industries faisant l'objet de la présente évaluation (n° CAS 64741-42-0, 64741-69-1 et 64741-78-2), le potentiel génotoxique de plusieurs autres NFPE a été évalué au moyen de différents essais *in vivo* et *in vitro* décrits ci-après.

Dans les essais de génotoxicité *in vivo* des NFPE, les résultats étaient négatifs quant aux aberrations chromosomiques et à l'induction de micronoyaux (Gochet *et al.*, 1984; Khan, 1984; Khan et Goode, 1984; API, 1985d, e, f, g, h, i, 1986i) mais étaient positifs pour un essai sur l'échange de chromatides sœurs (API, 1988a). Quant aux substances qui ont été testées et qui étaient constituées d'un certain nombre de naphtes légers, les résultats étaient contradictoires (c.-à-d. des résultats positifs et négatifs pour un même essai) pour les aberrations chromosomiques, et négatifs pour le test de mutation létale dominante (API, 1977a). L'essence sans plomb (contenant 2 % de benzène) a été analysée quant à sa capacité d'induire la synthèse non programmée ainsi que la réplication de l'acide désoxyribonucléique (ADN) dans les hépatocytes et les cellules rénales de rongeurs. La

synthèse non programmée et la réplication de l'ADN ont été induites dans les hépatocytes de souris et la réplication de l'ADN a été induite dans les cellules rénales de rats (Loury *et al.*, 1986, 1987). Les résultats obtenus avec l'essence sans plomb (teneur en benzène non indiquée) étaient négatifs pour les aberrations chromosomiques et le test des mutations létales dominantes (API, 1977b, c, 1980b; Conaway *et al.*, 1984; Dooley *et al.*, 1988) et variables pour les foyers de cellules rénales et hépatiques atypiques chez les rongeurs (Short *et al.*, 1989; Standeven et Goldsworthy, 1993; Standeven *et al.*, 1994, 1995).

Dans les études de génotoxicité *in vitro* des NFPE, les résultats étaient négatifs pour sept des huit tests d'Ames ainsi que pour la synthèse d'ADN non programmée et les mutations directes (Blackburn, 1981; Brecher, 1984a; Brecher et Goode, 1984a; Gochet *et al.* 1984; Papciak et Goode, 1984; Blackburn *et al.*, 1986; idem, 1988; Riccio et Stewart, 1991; Haworth, 1978). Les résultats des tests suivants étaient variables ou équivoques : cellules de lymphome de souris, échange de chromatides sœurs et transformation cellulaire (Jensen et Thilager, 1978; Kirby *et al.* 1979; Roy, 1981; Tu et Sivak, 1981; Brecher, 1984b; Brecher et Goode, 1984b; Gochet *et al.*, 1984; API, 1985d; idem, 1985j; idem, 1985k; idem, 1985l; idem, 1985m; idem, 1985n; idem, 1985o; idem, 1985p; idem, 1986j; idem, 1986k; idem, 1986l; idem, 1987; idem, 1988b). Les substances analysées, dont plusieurs naphtes légers, ont donné des résultats négatifs au test d'Ames et aux essais sur les cellules de lymphome de souris (API, 1977a) En ce qui concerne l'essence, les résultats étaient négatifs au test d'Ames, à l'échange de chromatides sœurs et à un test de mutagénicité (API, 1977b; Farrow *et al.*, 1983; Conaway *et al.*, 1984; Richardson *et al.*, 1986; Dooley *et al.*, 1988). Quant à la synthèse non programmée d'ADN et au test sur les cellules de lymphome de souris, les résultats étaient négatifs (API, 1977b, 1988c; Farrow *et al.*, 1983; Conaway *et al.*, 1984; Loury *et al.*, 1986, 1987; Dooley *et al.*, 1988).

Il semble y avoir peu de preuves de la génotoxicité des NFPE; en effet, la majorité des résultats des essais *in vivo* et *in vitro* se sont avérés négatifs. Toutefois, on ne peut écarter la génotoxicité potentielle des NFPE sur la base de la variabilité des résultats obtenus pour certains essais, particulièrement avec les données *in vitro*, et sur la base de la batterie de tests incomplets.

La Commission européenne, l'Organisation des Nations Unies (ONU) et le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) ont classé les NFPE restreints aux industries dans la catégorie des substances cancérigènes. La Commission européenne a classé ces substances dans la catégorie 2 pour la cancérigénicité (R45 : *susceptible de provoquer le cancer*; teneur en benzène selon le poids supérieure ou égale à 0,1 %) [ESIS, 2008; Commission européenne, 2008a) et les a depuis reclassées en 2009 comme des cancérigènes de catégorie 1B en vertu du nouveau Système général harmonisé de classification et d'étiquetage des produits chimiques (SGH) des Nations Unies (H350 : *susceptible de provoquer le cancer*; teneur en benzène selon le poids supérieure ou égale à 0,1 %) [Commission européenne, 2008b; idem, 2009]. Le CIRC a classé « l'exposition professionnelle dans le secteur du raffinage du pétrole » comme un cancérigène du groupe 2A (*probablement cancérigène pour l'homme*). Plusieurs NFPE, y compris une substance restreinte aux industries portant un numéro CAS, sont inclus dans cette classification : 64741-41-9, 64741-46-4, 64741-54-4, 64741-55-5, 64741-63-5, 64741-

64-6, 64741-68-0, 64741-69-1, 64741-74-8, 64742-82-1, 68410-05-9 et 68919-37-9 (CIRC, 1989a).

Aucune étude n'a été recensée sur l'évaluation de la cancérogénicité par inhalation, la principale voie d'exposition pour la population générale, pour les NFPE restreints aux industries. Plusieurs études ont toutefois porté sur le potentiel cancérogène de l'inhalation d'essence sans plomb (MacFarland *et al.*, 1984; Short *et al.*, 1989; Standeven et Goldsworthy, 1993; Standeven *et al.*, 1994, 1995). Malgré l'augmentation de l'incidence de tumeurs hépatocellulaires et rénales (annexe 7), la nature très raffinée de l'essence est une indication que la composition de cette substance est différente de celle des autres NFPE. L'essence sera examinée séparément dans le cadre de la classe 3 de l'approche pour le secteur pétrolier; ces études sur le cancer n'ont donc pas été utilisées pour caractériser le risque dans l'évaluation préalable actuelle sur les NFPE restreints aux industries.

Tous les NFPE peuvent contenir du benzène, un composant volatil. La concentration moyenne la plus probable de benzène dans les naphtes est d'environ 1 %, mais les concentrations mesurées de benzène varient entre la concentration non décelée dans les naphtes isomérisés et 20 % dans les reformats (ONU, 2009). Le benzène a été évalué par Santé Canada (Canada, 1993) et a été jugé dangereux pour la santé humaine en raison de sa cancérogénicité. D'autres organismes sont arrivés aux mêmes conclusions. Par exemple, le CIRC a classé le benzène dans les cancérogènes du groupe 1 (*cancérogènes pour l'homme*) [CIRC, 2011] et la Commission européenne a recommandé que tous les NFPE contenant 0,1 % de benzène ou plus en poids soient classés dans les cancérogènes de la catégorie 1B (qui étaient les cancérogènes de la catégorie 2 avant 2009), même s'il n'existe aucune donnée sur les animaux de laboratoire pour ces groupes de substances (ESIS, 2008; Commission européenne, 2008a; idem, 2008b; idem, 2009). Ces conclusions sont conformes à l'approche utilisée par Santé Canada pour classer les charges pétrolières lors de l'exercice de catégorisation effectué pour les substances de la *Liste intérieure des substances* en vertu de la LCPE 1999 (Santé Canada, 2008).

En raison de l'absence d'études d'évaluation de la cancérogénicité par inhalation des NFPE, le risque de cancérogénicité peut être évalué en tenant compte du risque de cancer associé à l'exposition potentielle au benzène, un composant très dangereux. Des estimations du potentiel cancérogène lié à l'exposition par inhalation au benzène ont déjà été élaborées par le gouvernement du Canada. La concentration tumorigène (CT_{0,05}) a été calculée comme étant $14,7 \times 10^3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ selon l'étude épidémiologique de Rinsky et ses collaborateurs (1987), d'après les cas de leucémie myélogène aiguë et le modèle exposition-réponse linéaire-quadratique (Canada, 1993). L'USEPA (2000) a quantifié le potentiel cancérogène d'une exposition par inhalation au benzène à l'aide d'estimations de la probabilité maximale de linéarité à faible dose en se basant sur la même étude épidémiologique de travailleurs du pliofilm (Rinsky *et al.*, 1981; idem, 1987) ayant servi à établir la CT_{0,05} déclarée par le gouvernement du Canada (USEPA, 2000).

Plusieurs études ont été menées sur des animaux de laboratoire afin d'évaluer la cancérogénicité cutanée des NFPE. La majorité de ces études portait sur l'exposition des

souris à des doses variant entre 694 et 1 351 mg/kg p.c. pendant des périodes pouvant aller d'un an à toute la durée de vie de l'animal, ou jusqu'à l'apparition d'une tumeur persistant pendant 2 semaines. Ces études ont surtout examiné la formation de tumeurs cutanées, étant donné qu'elles portaient sur cette voie d'exposition. Les résultats concernant la cancérogénicité liée à l'exposition par contact cutané sont mitigés. Des tumeurs cutanées bénignes et malignes ont été provoquées par le naphta lourd de craquage catalytique, le naphta léger de craquage catalytique, le naphta léger de distillation directe et le naphta de pétrole (Blackburn *et al.*, 1986, 1988; Witschi *et al.* 1987; Clark *et al.*, 1988; Broddle *et al.*, 1996). De même, on a observé une augmentation considérable de carcinomes squameux lorsque les souris étaient traitées par voie cutanée avec du solvant Stoddard (USEPA, 1984). Par contre, on a observé une augmentation négligeable de tumeurs ou l'absence de celles-ci avec l'application de naphta léger d'alkylation, de naphta lourd de reformage catalytique, de naphta adouci ou de naphta léger de craquage catalytique sur la peau des souris (API, 1986m; idem, 1986n; idem, 1986o; Skisak *et al.* 1994; Broddle *et al.*, 1996). On a observé également des résultats négatifs pour les tumeurs cutanées chez les souris mâles exposées au naphta adouci à l'aide d'un protocole d'initiation-promotion (Skisak *et al.*, 1994; API, 1988d).

Par conséquent, après considération des données sur la cancérogénicité, il y a peu d'indications de cancérogénicité chez les rats et les souris après une exposition cutanée aux NFPE.

Aucune toxicité pour le développement ou la reproduction n'a été observée pour la majorité des NFPE évalués. La plupart de ces études portaient sur l'exposition par inhalation chez les rongeurs.

Les valeurs de concentration sans effet nocif observé (CSENO) de la toxicité pour la reproduction après une exposition par inhalation variaient entre 1 701 mg/m³ (n° CAS 8052-41-3) et 27 687 mg/m³ (n° CAS 64741-63-5) pour les NFPE évalués (API, 1978; idem, 2008a; idem, 2008b; idem, 2008c; idem, 2008d; Litton Bionetics, 1978; idem, 1980; Phillips et Egan, 1981; Schreiner, 1984; Dalbey *et al.*, 1996; Dalbey et Feuston, 1996; Bui *et al.*, 1998; Schreiner *et al.*, 1999, 2000b; Roberts *et al.*, 2001). Toutefois, on a observé une réduction du nombre de petits par portée et une fréquence plus élevée des pertes après implantation lorsque les rats femelles étaient exposés par inhalation à une concentration de 4 679 mg/m³ de la fraction lourde hydrotraitée de naphta (n° CAS 64742-48-9) 6 heures par jour, du 7^e au 20^e jour de gestation (Hass *et al.*, 2001). En ce qui concerne l'exposition par voie cutanée, on a observé des valeurs de dose sans effet nocif observé (DSENO) de 694 mg/kg p.c. par jour (n° CAS 8030-30-6) et de 1 000 mg/kg p.c. par jour (n° CAS 68513-02-0) [Clark *et al.*, 1988; ARCO, 1994]. En ce qui concerne l'exposition par voie orale, aucun effet néfaste sur les paramètres de reproduction n'a été rapporté lorsque les rats recevaient une dose de 2 000 mg/kg p.c. de naphta léger de craquage catalytique pendant le 13^e jour de gestation (Stonybrook Laboratories, 1995).

Pour la plupart des NFPE, on n'a pas constaté d'effets sur le développement liés aux différentes voies d'exposition (API, 1977d; idem, 1978; idem, 2008a; idem, 2008b; idem,

2008c; idem, 2008d; Litton Bionetics, 1978; Miller et Schardein, 1981; Phillips et Egan, 1981; Schreiner, 1984; Mobil, 1988b; ARCO, 1994; Stonybrook Laboratories, 1995; Dalbey *et al.*, 1996; Dalbey et Feuston, 1996; Bui *et al.*, 1998; Schreiner *et al.*, 1999, 2000b; Roberts *et al.*, 2001). Toutefois, une toxicité pour le développement a été observée pour quelques naphtes. On a constaté une diminution du poids corporel des fœtus et une fréquence accrue des variations de l'ossification lorsque les rats mères étaient exposées à une fraction légère du solvant naphta aromatisé à 1 250 mg/kg p.c. par jour (Bio/Dynamics Inc., 1991c). De plus, les femelles gravides exposées par inhalation à une concentration de 4 679 mg/m³ de naphta, fraction lourde hydrotraitée, ont eu des ratons ayant un poids à la naissance plus élevé. On a également observé des altérations des capacités cognitives et de la mémoire chez les rejetons (Hass *et al.*, 2001).

Bien qu'un certain nombre d'études épidémiologiques plus anciennes aient signalé une augmentation de l'incidence de divers cancers, on estime que l'information fournie par la majorité de ces études est incomplète ou insuffisante. Toutefois, on a accès à un nombre très limité de données relatives à l'incidence du cancer de la peau et de la leucémie ainsi qu'à la mortalité chez les travailleurs des raffineries de pétrole (Hendricks *et al.*, 1959; Lione et Denholm, 1959; McCraw *et al.*, 1985; Divine et Barron, 1986; Nelson *et al.*, 1987; Wong et Raabe, 1989). Le CIRC (1989a) a ainsi conclu qu'il n'y avait pas assez de preuves permettant d'affirmer que de travailler dans une raffinerie de pétrole représentait un risque de cancer (cancérogène du groupe 2A). Les éléments de preuve recueillis lors de ces études épidémiologiques sont considérés comme insuffisants pour permettre de conclure que ces effets sur la population générale sont uniquement attribuables à l'exposition aux NFPE, et ce, même si ces éléments de preuve montrent qu'il y a un lien entre le travail dans une raffinerie et les effets sur la santé observés.

Caractérisation des risques pour la santé

Une priorité élevée a été accordée à la prise de mesures à l'égard de ces NFPE restreints aux industries durant la catégorisation visant la Liste intérieure des substances (LIS), car on estime que ces substances présentent un risque d'exposition élevé ou intermédiaire pour les gens au Canada et que leur risque pour la santé humaine est élevé. Un effet critique pour la catégorisation initiale des NFPE restreints aux industries était la cancérogénicité, et ce, surtout d'après les classifications des organismes internationaux. Ces substances sont classées comme des cancérogènes du groupe 2A (CIRC, 1989a), mais aussi comme des cancérogènes de catégorie 1B (classées comme des cancérogènes de catégorie 2 avant 2009) lorsque la concentration de benzène est supérieure ou égale à 0,1 % en poids (ESIS, 2008; Commission européenne, 2008a; idem, 2008b; idem, 2009). Toutefois, en raison de l'absence d'études portant sur l'évaluation de la cancérogénicité par inhalation — la principale voie d'exposition pour la population générale — des NFPE, le risque de cancérogénicité a été évalué en tenant compte du risque de cancer associé à l'exposition potentielle au benzène, un composant très dangereux. Le benzène peut être présent à des concentrations plus élevées dans les NFPE que dans l'essence très raffinée, dans laquelle le benzène est restreint à 1,5 de benzène par volume (*Règlement sur le benzène dans l'essence*) (Canada, 1997). Le benzène a été évalué par Santé Canada

en vertu de la LCPE (1999) [Canada, 1993] et a été jugé cancérigène. Le benzène a été ajouté à la Liste des substances toxiques de l'annexe 1 de la Loi.

Les estimations du potentiel carcinogène du benzène effectuées par le gouvernement du Canada (1993) ont servi à calculer les marges d'exposition (ME) liées à une exposition chronique au benzène des NFPE restreints aux industries. L'information obtenue indique que les navires passent un nombre limité de jours par mois au port, à se rendre au port, et à quitter ce dernier; par conséquent, l'estimation des risques de cancérigénicité pour les scénarios I et II n'est pas pertinente. En ce qui concerne les scénarios III à V, les estimations annuelles de la limite supérieure de l'exposition par inhalation ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) au benzène dans l'air ambiant pour le transport par camion de NFPE restreints aux industries (en particulier la substance portant le n° CAS 64741-69-1, qui aurait, à 26 %, le contenu aromatique le plus élevé de ces substances) entre les différentes installations de l'industrie ont été comparées à la concentration tumorigène ($\text{CT}_{0,05}$) du benzène, qui est de $14,7 \times 10^3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. La valeur de la $\text{CT}_{0,05}$ est définie comme la concentration atmosphérique d'une substance associée à une augmentation de 5 % de l'incidence des tumeurs ou de la mortalité causée par des tumeurs (Santé Canada, 1996). Les marges d'exposition qui en résultent ont été calculées pour la population générale pour une distance définie à partir de la source d'émissions. Le tableau 8 présente les marges d'exposition à proximité des couloirs de camionnage, telles qu'elles sont définies par chacun des scénarios d'évaluation. Raisonnablement, les marges d'exposition seraient plus élevées si les concentrations plus faibles du benzène des deux autres numéros CAS étaient pris en considération, au lieu du numéro CAS 64741-69-1.

Tableau 8. Marges d'exposition d'après la modélisation de la dispersion de NFPE restreints aux industries dans l'air pendant le transport par camion, selon le contenu aromatique de la substance portant le numéro CAS 64741-69-1

Scénario	Mode de transport	Distance d'une tierce personne par rapport à la source de rejets (m)	Valeurs estimatives de la limite supérieure de l'exposition annuelle ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Marge d'exposition selon une $\text{CT}_{0,05}$ de $14,7 \times 10^3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Canada, 1993)
III	Camions arrêtés pendant une heure	200	0,73	20 100
IV	Camions qui se déplacent dans la ville (50 km/h)	200	$1,8 \times 10^{-4}$	81 700 000
V	Camions qui se déplacent à l'extérieur de la ville (100 km/h)	1 000	$2,3 \times 10^{-4}$	63 900 000

Une comparaison de l'estimation annuelle de la limite supérieure d'exposition d'un camion-citerne qui transporte des NFPE restreints aux industries, qui, selon les suppositions, demeure immobile à proximité de la population générale (p. ex. scénario III; rejet d'une zone de source stationnaire), avec une concentration tumorigène par inhalation du benzène donne lieu à une marge d'exposition d'environ 20 000. Cette

hypothèse prudente prend également en considération qu'un camion-citerne serait présent à proximité de la population générale de manière chronique tout au long de l'année. Cette marge d'exposition est jugée suffisante pour protéger adéquatement la santé humaine. Les risques calculés pour les scénarios IV et V, dans lesquels on suppose que les camions sont en déplacement, varient entre 81 700 000 et 63 900 000, et sont jugés raisonnables pour la protection de la santé humaine.

En ce qui concerne les effets non cancérigènes découlant de l'exposition par inhalation, les scénarios I, II et VI peuvent être considérés. Il a été déterminé que la CMENO pour l'exposition à court terme à des NFPE était de 214 mg/m³ d'après une réponse inflammatoire dans les voies respiratoires de souris exposées au solvant Stoddard (numéro CAS 8052-41-3) pendant quatre jours (Riley *et al.*, 1984). En ce qui concerne les scénarios I et II, la comparaison de cette CMENO avec les concentrations de COV totaux estimées sur 24 heures liées au transport par navire des NFPE restreints aux industries (en particulier la substance portant le n^o CAS 64741-42-0), y compris lorsque le navire est dans le port ou lorsqu'il se déplace de façon parallèle ou perpendiculaire au port à une distance de 1 000 m (27, 5,2 et 6,6 µg/m³, respectivement, pour les scénarios I, IIa et IIb), donne lieu à des marges d'exposition variant approximativement entre 8 000 et 41 000. Ces marges pour l'exposition à court terme sont considérées appropriées pour la protection de la santé humaine en ce qui concerne les effets à court terme ou les effets non cancérigènes subchroniques, en particulier compte tenu de la nature très prudente des expositions estimées et du fait que les navires passent un nombre limité de jour par mois au port, à se rendre au port, et à quitter ce dernier. Si l'on suppose une fraction de benzène de 4 % pour la substance portant le numéro CAS 64741-42-0, les concentrations estimées sur 24 heures pour le transport par navire sont de 1,1, 0,21 et 0,26 µg/m³, respectivement, pour les scénarios I, IIa et IIb. La comparaison de ces concentrations avec la concentration à effet critique non néoplasique de 32 mg/m³ pour une exposition par inhalation au benzène à court terme (6 heures par jour pendant 6 jours) d'après les effets immunologiques chez des souris mâles (Canada, 1993) donne lieu à des marges d'exposition variant entre 29 000 et 152 000, ce qui corrobore la conclusion selon laquelle les marges à court terme sont adéquates pour la protection de la santé humaine.

Pendant le chargement et le déchargement des camions, la concentration estimée de rejets de COV totaux sur 24 heures est de 85 µg/m³ à 1 500 m de la source de rejet, une distance qui est validée d'après l'emplacement du quai de chargement par rapport aux habitations à proximité de l'installation. La comparaison de cette estimation de l'exposition avec la CMENO pour l'exposition à court terme à des NFPE de 214 mg/m³ pour le solvant Stoddard (numéro CAS 8052-41-3) [Riley *et al.*, 1984], comme il est décrit ci-dessus, donne lieu à une marge d'exposition d'environ 2 500. Si on prend en considération une concentration maximale d'exposition au benzène sur 24 heures de 22 µg/m³ (si l'on suppose une fraction aromatique de 26 % et une exposition de 30 minutes tous les trois jours) et qu'on la compare à la concentration à effet critique non néoplasique de 32 mg/m³ pour l'exposition à court terme au benzène par inhalation (Canada, 1993), cela donne lieu à une marge d'exposition calculée d'environ 1 500. Ces valeurs sont considérées appropriées pour la protection de la santé humaine en ce qui concerne les effets à court terme ou les effets non cancérigènes subchroniques, et sont

prudentes, étant donné que le potentiel d'exposition pendant les activités de chargement et de déchargement est considéré comme se produisant par impulsions.

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

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

Il existe des incertitudes en ce qui concerne la caractérisation de l'exposition humaine aux NFPE en raison du manque de données de surveillance atmosphérique et de l'utilisation de concentrations atmosphériques estimées obtenues à l'aide de la modélisation SCREEN3, qui nécessite peu de paramètres d'entrée et des données météorologiques non spécifiques à une installation pour produire des estimations. Cela peut ouvrir la voie à d'autres incertitudes par rapport aux modèles de dispersion complexes. Les hypothèses formulées dans le modèle SCREEN3 (tableaux A6.1 et A6.2 de l'annexe 6) peuvent elles aussi contribuer à l'incertitude.

Des incertitudes sont également associées au manque de données disponibles concernant les propriétés physiques et chimiques de certaines substances. Comme les densités de plusieurs NFPE n'ont pas été mentionnées dans les études sur les effets sur la santé, ces propriétés ont souvent été obtenues à partir d'autres sources.

Comme les NFPE restreints aux industries font partie de la catégorie des UVCB, leur composition précise n'est pas clairement établie. À l'échelle de l'industrie, la composition des NFPE qui portent le même numéro CAS peut varier considérablement en ce qui a trait au nombre, à l'identité et aux proportions des composants, et selon les conditions d'exploitation, les matières de base et les unités de fabrication. Par conséquent, il est difficile d'obtenir un ensemble de données toxicologiques vraiment représentatif pour chacun des NFPE. Pour cette raison, toutes les données disponibles sur les effets sur la santé des NFPE (différents n^{os} CAS) ont été regroupées pour qu'un profil toxicologique exhaustif puisse être élaboré.

Le manque d'études sur la toxicité chronique et la cancérogénicité des NFPE (à l'exception de l'essence sans plomb) par inhalation, la principale voie d'exposition de la population générale, est également une source d'incertitude. De plus, aucune relation

dose-réponse n'a pu être évaluée dans le cadre des études de cancérogénicité par voie cutanée, car une seule dose de la substance test était utilisée.

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

Des incertitudes subsistent également parce que des équations empiriques ont été utilisées pour estimer les gaz d'évaporation. Il convient de noter que pendant le transport, les gaz d'évaporation rejetés par les navires varient également en fonction des conditions physiques, par exemple l'étanchéité des conteneurs ou les paramètres des valves. L'estimation préalable des gaz d'évaporation ne tient pas compte de ces influences.

Conclusion

D'après les résultats d'une comparaison des concentrations susceptibles d'avoir des effets nocifs sur les organismes avec les niveaux d'exposition estimés, les rejets dans le sol pendant le chargement, le déchargement et le transport peuvent avoir des effets nocifs sur les organismes terrestres. Cela dit, étant donné les conditions de tels rejets et la fréquence relativement faible des déversements dans le sol (en moyenne moins d'un par année), les risques d'effets nocifs pour l'environnement dus à ces déversements de NFPE restreints aux industries sont faibles. Il y a aussi un risque d'effets nocifs pour les organismes terrestres lié aux rejets atmosphériques de NFPE lors des activités de chargement des navires et des camions. Ces NFPE présentent également un faible risque d'effets nocifs pour les organismes aquatiques.

D'après les données présentées aux fins de la présente évaluation préalable sur la fréquence et l'importance des déversements, ces substances présentent un risque faible d'effets nocifs sur les organismes ou sur l'intégrité globale de l'environnement. On conclut que les trois NFPE restreints aux industries (n° CAS 64741-42-0, 64741-69-1 et 64741-78-2) ne satisfont à aucun des critères énoncés à l'alinéa 64a) ou 64b) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE (1999)], car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique, ou à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

On ne s'attend pas à ce que l'ensemble de la population soit exposé à ces NFPE restreints aux industries par voie cutanée ou par voie orale. L'effet critique pour la caractérisation des risques pour la santé humaine associés aux NFPE étudiés dans le cadre de cette évaluation est la cancérogénicité par inhalation, selon la présence de benzène, un composant très dangereux. Compte tenu du caractère adéquat des marges d'exposition pour les estimations de la limite supérieure des expositions chroniques potentielles de la population générale au benzène en raison du transport de NFPE restreints aux industries

par camion, ainsi que des marges adéquates pour les expositions à court terme pendant le transport par navire, et le chargement et le déchargement des camions, on conclut que les trois NFPE restreints aux industries (n° CAS 64741-42-0, 64741-69-1 et 64741-78-2) ne satisfont pas aux critères énoncés à l'alinéa 64c) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE (1999)], car il ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Par conséquent, on conclut que ces trois NFPE restreints aux industries portant les numéros CAS 64741-42-0, 64741-69-1 et 64741-78-2 ne satisfont à aucun des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE (1999).

Références

[AOPWIN] Atmospheric Oxidation Program for Microsoft Windows [modèle d'estimation]. 2008. Version 1.92a. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

[API] American Petroleum Institute. 1977a. Letter from American Petroleum Institute to US Environmental Protection Agency regarding submission of 8(E) information on 3 commercial solvents with attachments. Washington (DC) : American Petroleum Institute. EPA/OTS Document No. 88-7700010; NTIS/OTS0200393. [résumé]. [cité dans TOXLINE, 2009].

[API] American Petroleum Institute. 1977b. Mutagenicity evaluation of unleaded gasoline (L5178Y mouse lymphoma assay and Ames test). Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 28-30173. [cité dans API 2001a, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1977c. Rat bone marrow cytogenesis analysis, unleaded gasoline (5 daily intraperitoneal doses). Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 26-60099. [cité dans CONCAWE, 1992].

[API] American Petroleum Institute. 1977d. Teratology study in rats. Stoddard solvent final report. Washington (DC) : American Petroleum Institute. Report No.: FYI-AX-0183-0232 IN. [cité dans ATSDR, 1995a].

[API] American Petroleum Institute. 1978. Teratology study in rats, unleaded gasoline. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 26-60014. [cité dans API, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1980a. Acute toxicity tests. API PS-6 unleaded motor gasoline. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 27-32130. [cité dans CONCAWE, 1992; API, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1980b. Mutagenicity evaluation of gasoline, API PS-6 fuel in the mouse dominant lethal assay. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 28-31344. [cité dans CONCAWE, 1992; API, 2001a, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1985a. Acute oral toxicity study in rats, acute dermal toxicity study in rabbits, primary dermal irritation study in rabbits, primary eye irritation study in rabbits, API 83-05 full range catalytic reformed naphtha (CAS #68955-35-1). Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 32-31474. [cité dans CONCAWE, 1992; API, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1985b. Acute oral toxicity study in rats, acute dermal toxicity study in rabbits, primary dermal irritation study in rabbits, primary eye irritation study in rabbits, dermal sensitization study in guinea pigs. API sample 83-06 heavy catalytically reformed naphtha (CAS #64741-68-0). Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Health and Environmental Sciences Department Report No.: 32-32860. [cité dans CONCAWE, 1992].

[API] American Petroleum Institute. 1985c. Acute oral toxicity study in rats, acute dermal toxicity study in rabbits, primary dermal irritation study in rabbits and primary eye irritation study in rabbits of API sample 83-04 light catalytically reformed naphtha. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Medical Research Publication No.: 32-31473. [cité dans CONCAWE, 1992].

[API] American Petroleum Institute. 1985d. Mutagenic evaluation studies in the bone marrow cytogenetics assay (inhalation) and in the mouse lymphoma forward mutation assay, light catalytic cracked naphtha 81-03. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 32-31300. [cité dans CONCAWE, 1992; API, 2003b, 2008a].

Évaluation préalable finale Naphtes à faible point d'ébullition restreints aux industries

[API] American Petroleum Institute. 1985e. Acute *in vivo* cytogenetics assay in male and female rats of API sample 83-19, light alkylate naphtha. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 32-32409. [cité dans CONCAWE, 1992; API, 2003c, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1985f. Activity of API 81-04, light catalytic cracked naphtha, in the acute (IP) *in vivo* cytogenetics assay in male and female rats. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 32-32288. [cité dans CONCAWE, 1992; API, 2003b, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1985g. Mutagenicity evaluation of 83-04 (light catalytic reformed naphtha) in the bone marrow cytogenetics assay (IP). Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 33-31092. [cité dans CONCAWE, 1992; API, 2003a, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1985h. Mutagenicity evaluation of 83-06 (heavy catalytic reformed naphtha) in the bone marrow cytogenetics assay (IP). Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 32-30494. [cité dans API, 2003a, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1985i. Mutagenicity evaluation of 83-05 (full range catalytic reformed naphtha) in the bone marrow cytogenetics assay (IP). Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 32-32289. [cité dans CONCAWE, 1992; API, 2003a, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1985j. L5178Y +/- mouse lymphoma assay, API 81-08 sweetened naphtha. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 32-31233. [cité dans CONCAWE, 1992; API, 2003d, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1985k. L5178Y +/- mouse lymphoma assay, API 83-19 light alkylate naphtha. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 32-32746. [cité dans CONCAWE, 1992; API, 2003c, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1985l. Mutagenicity evaluation of API sample 83-04 in the mouse lymphoma forward mutation assay. Rapport final. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Medical Research Publication No.: 32-32168. [cité dans CONCAWE, 1992; API, 2003a, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1985m. L5178Y +/- mouse lymphoma assay, API 83-16 heavy catalytic reformed naphtha. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 32-32460. [cité dans API, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1985n. Mutagenicity evaluation in the mouse lymphoma forward mutation assay, API 83-06 heavy catalytically reformed naphtha. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 33-32640. [cité dans API, 2003a].

[API] American Petroleum Institute. 1985o. L5178Y TK +/- mouse lymphoma assay of API 81-04. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Medical Research Publication No.: 32-31710. [cité dans CONCAWE, 1992; API, 2003b].

[API] American Petroleum Institute. 1985p. L5178Y +/- mouse lymphoma assay, API 83-05 full range catalytic reformed naphtha. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 32-32459. [cité dans CONCAWE, 1992; API, 2003a, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1986a. Acute oral toxicity in rats, acute dermal toxicity study in rabbits, primary dermal irritation study in rabbits, primary eye irritation study in rabbits, dermal sensitization study in guinea pigs on API 83-19, light alkylate naphtha (CAS #64741-66-8). Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 33-30594. [cité dans CONCAWE, 1992; API, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1986b. Acute oral toxicity in rats, acute dermal toxicity study in rabbits, primary dermal irritation study in rabbits, primary eye irritation study in rabbits, dermal

Évaluation préalable finale Naphtes à faible point d'ébullition restreints aux industries

sensitization study in guinea pigs on API 83-20, light catalytic cracked naphtha (CAS #64741-55-5). Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 33-32722. [cité dans CONCAWE, 1992; API, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1986c. Acute oral toxicity in rats, acute dermal toxicity study in rabbits, primary dermal irritation study in rabbits, primary eye irritation study in rabbits, dermal sensitization study in guinea pigs on API 81-08, sweetened naphtha (CAS #64741-87-3). Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 30-31990. [cité dans CONCAWE, 1992; API, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1986d. Acute oral toxicity in rats, acute dermal toxicity study in rabbits, primary dermal irritation study in rabbits, primary eye irritation study in rabbits, dermal sensitization study in guinea pigs. API sample 83-18 heavy catalytically cracked naphtha (CAS #64741-54-4). Rapport final. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Health and Environmental Sciences Department Report No.: 33-30593. [cité dans CONCAWE, 1992].

[API] American Petroleum Institute. 1986e. Dermal sensitization study in guinea pigs with full range catalytic reformed naphtha (API 83-05). Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 33-30497. [cité dans CONCAWE, 1992; API, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1986f. Dermal sensitization study in guinea pigs. API sample 83-04 light catalytically cracked reformed naphtha (CAS 64741-63-5). Rapport final. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Health and Environmental Sciences Department Report No.: 33-30496. [cité dans CONCAWE, 1992].

[API] American Petroleum Institute. 1986g. 28-day dermal toxicity study in the rabbit. API sample 83-18 heavy catalytically cracked naphtha (CAS 64741-54-4). Étude menée par Tegeris Laboratories. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Medical Research Publication No.: 32-32748. [cité dans CONCAWE, 1992].

[API] American Petroleum Institute. 1986h. 28-day dermal toxicity study in the rabbit. API sample 83-05 full range catalytically reformed naphtha (CAS 68955-35-1). Étude menée par Tegeris Laboratories. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Health and Environmental Sciences Department Report No.: 33-30598. [cité dans CONCAWE, 1992].

[API] American Petroleum Institute. 1986i. Mutagenicity evaluation in the bone marrow cytogenetics assay with API 81-08 (IP). Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 33-31093. [cité dans CONCAWE, 1992; API, 2003d, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1986j. L5178Y TK +/- mouse lymphoma assay. API 83-06 heavy catalytically reformed naphtha (CAS 64741-68-0). Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 33-31641. [cité dans API, 2003a].

[API] American Petroleum Institute. 1986k. L5178Y +/- mouse lymphoma assay, API 81-04 light catalytic cracked naphtha. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 32-30498. [cité dans API, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1986l. Mutagenicity of API sample 83-18 heavy catalytic cracked naphtha (petroleum) (CAS 64741-54-4) in a mouse lymphoma mutation assay. Rapport final. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Health and Environmental Sciences Department Report No.: 33-32804. [cité dans CONCAWE, 1992].

[API] American Petroleum Institute. 1986m. Lifetime dermal carcinogenesis/chronic toxicity screening bioassay of refinery streams in C3H/HeJ mice. Twelve month toxicity evaluation report.. API Study No. PS-36. PRI Study No. AP-135r. Washington (DC) : American Petroleum Institute.

Évaluation préalable finale Naphtes à faible point d'ébullition restreints aux industries

[API] American Petroleum Institute. 1986n. Lifetime dermal carcinogenesis/chronic toxicity screening bioassay of refinery streams in C3H/HeJ mice. Twenty-fourth month progress report (weeks 101-104). API Study No. PS-36. PRI Study No. AP-135r. Washington (DC) : API.

[API] American Petroleum Institute. 1986o. Lifetime dermal carcinogenesis/chronic toxicity screening bioassay of refinery streams in C3H/HeJ mice. Thirty-first month progress report (weeks 131-134).. API Study No. PS-36. PRI Study No. AP-135r.. Washington (DC) : American Petroleum Institute.

[API] American Petroleum Institute. 1987. L5178Y +/- mouse lymphoma assay, API 83-20 light catalytic cracked naphtha. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 34-30633. [cité dans CONCAWE, 1992; API, 2003b, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1988a. *In vivo* sister chromatid exchange assay in B6C3F1 mice, with API 81-03 (light catalytic cracked naphtha). Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 36-30044. [cité dans CONCAWE, 1992; API, 2003b, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1988b. Sister chromatid exchange assay in Chinese hamster ovary (CHO) cells with API 81-03 (light catalytic cracked naphtha). Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 36-30045. [cité dans CONCAWE, 1992; API, 2003b, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1988c. *In vitro* unscheduled DNA synthesis in rat hepatocytes – gasoline. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 35-32431. [cité dans API, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1988d. Short term dermal tumorigenesis study of selected petroleum hydrocarbons in male CD-1 mice initiation and promotion phases (rapport préliminaire final) with attachments and cover letter 052688. Washington (DC) : American Petroleum Institute. NTIS/OTS0000547-1.

[API] American Petroleum Institute. 2001a. Robust summary of information on paraffinic naphthas, gasoline, naphthenic naphthas, olefinic naphthas, aromatic naphthas. Washington (DC) : American Petroleum Institute. Report No.: AR201-13409B. Accès : www.epa.gov/hpv/pubs/summaries/gasneecat/c13409rs.pdf

[API] American Petroleum Institute. 2001b. Robust summary of information on group 6: low benzene naphthas. Washington (DC) : American Petroleum Institute. Report No.: AR201-13437B. Accès : www.epa.gov/chemrtk/pubs/summaries/lowbenze/c13437rs.pdf

[API] American Petroleum Institute. 2003a. Robust summary of information on aromatic naphthas. Washington (DC) : American Petroleum Institute. Accès : www.petroleumhvp.org/docs/gasoline/052003_gasoline_robustsummary_anaphthas_revisedfinal.pdf

[API] American Petroleum Institute. 2003b. Robust summary of information on olefinic naphthas. Washington (DC) : American Petroleum Institute. Accès : www.petroleumhvp.org/docs/gasoline/052003_gasoline_robustsummary_onaphthas_revisedfinal.pdf

[API] American Petroleum Institute. 2003c. Robust summary of information on paraffinic naphthas. Washington (DC) : American Petroleum Institute. Accès : www.petroleumhvp.org/docs/gasoline/052003_gasoline_robustsummary_pnaphthas_revisedfinal.pdf

Évaluation préalable finale Naphtes à faible point d'ébullition restreints aux industries

[API] American Petroleum Institute. 2003d. Robust summary of information on naphthenic naphthas. Washington (DC) : American Petroleum Institute. Accès :

www.petroleumhvp.org/docs/gasoline/052003_gasoline_robustsummary_naphthas_revisedfinal.pdf

[API] American Petroleum Institute. 2005. Baseline gasoline vapor condensate. Micronucleus assay in a 13 week whole-body inhalation toxicity study in rats with neurotoxicity assessments and 4-week *in vivo* genotoxicity and immunotoxicity assessments. HLS Study No. 00-6125, vol. IV, Annexe X. East Millstone (NJ) : Huntington Life Sciences Laboratories; Suffolk (Royaume-Uni) : Huntington Eye Research Centre. [cité dans API, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 2008a. Gasoline blending streams category assessment document. Version finale du 21 août 2008 présentée à l'Environmental Protection Agency des États-Unis. Consortium Registration No. 1100997. Washington (DC) : American Petroleum Institute, Petroleum HPV Testing Group. Accès :

www.petroleumhvp.org/docs/gasoline/2008_aug21_gasoline_catanalysis_final_category_assess_doc.pdf

[API] American Petroleum Institute. 2008b. OECD 422 inhalation combined repeated dose toxicity study with the reproductive/developmental toxicity screening test of heavy straight run naphtha (CAS # 64741-41-9). Project No. DuPont-18331. Wilmington (DE) : Haskell Laboratories. [cité dans API, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 2008c. Baseline gasoline vapor condensate. A 2-generation whole-body inhalation reproductive study in rats. HLS Study No. 00-4207. East Millstone (NJ) : Huntington Life Sciences Laboratories. [cité dans API, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 2008d. Baseline gasoline vapor condensate. Whole-body inhalation developmental toxicity study in rats with baseline gasoline vapour condensate. EMBSL No. MRD-00-695:169534. Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences, Inc. [cité dans API, 2008a].

[ARCO] Atlantic Richfield Company. 1994. Developmental toxicity screen in rats administered test article F-250. ARCO Study No. ATX-93-0024 (Merox Feed); UBTL Study No. 66869. Los Angeles (CA) : Atlantic Richfield Company. [cité dans API, 2008a].

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

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

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

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

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

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

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

Évaluation préalable finale Naphtes à faible point d'ébullition restreints aux industries

Atlas, R. 1981. Microbial degradation of petroleum hydrocarbons: an experimental perspective. *Microbiol. Rev.* 45(1):180-209.

[ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 1995a. Toxicological profile for Stoddard solvent. Atlanta (GA) : US Department of Health and Human Services, Public Health Service. [consulté le 17 avril 2009]. Accès : www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp.asp?id=416&tid=73

[ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 1995b. Toxicological profile for automotive gasoline. Atlanta (GA) : US Department of Health and Human Services, Public Health Service. [consulté le 17 avril 2009]. Accès : www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp.asp?id=468&tid=83

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]. 2008. Version 3.00. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

[BESC] Bureau européen des substances chimiques. 2000a. IUCLID dataset for naphtha (petroleum), full-range straight-run. CAS No. 64741-42-0. Commission européenne, Bureau européen des substances chimiques. [consulté en mars 2008]. Accès : http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/existing-chemicals/IUCLID/data_sheets/64741420.pdf

[BESC] Bureau européen des substances chimiques. 2000b. IUCLID dataset for naphtha (petroleum), light hydrocracked. CAS No. 64741-69-1. Commission européenne, Bureau européen des substances chimiques. [consulté en mars 2008]. Accès : http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/existing-chemicals/IUCLID/data_sheets/64741691.pdf

[BESC] Bureau européen des substances chimiques. 2000c. IUCLID dataset for naphtha (petroleum), heavy hydrocracked. CAS No. 64741-78-2. Commission européenne, Bureau européen des substances chimiques. [consulté en mars 2008]. Accès : http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/existing-chemicals/IUCLID/data_sheets/64741782.pdf

[BESC] Bureau européen des substances chimiques. 2007. Guidelines for setting specific concentration limits for carcinogens in Annex 1 of Directive 67/548/EEC. Inclusion of potency considerations. Commission européenne, Bureau européen des substances chimiques, Commission Working Group on the Classification and Labelling of Dangerous Substances.

Bio/Dynamics, Inc. 1991a. A subchronic (3-month) oral toxicity study in the rat with LX-1006-01 via gavage (rapport final) with attachments and cover letter dated 042491 (sanitized). US Environmental Protection Agency Document No. 86-91000807S; NTIS/OTS0529439. [résumé]. [cité dans TOXLINE, 2009].

Bio/Dynamics, Inc. 1991b. A subchronic (3-month) oral toxicity study in the dog with LX1106-01 via capsule administration (rapport final) with attachments and cover letters dated 042491 (sanitized). US Environmental Protection Agency Document No. 86-91000808S; NTIS/OTS0529440. [résumé]. [cité dans TOXLINE, 2009].

Bio/Dynamics, Inc. 1991c. A teratology study in rats with LX1106-01 (rapport final) with attachments and cover letter dated 042491 (sanitized). US Environmental Protection Agency/Office of Toxic Substances Document No. 86-91000809S; NTIS/OTS0529441. [résumé]. [cité dans TOXLINE, 2009].

Évaluation préalable finale Naphtes à faible point d'ébullition restreints aux industries

[BIOHCWIN] Biodegradation of Petroleum Hydrocarbons Estimation Program for Windows [modèle d'estimation]. 2008. Version 1.01a. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

[BIOWIN] Biodegradation Estimation Program for Windows [modèle d'estimation]. 2009. Version 4.10. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Blackburn, G.R. 1981. An Ames *Salmonella*/mammalian microsomes mutagenesis assay for the determination of potential mutagenicity of rerun tower overheads from an olefins/aromatics plant. Study No. 1781-80. Princeton (NJ) : Mobil Environmental and Health Science Laboratory. [cité dans USEPA, 2004].

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(1):63-84.

Blackburn, G.R., Deitch, R.A., Roy, T.A., Johnson, S.W., Schreiner, C.A., Mackerer, C.R. 1988. Estimation of dermal carcinogenic potency of petroleum fractions using a modified Ames assay. In: Cooke, M., Dennis, A.J. (éd.) Proceedings of the 10th annual symposium on polynuclear aromatic hydrocarbons: a decade of progress. Columbus (OH) : Battelle Press, p. 83-97. [résumé]. [cité dans TOXLINE, 2009].

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. 1984a. Hepatocyte primary culture/DNA repair test of hydrogenated pyrolysis gasoline. Project No. 2097. Document préparé pour Gulf Oil Chemicals Co., Houston (TX). Pittsburgh (PA) : Gulf Life Sciences Center. [cité dans USEPA, 2004].

Brecher, S. 1984b. Transformation test of hydrogenated pyrolysis gasoline. Project No. 2098. Document préparé pour Gulf Oil Chemicals Co., Houston (TX). Pittsburgh (PA) : Gulf Life Sciences Center. [cité dans USEPA, 2004].

Brecher, S., Goode, J.W. 1984a. Hepatocyte primary culture/DNA repair test of heavy aromatic distillate. Project No. 2056. Document préparé pour Gulf Oil Chemicals Co., Houston (TX). Pittsburgh (PA) : Gulf Life Sciences Center. [cité dans API, 2001b].

Brecher, S., Goode, J.W. 1984b. BALB/3T3 transformation test: heavy aromatic distillate. Project No. 2057. Document préparé pour Gulf Oil Chemicals Co., Houston (TX). Pittsburgh (PA) : Gulf Life Sciences Center. [cité dans API, 2001b].

Brodde, W.D., Dennis, M.W., Kitchen, D.N., Vernot, E.H. 1996. Chronic dermal studies of petroleum streams in mice. *Fundam. Appl. Toxicol.* 30(1):47-54.

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

Bui, Q.Q., Burnett, D.M., Breglia, R.J., Koschier, F.J., Lapadula, E.S., Podhasky, P.I., Schreiner, C.A., White, R.D., Dalbey, W.E., Feuston, M.H. 1998. Toxicity evaluation of petroleum blending streams: reproductive and developmental effects of a distillate from light alkylate naphtha. *J. Toxicol. Environ. Health A* 53(2):121-133.

Évaluation préalable finale Naphtes à faible point d'ébullition restreints aux industries

Buryskova, B., Bláha, L., Vrskova, D., Simkova, K., Maršálek, B. 2006. Effects and induction of glutathione S-transferase by short chain chlorinated paraffins (SCCPs) and C-12 alkane (dodecane) in *Xenopus laevis* frog embryo. *Acta Veterinaria Brno* 75(1):115-122.

Canada. 1993. Benzène [en ligne]. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada, Santé Canada. (Liste des substances d'intérêt prioritaire – Rapport d'évaluation). Accès : http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/psl1-lsp1/benzene/benzene-fra.pdf

Canada. 1997. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Règlement sur le benzène dans l'essence*. DORS/97-493. *Gazette du Canada*, Partie I, vol. 131, n° 18; Partie II, vol. 131, n° 24. [consulté le 14 avril 2010]. Accès : <http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/fra/reglements/detailreg.cfm?intReg=1>

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

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

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

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

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

Carpenter, C.P., Kinkead, E.R., Geary, D.L., Sullivan, L.J., King, J.M. 1975. Petroleum hydrocarbon toxicity studies. III. Animal and human response to vapors of Stoddard solvent. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 32(2):282-297.

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

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2008. Standard pancanadien (SP) relatif aux hydrocarbures pétroliers (HCP) dans le sol. User Guidance. Winnipeg (Man.) : Conseil canadien des ministres de l'environnement. Report number PN-1398. Accès : http://www.ccme.ca/publications/ceqg_rcqg_fr.html

Chu, I., Poon, R., Valli, V., Yagminas, A., Bowers, W.J., Seegal, R., Vincent, R. 2005. Effects of an ethanol-gasoline mixture: results of a 4-week inhalation study in rats. *J. Appl. Toxicol.* 25(3):193-199.

[CIRC] IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. 1989a. Gasoline. *IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risks Hum.* 45:159-201.

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

Évaluation préalable finale Naphtes à faible point d'ébullition restreints aux industries

[CIRC] IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. 2011. Agents classified by the IARC monographs, Volumes 1-102 (ordre alphabétique). Lyon (France) : Centre international de recherche sur le cancer. Accès :

<http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/ClassificationsAlphaOrder.pdf>

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

Clark, C.R., Walter, M.K., Ferguson, P.W., Katchen, M. 1988. Comparative dermal carcinogenesis of shale and petroleum-derived distillates. *Toxicol. Ind. Health* 4(1):11-22.

Clark, D.G., Butterworth, S.T., Martin, J.G., Roderick, H.R., Bird, M.G. 1989. Inhalation toxicity of high flash aromatic naphtha. *Toxicol. Ind. Health* 5(3):415-428.

Commission européenne. 2008a. Directive 2008/58/CE de la Commission du 21 août 2008. *Journal officiel de l'Union européenne*. 15.9.2008. L246, vol. 51. Commission européenne. [consulté le 6 juin 2011].

Accès : <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:246:0001:0191:FR:PDF>

Commission européenne. 2008b. Details on substances classified in Annex VI to Regulation (EC) No 1272/2008 [base de données sur Internet]. Base de données élaborée par la Commission européenne. [consulté le 29 août 2011].

Accès : <http://esis.jrc.ec.europa.eu/index.php?PGM=cla>

Commission européenne. 2009. Règlement (CE) n° 790/2009 de la Commission du 10 août 2009. *Journal officiel de l'Union européenne*. 5.9.2009. L235, vol. 52. Commission européenne. [consulté le 16 juin 2011].

Accès : <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:235:FULL:FR:PDF>

Conaway, C.C., Schreiner, C.A., Cragg, S.T. 1984. Mutagenicity evaluation of petroleum hydrocarbons. In: MacFarland, H.N., Holdsworth, C.E., MacGregor, J.A., Call, R.W., Lane, M.L. (éd.) Applied toxicology of petroleum hydrocarbons. Princeton (NJ) : Princeton Scientific Publishers. p. 89-107 [cité dans CIRC, 1989b].

[CONCAWE] CONservation of Clean Air and Water in Europe [Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité]. 1992. Gasolines. Document préparé les groupes sur les produits pétroliers et la gestion de la santé de la CONCAWE. Bruxelles (Belgique) : CONCAWE. Product Dossier No. 92/103.

[CONCAWE] CONservation of Clean Air and Water in Europe [Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité]. 1996. Acute aquatic toxicity of gasolines: report on CONCAWE test programme. Document préparé les groupes sur les produits pétroliers et la gestion de la santé de la CONCAWE. Bruxelles (Belgique) : CONCAWE. Product Dossier No. 96/57.

[CONCAWE] CONservation of Clean Air and Water in Europe [Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité]. 2005. Classification and labelling of petroleum substances according to the EU dangerous substances directive (recommandations de la CONCAWE de juillet 2005). Document préparé les groupes sur les produits pétroliers et la gestion de la santé de la CONCAWE. Bruxelles (Belgique) : CONCAWE. Product Dossier No. 6/05.

Correa, M., Venables, B. 1985. Bioconcentration of naphthalene in tissues of the white mullet (*Mugil curema*). *Environ. Toxicol. Chem.* 4:227-231.

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

Dalbey, W., Feuston, M. 1996. Partially vaporized full range catalytic reformed naphtha: subchronic and developmental toxicity studies in rats. [résumé]. *Inhal. Toxicol.* 8(3):271-284. [cité dans DART, 2009].

Évaluation préalable finale Naphtes à faible point d'ébullition restreints aux industries

Dalbey, W.E., Feuston, M.H., Yang, J.J., Kommineni, C.V., Roy, T.A. 1996. Light catalytically cracked naphtha: subchronic toxicity of vapors in rats and mice and developmental toxicity screen in rats. *J. Toxicol. Environ. Health* 47(1):77-91.

[DART] Developmental and Reproductive Toxicology Database [base de données sur Internet]. 1989- . Bethesda (MD) : National Library of Medicine (États-Unis). [révisé le 23 avril 2009; consulté le 21 avril 2009]. Accès : <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen? DARTETIC>

Divine, B.J., Barron, V. 1986. Texaco mortality study. II. Patterns of mortality among white males by specific job groups. *Am. J. Ind. Med.* 10:371-381. [cité dans CIRC, 1989a].

Dooley, J.F., Skinner, M.J., Roy, T.A., Blackburn, G.R., Schreiner, C.A., Mackerer, C.R. 1988. Evaluation of the genotoxicity of API reference unleaded gasoline. In: Cooke, M., Dennis, A.J. (éd.) Proceedings of the 10th annual symposium on polynuclear aromatic hydrocarbons: a decade of progress. Columbus (OH) : Battelle Press. p. 179-194. [cité dans CIRC, 1989b; ATSDR, 1995b].

[ECB] European Chemicals Bureau. 2000a. IUCLID dataset for naphtha (petroleum), full-range straight-run. CAS No. 64741-42-0. European Commission, European Chemicals Bureau. [cited 2008 Mar]. Accès : http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/IUCLID/data_sheets/64741420.pdf

[ECB] European Chemicals Bureau. 2000b. IUCLID dataset for naphtha (petroleum), light hydrocracked. CAS No. 64741-69-1. European Commission, European Chemicals Bureau. [cited 2008 Mar]. Accès : http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/IUCLID/data_sheets/64741691.pdf

[ECB] European Chemicals Bureau. 2000c. IUCLID dataset for naphtha (petroleum), heavy hydrocracked. CAS No. 64741-78-2. European Commission, European Chemicals Bureau. [cited 2008 Mar]. Accès : http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/IUCLID/data_sheets/64741782.pdf

Direction des techniques d'intervention d'urgence. 1989. Experimental data. Ottawa (ON): Environment Canada.

Environnement Canada. 1989. Données expérimentales. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada, Division des techniques d'intervention d'urgence.

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

[EPI Suite] Estimation Programs Interface Suite for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2008. Version 3.4. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

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

Évaluation préalable finale Naphtes à faible point d'ébullition restreints aux industries

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

European Commission. 2008a. Commission Directive 2008/58/EC of 21 August 2008. Official Journal of the European Union. 15.9.2008. L246, vol. 51. European Commission. [cited 2011 Jun 16]. Available from: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:246:0001:0191:EN:PDF>

European Commission. 2008b. Details on substances classified in Annex VI to Regulation (EC) No 1272/2008 [database on the Internet]. Database developed by the European Commission. [cited 2011 Aug 29]. Available from: <http://esis.jrc.ec.europa.eu/index.php?PGM=cla>

European Commission. 2009. Commission Regulation (EC) No 790/2009 of 10 August 2009. Official Journal of the European Union. 5.9.2009. L235, vol. 52. European Commission. [cited 2011 Jun 16]. Available from: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:235:FULL:EN:PDF>

Farrow, M.G., McCarroll, N., Cortina, T., Draus, M., Munson, A., Steinberg, M., Kirwin, C., Thomas, W. 1983. *In vitro* mutagenicity and genotoxicity of fuels and paraffinic hydrocarbons in the Ames, sister chromatid exchange, and mouse lymphoma assays. *Toxicologist* 3(1):36. [cité dans CIRC, 1989b].

Gerin, M., Viau, C., Talbot, D., Greselin, E. 1988. Aviation gasoline: comparative subchronic nephrotoxicity study in the male rat. *Toxicol. Lett.* 44:13-19.

Gochet, B., De Meester, C., Leonard, A., DeKnuft, G. 1984. Lack of mutagenic activity of white spirit. *Int. Arch. Occup. Environ. Health* 53(4):359-364.

Golder Associates Ltd. 2006. Final Draft Report on Lakewater and Aquatics Long-term Monitoring – 2005-2006 Interpretive Report, Wabamun Lake Derailment Site, Canadian National Railway Company. PIN 2401257. Wabamun (Alb.)

Gustafson, J.B., Tell, J.G., Orem, D. 1997. Selection of representative TPH fractions based on fate and transport considerations. vol. 3. Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series, Association for Environmental Health and Sciences Foundation. 109 p. Accès : www.aehsfoundation.org/publications.aspx

Halder, C.A., Warne, T.M., Hartoum, N.S. 1984. Renal toxicity of gasoline and related petroleum naphthas in male rats. *Adv. Mod. Environ. Toxicol.* 7:73-88.

Halder, C.A., Holdsworth, C.E., Cockrell, B.Y., Piccirillo, V.J. 1985. Hydrocarbon nephropathy in male rats: identification of the nephrotoxic components of unleaded gasoline. *Toxicol. Ind. Health* 1(3):67-87. [cité dans CONCAWE, 1992].

Hansch, C., Leo, A., Hoekman, D. 1995. Exploring QSAR: hydrophobic, electronic, and steric constants. ACS Professional Reference Book. Washington (DC) : American Chemical Society.

Hass, U., Ladefoged, O., Lam, H.R., Ostergaard, G., Lund, S.P., Simonsen, L. 2001. Behavioural effects in rats after prenatal exposure to dearomatized white spirit. *Pharmacol. Toxicol.* 89(4):201-207.

Haworth, S.R. 1978. Bacterial DNA repair assay of Mobil Chemical Company compound MCTR-125-78 (MRI #110). Préparé pour Mobil Chemical Co., Edison (NJ). Rockville (MD) : E.G. and G. Mason Research Institute. [cité dans USEPA, 2004].

Évaluation préalable finale Naphtes à faible point d'ébullition restreints aux industries

Hendricks, N.V., Berry, C.M., Lione, J.G., Thorpe, J.J. 1959. Cancer of the scrotum in wax pressman. I. Epidemiology. *Arch. Ind. Health Occup. Med.* 19:524-529. [cité dans CIRC, 1989a].

[HENRYWIN] Henry's Law Constant for Windows [modèle d'estimation]. 2008. Version 3.20. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

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

Howard, P., Boethling, R., Jarvis, W., Meylan, W., Michalenko, E. 1991. Handbook of environmental degradation rates. Préparé par Syracuse Research Corp. pour l'Environmental Protection Agency des États-Unis. Boca Raton (FL) : Lewis Publishers.

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

[IARC] IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. 1989b. Gasoline. *IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risks Hum.* 45:159-201.

[IPCS] International Programme on Chemical Safety. 1996. White spirit (Stoddard solvent). Geneva (CH): World Health Organization. (Environmental Health Criteria 187). Jointly sponsored by the United Nations Environment Programme, the International Labour Organization and the World Health Organization. [cited 2009 Aug 23]. Available from: www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc187.htm

Jensen, E.M., Thilager, A.K. 1978. C3H 10T1/2 cell transformation assay. Mobil Chemical Co. compound MCTR-125-78 (MRI #110). Rockville (MD) : E.G. and G. Mason Research Institute. [cité dans USEPA, 2004].

[JNITE] Japanese National Institute of Technology and Evaluation. 2010. Official Bulletin of Economy, Trade and Industry [base de données sur Internet]. [consulté en septembre 2010]

Accès : <http://www.nite.go.jp/index-e.html>

Jonsson, G., Bechmann, R.K., Bamber, S.D., Baussant, T.

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. 1984. Micronucleus test of hydrogenated pyrolysis gasoline. Project No. 2096. Document préparé pour Gulf Oil Chemicals Co., Houston (TX). Pittsburgh (PA) : Gulf Life Sciences Center. [cité dans USEPA, 2004].

Khan, S.H., Goode, J.W. 1984. Micronucleus test in mouse bone marrow: heavy aromatic distillate administered orally for 2 days. Project No. 2005. Document préparé par Gulf Oil Chemicals Co., Houston (TX). Pittsburgh (PA) : Gulf Life Sciences Center. [cité dans API, 2001b].

Kirby, P.E., *et al.* 1979. An evaluation of mutagenic potential of MCTR-125-78 (MRI #110) employing the L5178Y TK+/- mouse lymphoma assay. Document préparé pour Mobil Chemical Co., Edison (NJ). Rockville (MD) : E.G. and G. Mason Research Institute. [cité dans USEPA, 2004].

Évaluation préalable finale Naphtes à faible point d'ébullition restreints aux industries

[KOCWIN] Organic Carbon Partition Coefficient Program for Windows [modèle d'estimation]. 2009. Version 2.00. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

[KOWWIN] Organic Carbon Partition Coefficient Program for Windows [modèle d'estimation]. 2008. Version 1.67a. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Kuna, R.A., Ulrich, C.E. 1984. Subchronic inhalation toxicity of two motor fuels. *J. Am. Coll. Toxicol.* 3(4):217-229. [cité dans API, 2001a].

Lam, H.R., Ostergaard, G., Guo, S.X., Ladefoged, O., Bondy, S.C. 1994. Three weeks' exposure of rats to dearomatized white spirit modifies indices of oxidative stress in brain, kidney, and liver. *Biochem. Pharmacol.* 47(4):651-657.

Lampi, M., Paumen, M.L., Parkerton, T. 2010. An Evaluation of the Persistence, Bioaccumulation and Toxicity of Petroleum Hydrocarbons. Rapport préparé pour CONCAWE, Bruxelles (Belgique). Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences, Inc.; Machelen (Belgique) : ExxonMobil Petroleum and Chemical.

Lione, J.G., Denholm, J.S. 1959. Cancer of the scrotum in wax pressman. II. Clinical observations. *Arch. Ind. Health Occup. Med.* 19:530-539. [cité dans CIRC, 1989a].

Litton Bionetics. 1978. Teratology study in rats: unleaded gasoline. Rapport final présenté à l'American Petroleum Institute, Washington (DC). Kensington (MD) : Litton Bionetics Inc. [cité dans ATSDR, 1995b].

Litton Bionetics. 1980. Mutagenicity evaluation of gasoline, API PS-6 fuel in the mouse dominant lethal assay. Rapport final présenté à l'American Petroleum Institute, Washington (DC). Kensington (MD) : Litton Bionetics Inc. [cité dans ATSDR, 1995b].

Lockhart, W.L., Danelle, R.W., Murray, D.A.J. 1987. Acute toxicity bioassays with petroleum products: influence of exposure conditions. In: Vandermeulen, J.H., Hurdy, S.E. (éd.) Oil in fresh water: chemistry, biology and counter-measure technology. Oxford (Royaume-Uni) : Pergamon Press. [cité dans CONCAWE, 1992].

Loury, D.J., Smith-Oliver, T., Strom, S., Jirtle, R., Michalopoulos, G., Butterworth, B.E. 1986. Assessment of unscheduled and replicative DNA synthesis in hepatocytes treated *in vivo* and *in vitro* with unleaded gasoline or 2,2,4-trimethylpentane. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 85(1):11-23.

Loury, D.J., Smith-Oliver, T., Butterworth, B.E. 1987. Assessment of unscheduled and replicative DNA synthesis in rat kidney cells exposed *in vitro* or *in vivo* to unleaded gasoline. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 87(1):127-140.

MacFarland, H.N., Ulrich, C.E., Holdsworth, C.E., Kitchen, D.N., Halliwell, W.H., Blum, S.C. 1984. A chronic inhalation study with unleaded gasoline vapour. *Int. J. Toxicol.* 3(4):231-248.

MacLean, M.M., Doe, K.G. 1989. The comparative toxicity of crude and refined oils to *Daphnia magna* and *Artemia*. Environment Canada, Direction de la protection de l'environnement. Rapport inédit EE-111.

McAuliffe, C. 1963. Solubility in water of C₁-C₉ hydrocarbons. *Nature* (Londres) 200:1092-1093.

McAuliffe, C. 1966. Solubility in water of paraffin, cycloparaffin, olefin, acetylene, cycloolefin and aromatic hydrocarbons. *J. Phys. Chem.* 70:1267-1275.

Évaluation préalable finale Naphtes à faible point d'ébullition restreints aux industries

- McCraw, D.S., Joyner, R.E., Cole, P. 1985. Excess leukemia in a refinery population. *J. Occup. Med.* 27:220-222. [cité dans CIRC, 1989a].
- McKee, R.H., Wong, Z.A., Schmitt, S., Beatty, P., Swanson, M., Schreiner, C.A., Schardein, J.L. 1990. The reproductive and developmental toxicity of high flash aromatic naphtha. *Toxicol. Ind. Health* 6(3/4):441-460.
- McKee, R.H., Trimmer, G.W., Whitman, F.T., Nessel, C.S., Mackerer, C.R., Hagemann, R., Priston, R.A.J., Riley, A.J., Cruzan, G., Simpson, B.J., *et al.* 2000. Assessment in rats of the reproductive toxicity of gasoline from a gasoline vapor recovery unit. *Reprod. Toxicol.* 14:337-353.
- Miller, L.G., Schardein, J.L. 1981. Rerun tower overheads: teratology study in rabbits (MCTR-171-79). IRDC Study No. 450-011a. Document rédigé pour Mobil Oil Corporation, Princeton (NJ). Mattawan (MI) : International Research and Development Corporation. [cité dans USEPA, 2001, 2004].
- [Mobil] Mobil Oil Corporation. 1988a. Thirteen week dermal administration of light catalytically cracked naphtha (LCCN) to rats. Study No. 50381. Princeton (NJ) : Mobil Oil Corporation, Environmental and Health Science Laboratory. [cité dans API, 2008a].
- [Mobil] Mobil Oil Corporation. 1988b. Developmental toxicity screen in rats exposed dermally to light catalytically cracked naphtha (LCCN). Study No. 50341. Princeton (NJ) : Mobil Oil Corporation, Environmental and Health Science Laboratory. [cité dans API, 2008a].
- [MPBPWIN] Melting Point Boiling Point for Windows [modèle d'estimation]. 2008. Version 1.43. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm
- [NCI] National Chemical Inventories [base de données sur CD-ROM]. 2006. Columbus (OH) : American Chemical Society, Chemical Abstracts Service. Accès : <http://www.cas.org/products/other-cas-products/nci-on-cd>
- 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.
- Nelson, N.A., Van Peenen, P.F.D., Blanchard, A.G. 1987. Mortality in a recent oil refinery cohort. *J. Occup. Med.* 29:610-612. [cité dans CIRC, 1989a].
- [OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2009. Emission scenario document on transport and storage of chemicals. (OECD series on emission scenario documents No. 24). Accès : [http://www.oecd.org/officialdocuments/displaydocumentpdf?cote=env/jm/mono\(2009\)26&doclanguage=en](http://www.oecd.org/officialdocuments/displaydocumentpdf?cote=env/jm/mono(2009)26&doclanguage=en)
- [ONU] Organisation des Nations Unies. 2009. Élaboration de documents d'orientation sur l'application des critères du SGH. Genève (Suisse) : Organisation des Nations Unies, Comité d'experts du transport des marchandises dangereuses et du système général harmonisé de classification et d'étiquetage des produits chimiques.
- Paixão, J.F., Nascimento, I.A., Pereira, S.A., Leite, M.B.L., Carvalho, G.C., Silveira, J.S.C. Jr., Rebouças, M., Matias, G.R.A., Rodrigues, I.L.P. 2007. Estimating the gasoline components and formulations toxicity to microalgae (*Tetraselmis chuii*) and oyster (*Crassostrea rhizophorae*) embryos: An approach to minimize environmental pollution risk. *Environ. Res.* 103:365-374.

Évaluation préalable finale Naphtes à faible point d'ébullition restreints aux industries

Pancirov, R., Brown, R. 1975. Analytical methods for polynuclear aromatic hydrocarbons in crude oils, heating oils, and marine tissues. *In: Proceedings of a Conference on Prevention and Control of Oil Pollution*, San Francisco (CA). Washington (DC) : American Petroleum Institute, p. 103-113. [cité dans Potter et Simmons, 1998].

Papciak, M.S., Goode, J.W. 1984. CHO/HGPRT test: heavy aromatic distillate. Project No. 2054. Document rédigé pour Gulf Oil Chemicals Co., Houston (TX). Pittsburgh (PA) : Gulf Life Sciences Center. [cité dans API, 2001b].

[PETROTOX] Modélisation sous forme de tableur servant à calculer le degré de toxicité des hydrocarbures pétroliers pour les organismes aquatiques. 2009. Version 3.01. Bruxelles (Belgique) : CONservation of Clean Air and Water in Europe (CONCAWE). Accès : www.concawe.be/content/default.asp?PageID=778

Phillips, R.D., Egan, G.F. 1981. Teratogenic and dominant lethal investigation of two hydrocarbon solvents. *Toxicologist* 1(1):15. [résumé]. [cité dans PISSC, 1996; USEPA, 1998].

Phillips, R.D., Egan, G.F. 1984. Subchronic inhalation exposure of dearomatized white spirit and C10-C11 isoparaffinic hydrocarbon in Sprague-Dawley rats. *Fundam. Appl. Toxicol.* 4(5):808-818.

[PISSC] Programme international sur la sécurité des substances chimiques. 1996. White spirit (Stoddard solvent). Genève (Suisse) : Organisation mondiale de la santé. (Critère de l'hygiène de l'environnement n° 187). Financé conjointement par le Programme des Nations Unies pour l'environnement, l'Organisation internationale du travail et l'Organisation mondiale de la santé. [consulté le 23 août 2009]. Accès : www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc187.htm

Potter, T., Simmons, K. 1998. Composition of petroleum mixtures. vol. 2. Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series. Amherst (MA) : Amherst Scientific Publishers.

[PPSC] Petroleum Product Stewardship Council. 1995a. Static-renewal 96-hour acute toxicity study of the water accommodated fraction (WAF) of whole light alkylate product to fathead minnow. Étude menée par Stonybrook Laboratories Inc. Study No. 65908. Washington (DC) : Petroleum Product Stewardship Council.

[PPSC] Petroleum Product Stewardship Council. 1995b. Static-renewal 48-hour acute toxicity study of the water accommodated fraction (WAF) of whole light alkylate product to *Daphnia magna*. Étude menée par Stonybrook Laboratories, Inc. Study No. 65907. Washington (DC) : Petroleum Product Stewardship Council.

[PPSC] Petroleum Product Stewardship Council. 1995c. Static-renewal 96-hour acute toxicity study of the water accommodated fraction (WAF) of whole light alkylate product to mysid shrimp. Étude menée par Stonybrook Laboratories, Inc. Study No. 65910. Washington (DC) : Petroleum Product Stewardship Council.

Prince, R., Parkerton, T., Lee, C. 2007a. The primary aerobic biodegradation of gasoline hydrocarbons. *Environ. Sci. Technol.* 41:3316-3321.

Prince, R., Parkerton, T., Lee, C. 2007b. The primary aerobic biodegradation of gasoline hydrocarbons: supplementary information. *Environ. Sci. Technol.*, fichier de renseignements complémentaires. Accès : <http://pubs.acs.org/doi/suppl/10.1021/es062884d>

PubMed [base de donnée sur Internet]. 1997- . Bethesda (MD) : National Library of Medicine (États-Unis). [mis à jour le 23 avril 2009; consulté le 25 avril 2009]. Accès : www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/

Rector, D.E., Steadman, B.L., Jones, R.A., Siegel, J. 1966. Effects on experimental animals of long-term inhalation exposure to mineral spirits. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 9(2):257-268.

Évaluation préalable finale Naphtes à faible point d'ébullition restreints aux industries

Research and Environmental Division. 1984. Follow-up to TSCA Section 8(E) on Isopar C and Varsol 40 with cover letter dated 011884. US Environmental Protection Agency Document No. 88-8400586; NTIS/OTS0200630. [résumé]. [cité dans TOXLINE, 2009].

Riccio, E.S., Stewart, K.R. 1991. *Salmonella-Escherichia coli*/microsome plate incorporation assay of hydrogenated pyrolysis gasoline. SRI Study No. 2545-A03-91. Sponsor Study No. 91-66. Préparé pour Chevron Environmental Health Center, Richmond (CA). Menlo Park (CA) : SRI International. [cité dans USEPA, 2004].

Richardson, K.A., Wilmer, J.L., Smith-Simpson, D., Skopek, T.R.. 1986. Assessment of the genotoxic potential of unleaded gasoline and 2,2,4-trimethylpentane in human lymphoblasts *in vitro*. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 82(2):316-322. [cité dans CIRC, 1989b].

Riley, A.J., Collings, A.J., Browne, N.A., Grasso, P. 1984. Response of the upper respiratory tract of the rat to white spirit vapour. *Toxicol. Lett.* 22(2):125-131.

Rinsky, R.A., Young, R.J., Smith, A.B. 1981. Leukemia in benzene workers. *Am. J. Ind. Med.* 2:217-245.

Rinsky, R.A., Smith, A.B., Hornung, R., Filloon, T.G., Young, R.J., Okun, A.H., Landrigan, P.J. 1987. Benzene and leukemia: an epidemiological risk assessment. *N. Engl. J. Med.* 316:1044-1050.

[RMRI] Risk Management Research Institute. 2007. Quantitative assessment of oil spill risk for the south coast of Newfoundland and Labrador. Préparé pour Transports Canada. St. John's (T.-N.-L.) : Risk Management Research Institute. Draft Reference No.: CAN/0179/R003.

Roberts, L., White, R., Bui, Q., Daughtrey, W., Koschier, F., Rodney, S., Schreiner, C., Steup, D., Breglia, R., Rhoden, R., *et al.* 2001. Developmental toxicity evaluation of unleaded gasoline vapour in the rat. *Reprod. Toxicol.* 15(5):487-494.

Rodrigues, R.V., Miranda-Filho, K.C., Gusmão, E.P., Moreira, C.B., Romano, L.A., Sampaio, L.A. 2010. Deleterious effects of water-soluble fraction of petroleum, diesel and gasoline on marine pejerrey *Odontesthes argentinensis* larvae. *Sci. Total Environ.* 408:2054-2059.

Rodriguez, S.C., Dalbey, W.E. 1994a. Acute oral toxicity of dripolene in Sprague-Dawley rats. Study No. 65642. Document rédigé pour Mobil Chemical Co., Edison (NJ). Princeton (NJ) : Stonybrook Laboratories. [cité dans USEPA, 2004].

Rodriguez, S.C., Dalbey, W.E. 1994b. Acute oral toxicity of pyrolysis gasoline in Sprague-Dawley rats. Study No. 65636. Document rédigé pour Mobil Chemical Co., Edison (NJ). Princeton (NJ) : Stonybrook Laboratories. [cité dans USEPA, 2004].

Rodriguez, S.C., Dalbey, W.E. 1994c. Dermal toxicity of dripolene in the New Zealand White rabbit. Study No. 65643. Document préparé pour Mobil Chemical Co., Edison (NJ). Princeton (NJ) : Stonybrook Laboratories. [cité dans USEPA, 2004].

Rodriguez, S.C., Dalbey, W.E. 1994d. Dermal toxicity of pyrolysis gasoline in the New Zealand White rabbit. Study No. 65637. Document préparé pour Mobil Chemical Co., Edison (NJ). Princeton (NJ) : Stonybrook Laboratories. [cité dans USEPA, 2004].

Rodriguez, S.C., Dalbey, W.E. 1994e. Acute dermal irritation/corrosion of dripolene in the New Zealand White rabbit. Study No. 65644. Document préparé pour Mobil Chemical Co., Edison (NJ). Princeton (NJ) : Stonybrook Laboratories. [cité dans USEPA, 2004].

Rodriguez, S.C., Dalbey, W.E. 1994f. Acute dermal irritation/corrosion of pyrolysis gasoline in the New Zealand White rabbit. Study No. 65639. Document préparé pour Mobil Chemical Co., Edison (NJ). Princeton (NJ) : Stonybrook Laboratories. [cité dans USEPA, 2004].

Évaluation préalable finale Naphtes à faible point d'ébullition restreints aux industries

Rodriguez, S.C., Dalbey, W.E. 1994g. Ocular irritation of dripolene in the New Zealand White rabbit. Study No. 65644. Document préparé pour Mobil Chemical Co., Edison (NJ). Princeton (NJ) : Stonybrook Laboratories. [cité dans USEPA, 2004].

Rodriguez, S.C., Dalbey, W.E. 1994h. Acute dermal irritation/corrosion of dripolene in the New Zealand White rabbit. Study No. 65645. Document préparé pour Mobil Chemical Co., Edison (NJ). Princeton (NJ) : Stonybrook Laboratories. [cité dans USEPA, 2004].

Rodriguez, S.C., Dalbey, W.E. 1994i. Ocular irritation of pyrolysis gasoline in the New Zealand White rabbit. Study No. 65638. Document préparé pour Mobil Chemical Co., Edison (NJ). Princeton (NJ) : Stonybrook Laboratories. [cité dans USEPA, 2004].

Roy, T.A. 1981. Analysis of rerun tower bottom oil by combined capillary gas chromatography/mass spectrometry. Study No. 1272-81. Princeton (NJ) : Mobil Oil Corporation, Toxicology Division. [cité dans USEPA, 2004].

[RTECS] Registry of Toxic Effects of Chemical Substances. 2008a. Stoddard Solvent. RTECS No. WJ8925000. CAS No. 8052-41-3. [mis à jour en novembre 2008; consulté le 31 novembre 2009]. Hamilton (Ont.) : Centre canadien d'hygiène et de sécurité au travail.

[RTECS] Registry of Toxic Effects of Chemical Substances. 2008b. Ligoirine. RTECS No. OI6180000. CAS No. 8032-32-4. [mis à jour en novembre 2008; consulté le 31 novembre 2009]. Hamilton (Ont.) : Centre canadien d'hygiène et de sécurité au travail.

[RTECS] Registry of Toxic Effects of Chemical Substances. 2008c. Benzin. RTECS No. DE3030000. CAS No. 8030-30-6. [mis à jour en novembre 2008; consulté le 31 novembre 2009]. Hamilton (Ont.) : Centre canadien d'hygiène et de sécurité au travail.

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

Santé Canada. 1996. Concentrations/doses journalières admissibles et concentrations/doses tumorigènes des substances d'intérêt prioritaire calculées en fonction de critères sanitaires [en ligne]. Ottawa (Ont.) : Santé Canada, Direction de l'hygiène du milieu. Accès : <http://publications.gc.ca/collections/Collection/H46-2-96-194F.pdf>

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

Santé Canada. 2008. Résultat de la catégorisation, en lien avec la santé, des substances de la Liste intérieure des substances, aux termes de la LCPE 1999. [consulté le 11 février 2011]. Accès : www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/contaminants/existsub/categor/result_substance/index-fra.php

Savolainen, H., Pfaffli, P. 1982. Neurochemical effects of extended exposure to white spirit vapour at three concentration levels. *Chem. Biol. Interact.* 39(1):101-110.

Schreiner, C.A. 1984. Petroleum and petroleum products: a brief review of studies to evaluate reproductive effects. In: Christian, M.S., Galbraith, W.M., Voytek, P., Mehlman, M.A. (éd.) *Advances in modern environmental toxicology*. vol. III. Assessment of reproductive and teratogenic hazards. Princeton (NJ) : Princeton Scientific Publishers Inc. p. 29-45.

Schreiner, C.A., Lapadula, E., Breglia, R., Bui, Q., Burnett, D., Koschier, F., Podhasky, P., White, R., Mandella, R., Hoffman, G. 1998. Toxicity evaluation of petroleum blending streams: inhalation subchronic toxicity/neurotoxicity study of a light alkylate naphtha distillate in rats. *J. Toxicol. Environ. Health A* 55(4):277-296.

Évaluation préalable finale Naphtes à faible point d'ébullition restreints aux industries

Schreiner, C., Bui, Q., Breglia, R., Burnett, D., Koschier, F., Podhasky, P., Lapadula, E., White, R., Schroeder, R.E. 1999. Toxicity evaluation of petroleum blending streams: reproductive and developmental effects of light catalytic cracked naphtha distillate in rats. *J. Toxicol. Environ. Health A* 58(6):365-382.

Schreiner, C., Bui, Q., Breglia, R., Burnett, D., Koschier, F., Lapadula, E., Podhasky, P., White, R. 2000a. Toxicity evaluation of petroleum blending streams; inhalation subchronic toxicity/neurotoxicity study of a light catalytic reformed naphtha distillate in rats. *J. Toxicol. Environ. Health A* 60(7):489-512. [résumé tiré de PubMed, 2009].

Schreiner, C., Bui, Q., Breglia, R., Burnett, D., Koschier, F., Podhasky, P., White, R., Hoffman, G., Schroeder, R. 2000b. Toxicity evaluation of petroleum blending streams: reproductive and developmental effects of light catalytic reformed naphtha distillate in rats. *J. Toxicol. Environ. Health A* 60(3):169-184.

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

[SCREEN3 ISC3] SCREEN 3 Industrial Source Complex Dispersion Model. 1995. User's guide for the Industrial Source Complex (ISC3) dispersion models. vol. II. Description of model algorithms. Research Triangle Park (NC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Air Quality Planning and Standards, Emissions, Monitoring, and Analysis Division. Report No.: EPA-454/B-95-003b. Accès : www.epa.gov/scram001/userg/regmod/isc3v2.pdf

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

Shell Research Ltd. 1980. The inhalation toxicity of SHELLSOL A to rats following 13 weeks' exposure. Données non publiées présentées à l'Environmental Protection Agency des États-Unis, Washington (DC), le 8 juillet 1988 (OPTS-41009). Group Research Report No.: TLGR.79.141. [cité dans Clark *et al.*, 1989].

Short, B.G., Steinhagen, W.H., Swenberg, J.A. 1989. Promoting effects of unleaded gasoline and 2,2,4-trimethylpentane on the development of atypical cell foci and renal tubular cell tumors in rats exposed to *N*-ethyl-*N*-hydroxyethylnitrosamine. *Cancer Res.* 49(22):6369-6378.

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

Skisak, C.M., Furedi-Machacek, E.M., Schmitt, S.S., Swanson, M.S., Vernot, E.H. 1994. Chronic and initiation/promotion skin bioassays of petroleum refinery streams. *Environ. Health Perspect.* 102(1):82-87.

Standeven, A.M., Goldsworthy, T.L. 1993. Promotion of preneoplastic lesions and induction of CYP2B by unleaded gasoline vapour in female B6C3F1 mouse liver. *Carcinogenesis* 14(10):2137-2141.

Standeven, A.M., Wolf, D.C., Goldsworthy, T.L. 1994. Interactive effects of unleaded gasoline and estrogen on liver tumor promotion in female B6C3F1 mice. *Cancer Res.* 54(5):1198-1204.

Standeven, A.M., Wolf, D.C., Goldsworthy, T.L. 1995. Promotion of hepatic preneoplastic lesions in male B6C3F1 mice by unleaded gasoline. *Environ. Health Perspect.* 103(7-8):696-700.

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

Évaluation préalable finale Naphtes à faible point d'ébullition restreints aux industries

Stonybrook Laboratories.. 1995. Teratogenicity study in rats exposed orally to a single dose of a refinery stream. Study No. 65371. Princeton (NJ) : Stonybrook Laboratories, Inc. [cité dans API, 2008a].

Stubblefield, W.A., McKee, R.H., Kapp, R.W. Jr., Hinz, J.P. 1989. An evaluation of the acute toxic properties of liquids derived from oil sands. *J. Appl. Toxicol.* 9(1):59-65.

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

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

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

Tu, A.S., Sivak, A. 1981. BALB-c/3T3 neoplastic transformation assay on 0818802, 0818803 and 0818805 (rerun tower overheads). ALD Reference No. 86374. Study No. 1771-80. Document rédigé pour Mobil Oil Corporation, Princeton (NJ). Cambridge (MA) : Arthur D. Little, Inc. [cité dans USEPA, 2004].

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 1984. Estimating concern levels for concentrations of chemical substances in the environment. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics, Economics, Health and Environmental Review Division, Environmental Effects Branch. [cité dans USEPA, 1998].

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 1992. Screening procedures for estimating the air quality impact of stationary sources, revised. Research Triangle Park (NC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Air and Radiation, Office of Air Quality Planning and Standards. Report No.: EPA-454/R-92-019.

Accès :

http://www.epa.gov/oppt/exposure/presentations/efast/usepa_1992b_sp_for_estim_aqi_of_ss.pdf

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

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 1998. Cleaner technologies substitutes assessment: professional fabricare processes. Document rédigé pour l'Economics, Exposure and Technology Division, Office of Pollution Prevention and Toxics, Environmental Protection Agency des États-Unis, Washington (DC). Cambridge (MA) : Abt Associates, Inc. Contract Nos.: 68-W-9805; 68-W6-0021. Report No.: EPA 744-B-98-001. Accès : www.epa.gov/dfe/pubs/garment/ctsa/fabricare.pdf

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2000. Benzene (CASRN 71-43-2). Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Integrated Risk Information System (IRIS). Accès : www.epa.gov/iris/subst/0276.htm

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2001. High benzene naphthas robust summaries. Document rédigé pour le High Production Volume (HPV) Chemical Challenge Program de l'Environmental Protection Agency des États-Unis, Washington (DC), par le Olefins Panel HPV Work Group du American Chemistry Council. EPA Reference No. AR201-13436B. Accès : www.epa.gov/HPV/pubs/summaries/hibenznp/c13436rs.pdf

Évaluation préalable finale Naphtes à faible point d'ébullition restreints aux industries

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2004. High benzene naphthas robust summaries: mammalian toxicity (Attachment 1C). Document rédigé pour le High Production Volume (HPV) Chemical Challenge Program de l'Environmental Protection Agency des États-Unis, Washington (DC), par le Olefins Panel HPV Work Group du American Chemistry Council. EPA Reference No. 201-15727B. Accès : www.epa.gov/HPV/pubs/summaries/hibenznp/c13436rr2.pdf

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

Verschuere, K. 2001. Handbook of environmental data on organic chemicals. 4^e éd. New York (NY) : John Wiley & Sons. p. 958-961.

Whiticar, S., Bobra, M., Fingas, M., Jokuty, P., Liuzzo, P., Callaghan, S., Ackerman, F., Cao, J. 1993. A catalogue of crude oil and oil product properties (éd. de 1992). EE-144. Rapport inédit. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement.

Witschi, H.P., Smith, L.H., Frome, E.L., Pequet-Goad, M.E., Griest, W.H., Ho, C.-H., Guerin, M.R. 1987. Skin tumorigenic potential of crude and refined coal liquids and analogous petroleum products. *Fundam. Appl. Toxicol.* 9(2):297-303.

Wong, O., Raabe, G.K. 1989. Critical review of cancer epidemiology in petroleum industry employees, with a quantitative meta-analysis by cancer site. *Am. J. Ind. Med.* 15:283-310[cité dans CIRC, 1989a].

[WSKOWWIN] Water Solubility for Organic Compounds Program for Microsoft Windows [modèle d'estimation]. 2008. Version 1.41a. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Zellers, J.E. 1985. Four week repeated dose dermal toxicity study in rats using heavy aromatic distillate. Project No. 2063. Document rédigé pour Gulf Oil Chemicals Co., Houston (TX). Pittsburgh (PA) : Gulf Life Sciences Centre. [cité dans API, 2001b].

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

Annexe 1. Regroupements des substances pétrolières

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

Groupe ^a	Description	Exemple
Pétrole brut	Combinaisons complexes d'hydrocarbures aliphatiques et aromatiques et de petites quantités de composés inorganiques, présentes naturellement sous la surface terrestre ou le plancher océanique	Pétrole brut
Gaz de pétrole et de raffinerie	Combinaisons complexes d'hydrocarbures légers comportant principalement de 1 à 5 atomes de carbone	Propane
Naphtes à faible point d'ébullition	Combinaisons complexes d'hydrocarbures comportant principalement de 4 à 12 atomes de carbone	Essence
Gazoles	Combinaisons complexes d'hydrocarbures comportant principalement de 9 à 25 atomes de carbone	Diesel
Mazouts lourds	Combinaisons complexes d'hydrocarbures lourds comportant principalement de 11 à 50 atomes de carbone	Mazout n° 6
Huiles de base	Combinaisons complexes d'hydrocarbures comportant principalement de 15 à 50 atomes de carbone	Huiles lubrifiantes
Extraits aromatiques	Combinaisons complexes d'hydrocarbures aromatiques comportant principalement de 15 à 50 atomes de carbone	Matières de base pour la production de benzène
Paraffines, gatlsh et pétrolatum	Combinaisons complexes d'hydrocarbures aliphatiques comportant principalement de 12 à 85 atomes de carbone	Pétrolatum
Bitume ou résidus sous vide	Combinaisons complexes d'hydrocarbures lourds comportant plus de 25 atomes de carbone	Asphalte

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

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

Tableau A2.1. Identité des substances — NFPE restreints aux industries

Numéro de registre du CAS et nom dans la LIS	64741-42-0 Naphta à large intervalle d'ébullition (pétrole), distillation directe	NCI, 2006	
	64741-69-1 Naphta léger (pétrole), hydrocraquage	NCI, 2006	
	64741-78-2 Naphta lourd (pétrole), hydrocraquage	NCI, 2006	
Groupe chimique	Pétrole — NFPE		
Composantes principales	Hydrocarbures aliphatiques et aromatiques		
Nombre d'atomes de carbone	64741-42-0	De C ₄ à C ₁₁	BESC, 2000a
	64741-69-1	De C ₄ à C ₁₀	BESC, 2000b
	64741-78-2	De C ₆ à C ₁₂	BESC, 2000c
Ratio approximatif des composés aromatiques et des composés non aromatiques	64741-42-0	4:96	BESC, 2000a
	64741-69-1	26:52	BESC, 2000b
	64741-78-2	20:80	BESC, 2000c; CONCAWE, 1992; API, 2001a

Tableau A2.2. Propriétés physiques et chimiques des structures représentatives contenues dans les NFPE^a

Évaluation préalable finale Naphtes à faible point d'ébullition restreints aux industries

Classe chimique, nom et n° CAS	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)	Constante de la loi de Henry (Pa·m³/mol)	Log K_{oe}	Log K_{co}	Solubilité aqueuse (mg/L à 25 °C, sauf indication contraire)
Alcanes							
C ₄ butane (106-97-8)	-0,5 (expt.)	-138, 2 (expt.)	2,43×10 ⁵ (expt.)	9,63×10 ⁴ (expt.)	2,89 ^b (expt.)	3,00	61 ^c
C ₆ hexane (110-54-3)	68,7 ^d	-95,3 ^c (expt.)	2,0×10 ⁴ (expt.)	1,8×10 ⁵	3,90 ^b (expt.)	2,17	eau douce : 9,5-13 (20 °C); eau de mer : 75,5 (20 °C) ^e
C ₉ nonane (111-84-2)	150,8 ^c (expt.)	-53,5 ^c (expt.)	5,93×10 ² (expt.)	3,4×10 ⁵ (expt.)	5,65 ^c (expt.)	2,97	0,22 (expt.)
C ₁₂ dodécane (112-40-3)	216,3 ^c (expt.)	-9,6 ^c (expt.)	18 ^b (expt.)	8,29×10 ⁵ (expt.)	6,10 ^c (expt.)	3,77	0,0037 ^c
Isoalcanes							
C ₄ isobutane (75-28-5)	-11,7 ^f	-138, 3 (expt.)	3,48×10 ⁵ (expt.)	1,21×10 ⁵ (expt.)	2,76 ^f	1,55	49 ^c
C ₆ 2-méthylpentane (43133-95-5)	60,2 (expt.)	-153, 7 (expt.)	2,8×10 ⁴ (expt.)	1,7×10 ⁵ (expt.)	3,21	2,10	14 (expt.)
C ₉ 2,2-diméthylheptane (1071-26-7)	133 (expt.)	-113 (expt.)	1,4×10 ³	6,4×10 ⁴	4,61	2,85	0,700

Évaluation préalable finale Naphtes à faible point d'ébullition restreints aux industries

C ₁₂ 2,3-diméthyldécane (17312-44-6)	181,36	-43	165,3	2,5×10 ⁵	6,09	3,64	0,113
<i>n</i>-alcènes							
C ₉ nonène (27215-95-8)	149,5	-56,7	500 (expt.)	2,4×10 ⁴	4,55	2,97	3,62
C ₁₂ 9-méthyl-1-undécane	192,2	-33	99,8	1,3×10 ⁵	6	5,2	0,13
Cycloalcanes monocycliques							
C ₆ cyclohexane (110-82-7)	80,7 (expt.)	6,6 (expt.)	1,3×10 ⁴ (expt.)	1,52×10 ⁴ (expt.)	3,44 ^f	2,22	55 (expt.)
C ₉ 1,2,3-triméthylcyclohexane (1678-97-3)	144 ^g (expt.)	-66,9 ^g (expt.)	650	1,7×10 ⁴	4,43	2,86	4,56
C ₁₂ <i>n</i> -hexylcyclohexane (4292-75-5)	224 ^g (expt.)	-43 ^g (expt.)	15,2 ^g (expt.)	2,9×10 ⁴	6,05	3,77	0,12
Cycloalcanes bicycliques							
C ₉ <i>cis</i> -bicyclo[4.3.0]nonane (4551-51-3)	167 ^g (expt.)	-53 ^g (expt.)	320	2,0×10 ³	3,71	3,00	19,3
C ₁₂ dicyclohexyl (92-51-3)	177,9 ^g (expt.)	-51,4 ^g (expt.)	196 ^g (expt.)	20,4 (expt.)	3,18 ^g (expt.)	3,00	109 (expt.)
Aromatiques monocycliques							

Évaluation préalable finale Naphtes à faible point d'ébullition restreints aux industries

C ₆ benzène (71-43-2)	80 ^g (expt.)	5,5 (expt.)	1,2×10 ⁴	562	2,13 ^d (expt.)	2,22	1 790 ^d (expt.)
C ₉ 1-méthyl-2- éthylbenzène (611-14-3)	165,2 ^g (expt.)	-80,8 ^g (expt.)	348	560	3,53 ^g (expt.)	2,93	74,6 ^g (expt.)
C ₁₂ 1,2,3- triéthylbenzène (42205-08-3)	229,59	11,85	10,6	595,2	5,11	3,72	1,8
Aromatiques bicycliques							
C ₁₂ biphényle (92-52-4)	256,1 ^g (expt.)	69 ^g (expt.)	1,19 (expt.)	31,2 (expt.)	3,98 ^g (expt.)	3,8	6,94 (expt.)

^a Toutes les valeurs sont modélisées, sauf celles comportant un (expt.), indiquant une valeur expérimentale. Voici les modèles utilisés : points de fusion et d'ébullition et pression de vapeur (MPBPWIN, 2008); constante de la loi de Henry (HENRYWIN, 2008); log K_{oe}, (KOWWIN, 2008); log K_{co}, (KOCWIN, 2009); solubilité dans l'eau (WSKOWWIN, 2008).

^b McAuliffe (1966)

^c McAuliffe (1963)

^d PETROTOX (2009)

^e Verschueren (2001)

^f Hansch *et al.* (1995)

^g EPI Suite (2008)

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

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

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

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

Des mesures non réglementaires (p. ex. lignes directrices, pratiques exemplaires) sont également prises dans les installations du secteur pétrolier pour réduire les rejets involontaires. De telles mesures de contrôle comprennent la sélection du matériel approprié durant les processus de conception et de préparation, des inspections et des entretiens réguliers des réservoirs de stockage, des oléoducs et des autres équipements servant aux procédés, la mise en place 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 qu'une utilisation minimale des réservoirs souterrains, qui peuvent donner lieu à des fuites ou à des déversements non détectés (SENES, 2009).

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

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

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

Tableau A4.1. Information sur les déversements de naphtes à l'échelle nationale tirée de la base de données sur les déversements d'Environnement Canada, de 2000 à 2009 (Environnement Canada, 2011)^a

Année	Volume minimal de déversements (litres)	Volume maximal de déversement unique (litres)	Volume moyen de déversements (litres)	Nombre total de déversements signalés	Nombre de déversements à volume inconnu	Volume total déversé connu (litres)	Volume total déversé extrapolé (litres)
2009		5 500		1	0	5 500	5 500
2008		600		4	2	600	1 800
2007		1 590		2	1	1 590	3 180
2006	200	6 400	3 300	4	2	6 600	13 200
2005	318	1 260	789	2	0	1 578	1 578
2004		40		1	0	40	40
2003	0	0	0	0	0	0	0
2002	0	0	0	0	0	0	0
2001	0	0	0	0	0	0	0
2000		2 226		1	0	2 226	2 226
Volume total déversé						18 133	27 524
Volume moyen déversé (volume total déversé estimé/nombre total de déversements)							1 966

^a Les déversements pour lesquels les collisions, les mauvaises conditions routières ou les conditions météorologiques défavorables ont été citées comme source, cause ou raison du déversement n'ont pas été pris en considération dans l'estimation des rejets. On n'a pas non plus tenu compte des rejets dont la source était un pipeline ou un train.

^b Un déversement extrêmement important (190 776 L) survenu en Alberta, en 2007, n'a pas été considéré.

Tableau A4.2. Volume connu (en litres) de déversements de naphtes au Canada, de 2000 à 2009 (Environnement Canada, 2011)

Province	Année										Total
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	
Alb.							6 600				6 600
Sask.										5 500	5 500
Man.						1 260					1 260
Qué.					40	318			600		958
T.-N.-L.	2 226							1 590			3 816

Tableau A4.3. Rejets de naphtes dans l'eau, le sol et l'eau douce signalés dans la base de données sur les déversements d'Environnement Canada (Environnement Canada, 2011)

	Air	Sol	Eau douce
2000	0	1	0

Évaluation préalable finale Naphtes à faible point d'ébullition restreints aux industries

2001	0	0	0
2002	0	0	0
2003	0	0	0
2004	0	1	0
2005	1	1	0
2006	1	3	0
2007	1	1	0
2008	2	1	1
2009	0	1	0
Total	5	8	1
Volume total (en litres)	1 018	17 115	N.D.
Volume total estimé (en litres)	2 036	25 488	N.D.
Volume moyen (en litres)	407	3 186	N.D.

N.D. : Non disponible; aucun volume n'a été signalé pour les rejets dans l'eau douce.

Tableau A4.4a. Sources des déversements de naphtes au Canada, de 2000 à 2009 (Environnement Canada, 2011)

Source	Nombre total de rejets	Volume total de rejets (en litres)	Proportion du volume	Rejet moyen (en litres)
Autres installations industrielles	5	8 178	0,45	2 044
Raffinerie	5	6 100	0,34	3 050
Autre	1	2 226	0,12	2 226
Inconnu	1	1 590	0,09	1 590
Camion-citerne	1	40	0,00	40
Station de service	1	N.D.	0,00	N.D.
Total	14	18 134	1,00	2 014

N.D. : Non disponible

Tableau A4.4b. Causes des déversements de naphthas au Canada, de 2000 à 2009 (Environnement Canada, 2011)

Cause	Nombre total de rejets	Volume total de rejets (en litres)	Proportion du volume	Rejet moyen (en litres)
Autre	5	8 826	0,49	2 942
Fuite de valves ou	3	5 818	0,32	2 909

Évaluation préalable finale Naphtes à faible point d'ébullition restreints aux industries

de raccords				
Fuite sur un tuyau	3	2 190	0,12	1 095
Renversement	1	1 260	0,07	1 260
Déchargement	1	40	0,00	40
Perturbation des processus	1	N.D.	0,00	N.D.
Total	14	18 134	1,00	2 014

N.D. : Non disponible

Tableau A4.4c. Raisons des déversements de naphtes au Canada, de 2000 à 2009
(Environnement Canada, 2011)

Raison	Nombre total de rejets	Volume total de rejets (en litres)	Proportion du volume	Rejet moyen (en litres)
Défaillance de l'équipement	7	13 690	0,75	3 738
Autre	1	2 226	0,12	2 226
Erreur	2	1 300	0,07	650
Défaillance matérielle	2	600	0,03	600
Incendie, explosion	1	318	0,02	318
Rejet intentionnel	1	N.D.	0,00	N.D.
Total	14	18 134	1,00	2 014

N.D. : Non disponible

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

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

Milieu de rejet (100 %)	Pourcentage de substance répartie dans chaque milieu			
	Air	Eau	Sol	Sédiments
<i>n</i>-alcanes				
C ₄ butane				
Air	100	0	0	0
Eau	9,3	90,4	0	0,3
Sol	93,5	0	6,5	0
C ₆ hexane				
Air	100	0	0	0
Eau	5,8	92,5	0	1,7
Sol	66,5	0	33,5	0
C ₉ nonane				
Air	99,5	0,03	0,5	0,02
Eau	1,5	48	0	50,5
Sol	0,1	0	99,9	0
C ₁₂ dodécane				
Air	99,6	0	0,4	0
Eau	0,4	23,6	0	76,0
Sol	3,0	0	97,0	0
Isoalcanes				
C ₄ isobutane				
Air	100	0	0	0
Eau	9,7	90,1	0	0,2
Sol	94,8	0	5,2	0
C ₆ méthylpentane				
Air	100	0	0	0
Eau	5,9	93,8	0	0,3
Sol	89,8	0,01	10,2	0
C ₉ 2,3-diméthylheptane				
Air	99,8	0	0,2	0
Eau	3,3	85,7	0	11
Sol	6,2	0	93,7	0
C ₁₂ 2,3-diméthyldécane				
Air	99,4	0	0,6	0
Eau	0,4	23,3	0	76,3
Sol	0,9	0	99,0	0
<i>n</i>-alcènes				
C ₉ nonène				
Air	99,8	0	0,2	0
Eau	0,7	93,5	0	5,8
Sol	0,8	0	99,2	0

Évaluation préalable finale Naphtes à faible point d'ébullition restreints aux industries

C₁₂ 9-méthyl-1-undécane				
Air	99,4	0	0,6	0
Eau	0,4	27,6	0	72
Sol	0,5	0	99,5	0
Cycloalcanes monocycliques				
C₆ cyclohexane				
Air	99,9	0,02	0,06	0
Eau	4,1	91,2	0	4,7
Sol	33,0	0,2	66,8	0
C₉ 1,2,3-triméthylcyclohexane				
Air	99,8	0	0,2	0
Eau	2,8	93,4	3,8	0
Sol	3,2	0	96,8	0
C₁₂ n-hexylcyclohexane				
Air	99,0	0	0,9	0,04
Eau	0,3	20,1	0	79,6
Sol	0,07	0	99,9	0
Cycloalcanes bicycliques				
C₉ cis-bicyclo[4.3.0]nonane				
Air	99,0	0,2	0,8	0,01
Eau	2,7	88,8	0,02	8,5
Sol	2	0,1	97,9	0,01
C₁₂ dicyclohexyl				
Air	98,3	0,02	1,6	0,1
Eau	0,2	16,1	0	83,7
Sol	0,05	0	99,9	0,01
Aromatiques monocycliques				
C₆ benzène				
Air	99,7	0,2	0,1	0
Eau	10,4	89,4	0	0,2
Sol	37,7	1,0	61,2	0
C₉ 1-méthyl-2-éthylbenzène				
Air	99,4	0,3	0,3	0
Eau	4,4	94,6	0,01	0,9
Sol	1,0	0,1	98,9	0
C₁₂ 1,2,3-triéthylbenzène				
Air	99,4	0,2	0,4	0,04
Eau	1,6	76,1	0	22,3
Sol	0	0	100	0

Aromatiques bicycliques				
C ₁₂ biphényle				
Air	85,6	9,9	3,4	1,1
Eau	1,6	88,2	0,06	10,1
Sol	0	0,1	99,9	0

Tableau A5.2. Données empiriques se rapportant aux demi-vies de biodégradation des hydrocarbures d'une essence formulée (Prince *et al.*, 2007b).

Classe et composé	Demi-vie médiane (jours)	Demi-vie moyenne (jours)
Aromatiques		
benzène	3,2	4,6
1-(méthyléthyl)benzène	3,2	5,2
2-éthyl-1,3-diméthylbenzène	3,2	4,9
Aromatiques bicycliques		
naphtalène	3,2	4,4
n-alcanes		
butane	15,0	31,8
hexane	6,5	10,2
nonane	3,2	4,4
dodécane	2,8	3,8
Isoalcanes		
2-méthylpropane (isobutane)	17,1	41,7
2-méthylpentane	10,4	16,7
3-méthylpentane	10,1	21,3
2-méthylheptane	4,8	6,0
4-méthylnonane	3,2	4,8
Cycloalcanes		
1,1,3-triméthylcyclohexane	8,5	14,2
Alcènes		
<i>cis</i> -3-hexène	6,5	8,4
Cycloalcènes		
cyclopentène	8,1	11,5
4-méthylcyclopentène	8,1	12,5

Tableau A5.3. Données modélisées sur la dégradation primaire (BIOHCWIN, 2008; BIOWIN4, 2009) et ultime (BIOWIN3, 5 et 6, 2009; CATABOL, c2004-2008; TOPKAT, 2004) des NFPE

	Biodégradation primaire	
	BioHCWin (2008) ^a	BIOWIN 4 (2009) Enquête d'expert ^b
Alcanes		
C ₄ butane	4	4,0
C ₆ hexane	5	3,99
C ₉ n-nonane	7	4,20
C ₁₂ dodécane	12	4,14
Isoalcanes		
C ₄ isobutane	3	3,76
C ₆ 2-méthylpentane	4	3,72
C ₉ 2,3-diméthylheptane	8	3,93
C ₁₂ 2,3-diméthyldécane	12	3,87
Alcènes		
C ₉ nonène	4	4,2
C ₁₂ 9-méthyl-1-undécane	11	3,60
Cycloalcanes monocycliques		
C ₆ cyclohexane	55,4 (de 28 à 182) ^c	3,73
C ₉ 1,2,3-triméthylcyclohexane	4	3,67
C ₁₂ n-hexylcyclohexane	16	3,87
Cycloalcanes bicycliques		
C ₉ cis-bicyclononane	56	3,67
C ₁₂ dicyclohexyl	27	3,61
Aromatiques monocycliques		
C ₆ benzène	4,6 (de 5 à 16) ^c	3,39
C ₉ 1-méthyl-2-éthylbenzène	5	3,54
C ₁₂	5	3,41

	Biodégradation primaire	
	BioHCWin (2008) ^a	BIOWIN 4 (2009) Enquête d'expert ^b
1,2,3-triéthylbenzène		
Aromatiques bicycliques		
C ₁₂ biphényle	31,0 (de 1,5 à 7) ^c	3,64

Tableau A5.3 (suite) Données modélisées de dégradation primaire (BioHCWin, 2008; BioWin 4, 2009)^a et ultime (BioWin 3, 5, 6, 2009; CATABOL, c2004-2008; TOPKAT, 2004) des NFPE

	Biodégradation ultime					
	BIOWIN 3 (2009) Enquête d'experts ^b	BIOWIN 5 (2009) Probabilité linéaire MITI ^d	BIOWIN 6 (2009) Probabilité non linéaire MITI ^d	CATABOL (2008) % DBO	TOPKAT (2004) Probabilité de biodégradabilité	Demi-vie extrapolée par rapport au critère (jours)
Alcanes						
C ₄ butane	3,4	0,64	0,85	98	1	< 182
C ₆ hexane	3,3	0,65	0,86	98	1	< 182
C ₉ n-nonane	3,51	0,68	0,87	99,95	1	< 182
C ₁₂ dodécane	3,42	0,70	0,87	100	1	< 182
Isoalcanes						
C ₄ isobutane	3,07	0,49	0,69	10,6	0,98	< 182
C ₆ 2-méthylpentane	0,71	0,51	0,70	16,7	1	< 182
C ₉ 2,3-diméthylheptane	3,21	0,38	0,50	7,8	1	< 182
C ₁₂ 2,3-diméthyldécane	3,12	0,40	0,52	60,2	1	< 182
Alcènes						
C ₉ nonène	3,52	0,60	0,75	43,9	0,32	< 182
C ₁₂ 9-méthyl-1-undécane	2,83	0,53	0,67	27,8	1	< 182
Cycloalcanes monocycliques						
C ₆ cyclohexane	3,01	0,58	0,82	100	0	< 182
C ₉ 1,2,3-triméthylcyclohexane	2,92	0,43	0,32	2,64	0,011 ^e	< 182

	Biodégradation ultime					
	BIOWIN 3 (2009) Enquête d'experts ^b	BIOWIN 5 (2009) Probabilité linéaire MITI ^d	BIOWIN 6 (2009) Probabilité non linéaire MITI ^d	CATABOL (2008) % DBO	TOPKAT (2004) Probabilité de biodégradabilité	Demi-vie extrapolée par rapport au critère (jours)
C ₁₂ <i>n</i> -hexylcyclohexane	3,13	0,57	0,71	4,3	1	< 182
Cycloalcanes bicycliques						
C ₉ cis-bicyclo-nonane	2,92	0,51	0,58	0	0,001	< 182
C ₁₂ dicyclohexyl	2,83	0,44	0,46	0	1	< 182
Aromatiques monocycliques						
C ₆ benzène	2,44	0,53	0,73	7,5	1	< 182
C ₉ 1-méthyl-2-éthylbenzène	2,78	0,37	0,44	10,5	0,09	< 182
C ₁₂ 1,2,3-triéthylbenzène	2,62	0,09	0,11	5,7	0	≥ 182
Aromatiques bicycliques						
C ₁₂ biphényle	2,90	0,34	0,33	12,8	0,57	< 182

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

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

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

^c Howard *et al.* (1991)

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

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

Tableau A5.4. Données empiriques pour la photodégradation des composants des NFPE (Atkinson, 1990)

Substance	Demi-vie dans l'air (jours)
butane	3,4
isobutane	3,2
pentane	2,0
isopentane	2,0

Tableau A5.5. Données modélisées sur la dégradation atmosphérique des structures représentatives des NFPE (AOPWIN, 2008)

	Demi-vie (jours)	
	Oxydation	Ozone ^a
Alcanes		
C ₄ butane	4,1	S.O. ^b
C ₆ hexane	2	S.O.
C ₉ nonane	1,1	S.O.
C ₁₂ dodécane	0,8	S.O.
Isoalcanes		
C ₄ isobutane	4,4	S.O.
C ₆ méthylpentane	2	S.O.
C ₉ 2,3-diméthylheptane	1,1	S.O.
C ₁₂ 2,3-diméthyldécane	0,8	S.O.
n-alcènes		
C ₉ nonène	0,1	0,1
C ₁₂ 9-méthyl-1-undécane	0,28	0,96
Cycloalcanes monocycliques		
C ₆ cyclohexane	1,3	N.D.
C ₉ 1,2,3-triméthylcyclohexane	0,8	N.D.
C ₁₂ n-hexylcyclohexane	0,6	N.D.
Substances complexes bicycliques		
C ₉ cis-bicyclo[4.3.0]nonane	0,8	N.D.
C ₁₂ dicyclohexyl	1,3	N.D.
Aromatiques monocycliques		
C ₆ benzène	5,5 (2-20) ^a	N.D.
C ₉ 1-méthyl-2-éthylbenzène	1,4	N.D.
C ₁₂ 1,2,3-triéthylbenzène	0,6	N.D.
Aromatiques bicycliques		
C ₁₂ biphényle	1,6	N.D.

^a Howard *et al.* (1991)

^b N.D. : Non disponible.

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

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

	96 h (fraction hydrosoluble de pétrole brut)		
C ₉ éthylméthylbenzène	Zhou <i>et al.</i> , 1997 Saumon de l'Atlantique (fibres blanches); 96 h (fraction hydrosoluble de pétrole brut)	3,98 (e)	51
C ₁₂ triméthylbenzène	Zhou <i>et al.</i> , 1997 Saumon de l'Atlantique (fibres blanches); 96 h (fraction hydrosoluble de pétrole brut)	3,66 (e)	74
Aromatiques bicycliques			
C ₁₀ naphtalène	Neff <i>et al.</i> , 1976 Mye; 24 h (dispersion de mazout n° 2 dans l'eau)	3,30 (e)	2,3
C ₁₁ méthylnaphtalène	Zhou <i>et al.</i> , 1997 Saumon de l'Atlantique (fibres blanches); étude de laboratoire de 96 h (fraction hydrosoluble de pétrole brut)	3,87 (e)	230
C ₁₁ 1- méthylnaphtalène	Neff <i>et al.</i> , 1976 Mye; 24 h (dispersion de mazout n° 2 dans l'eau)	3,87 (e)	8,5
C ₁₁ 2- méthylnaphtalène	Neff <i>et al.</i> , 1976 Mye; 24 h (dispersion de mazout n° 2 dans l'eau)	3,86 (e)	8,1
C ₁₂ diméthylnaphtalène	Neff <i>et al.</i> , 1976 Mye; 24 h (dispersion de mazout n° 2 dans l'eau)	4,31 (e)	17,1

	l'eau		
--	-------	--	--

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

Tableau A5.7. Prévisions des FBA et des FBC des structures représentatives des NFPE obtenues grâce au modèle à trois niveaux trophiques d'Arnot-Gobas (2004) avec des corrections du taux métabolique (k_m) et de l'efficacité d'assimilation alimentaire (E_d)

	Log K _{oc}	Constante du taux métabolique pour les poissons du niveau trophique intermédiaire (jour ⁻¹) ^a	FBC ^b pour les poissons du niveau trophique intermédiaire (L/kg poids humide)	FBA ^b pour les poissons du niveau trophique intermédiaire (L/kg poids humide)
Alcanes				
C ₄ butane	2,9	0,6	47	47
C ₆ hexane	3,9	0,3	302	302
C ₉ nonane	5,7	0,09	1905	4074
C ₁₂ dodécane	6,1	2,2 (expt.) ^c	126	155
Isoalcanes				
C ₄ isobutane	2,8	0,7	38	38
C ₆ méthylpentane	3,2	0,5	85	85
C ₉ 2,3-diméthylheptane	4,6	0,02 (expt.)	2 138	2 754
C ₁₂ 2,3-diméthyldécane	6,1	1,22 ^d	794	1 950
n-alcènes				
C ₉ nonène	4,6	0,1	955	1 000
C ₁₂ 9-méthyl-1-undécane	6,0	0,08	1 995	7 079^f
Cycloalcanes monocycliques				
C ₆ cyclohexane	3,0	1,6 (expt.)	44	44
C ₉ 1,2,3-triméthylcyclohexane	4,4	0,09	966	1 000
C ₁₂ n-hexylcyclohexane	6,1	0,023 ^e (expt.)	6 025	57 543
Cycloalcanes bicycliques				
C ₉ cis-bicyclo[4.3.0]nonane	3,7	0,08	272	280
C ₁₂ dicyclohexyl	5,9	0,1 (expt.)	1 175	2 512
Aromatiques monocycliques				

Évaluation préalable finale Naphtes à faible point d'ébullition restreints aux industries

C ₆ benzène	2,2	0,2	11	11
C ₉ 1-méthyl-2-éthylbenzène	2,9	0,3	51	51
C ₁₂ 1,2,3-triéthylbenzène	3,7	0,2	257	257
Aromatiques bicycliques				
C ₁₂ biphényle	3,8	0,2	295	302

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

^b Prévisions du FBC et du FBA chez le poisson du niveau trophique intermédiaire, dans le modèle d'Arnot-Gobas à trois niveaux (Arnot et Gobas, 2004) fondées sur une constante du taux normalisé et corrigeant l'efficacité d'assimilation alimentaire observée ou estimée, présentées dans le tableau A5.8b (annexe 5).

^c (expt.) – valeur expérimentale de la demi-vie utilisée dans la modélisation.

^d D'après la constante de vitesse de métabolisation calculée pour le n-dodécane.

^e D'après la vitesse de métabolisation calculée pour le C₁₄ n-octylcyclohexane.

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

Tableau A5.8a. Valeurs expérimentales et prévues du FBC et du FBA pour des structures représentatives sélectionnées

Substance	Log K _{oc}	FBC Mesuré (L/kg poids humide)	FBC prévu ^a (L/kg poids humide)		FBA prévu ^a (L/kg poids humide)		Référence ; espèce
			Conditions de l'étude ^b	Poissons du niveau trophique intermédiaire ^c	Conditions de l'étude ^b	Poissons du niveau trophique intermédiaire ^c	
Alcanes							
C ₈ octane	5,18 (expt.)	530	537	490	560	537	JNITE, 2010; carpe
C ₁₂ n-dodécane	6,1 (expt.)	240	240	794	251	1 950	Tolls et van Dijk, 2002; tête-de-boule
Cycloalcanes monocycliques							
C ₆ cyclohexane	3,44 (expt.)	77	77	89	77	89	CITI, 1992; carpe
C ₇ 1-méthylcyclohexane	3,61 (expt.)	240	190 ^f	275 ^f	229 ^f	426 ^f	CITI (1992); carpe
C ₈ éthylcyclohexane	4,56 (expt.)	2 529	1 622 ^f	2 344 ^f	4 467 ^f	5 495 ^f	CITI (1992);

Évaluation préalable finale Naphtes à faible point d'ébullition restreints aux industries

							carpe
Cycloalcanes bicycliques							
C ₁₀ trans décaline	4,20	2 200	724 ^f	1 072 ^f	1 288 ^f	1 660 ^f	CITI (1992); carpe
C ₁₀ cis-décaline	4,20	2 500	724 ^f	1 072 ^f	1 288 ^f	1 660 ^f	CITI (1992); carpe
Aromatiques monocycliques							
1,2,3-triméthylbenzène	3,66 (expt.)	133 ^d	135	155	135	155	CITI (1992); carpe
C ₁₀ 1,2-diéthylbenzène	3,72 (expt.)	516 ^d	245 ^f	355 ^f	309 ^f	427 ^f	CITI (1992); carpe
C ₁₁ 1-méthyl-4-tertbutylbenzène	3,66 (expt.)	< 1,0	214 ^f	309 ^f	263 ^f	263 ^f	JNITE (2010); carpe
Cycloalcanes monoaromatiques							
C ₁₀ tétraline	3,49 (expt.)	230	145 ^f	214 ^f	166 ^f	562 ^f	CITI (1992); carpe
Aromatiques bicycliques							
C ₁₀ naphtalène	3,30 (expt.)	94	95 ^f	138 ^f	105 ^f	148 ^f	JNITE (2010); carpe
C ₁₁ 2-méthylnaphtalène	3,86 (expt.)	2 886 ^d 3 930 ^e	2 884 ^f	S.O.	2 884 ^f	S.O.	Jonsson <i>et al.</i> , 2004; mené tête-de-mouton
C ₁₂ 1,3-diméthylnaphtalène	4,42 (expt.)	4 039 ^d 5 751 ^e	4 073	S.O.	4 073	S.O.	Jonsson <i>et al.</i> , 2004; mené tête-de-mouton
Cycloalcanes diaromatiques							
C ₁₂ acénaphène	3,92 (expt.)	991 ^d	389	562	977	741	CITI, 1992; carpe

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

^b Le poids des poissons, la teneur en lipides et la température utilisés lorsque cela est précisé dans l'étude. Pour les essais CITI/NITE, lorsque les conditions ne sont pas connues, les valeurs utilisées, conformément au protocole d'essai sur le FBC du MITI sont : 30 g pour le poids des poissons, 4,7 % pour la teneur en

Évaluation préalable finale Naphtes à faible point d'ébullition restreints aux industries

lipides et 22 °C pour la température pour la carpe. Lorsqu'il existait plus d'une étude, la moyenne géométrique des valeurs des études a été utilisée en tant que valeur de normalisation du modèle.

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

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

^e Moyenne géométrique des valeurs cinétiques déclarées.

^f Prévisions calculées avec un taux métabolique égal à zéro en raison d'une constante du taux métabolique prévue négative.. La constante du taux de métabolisme a été jugée erronée ou ne s'appliquait pas, compte tenu du log K_{oc} et des résultats du FBC (voir le tableau des constantes du taux cinétique).

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

(e) — Donnée expérimentale.

Tableau 5.8b. Constantes du taux cinétique calculées pour les structures représentatives sélectionnées

Substance	Paramètre de l'étude	Constante du taux d'élimination par les branchies jour ⁻¹ (k_2)	Constante du taux métabolique jour ⁻¹ (k_M) ^a	Constante du taux de croissance jour ⁻¹ (k_G)	Constante du taux d'expulsion de la matière fécale jour ⁻¹ (k_E) ^c
Alcanes					
C ₈ octane ^g	FBC _{ss} ^f	0,077	0,657	0,001	0,007
C ₁₂ n-dodécane	FBC _{ss} ^f	0,035	4,95	0,002	0,013
Cycloalcanes monocycliques					
C ₆ cyclohexane	FBC _{ss} ^f	3,031	2,050	0,001	0,008
C ₇ 1-méthylcyclohexane ^g	FBC _{ss} ^f	2,072	-0,429	0,001	0,008
C ₈ éthylcyclohexane ^g	FBC _{ss} ^f	0,238	-0,087	0,001	0,008
Cycloalcanes bicycliques					
C ₁₀ trans-décaline ^g	FBC _{ss} ^f	0,510	-0,336	0,001	0,008
C ₁₀ cis-décaline ^g	FBC _{ss} ^f	0,542	-0,390	0,001	0,008
Aromatiques monocycliques					
C ₉ 1,2,3-triméthylbenzène ^g	FBC _{ss} ^f	1,852	1,128	0,001	0,008
C ₁₀ 1,2-diéthylbenzène ^g	FBC _{ss} ^f	1,617	-0,854	0,001	0,008

Évaluation préalable finale Naphtes à faible point d'ébullition restreints aux industries

C ₁₁ 1-méthyl-4- tertbutylbenzène ^g	FBC _{ss} ^f	1,852	395,6	0,001	0,008
Cycloalcanes monoaromatiques					
C ₁₀ tétraline ^g	FBC _{ss} ^f	2,711	-1,009	0,001	0,008
Aromatiques bicycliques					
C ₁₀ naphthalène ^g	FBC _{ss} ^f	4,129	-0,020	0,001	0,008
C ₁₁ 2-méthyl-naphthalène ^g	FBC _{ss} ^f				
	FBC _{cinétique} ^f _e	0,607	0,000	0,002	0,001
C ₁₂ 1,3- diméthyl-naphthalène ^g	FBC _{ss} ^f	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
	FBC _{cinétique} ^f _e	0,403	0,000	0,002	0,001
Cycloalcanes diaromatiques					
C ₁₂ acénaphène ^g	FBC _{ss} ^f	1,028	-0,632	0,001	0,008

Tableau A5.8b (suite) Constantes du taux cinétique calculées pour les structures représentatives sélectionnées

Substance	Paramètre de l'étude	Constante du taux d'élimination totale jour ⁻¹ (k _T) ^b	Constantes du taux d'absorption jour ⁻¹ (k _A)	Efficacité d'assimilation alimentaire (α, E _D)	Référence; espèce
Alcanes					
C ₈ octane ^g	FBC _{ss} ^f	0,742	406		JNITE, 2010; carpe
C ₁₂ n-dodécane	FBC _{ss} ^f	5,00	1 525		Tolls et van Dijk, 2002; tête-de-boule
Cycloalcanes monocycliques					
C ₆ cyclohexane	FBC _{ss} ^f	5,090	392		CITI, 1992; carpe
C ₇ 1-méthylcyclohexane ^g	FBC _{ss} ^f	2,081	397		CITI (1992); carpe
C ₈ éthylcyclohexane ^g	FBC _{ss} ^f	0,247	405		CITI (1992);

Évaluation préalable finale Naphtes à faible point d'ébullition restreints aux industries

					carpe
Cycloalcanes bicycliques					
C ₁₀ trans-décaline ^g	FBC _{ss} ^f	0,519	404		CITI, 1992; carpe
C ₁₀ cis-décaline ^g	FBC _{ss} ^f	0,551	404		CITI, 1992; carpe
Aromatiques monocycliques					
C ₉ 1,2,3- triméthylbenzène ^g	FBC _{ss} ^f	2,989	398		CITI (1992); carpe
C ₁₀ 1,2-diéthylbenzène ^g	FBC _{ss} ^f	1,679	398		CITI (1992); carpe
C ₁₁ 1-méthyl-4- tertbutylbenzène ^g	FBC _{ss} ^f	398,2	398		JNITE; carpe
Cycloalcanes monoaromatiques					
C ₁₀ tétraline ^g	FBC _{ss} ^f	2,720	394		CITI, 1992; carpe
Aromatiques bicycliques					
C ₁₀ naphtalène ^g	FBC _{ss} ^f	4,138	387		JNITE, 2010; carpe
C ₁₁ 2-méthylnaphtalène ^g	FBC _{ss} ^f	0,610 ^d			Jonsson <i>et al.</i> , 2004;
	FBC _{cinétique} ^f	0,610	1 089	3,2 % ^e	mené tête- de-mouton
C ₁₂ 1,3- diméthylnaphtalène ^g	FBC _{ss} ^f	0,406 ^d	2 322 ^d	S.O.	Jonsson <i>et al.</i> , 2004
	FBC _{cinétique} ^f	0,406	1 100	3,2 % ^e	(cité dans Lampi <i>et al.</i> , 2010; mené tête- de-mouton
Cycloalcanes diaromatiques					
C ₁₂ acénaphène ^g	FBC _{ss} ^f	1,037	401		CITI, 1992; carpe

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

Évaluation préalable finale Naphtes à faible point d'ébullition restreints aux industries

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

^c $k_T = (k_2 + k_M + k_E + k_G)$ ou lorsque le taux de dépuration est connu $k_T = (k_2 + k_G)$

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

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

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

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

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

Tableau A5.9. Analyse des données modélisées sur la persistance et sur la bioaccumulation des hydrocarbures pétroliers, conformément aux critères du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*

C#	C ₄	C ₆	C ₉	C ₁₂
n-alcane	P ^a	P ^a		
i-alcane	P ^a	P ^a		
alcène				B
cycloalcane monocyclique				B
cycloalcane bicyclique	(-)			
monoaromatiques	(-)	P ^a		
substance aromatique bicyclique	(-)	(-)		

P^a – Persistance prévue dans l'air en fonction des données provenant du modèle AOPWIN (2008).

P = Persistance prévue dans le sol, l'eau et les sédiments en fonction des données provenant des modèles BioHCWin (2008), BioWin (2008), CATABOL (c2004-2008) et TOPKAT (2004).

B – Prévisions des FBC ou des FBA des poissons obtenues grâce au modèle cinétique de bilan massique (Arnot et Gobas, 2003).

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

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

Tableau A5.10. Toxicité aquatique des NFPE et de l'essence

Organisme	Nom commun	Substance	Paramètre	Durée (heures)	Valeur de toxicité (mg/L)	Références
Poisson						
<i>Cyprinodon variegatus</i>	Mené tête-de-mouton	Essence (API PS-6)	CL ₅₀	96	8,3	CONCAWE (1992)
		Essence synthétique	CL ₅₀	96	5,3	CONCAWE (1992)
<i>Lepomis macrochirus</i>	Crapet arlequin	Essence (API PS-6)	CL ₅₀	96	6,3	CONCAWE (1992)
		Essence synthétique	CL ₅₀	96	6,4	CONCAWE (1992)

Évaluation préalable finale Naphtes à faible point d'ébullition restreints aux industries

<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Truite arc-en-ciel	Essence (API PS-6)	CL ₅₀	96	2,7	CONCAWE (1992)
		Essence synthétique	CL ₅₀	96	5,1	CONCAWE (1992)
		Essence sans plomb ou à faible teneur en plomb	CL ₅₀	48	De 5,4 à 6,8	CONCAWE (1992)
			CL ₅₀	96	De 125,0 à 182,0	CONCAWE (1992)
			CL ₅₀	168	De 96,0 à 182,0	CONCAWE (1992)
			LL ₅₀	96	De 10 à 18	CONCAWE (1996)
		DSEO	96	De 4,5 à 10	CONCAWE (1996)	
	Mélanges de naphtes	LL ₅₀	96	De 10 à 18	CONCAWE (1996)	
	Larves	Essence sans plomb ou à faible teneur en plomb	CL ₅₀	48	7	Lockhart (1987)
			CL ₅₀	48	5	Lockhart (1987)
			CE ₅₀ , contenant fermé	48	6,80	Whiticar <i>et al.</i> , 1993
			CE ₅₀ , contenant ouvert	48	5,40	Whiticar <i>et al.</i> , 1993
	<i>Alburnus alburnus</i>	Ablette commune	Essence sans plomb ou à faible teneur en plomb	CL ₅₀	24	47,0
<i>Alosa sapidissima</i>	Alose savoureuse	Essence (type non précisé)	TLm	24	De 90 à 91	CONCAWE (1992)
			TLm	48	91	CONCAWE (1992)
<i>Odontesthes argentinensis</i>	Larves Pejerrey marines	Essence (type non précisé)	CL ₅₀	96	54,8	Rodrigues <i>et al.</i> , 2010
<i>Pimephales promelas</i>	Tête-de-boule	Mélanges de naphtes	CL ₅₀	96	8,3	PPSC (1995a)
Invertébrés d'eau douce						
<i>Daphnia magna</i>	Cladocère	Essence (API PS-6)	CE ₅₀	48 h	3	CONCAWE (1992)
		Essence synthétique	CE ₅₀	48 h	1,2	CONCAWE (1992)
		Essence sans plomb ou à faible teneur en plomb	CE ₅₀	24 h	260	CONCAWE (1992)
			CE ₅₀	24 h	345	CONCAWE

Évaluation préalable finale Naphtes à faible point d'ébullition restreints aux industries

						(1992)
			CE ₅₀	48 h	6,3	MacLean et Doe (1989)
			CE ₅₀	48 h	4,9	MacLean et Doe (1989)
			CL ₅₀	48 h	6,8	Lockhart <i>et al.</i> , 1987
			CL ₅₀	48 h	5,4	Lockhart <i>et al.</i> , 1987
			CL ₅₀	48 h	50	MacLean et Doe (1989)
			CL ₅₀	48 h	18	EETD (1989)
			CE ₅₀	48 h	De 4,5 à 13	CONCAWE (1996)
			DSEO	48 h	De 0,1 à 4,5	CONCAWE (1996)
			CL ₅₀	48 h	De 18,4 à 50,3	Whiticar <i>et al.</i> , 1993
			CE ₅₀	48 h	De 1,79 à 4,91	Whiticar <i>et al.</i> , 1993
		Mélanges de naphtes	LE ₅₀	48 h	De 4,5 à 32	PPSC (1995b); CONCAWE (1996)
Invertébrés marins						
<i>Artemia sp.</i>	Crevette des salines	Essence sans plomb ou à faible teneur en plomb	CE ₅₀	48 h	25,1	CONCAWE (1992)
			CL ₅₀	48 h	51	MacLean et Doe (1989)
			CL ₅₀	48 h	18	EETD (1989)
			CL ₅₀	48 h	De 17,7 à 51,4	Whiticar <i>et al.</i> , 1993
			CE ₅₀	48 h	De 8,6 à 25,1	Whiticar <i>et al.</i> , 1993
<i>Mysidopsis bahia</i>	Mysis effilée	Essence (API PS-6)	CL ₅₀	96 h	1,8	CONCAWE (1992)
		Essence synthétique	CL ₅₀	96 h	0,3	CONCAWE (1992)
		Mélanges de naphtes	LE ₅₀	96 h	13,8	PPSC (1995c)
Œufs de <i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>	Oursin vert	Essence (type non précisé)	Cytolyse		> 38	CONCAWE, 1992
Œufs de <i>Strongylocentrotus pallidus</i>	Oursin pâle	Essence (type non précisé)	Clivage irrégulier		28	CONCAWE, 1992
<i>Nitocra spinipes</i>	Copépode	Essence sans plomb ou à	CL ₅₀	96 h	171,0	CONCAWE (1992)

Évaluation préalable finale Naphtes à faible point d'ébullition restreints aux industries

		faible teneur en plomb				
<i>Crevette grise</i>	Crevette grise	Essence (type non précisé)	CL ₅₀	96 h	15	CONCAWE (1992)
		Naphtha (64742-73-0)	CL ₅₀	96 h	4,3	BESC (2000a)
<i>Tigriopus californicus</i>	Copépode	Essence (type non précisé)	Mortalité de 85 %	24 h	1	CONCAWE (1992)
<i>Tretraselmis chuii</i>	Microalgues	14 formules d'essence	CI ₅₀	96 h	De 4,93 à 96,52	Paixão <i>et al.</i> , 2007
<i>Crassostrea rhizophorae</i>	Embryons d'huîtres	14 formules d'essence	CE ₅₀	24 h	De 8,25 à 41,37	Paixão <i>et al.</i> , 2007
<i>Chaetogammarus marinus</i>	Gamaridés marins	Naphtha (64742-73-0)	CL ₅₀	96 h	2,6	BESC (2000a)
Algues						
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Algue verte	Naphtha de craquage catalytique	CE ₅₀ , croissance	72 h	880	BESC (2000b)
			DSEO	72 h	0,1	BESC (2000b)
Autre						
<i>Xenopus sp.</i>	Grenouille	n-dodécane	Mortalité	96 h	500	Buryskova <i>et al.</i> , 2006

Définitions : LE₅₀, charge d'une substance qu'on estime susceptible de causer un effet toxique chez 50 % des organismes d'essai; CE₅₀, concentration d'une substance qu'on estime susceptible de causer un effet déterminé chez 50 % des organismes d'essai; CL₅₀, concentration d'une substance qu'on estime létale pour 50 % des organismes d'essai; LL₅₀, charge d'une substance qu'on estime létale pour 50 % des organismes d'essai; CSENO/DSENO, concentration/charge sans effet nocif observé.

Tableau A5.11. Données modélisées de la toxicité pour les organismes aquatiques (PETROTOX, 2009)^a

Organisme	64741-42-0 Toxicité aiguë — LL ₅₀ ^b (mg/L)	64741-69-1 Toxicité aiguë — LL ₅₀ (mg/L)	64741-78-2 Toxicité aiguë — LL ₅₀ (mg/L)
<i>Daphnia magna</i>	1,29	3,58	1,94
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	0,61	1,61	0,94
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> ^c	1,48	1,60	2,17
<i>Rhepoxynius abronius</i>	0,26	0,76	0,34
<i>Palaemonetes pugio</i>	0,50	1,40	0,77
<i>Menidia beryllina</i>	4,25	14,40	6,28

<i>Neanthes arenaceodentata</i>	2,33	7,22	3,47
---------------------------------	------	------	------

^a Tous les résultats proviennent de la version 3.04 du système PETROTOX (2009), à l'aide de la procédure à faible résolution. Ces essais ont utilisé un ratio d'eau à espace libre de 90:10 afin de permettre les pertes par évaporation.

^b La charge létale médiane (LL₅₀) a été utilisée au lieu de la concentration létale médiane (CL₅₀), car les substances pétrolières ne sont pas solubles dans l'eau.

^c Concentration par défaut de carbone organique en particules pour les algues : 2,0 mg/L.

Tableau A5.12. Standards pancanadiens relatifs aux hydrocarbures pétroliers dans les terres agricoles à gros grains (mg/kg poids sec) [CCME, 2008]

Voies d'exposition	F1 ^a	F2	F3	F4
	(C ₆ à C ₁₀)	(> C ₁₀ à C ₁₆)	(> C ₁₆ à C ₃₄)	(> C ₃₄)
Protection de l'eau souterraine pour la vie aquatique	970	380	N.D. ^b	N.D.
Protection de l'eau souterraine pour l'abreuvement du bétail	5 300	14 000	N.D.	N.D.
Cycle nutritif	NC ^c	NC	NC	NC
Contact écologique avec le sol	210	150	300	2 800
Ingestion de sol	NC	NC	NC	NC

^a F : Fraction.

^b N.D. : Non disponible.

^c NC : Non calculé.

Tableau A5.13. Volume total de sol qui devrait être contaminé après un déversement de 2 230 kg de NFPE dans différents sols canadiens, d'après des données sur l'essence déduites à partir d'analogues

Type de sol	Capacité de rétention ^{a,b} (mg _{essence} /kg _{sol})	Densité apparente du sol ^b (g/cm ³)	Zone touchée par un déversement moyen de NFPE à saturation du sol (m ³)
Sable d'Ottawa	68 000	1,7	19,3
Sable loameux de Delhi	170 000	1,5	8,7
Loam limoneux d'Elora	238 000	1,5	6,2

^a Après 24 heures de drainage libre.

^b D'après Arthurs *et al.* (1995).

Annexe 6 : Résultats de la modélisation de l'exposition humaine aux NFPE restreints aux industries

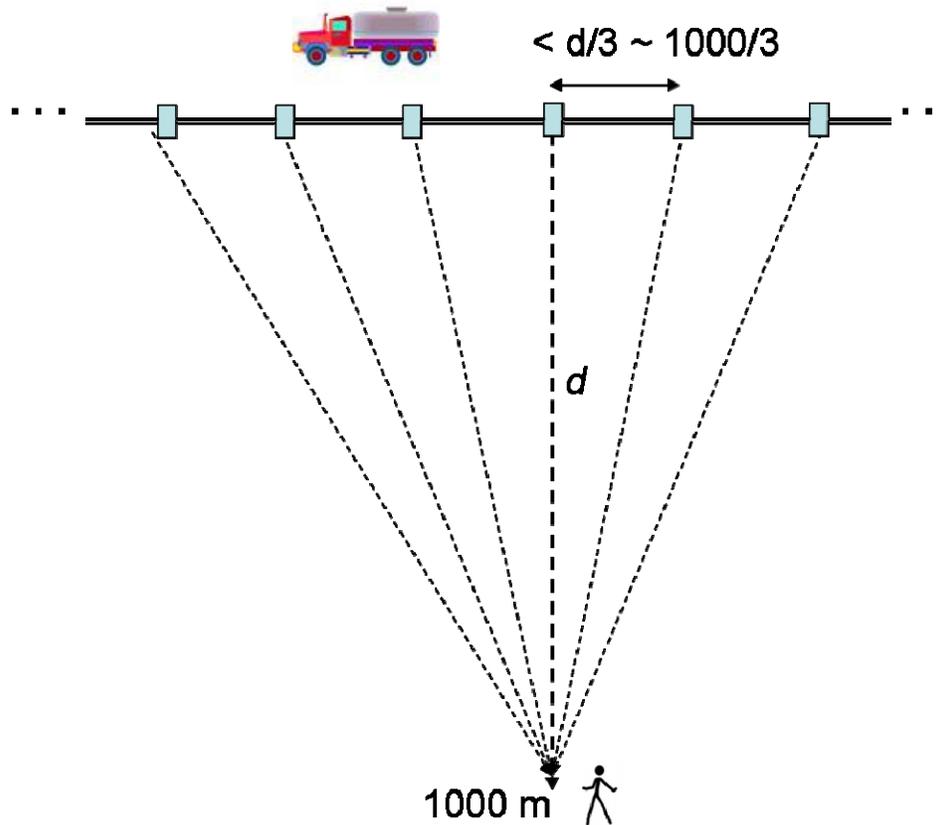


Figure A6.1. Schéma de sources volumiques espacées à des intervalles réguliers (carrés bleus) le long du trajet de déplacement afin de reproduire les émissions provenant de la source linéaire du camion en déplacement. Le manuel de l'utilisateur du modèle ISC3 (SCREEN3 ISC3 [1995] : pp. 1 à 47) laisse entendre l'utilisation d'une série de sources volumiques espacées à des intervalles réguliers le long du trajet de déplacement afin de reproduire les effets des émissions provenant des sources linéaires (p. ex. voies ferrées ou autoroute). Des protocoles sont indiqués pour sélectionner les distances minimales entre les sources volumiques discrètes. Par exemple, la distance entre les sources volumiques adjacentes, d , devrait correspondre à environ un tiers ou moins de la distance entre la source linéaire et le récepteur. L'estimation du taux de rejets d'émissions de chaque source volumique est présentée ci-après. Le total des taux d'émissions (kg/h) est connu. Si le camion se déplace à une vitesse de 100 km/h et que les sources volumiques sont situées à des intervalles de 300 mètres, les émissions du camion peuvent être estimées comme suit : $100\ 000\text{ m}/300\text{ m} = 333$ sources volumiques. Le taux d'émission pour chaque source volumique est déterminé par $(\text{total des taux d'émission})/333$. Pour un camion qui se déplace à 50 km/h, le nombre de sources volumiques est de $50\ 000/300 = 167$, et le taux d'émission de chaque source est plus élevé que le dernier cas.

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

Variables	Entrée				
	Zone	Zone	Ligne	Ligne	Zone
Type de source	Scénarios I, IIa, IIb	Scénario III	Scénario IV	Scénario V	Scénario VI
Zone de captation des émissions ou vitesse pour la source linéaire ^a	50 × 10 m ²	10 × 2 m ²	50 km/h	100 km/h	20 × 20 m ²
Taux d'émission (g/s·m ²)	2,0 × 10 ⁻³ ^b	2,3 × 10 ⁻⁴ ^b	2,3 × 10 ⁻⁴ ^b	2,3 × 10 ⁻⁴ ^b	1,46 × 10 ⁻² ^c
Hauteur du récepteur ^f	1,74 m (humains)				
Hauteur de la source d'émissions ^a	3 m (I, IIa, IIb, IV, V, VI) et 1 m (III)				
Facteur d'ajustement du vent variable ^e	0,4 (du maximum après 1 heure au maximum après 24 heures) 0,2 (du maximum après 1 heure au maximum annuel)				
Option urbaine/rurale	Urbain (scénarios I, IIa, IIb, IV et VI) Rural (scénarios III et V)				
Météorologie ^f	1 (météorologie complète)				
Distance minimale et maximale à utiliser	De 200 à 3 000 m (scénarios I, IIa, IIb, III, IV, V) De 500 à 3 000 m (scénario VI)				

^a Jugement professionnel.

^b Le taux d'émission (g/s) lié au transport est présenté au tableau A6.2 (annexe 6).

^c Calculé au moyen de la formule pour les émissions de gaz d'évaporation dans l'air pendant le chargement indiquée après le tableau A6.3 (annexe 6).

^d Curry *et al.* (1993)

^e USEPA (1992)

^f Valeur par défaut du modèle SCREEN3 (1996).

Tableau A6.2. Estimation des émissions régulières de gaz d'évaporation dans l'air pendant le transport des NFPE restreints aux industries^a

Substance	Estimation des émissions régulières de gaz d'évaporation dans l'air		
	kg/an	kg/jour ^b	g/s
NFPE restreints aux industries	140 ^c à 30 000 ^d	0,40 ^c à 85 ^d	4,6 × 10 ⁻³ à 0,98

^a Les valeurs sont présentées sous forme de plage afin que les émissions de gaz d'évaporation provenant des différents modes de transport en cause soient couvertes.

^b 350 jours par an pour le transport : La Risk Management Research Institute (2007) a résumé la circulation maritime liée au secteur industriel dans la baie Placentia, à Terre-Neuve-et-Labrador, entre 2004 et 2005, présentant près de 3 900 déplacements par an de navires-citernes, de vraquiers, de remorqueurs ou d'autres vaisseaux. Pour la raffinerie Come By Chance seulement, plus de 230 déplacements de citernes par an, approximativement, sont liés à l'expédition de substances pétrolières. Par conséquent, il est raisonnable de supposer une période de transport moyenne de 350 jours par an. Des renseignements sur la fréquence de transport par camion et par train ne sont pas disponibles.

^c Du transport par camion de chacune des substances portant les numéros CAS 64741-42-0, 64741-69-1 et 64741-78-2.

^d Du transport par navire de la substance portant le numéro CAS 64741-42-0.

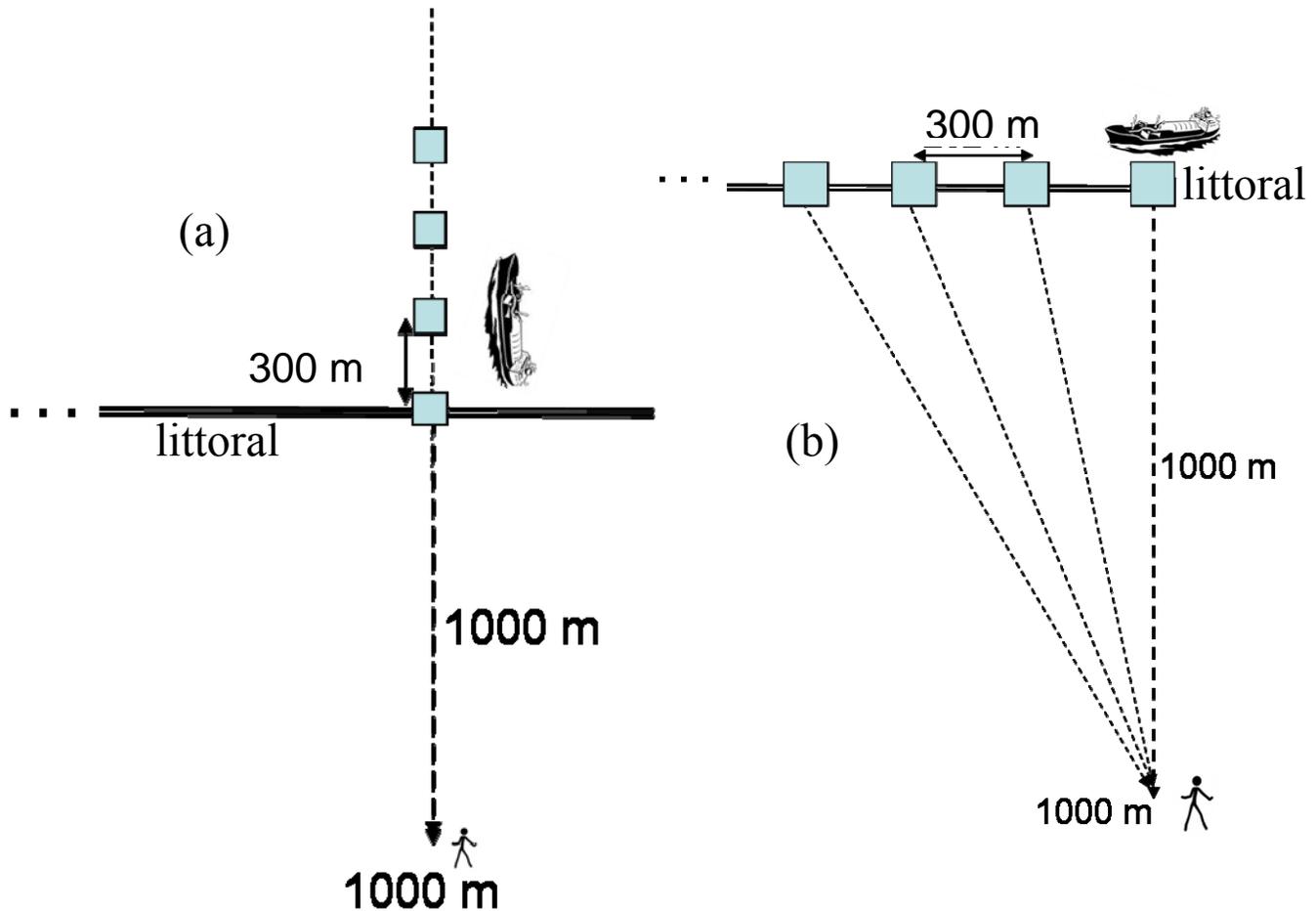


Figure A6.2. Scénarios d'exposition pour les navires qui quittent le port. Le mouvement du navire de façon perpendiculaire au littoral (a) et de façon parallèle (b) à celui-ci est envisagé. On suppose que le navire se déplace à une vitesse de 10 km/h lorsqu'il quitte le port. La séparation des sources volumiques adjacentes est calculée comme suit : $d/3$. Les expositions à $d = 200, 500$ and $1\ 000$ m du littoral sont calculées.

Tableau A6.3.

Tableau A6.3. Gaz d'évaporation estimés des NFPE restreints aux industries (n° CAS 64741-42-0, 64741-69-1 et 64741-78-2) dans l'air

Catégorie	Rejets dans l'air provenant des émissions de gaz d'évaporation (kg/an)
Par gazoduc	Mode non utilisé ^a
Par navires ^b	
Chargement	40 000 ^c
Transport	30 000 ^c
Déchargement	S.O. ^d
Par camions	

Catégorie	Rejets dans l'air provenant des émissions de gaz d'évaporation (kg/an)
Chargement	1 050 ^c
Transport	140 ^e
Déchargement	1 050 ^c
Par trains	Mode non utilisé ^a

^a Aucun rejet prévu car les NFPE évalués dans le présent rapport ne sont pas transportés par ce mode de transport, selon l'information soumise en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999) [Environnement Canada, 2009].

^b Calculé selon une période de transport d'une semaine à un port et dans les eaux canadiennes.

^c Gaz d'évaporation rejetés par la substance portant le n° CAS 64741-42-0.

^d S.O. : Sans objet, car les substances sont exportées au-delà de la compétence du Canada.

^e Émissions de gaz d'évaporation pour les substances portant les n°s CAS 64741-42-0, 64741-69-1 et 64741-78-2. Il est à noter que la substance portant le numéro CAS 64741-78-2 a un point d'ébullition élevé et une faible volatilité, et que cette valeur s'appliquera uniquement pendant les mois d'été. Un facteur de 0,7 est utilisé pour la récupération de la vapeur pendant le chargement et le déchargement (USEPA, 2008).

Voici un exemple général du calcul des quantités de gaz d'évaporation rejetées, présentées au tableau A6.3 :

Émissions de gaz d'évaporation dans l'air (kg par année)

$L_L = 12,46 \times S \times P \times M/T$ (équation 1 du chapitre 5 de l'USEPA 2008 pour estimer les émissions de gaz d'évaporation liées aux activités de chargement et de déchargement)

$L_T = 0,1 \times P \times W$ (équation 5 du chapitre 5 de l'USEPA 2008 pour estimer les émissions de gaz d'évaporation pendant le transport par navires)

$L_S L_S = 365 \times V_V \times W_V \times K_E \times K_S$ (équation 1-2 du chapitre 7 de l'USEPA 2008 pour estimer les émissions de gaz d'évaporation pendant le transport par trains et par camions)

$K_S = 1/(1 + 0,053 \times P \times H_V)$ (équation 1-20 dans le chapitre 7 de l'USEPA 2008 pour estimer le facteur de saturation de vapeur éventée)

où :

L_L = émissions de gaz d'évaporation pendant le chargement ou le déchargement, lb/103 gal

S = facteur de saturation, sans dimension

P = pression de vapeur de la substance, psi absolu

M = poids moléculaire des vapeurs, lb/lb-mol

T = température de l'ensemble du liquide, chargé ou déchargé, °R = 460 + °F

L_T = émissions de gaz d'évaporation rejetées pendant le transport par navires, lb/semaine-10³ gal transportés

W = densité des vapeurs condensées, lb/gal

L_S = pertes lors du stockage permanent, lb/année

V_V = volume de l'espace vapeur, pi³, selon les dimensions du réservoir et le volume de chargement

W_V = densité de vapeur, lb/pi³

K_E = facteur d'expansion de l'espace vapeur, sans dimension, 0,07

K_S = facteur de saturation de vapeur, sans dimension

H_V = creux (espace vapeur), pi, estimé comme la moitié d'une hauteur efficace pour un réservoir horizontal

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

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

Critères d'effet	N° CAS (ou substance précise)	Doses ou concentrations avec effets ^a /résultats
Effets aigus sur la santé		Exposition orale
	Dripolène; essence de pyrolyse	DL₅₀ : > 2 000 mg/kg p.c. (rat) (Rodriguez et Dalbey, 1994a, b)
	68955-35-1	DL₅₀ : 3 500 mg/kg p.c. (rat) (API, 2008a)
		Exposition par inhalation
	Huit n ^{os} CAS	CL₅₀ : > 5 mg/L (> 5 000 mg/m ³) ^b (rat) (CONCAWE, 1992; API, 2008a)
	8052-41-3	CL₅₀ : > 1 400 ppm (> 7 936 mg/m ³) ^{c,d} (RTECS, 2008a)
	8032-32-4	CL₅₀ : 3 400 ppm (9 025 mg/m ³) ^{c,e} (rat) (RTECS, 2008b)
		Exposition cutanée
	Neuf n ^{os} CAS	DL₅₀ : > 2 000 mg/kg p.c. (lapin) (CONCAWE, 1992; Rodriguez et Dalbey, 1994c, d; API, 2008a)
	8030-30-6	DL₅₀ : > 3 000 mg/kg p.c. (lapin) (RTECS, 2008c)
Naphta non traité	DL₅₀ : > 3 160 mg/kg p.c. (lapin) (Stubblefield <i>et al.</i> , 1989)	
Effets sur la santé à court terme et subchroniques causés par une exposition répétée		Exposition par inhalation
	64742-95-6	<p>CMENO : 500 ppm (1 327 mg/m³) pour la diminution du taux de croissance</p> <p>Une concentration de 0, 102, 500 ou 1 514 ppm (0, 271, 1 327 ou 4 019 mg/m³)^{c,f} a été administrée à des souris CD-1 gravides (30 souris par concentration) 6 heures par jour, du 6^e au 15^e jour de gestation; les femelles survivantes ont été sacrifiées au 18^e jour de gestation (effets systémiques observés lors de l'étude sur les effets sur le développement décrite ci-dessous).</p> <p>≥ 1 327 mg/m³ : Baisse considérable du gain de poids corporel; une mortalité non expliquée</p> <p>4 019 mg/m³ : Mortalité maternelle (44 %). Baisse du taux de l'hématocrite et du volume corpusculaire moyen. Démarche anormale, difficulté respiratoire, courbure du dos, faiblesse, toilettage inadéquat, tournis et ataxie (McKee <i>et al.</i>, 1990).</p> <p>CMENO : 1 800 mg/m³ pour les changements hématologiques. Des concentrations de 0, 1 800, 3 700 ou 7 400 mg/m³ ont été administrées à des rats pendant 13 semaines.</p>

Critères d'effet	N° CAS (ou substance précise)	Doses ou concentrations avec effets ^a /résultats
		<p>$\geq 1\ 800\ \text{mg}/\text{m}^3$: Faible degré d'anémie (chez les femelles).</p> <p>$\geq 3\ 700\ \text{mg}/\text{m}^3$: Augmentation de la masse hépatique et rénale chez les femelles (Shell Research Ltd., 1980).</p>
	64742-48-9	<p>CMENO : 800 ppm (4 679 mg/m³) pour les effets hépatiques. Une concentration de 0, 400 ou 800 ppm (0, 2 339 ou 4 679 mg/m³) a été administrée à des rats Wistar mâles (28 animaux par concentration) 6 heures par jour, 7 jours par semaine, pendant 3 semaines.</p> <p><i>Toutes les concentrations</i> : Augmentation des niveaux de glutathion dans les hémisphères cérébraux. Irritation des muqueuses. Augmentation du poids relatif des reins (liée à la concentration) et du poids corporel.</p> <p>4 679 mg/m³ : Induction de stress oxydatif dans le cerveau, les reins et le foie. Augmentation des espèces réactives à l'oxygène dans le foie et dans l'hippocampe, mais diminution de ces espèces dans les reins. Baisse de l'activité hépatique liée à la glutamine synthétase. Baisse de la consommation alimentaire et augmentation de la consommation d'eau (Lam <i>et al.</i>, 1994).</p>
	Essence ^g	<p>CMENO : 500 ppm (1 327 mg/m³) pour les changements des niveaux d'enzymes cérébrales. Une concentration de 0 ou de 500 ppm (0 ou 1 327 mg/m³)^{c,h} a été administrée à des rats Sprague-Dawley mâles et femelles (15 animaux de chaque sexe par concentration) 6 heures par jour, 5 jours par semaine, pendant 4 semaines. On a accordé à cinq (5) souris mâles et à 5 souris femelles par concentration 4 semaines pour se remettre.</p> <p>Augmentation de la masse rénale et de l'activité de l'enzyme hépatique éthoxyrésorufine-<i>O</i>-déséthylase (mâles).</p>

Critères d'effet	N° CAS (ou substance précise)	Doses ou concentrations avec effets ^a /résultats
		<p>Nombre de lymphocytes et taux de phosphate sérique élevés (mâles). Augmentation du poids du cœur et des niveaux de glucose (femelles). Diminution des taux d'hémoglobine (femelles). Modification des taux d'amine biogène dans le cerveau (en fonction de la région cérébrale et du sexe). Augmentation des niveaux d'acide ascorbique et d'acide (benzoylamino)acétique dans les reins. La plupart de ces effets sont revenus aux niveaux de contrôle après une période de récupération (Chu <i>et al.</i>, 2005).</p>
	8052-41-3	<p>CMENO : 363 mg/m³ pour la hausse du taux de mortalité. Des concentrations de 114 à 1 271 mg/m³ ont été administrées pendant 90 jours consécutifs à des rats Long-Evans ou Sprague-Dawley (<i>n</i> = 106), à des cochons d'Inde (<i>n</i> = 217), à des lapins albinos néo-zélandais (<i>n</i> = 20), à des singes saïmiris mâles (<i>n</i> = 18) et à des chiens beagles mâles (<i>n</i> = 12).</p> <p>≥ 363 mg/m³ : Mortalité chez les cobayes (4/15, les plus susceptibles).</p> <p>1 271 mg/m³ : Poumons congestionnés, bronchite et infiltration cellulaire inflammatoire à cellules mixtes dans les poumons de toutes les espèces (Rector <i>et al.</i>, 1966).</p> <p>CMENO la plus faible par inhalation : Une concentration de 0 ou de 214 mg/m³ a été administrée à des rats CD-1 femelles (6 rats par concentration); exposition de la tête seulement, 4 heures par jour, pendant 4 jours consécutifs.</p> <p>214 mg/m³ : Infiltration de cellules inflammatoires dans les fosses nasales, la trachée et le larynx; perte des cils, hyperplasie des cellules basales et métaplasies squameuses de la trachée et des fosses nasales (Riley <i>et al.</i>, 1984).</p> <p>CMENO : 575 mg/m³ pour les changements biochimiques. Une concentration de 0, 575, 2 875 ou 5 750 mg/m³ a été administrée à des rats Wistar mâles (20 animaux par concentration) 6 heures par jour, 5 jours par semaine, pendant 4, 8, 12 ou 17 semaines.</p> <p>≥ 575 mg/m³ : Diminution de la concentration sérique de créatine kinase à la 17^e semaine. Baisse de l'activité cérébelleuse liée à la succinate-déhydrogénase de la 8^e à la 17^e semaine (en fonction de la concentration).</p> <p>≥ 2 875 mg/m³ : Changements des taux de glutathion dans le cervelet et de l'activité de créatine kinase. On semble indiquer que des effets sur la membrane musculaire avaient été observés, car les taux de résidus d'acide sialique et d'acide uronique avaient diminué dans cette membrane (Savolainen et Pfaffli, 1982).</p>

Critères d'effet	N° CAS (ou substance précise)	Doses ou concentrations avec effets ^a /résultats
	64742-95-6	<p>Exposition orale</p> <p>DMENO minimale par voie orale : 500 mg/kg p.c. par jour pour des changements biochimiques (mâles et femelles) et une diminution du taux de croissance (chez les mâles). Des doses de 500, 750 ou 1 250 mg/kg p.c. par jour ont été administrées à des rats mâles et femelles (10 animaux par sexe et par dose) pendant 3 mois.</p> <p><i>≥ 500 mg/kg p.c. par jour :</i> Diminution du poids corporel des mâles. Augmentation liée à la dose de la masse hépatique et rénale, absolue et relative, ainsi qu'une augmentation du taux sérique du glutamate pyruvate transaminase (chez les mâles et les femelles).</p> <p><i>1 250 mg/kg p.c. par jour :</i> Augmentation de la phosphatase alcaline chez les mâles (Bio/Dynamics Inc., 1991a).</p> <p>DMENO minimale par voie orale : 500 mg/kg p.c. par jour pour des changements hématologiques. Une dose de 125, 250 ou 500 mg/kg p.c. a été administrée chaque jour à des chiens beagles mâles et femelles (4 chiens de chaque sexe par dose) 7 jours par semaine, pendant 90 jours.</p> <p><i>500 mg/kg p.c. par jour :</i> Anémie (limite) [Bio/Dynamics Inc., 1991b].</p>
	64741-54-4	<p>Exposition cutanée</p> <p>DMENO : 200 mg/kg p.c. pour la diminution du taux de croissance. Des doses de 200, 1 000 ou 2 000 mg/kg p.c. ont été appliquées sur la peau rasée des lapins mâles et femelles, 3 fois par semaine pendant 28 jours (12 applications au total).</p> <p><i>200 mg/kg p.c. :</i> Degré d'irritation cutanée variant entre faible et modéré chez les mâles et faible chez les femelles; diminution du taux de croissance chez les mâles.</p> <p><i>1 000 mg/kg p.c. :</i> Irritation cutanée modérée; diminution du taux de croissance (mâles et femelles).</p> <p><i>2 000 mg/kg p.c. :</i> Irritation cutanée modérée; perte de poids (chez les femelles), avant réduction du poids de croissance (chez les mâles) [API, 1986g].</p>
	64742-48-9	<p>DMENO : 500 mg/kg p.c. par jour pour des changements hématologiques (mâles) et 1 500 mg/kg p.c. par jour pour des changements biochimiques (mâles et femelles). Une dose de 0, 500, 1 000 ou 1 500 mg/kg p.c. a été administrée chaque jour à des rats F344 mâles et femelles (10 rats de chaque sexe par groupe) 6 heures par jour, 5 jours par semaine, pendant 4 semaines.</p> <p><i>500 mg/kg p.c. par jour :</i> Augmentation du nombre de globules blancs liée à la dose (en raison de la hausse du nombre de neutrophiles et de lymphocytes) chez les mâles.</p>

Critères d'effet	N° CAS (ou substance précise)	Doses ou concentrations avec effets ^a /résultats
		<p>1 000 mg/kg p.c. par jour : Importante diminution de la consommation alimentaire chez les femelles.</p> <p>1 500 mg/kg p.c. par jour : Érythème grave, formation modérée d'escarre, augmentation du nombre de globules blancs selon la dose administrée (en raison de la hausse du nombre de neutrophiles et de lymphocytes) chez les femelles, diminution importante de la consommation d'aliments chez les mâles, faible anémie, diminution des taux sériques d'albumine (de 9 à 25 %), des protéines (de 10 à 13 %) et du niveau sanguin d'azote uréique (de 9 à 25 %), hausse du nombre de plaquettes (de 10 à 20 %) [Zellers, 1985].</p>
	64741-55-5	<p>DMENO minimale par voie orale : 30 mg/kg p.c. par jour pour l'irritation cutanée. Des doses de 0, 30, 125 ou 3 000 mg/kg p.c. par jour ont été appliquées sur la peau rasée du dos des rats Sprague-Dawley mâles et femelles (15 animaux par sexe et par dose), 5 jours par semaine pendant 90 jours.</p> <p><i>Quelle que soit la dose</i> : Augmentation de l'irritation cutanée liée à la dose, formation d'érythèmes et d'œdèmes sur les zones traitées et effets histopathologiques liés à l'hyperplasie, l'inflammation et l'ulcération. Aucun autre effet signalé (Mobil, 1988a).</p>
	68955-35-1	<p>DMENO : 1 000 mg/kg p.c. par jour pour la hausse du taux de mortalité. Des doses de 200, 1 000 ou 2 000 mg/kg p.c. par jour ont été appliquées sur la peau rasée des lapins mâles et femelles, 3 fois par semaine pendant 28 jours (12 applications au total).</p> <p>200 mg/kg p.c. par jour : Irritation cutanée modérée.</p> <p>1 000 mg/kg p.c. par jour : Irritation cutanée modérée; mortalité sur un mâle sur cinq.</p> <p>2 000 mg/kg p.c. par jour : Irritation cutanée grave; diminution du gain de poids corporel et du poids corporel; et du poids corporel (API, 1986h).</p>
Effets chroniques sur la santé (non cancérogènes) causés par une exposition répétée	Essence ^s	<p>CMENO minimale par inhalation : 67 ppm (200 mg/m³). Des souris B6C3F1 et des rats albinos Fischer 344 mâles et femelles (âgés d'environ 6 semaines; 100 souris ou rats de chaque sexe par groupe) ont été exposés par inhalation à 0, 67, 292 ou 2 056 ppm (0, 200, 870 ou 6 170 mg/m³, tel qu'il est cité dans CIRC, 1989b) de la substance test (qui contient 2 % de benzène) 6 heures par jour, 5 jours par semaine, pendant 103 à 113 semaines.</p> <p><i>Toutes les concentrations</i> : Écoulement et irritation oculaires chez les rats.</p> <p>870 mg/m³ : Augmentation de la masse rénale relative chez les rats mâles.</p> <p>6 170 mg/m³ : Augmentation des poids absolu et relatif</p>

Critères d'effet	N° CAS (ou substance précise)	Doses ou concentrations avec effets ^a /résultats
		des reins (rats mâles) et augmentation du poids relatif des reins (rats femelles). Diminution du poids corporel (chez les rats et chez les souris mâles). Diminution du poids absolu du cœur chez les rats (MacFarland <i>et al.</i> , 1984).
	8030-30-6	<p>DMENO la plus faible par voie cutanée : 25 mg (sans dilution) (694 mg/kg p.c.). Des souris C3H/HeN mâles et femelles (25 animaux par sexe) ont été exposées à 25 mg (694 mg/kg p.c.)^{ij} de la substance d'essai (sans dilution), appliquée sur la peau rasée de la région du thorax dorsal, 3 fois par semaine pendant 105 semaines.</p> <p>Irritation cutanée après une période variant entre 10 et 15 jours. Changements liés à l'inflammation et à la dégénérescence de la peau après 6 mois (Clark <i>et al.</i>, 1988).</p>
Effets sur la reproduction et le développement		<p>Exposition par inhalation</p> <p>CMENO : 800 ppm (4 679 mg/m³) pour la toxicité pour la reproduction et le développement, et pour la neurotoxicité pour le développement. Des rates Wistar gravides ont été exposées par inhalation à 800 ppm (4 679 mg/m³)^{c,k} de la substance test 6 heures par jour, du 7^e au 20^e jour de gestation.</p> <p>4 679 mg/m³ : Réduction du nombre de ratons par portée et une fréquence plus élevée des pertes après implantation. Augmentation du poids à la naissance des ratons.</p> <p>4 679 mg/m³ : Diminution de l'activité motrice (négligeable). Aucun effet observé quant à l'activité neuromotrice. Quant à la capacité d'apprentissage, les rats exposés ont dénoté un comportement semblable à celui des groupes témoins âgés d'un mois. À l'âge de 2 mois, on a observé une altération de la fonction cognitive chez les femelles et un déficit mnésique chez les mâles. À l'âge de 5 mois, des déficiences de l'apprentissage et de la mémoire ont été observées aussi bien chez les mâles que chez les femelles (Hass <i>et al.</i>, 2001).</p> <p>CSENO maximale : 7 480 ppm (27 687 mg/m³) pour la toxicité pour la reproduction et le développement. Des rats Sprague-Dawley femelles (10 rats par concentration) ont été exposés par inhalation à 0, 750, 2 490 ou 7 480 ppm (0, 2 776, 9 217 ou 27 687 mg/m³) de la substance test 6 heures par jour, 7 jours par semaine, 2 semaines avant l'accouplement, jusqu'au 19^e jour de gestation; des rats Sprague-Dawley mâles (10 rats par concentration) ont été exposés aux mêmes concentrations 6 heures par jour, 7 jours par semaine, 2 semaines avant l'accouplement, pendant 46 jours consécutifs. Des rats ont été sacrifiés au 4^e jour après la naissance.</p> <p><i>Toutes les concentrations</i> : Aucun effet observé sur les</p>
	64741-63-5	

Critères d'effet	N° CAS (ou substance précise)	Doses ou concentrations avec effets ^a /résultats
		organes reproducteurs (testicules, épидидymes, ovaires), la performance de reproduction ou le développement du fœtus (Schreiner <i>et al.</i> , 2000b; API, 2008a).
		Exposition orale
	64742-95-6	<p>DMENO : 1 250 mg/kg p.c. par jour pour la toxicité pour le développement. Des rates Sprague-Dawley CD gravides (24 animaux par dose) ont été exposées par gavage à 0, 125, 625 ou 1 250 mg/kg p.c. par jour de la substance test, du 6^e au 15^e jour de gestation. Des rats ont été sacrifiés au 20^e jour de la gestation.</p> <p><i>1 250 mg/kg p.c. par jour</i> : Diminution du poids corporel des fœtus et augmentation des variations de l'ossification. Retard du développement osseux des vertèbres et des sternèbres (Bio/Dynamics, Inc. 1991c).</p>
	64741-55-5	<p>DSENO : 2 000 mg/kg p.c. en ce qui a trait à la toxicité pour la reproduction et à la tératogénicité. Des rats Sprague-Dawley enceintes ont été exposés par voie orale à 2 000 mg/kg p.c. de la substance d'essai au 13^e jour de la gestation (d'autres circuits de raffinage ont également fait objet d'analyses séparées) afin de déterminer et comparer tout effet tératogène potentiel direct qui pourrait être occulté par une toxicité chez les mères ou les fœtus en raison d'expositions répétitives. Des effets toxiques modérés à graves ont été observés chez les premiers rats traités (même si aucun n'est mort, la viabilité fœtale a été compromise); par conséquent, le groupe test s'est limité à cinq animaux. On a procédé à des césariennes au 20^e jour de gestation (Stonybrook Laboratories, 1995).</p>
		Exposition cutanée
	68513-02-0	<p>DSENO maximale : 1 000 mg/kg p.c. par jour en ce qui a trait à la toxicité pour la reproduction et le développement. Des rates Sprague-Dawley gravides (12 animaux par dose; 15 animaux témoins) ont été exposées à 0, 100, 500 ou 1 000 mg/kg p.c. par jour de la substance test (sans dilution), appliquée sur la peau rasée du dos de l'animal (sans occlusion), durant les 20 premiers jours de gestation. Observation jusqu'au 4^e jour d'allaitement. Les effets sur la reproduction et le développement observés sont notamment le nombre de femelles qui donnent naissance à des petits vivants, la durée de la gestation, le nombre de sites d'implantation, le nombre de portées avec des petits vivants, le taux de survie des petits durant les 4 premiers jours de l'allaitement, le rapport des sexes des petits et le poids corporel des petits (ARCO, 1994)</p>
	8030-30-6	<p>DSENO : 25 mg (694 mg/kg p.c. par jour) en ce qui a trait à la toxicité pour la reproduction. Des souris C3H/HeN mâles</p>

Critères d'effet	N° CAS (ou substance précise)	Doses ou concentrations avec effets ^a /résultats
		<p>et femelles (25 animaux par sexe) ont été exposées à 25 mg (694 mg/kg p.c. par jour)^{i,j} de la substance d'essai (sans dilution), appliquée sur la peau rasée de la région du thorax dorsal, 3 fois par semaine pendant 105 semaines.</p> <p>On n'a observé aucun effet chez les gonades (Clark <i>et al.</i>, 1988).</p>
Cancérogénicité		Exposition cutanée (chronique)
	8030-30-6	<p>Dose minimale avec effet observé après exposition cutanée : 25 mg (694 mg/kg p.c. par jour). Des souris C3H/HeN mâles et femelles (âgés entre 42 et 50 jours; par sexe) ont été exposées à 25 mg (694 mg/kg p.c. par jour)^{i,j} de la substance d'essai (sans dilution), appliquée sur la peau rasée de la région du thorax dorsal, 3 fois par semaine sur une période de 105 semaines. Augmentation de l'incidence des tumeurs cutanées (21 %). Incidence de tumeurs : 10/47 dans le groupe test (3 carcinomes squameux et 7 fibrosarcomes); 0/46 dans le groupe témoin négatif; 49/49 dans le groupe témoin positif (49 carcinomes squameux). On a noté l'apparition de tumeurs après 94 semaines dans le groupe test et après 28 semaines dans le groupe témoin positif (Clark <i>et al.</i>, 1988).</p>
	64741-46-4	<p>Dose minimale avec effet observé après exposition cutanée : 50 mg (1 351 mg/kg p.c. par jour). Cinquante souris mâles C3H/HeJ (âgées entre 6 et 8 semaines) ont été exposées à 50 mg (1 351 mg/kg p.c. par jour)^{i,j} de la substance d'essai (sans dilution) appliquée sur la peau rasée de la région interscapulaire du dos, 2 fois par semaine, jusqu'à l'apparition d'un papillome de taille supérieure à 1 mm³. Augmentation de l'incidence des tumeurs cutanées. Incidence de tumeurs : 11/44 dans le groupe test; 0/50 dans le groupe témoin négatif; 46/48 dans le groupe témoin positif. On a noté l'apparition de tumeurs après 85 semaines dans le groupe test et après 46 semaines dans le groupe témoin positif (Blackburn <i>et al.</i>, 1986).</p>
		Exposition cutanée (initiation-promotion)
	64741-87-3	<p>Initiation : 30 souris CD-1 mâles (âgées de 7 à 9 semaines) ont reçu 50 µL (917 mg/kg p.c. par jour)^{j,l,m} de la substance test (sans dilution) pendant 5 jours consécutifs. Après une période de repos de 2 semaines, on leur a administré 50 µL du promoteur phorbol-12-myristate-13-acétate (PMA) 2 fois par semaine pendant 25 semaines. Les deux substances ont été appliquées sur la peau rasée de la région intrascapulaire du dos. Augmentation négligeable du nombre de tumeurs cutanées. Incidence de tumeurs : 3/29 dans le groupe test (papillomes spinocellulaires); 3/30 dans le groupe témoin</p>

Critères d'effet	N° CAS (ou substance précise)	Doses ou concentrations avec effets ^a /résultats
		<p>négatif; 30/30 dans le groupe témoin positif. On a noté l'apparition de tumeurs après 20 semaines dans le groupe test et après 16 semaines dans le groupe témoin négatif.</p> <p>Promotion : 30 souris mâles CD-1 (âgées entre 7 et 9 semaines) ont reçu 50 µL de 7,12-diméthylbenzanthracène (DMBA) en une seule dose. Après une période de repos de 2 semaines, on leur a administré 50 µL (917 mg/kg p.c. par jour)^{j,l,m} de la substance test 2 fois par semaine, pendant 25 semaines. Les deux substances ont été appliquées sur la peau rasée de la région intrascapulaire du dos. Aucune augmentation du nombre de tumeurs cutanées. Incidence de tumeurs : 0 % dans le groupe test et dans le groupe témoin négatif; 30/30 dans le groupe témoin positif (Skisak <i>et al.</i>, 1994).</p>
		<p>Exposition par inhalation (chronique)</p>
	Essence ^g	<p>Une dose de 0, 67, 292 ou 2 056 ppm (0, 200, 870 ou 6 170 mg/m³, tel qu'il est cité dans CIRC, 1989b) de la substance test (contenant 2 % de benzène) a été administrée par inhalation à des souris B6C3F1 et à des rats albinos Fischer 344 mâles et femelles (âgés d'environ 6 semaines; 100 animaux de chaque sexe par groupe) 6 heures par jour, 5 jours par semaine, pendant 103 à 113 semaines. Nombre accru de tumeurs des cellules hépatiques (adénomes and carcinomes) chez les souris femelles (14 %, 19 %, 21 % et 48 %, respectivement; les résultats liés au groupe final s'avéraient statistiquement très différentes de ceux liés aux groupes témoins). Augmentation du nombre d'hypernéphromes chez les souris femelles (2/100 aux concentrations les plus élevées). Augmentation proportionnelle à la dose du nombre de néoplasmes primaires chez les rats mâles (<i>n</i> = 0, 1, 5 et 7, respectivement). L'apparition de tumeurs n'a pas été jugée statistiquement significative chez les souris mâles et chez les rats femelles; on considère que les cas de tumeur rénale chez les rats mâles ne concernent pas les humains (MacFarland <i>et al.</i>, 1984).</p> <p>Une dose de 0, 10, 69 ou 298 ppm (0, 27, 183 ou 791 mg/m³)^{c,h} de la substance test (mélange PS-6) a été administrée par inhalation à des rats F344 (31 animaux de chaque sexe par groupe) ou à un groupe témoin positif (2,2,4-triméthylpentane 50 ppm) 6 heures par jour, 5 jours par semaine, jusqu'à ce que ceux-ci soient sacrifiés entre la 65^e et la 67^e semaine. Présence de témoins appropriés. Aucune augmentation significative du nombre d'animaux présentant des foyers de cellules atypiques pour tous les groupes exposés. Aucun animal avec hypernéphromes observé (partie</p>

Critères d'effet	N° CAS (ou substance précise)	Doses ou concentrations avec effets ^a /résultats
		de l'étude d'initiation/de promotion mentionnée ci-après) [Short <i>et al.</i> , 1989].
	Essence ^g	<p>Exposition par inhalation (initiation-promotion)</p> <p>Promotion prolongée : On a administré 170 mg/L d'EHEN dans l'eau potable de rats F344 mâles et femelles (âgés de 8 à 9 semaines; 30 animaux de chaque sexe par groupe) pendant 2 semaines. Après une période de repos de 4 semaines, une dose de 10, 69 ou 298 ppm (27, 183 ou 791 mg/m³)^{c,h} de la substance test (mélange PS-6) ou une solution témoin positive (2,2,4-triméthylpentane 50 ppm) leur a été administrée par inhalation 6 heures par jour, 5 jours par semaine, jusqu'à ce que ceux-ci soient sacrifiés entre la 65^e et la 67^e semaine. Présence de témoins appropriés. Chez les mâles, on a observé une tendance linéaire significative du nombre d'animaux présentant des foyers de cellules atypiques. Cependant, aucune augmentation importante du nombre d'animaux présentant des hypernéphromes n'a été observée dans les groupes exposés (1, 0, 1 et 2 animaux ont développé des tumeurs, respectivement). Chez les femelles, on n'a observé aucune augmentation significative du nombre d'animaux présentant des foyers de cellules atypiques ou des hypernéphromes dans les groupes exposés (1, 0, 2 et 2 animaux ont développé des tumeurs, respectivement) [Short <i>et al.</i>, 1989].</p> <p>Promotion : 36 souris femelles B6C3F1 (âgées de 12 jours; 8 souris par concentration) ont reçu 5 mg/kg p.c. de DEN par injection intrapéritonéale.</p> <p>Promotion : 36 souris B6C3F1 femelles (âgées de 12 jours; 12 animaux par concentration) ont reçu 5 mg/kg p.c. de DEN par injection intrapéritonéale. À l'âge de 5 à 7 semaines, elles ont commencé à recevoir par inhalation une dose de 0, 283 ou 2 038 ppm (0, 751 ou 5 410 mg/m³)^{c,h} de la substance test (mélange PS-6) 6 heures par jour, 5 jours par semaine, pendant 16 semaines. Par ailleurs, la substance d'essai a été administrée à des souris initiées 2038 ppm (5410 mg/m³) en plus de la dose de 1 mg/kg de EE2 dans l'alimentation. On a observé une augmentation importante de la taille des foyers et de la fraction du volume des foyers hépatiques altérés, ainsi que de l'incidence des néoplasmes hépatiques macroscopiques observés chez les souris exposées à 2 038 ppm de la substance test seulement, mais également chez les souris exposées aussi à l'éthinyl estradiol (augmentation de l'incidence des tumeurs de 10,3 fois et de 60 fois, respectivement, par rapport au groupe témoin)</p>

Critères d'effet	N° CAS (ou substance précise)	Doses ou concentrations avec effets ^a /résultats
		[Standeven <i>et al.</i> , 1994].
Génotoxicité (<i>in vivo</i>)	Essence ^g	<p>DMENO minimale par voie orale : 135 mg/kg p.c. par jour.</p> <p>Résultats positifs pour la synthèse répliquative de l'ADN : Des rats Fischer 344 mâles et femelles (3 de chaque sexe par groupe) ont été exposés par gavage à 200 mg/kg p.c. par jour (pendant 4 jours) ou à 135 mg/kg p.c. par jour (pendant 18 jours) de la substance test (mélange PS-6 contenant 2 % de benzène). Induction de la synthèse répliquative de l'ADN dans les cellules rénales après 4 et 18 jours (chez les mâles uniquement; pas de changement statistiquement significatif chez les femelles) [Loury <i>et al.</i>, 1987].</p> <p>DSENO maximale par voie orale : 5 000 mg/kg p.c. par jour.</p> <p>Résultats négatifs pour la synthèse d'ADN non programmée : Des rats Fischer 344 mâles (3 par groupe) ont été exposés par gavage à 2 000 mg/kg p.c. (des cellules ont été isolées après 2 ou 12 heures d'exposition), à 5 000 mg/kg p.c. (des cellules ont été isolées après 12 ou 24 heures d'exposition) ou à 5 000 mg/kg p.c. par jour (pendant 1 à 4 jours) de la substance test (PS-6). On n'a constaté aucune induction de la synthèse non programmée de l'ADN dans les cellules rénales (Loury <i>et al.</i>, 1987).</p> <p>CMENO par inhalation : 2 000 ppm (5 309 mg/m³).</p> <p>Résultats positifs pour la synthèse répliquative de l'ADN : Des rats Fischer 344 mâles et femelles (3 de chaque sexe par groupe) ont été exposés par inhalation à 2 000 ppm (5 309 mg/m³)^{c,h} de la substance (mélange PS-6 contenant</p>

Critères d'effet	N° CAS (ou substance précise)	Doses ou concentrations avec effets ^a /résultats
		2 % de benzène) 6 heures par jour, pendant 4 et 18 jours (mâles) ou pendant 18 jours (femelles). Induction de la synthèse répliquative de l'ADN dans les cellules rénales après 18 jours (chez les mâles uniquement; pas de changement statistiquement significatif chez les femelles) [Loury <i>et al.</i> , 1987].
		Études d'initiation-promotion
	Essence ^g	<p>CMENO minimale par inhalation : 10 ppm (27 mg/m³). Résultats positifs pour les foyers de cellules atypiques : <i>Étude de l'inversion de séquence (initiation)</i> : Des doses de 10, 69 ou 298 ppm (27, 183 ou 791 mg/m³)^{c,h} de la substance d'essai (mélange PS-6) ont été administrées à des rats mâles F344 (âgés entre 8 et 9 semaines; 30 rats par groupe) ou à un groupe témoin positif (50 ppm de 2,2,4-triméthylpentane) par inhalation, durant 6 heures par jour, 5 jours par semaine, pendant 24 semaines. Après une période de repos de 4 semaines, la dose de 170 mg/L du promoteur N-éthyl-N-hydroxyéthylnitrosamine (EHEN) a été administrée dans l'eau potable pendant 2 semaines. Des rats ont été sacrifiés entre la 65^e et la 67^e semaine. Présence de témoins appropriés. On a observé une tendance linéaire significative pour les foyers de cellules atypiques. <i>Étude de l'inversion de séquence (promotion)</i> : On a administré 170 mg/L d'EHEN dans l'eau potable des rats mâles F344 (âgés entre 8 et 9 semaines; 30 rats par groupe) pendant 2 semaines. Après une période de repos de 4 semaines, des doses de 10, 69 ou 298 ppm (27, 183 ou 791 mg/m³)^{c,h} de la substance d'essai (mélange PS-6) ou une solution témoin positive (50 ppm de 2,2,4-triméthylpentane) ont été administrées par inhalation pendant 6 heures par jour, 5 jours par semaine, pendant 24 semaines. Des rats ont été sacrifiés entre la 65^e et la 67^e semaine. Présence de témoins appropriés. On a observé une tendance linéaire significative pour les foyers de cellules atypiques. (Short <i>et al.</i>, 1989).</p>
	8052-41-3	<p>CSENO maximale par inhalation : 5 g/m³ (50 000 mg/m³). Résultats négatifs pour l'induction de micronoyaux : Quatre souris mâles BALB/c ont été exposées par inhalation à 50 g/m³ (50 000 mg/m³) de white-spirit pour 5 périodes de 5 minutes, avec des intervalles de repos de 5 minutes. On n'a constaté aucune induction d'érythrocytes polychromatiques à micronoyaux dans les cellules de la moelle osseuse des souris (Gochet <i>et al.</i>, 1984). DSENO maximale par injection intrapéritonéale : 0,1 mL (3 710 mg/kg p.c.). Résultats négatifs pour l'induction de micronoyaux : Des</p>

Critères d'effet	N° CAS (ou substance précise)	Doses ou concentrations avec effets ^a /résultats
		souris BALB/c mâles et femelles (cinq par sexe et par groupe) ont reçu par injection intrapéritonéale 0,01, 0,05 ou 0,1 mL (371, 1 855 ou 3 710 mg/kg p.c.) ^{j,l,o} de white-spirit en une seule dose (sacrifiées après 30 heures). On n'a constaté aucune induction d'érythrocytes polychromatiques à micronoyaux dans les cellules de la moelle osseuse des souris (Gochet <i>et al.</i> , 1984).
Génotoxicité (<i>in vitro</i>) ^p	64741-54-4	Résultats positifs pour la mutagénicité (mutations directes) : Des cellules de lymphomes de souris L5178Y TK+/- ont été exposées à la substance test (API 83-18). On ne donne aucun détail sur l'étude (API 19861).
	68410-97-9	<p>Résultats négatifs pour la mutagénicité (mutations inverses) : Les souches de <i>Salmonella typhimurium</i> TA98, TA100, TA1535 et TA1537, et la souche d'<i>Escherichia coli</i> WP2(uvrA) ont été exposées à une concentration de 0, 33, 100, 333, 1 000, 3 333 ou 10 000 µg/plaque (3 plaques par concentration ± fraction S9) de la substance test (essence de pyrolyse hydrogénée), avec et sans activation métabolique exogène (fraction S9 dérivée du foie de rats Sprague-Dawley mâles), à l'aide du test d'Ames (Riccio et Stewart, 1991).</p> <p>Résultats négatifs pour la synthèse d'ADN non programmée : Des cultures des principaux hépatocytes de rats Fischer 344 mâles (âgés de 10 semaines) ont été exposées à une concentration de 8, 16, 32, 64, 128, 256, 512 ou 1 024 µg/mL de la substance test (essence de pyrolyse hydrogénée) pendant 18 heures, sans activation métabolique exogène. On a constaté une toxicité à 512 et à 1 024 µg/mL (nombre insuffisant de cellules pour l'analyse de la synthèse d'ADN non programmée). La synthèse d'ADN non programmée n'est pas évidente à des concentrations plus faibles (Brecher, 1984a).</p> <p>Résultats positifs pour la transformation cellulaire : Des cellules embryonnaires de rats BALB/3T3-A31-1-1 ont été exposées à une concentration de 100, 250, 500 ou 1 500 µg/mL (15 cultures par concentration) de la substance test pendant 2 jours, sans activation métabolique exogène (S9). On a constaté une toxicité à toutes les concentrations (efficacité du clonage passant de 53,7 %, à 100 µg/mL, à 0 %, à 1 500 µg/mL). Transformation observée à 1 500 µg/mL (fréquence de 0,36) [Brecher, 1984b].</p>
	64742-48-9	Résultats négatifs pour la transformation cellulaire : Des cellules embryonnaires de souris BALB/3T3-A31-1-1 ont été

Critères d'effet	N° CAS (ou substance précise)	Doses ou concentrations avec effets ^a /résultats
Génotoxicité (<i>in vitro</i>) ^o		exposées à une concentration de 16, 32, 64 ou 200 µg/mL (15 cultures par concentration) de la substance test pendant 2 jours, sans activation métabolique exogène (S9). On a constaté une toxicité à une concentration égale ou supérieure à 32 µg/mL (taux d'efficacité du clonage variant entre 67,2 %, à 32 µg/mL, et 28,8 %, à 200 µg/mL) [Brecher et Goode, 1984b].
	64741-55-5	DMENO avec injection intrapéritonéale: 200 mg/kg p.c. Résultats positifs pour l'échange de chromatides sœurs : Des souris mâles et femelles (5 de chaque sexe par groupe) ont reçu par injection intrapéritonéale une seule dose de 200, 1 200 ou 2 400 mg/kg p.c. de la substance test (API 81-03). Les comparaisons par paire et par sexe des échanges de chromatides sœurs dans les cellules de moelle osseuse de chaque groupe de traitement avec son groupe témoin étaient significativement différentes. *Les examinateurs notent que même s'il a été démontré qu'il existe une relation entre la substance test et l'ADN, celle-ci n'a pas été jugée probante pour l'activité clastogène, car aucun matériel génétique n'était en déséquilibre ou n'a été perdu (API, 1988a).
	8052-41-3	CSENO maximale par inhalation : 5 g/m ³ (50 000 mg/m ³). Résultats négatifs pour l'induction de micronoyaux : Quatre (4) souris BALB/c mâles ont été exposées par inhalation à 50 g/m ³ (50 000 mg/m ³) de white-spirit pendant 5 périodes de 5 minutes, espacées d'intervalles de repos de 5 minutes. On n'a constaté aucune induction d'érythrocytes polychromatiques à micronoyaux dans les cellules de la moelle osseuse des souris (Gochet <i>et al.</i> , 1984). DSENO maximale par injection intrapéritonéale : 0,1 mL (3 710 mg/kg p.c.). Résultats négatifs pour l'induction de micronoyaux : Des souris BALB/c mâles et femelles (5 de chaque sexe par groupe) ont reçu par injection intrapéritonéale 0,01, 0,05 ou 0,1 mL (371, 1 855 ou 3 710 mg/kg p.c.) ^{j,l,n} de white-spirit en une seule dose (sacrifiées après 30 heures). On n'a constaté aucune induction d'érythrocytes polychromatiques à micronoyaux dans les cellules de la moelle osseuse des souris (Gochet <i>et al.</i> , 1984).
	64741-46-4	Résultats négatifs pour la mutagenicité (mutations inverses) : Des souches de <i>Salmonella typhimurium</i> TA98 ont été exposées à des concentrations de 0 à 50 µL/plaque d'extraits DMSO de la substance test, avec et sans activation métabolique exogène, à l'aide du test d'Ames modifié (Blackburn <i>et al.</i> , 1986).

Critères d'effet	N° CAS (ou substance précise)	Doses ou concentrations avec effets ^a /résultats
		<p>Résultats positifs pour la mutagénicité (mutations inverses) : Des souches non identifiées de <i>Salmonella typhimurium</i> ont été exposées à des concentrations non précisées d'extraits de la substance test, avec et sans activation métabolique exogène, à l'aide du test d'Ames modifié. Les analyses des données ont été effectuées à l'aide de techniques de régression non linéaire (Blackburn <i>et al.</i>, 1988).</p>
	64741-55-5	<p>Résultats négatifs pour la mutagénicité (mutations directes) : Des cellules de lymphomes de souris L5178Y TK+/- ont été exposées à des concentrations de 0,05 à 0,15 µL/mL de la substance test (API 83-20), sans activation métabolique exogène, et à des concentrations de 0,2 à 0,3 µL/mL de la substance test, avec activation métabolique exogène (API, 1987).</p>
	64741-54-4	<p>Résultats positifs pour la mutagénicité (mutations directes) : Des cellules de lymphomes de souris L5178Y TK+/- ont été exposées à la substance test (API 83-18). On ne donne aucun détail sur l'étude (API 1986l).</p>
	68410-97-9	<p>Résultats négatifs pour la mutagénicité (mutations inverses) : Les souches de <i>Salmonella typhimurium</i> TA98, TA100, TA1535 et TA1537, et la souche d'<i>Escherichia coli</i> WP2(uvrA) ont été exposées à une concentration de 0, 33, 100, 333, 1 000, 3 333 ou 10 000 µg/plaque (3 plaques par concentration ± fraction S9) de la substance test (essence de pyrolyse hydrogénée), avec et sans activation métabolique exogène (fraction S9 dérivée du foie de rats Sprague-Dawley mâles), à l'aide du test d'Ames (Riccio et Stewart, 1991).</p> <p>Résultats négatifs pour la synthèse d'ADN non programmée : Des cultures des principaux hépatocytes de rats Fischer 344 mâles (âgés de 10 semaines) ont été exposées à une concentration de 8, 16, 32, 64, 128, 256, 512 ou 1 024 µg/mL de la substance test (essence de pyrolyse hydrogénée) pendant 18 heures, sans activation métabolique exogène. On a constaté une toxicité à 512 et à 1 024 µg/mL (nombre insuffisant de cellules pour l'analyse de la synthèse d'ADN non programmée). La synthèse d'ADN non programmée n'est pas évidente à des concentrations plus faibles (Brecher, 1984a).</p> <p>Résultats positifs pour la transformation cellulaire : Des cellules embryonnaires de rats BALB/3T3-A31-1-1 ont été exposées à une concentration de 100, 250, 500 ou 1 500 µg/mL (15 cultures par concentration) de la substance test pendant 2 jours, sans activation métabolique exogène</p>

Critères d'effet	N° CAS (ou substance précise)	Doses ou concentrations avec effets ^a /résultats
		(S9). On a constaté une toxicité à toutes les concentrations (efficacité du clonage passant de 53,7 %, à 100 µg/mL, à 0 %, à 1 500 µg/mL). Transformation observée à 1 500 µg/mL (fréquence de 0,36) [Brecher, 1984b].
	64742-48-9	Résultats négatifs pour la transformation cellulaire : Des cellules embryonnaires de souris BALB/3T3-A31-1-1 ont été exposées à une concentration de 16, 32, 64 ou 200 µg/mL (15 cultures par concentration) de la substance test pendant 2 jours, sans activation métabolique exogène (S9). On a constaté une toxicité à une concentration égale ou supérieure à 32 µg/mL (taux d'efficacité du clonage variant entre 67,2 %, à 32 µg/mL, et 28,8 %, à 200 µg/mL) [Brecher et Goode, 1984b].
	8052-41-3	Résultats négatifs pour l'échange de chromatides sœurs : Des lymphocytes humains (homme; 2 cultures par concentration) ont été exposés à la substance test (white spirit) selon des ratios de 1:1, 1:2, 1:4 et 1:8 pendant 1 à 24 heures (Gochet <i>et al.</i> , 1984).
	Essence ^g	Résultats positifs pour la synthèse d'ADN non programmée : Les hépatocytes de 3 rats Fischer 344 mâles, de 2 souris B6C3F1 mâles et d'un humain ont été exposés à des concentrations de 0,01 à 0,33 % par volume (rats) et de 0,01 à 0,05 % par volume (souris et humains) de la substance test (mélange PS-6 contenant 2 % de benzène). Il s'est produit une induction maximale de la synthèse d'ADN non programmée à 0,10 % par volume chez les rats (selon la concentration; des concentrations élevées ont entraîné une cytotoxicité). Il s'est produit une induction de la synthèse d'ADN non programmée à 0,01 % par volume chez les souris et les humains (cytotoxicité survenue à des concentrations plus élevées; il a donc été impossible d'établir une tendance entre la réaction et la concentration) [Loury <i>et al.</i> , 1986].
Irritation cutanée	64741-55-5	Indice d'irritation primaire : 1,7/8,0 (test épicutané de Draize sur une zone recouverte de la peau du lapin pendant 24 heures); irritation cutanée modérée chez les lapins (API, 1986b).
	64741-54-4	Indice d'irritation primaire : 6,9/8,0 (test épicutané de Draize sur une zone recouverte de la peau du lapin pendant 24 heures) [API, 1986d].
	64741-63-5	Indice d'irritation primaire : 2,0/8,0 (test épicutané de Draize sur une zone recouverte de la peau du lapin pendant 24 heures) [API, 1985c].
	64741-68-0	Indice d'irritation primaire : 5,4/8,0 (test épicutané de Draize sur une zone recouverte de la peau du lapin pendant 24 heures) [API, 1985b].

Critères d'effet	N° CAS (ou substance précise)	Doses ou concentrations avec effets ^a /résultats
	68955-35-1	Indice d'irritation primaire : 3,1/8,0 (test épicutané de Draize sur une zone recouverte de la peau du lapin pendant 24 heures); irritation cutanée modérée chez les lapins (API, 1985a).
	64741-87-3	Indice d'irritation primaire : 1,2/8,0 (test épicutané de Draize sur une zone recouverte de la peau du lapin pendant 24 heures); irritation cutanée faible chez les lapins (API, 1986c).
	64741-66-8	Indice d'irritation primaire : 3,9/8,0 (test épicutané de Draize sur une zone recouverte de la peau du lapin pendant 24 heures); irritation cutanée modérée chez les lapins (API, 1986a).
	Essence ^g Dripolène; essence de pyrolyse	Indice d'irritation primaire : 0,98/8,0 (test épicutané de Draize sur une zone recouverte de la peau du lapin pendant 24 heures); irritation cutanée faible chez les lapins (API, 1980a). L'essence sans plomb, avec ou sans 3 % de méthanol, s'est avérée légèrement irritante pour la peau des lapins lors du test épicutané sur une zone semi-couverte pendant 4 heures (CONCAWE, 1992). Effet non corrosif après 1 heure et 4 heures en occlusion et 48 heures après l'administration, et effet non irritant (méthode de Draize) chez les lapins néo-zélandais blancs (3 de chaque sexe) lorsque 0,5 mL de la substance test était appliqué (Rodriguez et Dalbey, 1994e; idem, 1994f).
Irritation oculaire	64741-55-5	Faible (API, 1986b); non irritant (API, 1986b).
	64741-54-4	Faible (API, 1986d).
Test de Draize (chez les lapins)	64741-63-5	Faible (API, 1985c).
	64741-68-0	Faible (API, 1985b).
	68955-35-1	Faible irritation cutanée (API, 1985a); irritation après 1 heure d'instillation, qui s'est progressivement résorbée en 7 jours, pour disparaître complètement après 14 jours (API, 1985a).
	64741-87-3	Faible (CONCAWE, 1992); non irritant (API, 1986c, 2008a).
	64741-66-8	Non irritant (API, 1986a).
	Essence ^g	Non irritant (API, 1980a).
	Dripolène; essence de pyrolyse	Effet irritant chez les lapins néo-zélandais blancs (3 de chaque sexe) à qui on a administré 0,1 mL de la substance test dans le sac conjonctival de l'œil gauche; 4 lapins sur 6 ont eu une ulcération cornéenne, une rougeur conjonctivale et de l'enflure, et 2 de ces 4 lapins ont eu une opacité cornéenne et de l'iritis (Rodriguez et Dalbey, 1994f; idem, 1994g; idem, 1994h; idem, 1994i).
Sensibilisation ^p	64741-55-5	Résultats négatifs (API, 1986b).

Critères d'effet	N° CAS (ou substance précise)	Doses ou concentrations avec effets ^a /résultats
Méthode de tests épicutanés (cobayes)	64741-54-4	Négatif (API, 1986d).
	64741-63-5	Négatif (API, 1986f).
	64741-68-0	Négatif (API, 1985b).
	68955-35-1	Négatif (API, 1986e).
	64741-87-3	Négatif (API, 1986c).
	64741-66-8	Négatif (API, 1986a).
	Essence ^g	Négatif (appliquée en tant que dilution à 50 % dans l'huile minérale pour réduire l'irritation) [API, 1980a].

Abréviations : p.c., poids corporel; DEN, *N*-nitrosodiéthylamine; DMBA, 7,12-diméthylbenzanthracène; ADN, acide désoxyribonucléique; EE2, éthynyl estradiol; EHEN, *N*-éthyl-*N*-hydroxyéthylnitrosamine; G.D., jour de gestation; PMA, phorbol-12-myristate-13-acétate; RDS, synthèse répliquative de l'ADN; TMP, 2,2,4-triméthylpentane; UDS, synthèse non programmée de l'ADN.

^a CL₅₀, concentration létale médiane; DL₅₀, dose létale médiane; CMENO, concentration minimale avec effet nocif observé; DMENO, dose minimale avec effet nocif observé; CSENO, concentration sans effet nocif observé; DSENO, dose sans effet nocif observé.

^b 1 m³ = 1 000 L.

^c La formule suivante a été utilisée pour la conversion des valeurs fournies en mg/m³ : (x ppm × MM)/24,45.

^d La masse molaire (MM) de la substance portant le numéro CAS 8052-41-3 a été signalée comme étant de 138,6 g/mol (Carpenter *et al.*, 1975).

^e La masse molaire de la substance portant le numéro CAS 8032-32-4 n'était pas disponible. Dès lors, la valeur de 64,9 g/mol (essence) a été utilisée pour cette masse (Roberts *et al.*, 2001).

^f La masse molaire de la substance portant le numéro CAS 64742-95-6 n'était pas disponible. Par conséquent, la valeur de 64,9 g/mol (essence) a été utilisée pour cette masse (Roberts *et al.*, 2001).

^g L'essence comprend les numéros CAS suivants : 8006-61-9 et 86290-81-5.

^h La masse molaire de 64,9 g/mol a été utilisée pour l'essence (Roberts *et al.*, 2001).

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

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

^k La masse molaire de 143 g/mol a été utilisée pour la substance portant le numéro CAS 64742-48-9 (Hass *et al.*, 2001).

^l La formule suivante a été utilisée pour la conversion des valeurs fournies en mg/kg p.c. : x mL/kg p.c. × ρ.

^m La densité (ρ) de 678,2 mg/mL a été utilisée pour la substance portant le numéro CAS 64741-87-3 (API, 2003d).

ⁿ La densité (ρ) de 779 mg/mL a été utilisée pour la substance portant le numéro CAS 8052-41-3 (Gochet *et al.*, 1984).

^o Les études ayant obtenu des résultats négatifs qui sont présentées dans le tableau correspondent aux études ayant utilisé les doses ou les concentrations les plus élevées.

^p Faible réponse observée dans le groupe témoin positif.