

Évaluation préalable finale Approche pour le secteur pétrolier

Gazoles
[restreints aux industries]

Numéros de registre du Chemical Abstracts Service

64741-59-9

64741-82-8

**Environnement Canada
Santé Canada**

Juillet 2013

Sommaire

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

N ^o CAS ^a	Nom dans la LIS
64741-59-9	Distillats légers (pétrole), craquage catalytique
64741-82-8	Distillats légers (pétrole), craquage thermique

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

^a Le 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.

Une priorité élevée a été accordée à la prise de mesures à l'égard de ces substances durant la catégorisation visant la Liste intérieure, car on estime qu'elles présentent le risque d'exposition le plus élevé 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 réaction complexes ou des matières biologiques (UVCB).

Ces gazoles sont un groupe de combinaisons complexes d'hydrocarbures pétroliers utilisés comme bases dans la production de carburants pour les moteurs diesel ainsi que pour le chauffage industriel et résidentiel. Certains de ces produits mélangés peuvent aussi être utilisés comme solvants. La composition ainsi que les propriétés chimiques et physiques des gazoles diffèrent selon les sources de pétrole brut ou de bitume et les étapes de traitement. La substance portant le numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n^o CAS) 64741-59-9 est un distillat léger à craquage catalytique, dont la plage d'ébullition typique s'étend de 179 °C à 382 °C, et est une combinaison complexe d'hydrocarbures aromatiques et aliphatiques, dont la chaîne carbonée comporte principalement de 9 à 25 atomes de carbone. La substance portant le numéro CAS 64741-82-8 est une combinaison complexe d'hydrocarbures aromatiques, aliphatiques et cycloalcanes, constitués principalement de 10 à 22 atomes de carbone, dont la plage d'ébullition varie généralement de 160 à 370 °C. Afin de prévoir le comportement général de ces substances complexes dans le but d'évaluer le potentiel d'effets sur l'environnement, des structures représentatives ont été sélectionnées à partir de chaque classe chimique des substances.

Les deux substances faisant l'objet de la présente évaluation préalable sont restreintes aux industries, c'est-à-dire qu'elles constituent un sous-ensemble de gazoles 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 gazoles sont transportés par les installations pétrolières vers d'autres installations industrielles par bateau et par camion; par conséquent, l'exposition dans l'environnement est possible.

D'après les résultats d'une comparaison des concentrations susceptibles d'entraîner des effets nocifs sur les organismes avec des niveaux d'exposition estimés et d'autres renseignements, ces gazoles présentent un faible risque d'effets nocifs sur la vie aquatique en raison de déversements dans les eaux relativement exiguës entourant un quai de chargement. L'estimation de la fréquence de déversements de volume suffisant pour être préoccupant pour l'environnement lors du chargement d'un navire est inférieure à un incident par année; pour le chargement des camions, cette valeur est à près de zéro incident préoccupant par année étant donné les faibles volumes transportés.

Selon les données contenues dans la présente évaluation préalable sur la fréquence et l'importance des déversements, ces substances présentent un faible risque d'effets nocifs sur les organismes ou sur l'intégrité globale de l'environnement. Il est conclu que les gazoles restreints aux industries (n^{os} CAS 64741-59-9 et 64741-82-8) ne satisfont à aucun des critères énoncés aux alinéas 64a) et 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, un effet nocif 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 gazoles restreints aux industries en se fondant principalement sur les classifications établies par des organismes internationaux. Plusieurs études sur le cancer menées sur des animaux de laboratoire ont révélé la formation de tumeurs cutanées après l'application répétée de la substance portant le numéro CAS 64741-59-9. Les gazoles restreints aux industries se sont avérés génotoxiques dans le cadre d'essais *in vivo* et *in vitro*, mais ils ne semblent pas avoir d'effets sur la reproduction ou le développement chez les animaux de laboratoire lorsqu'ils sont appliqués sur la peau. Il n'existe aucune étude sur la cancérogénicité par inhalation pour contribuer à déterminer le potentiel cancérogène de ces substances sur la population en général par suite d'une exposition par inhalation. Les données sur d'autres gazoles de l'approche pour le secteur pétrolier qui présentent des similarités du point de vue de leur traitement ainsi que de leurs propriétés physiques et chimiques ont été prises en compte afin de caractériser les effets sur la santé humaine.

Il existe une faible possibilité d'exposition de la population générale par inhalation de l'air ambiant contenant des vapeurs de gazoles en raison des gaz d'évaporation pendant le transport. Une comparaison des concentrations associées à un effet critique par inhalation et de la tranche supérieure des estimations de l'exposition par cette même voie donne des marges d'exposition qui sont jugées adéquates pour tenir compte de certaines incertitudes liées aux effets sur la santé et l'exposition. Comme la population générale n'est pas censée être exposée aux gazoles restreints aux industries par voie cutanée et par voie orale, on ne

s'attend donc pas à ce qu'une exposition à de tels gazoles par ces voies présente un risque pour la santé humaine.

Selon les renseignements contenus dans la présente évaluation préalable, il est conclu que les gazoles restreints aux industries (n^{os} CAS 64741-59-9 et 64741-82-8) ne satisfont à aucun des critères énoncés à l'alinéa 64c) de la LCPE (1999) puisqu'ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Par conséquent, il est conclu que les gazoles restreints aux industries inscrits sous les n^{os} CAS 64741-59-9 et 64741-82-8 ne satisfont à aucun des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE (1999).

Introduction

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

En se fondant sur l'information obtenue dans le cadre de la catégorisation, les ministres ont jugé qu'une attention 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 les renseignements scientifiques et à tirer des conclusions fondées sur le poids de la preuve et le principe de prudence.¹

Groupes de substances pétrolières

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

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

Classe 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.

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

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

Classe 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 du groupe 2 sont évaluées. Ces substances sont présentes dans cinq des neuf groupes suivants : mazouts lourds, gazoles, gaz de pétrole et de raffinerie, naphthes à faible point d'ébullition (NFPE) et pétrole brut.

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

² Aux 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. Dans ces cas, les installations sont des raffineries de pétrole, des usines de valorisation ou des usines de gaz.

La présente évaluation préalable porte sur deux gazoles restreints aux industries portant les numéros du registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS) 64741-59-9 et 64741-82-8. Ces substances ont été désignées comme présentant le plus fort risque d'exposition (PFRE) au cours de l'exercice de catégorisation, et on estime qu'elles présentent un risque élevé pour la santé humaine. Elles satisfont aux critères de catégorisation écologique relatifs à la persistance, au potentiel de bioaccumulation et à la toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques. D'après les renseignements déclarés en application de l'article 71 de la LCPE (1999) (Environnement Canada, 2008, 2009) et d'autres sources d'information, ces substances peuvent être utilisées sur place ou être transportées à partir d'installations pétrolières à d'autres installations industrielles, mais elles ne sont pas vendues directement aux consommateurs.

Un gazole restreint aux installations a déjà été évalué dans le cadre du groupe 1, et onze autres sont évalués séparément, car ils appartiennent aux groupes 3 et 4 (voir ci-dessus). Les effets sur la santé des gazoles restreints aux industries ont été évalués principalement à l'aide de données propres à deux numéros CAS (n°s CAS 64741-59-9 et 64741-82-8), mais en tenant compte également des données concernant les effets sur la santé d'autres gazoles (p. ex. une approche « regroupée »).

Cette évaluation préalable prend en considération l'information sur les propriétés des produits chimiques, les utilisations, l'exposition et les effets, y compris les renseignements supplémentaires soumis en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999). Les données pertinentes pour l'évaluation préalable de ces substances sont tirées de publications originales, de rapports de synthèse et d'évaluation, de rapports de recherche de parties intéressées et d'autres documents consultés au cours de recherches documentaires menées récemment, jusqu'en septembre 2011 en ce qui concerne les sections du document concernant l'exposition humaine, l'environnement et les effets sur la santé. Les études importantes ont été évaluées et utilisées de façon critique, dans la mesure du possible, 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, la persistance, la bioaccumulation et 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 gazoles 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 des effets néfastes 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. Les gazoles restreints aux industries sont complexes et variables;

et quelle que soit l'approche ou quel que soit le modèle, l'éventail de variables présentes dans ces substances ne sera pas entièrement représenté. Des modèles environnementaux et des comparaisons avec des substances pétrolières semblables peuvent avoir aidé à l'évaluation.

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

La présente évaluation préalable a été préparée par le personnel du Programme des substances existantes de Santé Canada et d'Environnement Canada et elle intègre les résultats d'autres programmes exécutés par ces ministères. Les parties de la présente évaluation préalable qui portent sur la santé humaine et l'écologie ont fait l'objet d'une étude consignée par des pairs et 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 M. Thomas Booze, Ph. D. (Environmental Protection Agency de la Californie, Department of Toxic Substances Control), M. Michael Dourson, Ph. D. (TERA), M. Stephen Embso-Mattingly, Ph. D. (NewFields Environmental Forensics Practice, LLC) et M. Michael Jayjock, Ph. D. (The Lifeline Group). 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

Les gazoles forment une catégorie de substances pétrolières utilisés principalement dans la production de carburants pour les moteurs diesel ainsi que pour le chauffage industriel et résidentiel. Certains de ces produits mélangés peuvent aussi être utilisés comme solvants (CONCAWE, 1996). La substance portant le n° CAS 64741-59-9 est une combinaison complexe d'hydrocarbures dont le point d'ébullition se situe entre 179 °C et 382 °C et dont la chaîne carbonée comporte principalement de 9 à 25 atomes de carbone (CONCAWE, 1996; ECB, 2000; API, 2003a) (voir le tableau A2.1 à l'annexe 2). La substance portant le n° CAS 64741-59-9 est habituellement composée en grande partie de composés aromatiques (60 à 72 %), le reste étant composé de différentes proportions d'alcanes, de

cycloalcanes et d'alcènes. La substance portant le n° CAS 64741-82-8 est constituée principalement d'hydrocarbures insaturés (aromatiques) dont la chaîne carbonée comporte principalement de 10 à 22 atomes de carbone, avec un point d'ébullition de 160 °C à 370 °C (CONCAWE, 1996; Shell, 2011).

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

Propriétés physiques et chimiques

La composition ainsi que les propriétés physiques et chimiques des gazoles diffèrent en fonction de la source de pétrole brut ou de bitume ainsi que des étapes de traitement (CONCAWE, 1996). Les propriétés physiques et chimiques générales des gazoles restreints aux industries sont présentées dans le tableau 1.

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

Propriété	Type	Valeurs	Température (°C)	Références
Point d'ébullition (°C)	Expérimental	160–382		CONCAWE, 1996; ECB, 2000; API, 2003a
Densité (kg/L)	Expérimental	0,84 à 0,97	15	CONCAWE, 1996
Pression de vapeur (Pa)	Expérimental/ modélisé	400	40	CONCAWE, 1996
Log K _{oe} (sans dimension)	Expérimental/ modélisé	3,9 - >6,0		CONCAWE, 1996

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

En règle générale, les gazoles contiennent des alcanes linéaires et ramifiés, des cycloalcanes, des hydrocarbures aromatiques et des mélanges de cycloalcanes aromatiques comportant de 9 à 25 atomes de carbone. Ceux qui sont soumis à un procédé de craquage (processus qui brisent les hydrocarbures à longue chaîne en hydrocarbures à chaînes plus courtes), comme ceux du présent rapport, contiennent habituellement certains hydrocarbures alcènes insaturés (CONCAWE, 1996], bien que les proportions des alcènes présents dans les substances portant les n^{os} CAS précis représentent habituellement moins

de 4 % de l'ensemble des substances. De plus, les plages des points d'ébullition déterminent la taille des hydrocarbures présents dans les substances ainsi que leur type.

Afin de prédire le comportement global dans l'environnement et le destin des substances complexes comme ces gazoles restreints aux industries, des structures représentatives ont été sélectionnées à partir de chaque classe chimique qui se trouve dans les substances. Vingt-sept structures représentatives ont été sélectionnées (voir le Tableau A2.2 de l'annexe 2) provenant de la base de données de PetroTox (2009). En choisissant les structures représentatives, la quantité de données disponibles, les plages des points d'ébullition et le nombre d'atomes de carbone ont été pris en compte. Les structures portant un n° CAS ont été privilégiées. Étant donné que la composition de ces gazoles n'est pas bien définie et est variable, on ne considère pas que les structures représentatives doivent être proportionnelles aux concentrations réelles dans les substances. Le processus de sélection a donné lieu à des structures représentatives des alcanes, des isoalcanes, des cycloalcanes monocycliques et bicycliques, des polycycloalcanes, des cycloalcanes monoaromatiques et diaromatiques et des substances aromatiques à un, deux, trois et quatre cycles comportant de 9 à 20 atomes de carbone (voir le tableau A2.2 à l'annexe 2). Des données sur les propriétés physiques et chimiques de chaque structure représentative ont été rassemblées à partir d'ouvrages scientifiques et du groupe de modèles environnementaux inclus dans l'Estimation Programs Interface Suite (EPI Suite, 2008) de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA) (tableau A2.2 dans l'annexe 2). Ce processus a été utilisé pour permettre l'évaluation de tous les gazoles (et autres substances pétrolières) dans le cadre de l'approche pour le secteur pétrolier.

Sources

Les gazoles restreints aux industries faisant l'objet de la présente évaluation préalable sont produits dans les raffineries et les usines de valorisation canadiennes. Les descriptions des n^{os} CAS (NCI, 2006) et les diagrammes caractéristiques des procédés de traitement (Hopkinson, 2008) indiquent l'origine de ces gazoles. Les renseignements fournis en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999) et d'autres sources d'information indiquent que les substances peuvent être des flux intermédiaires utilisés dans une installation ou transportés hors site (Environnement Canada 2008, 2009).

La substance portant le n° CAS 64741-59-9 se forme par craquage catalytique de substances provenant de divers procédés de distillation et d'extraction (p. ex. désasphaltage en dissolution ou viscoréduction) dans une raffinerie.

La substance portant le n° CAS 64741-82-8 est un distillat obtenu par craquage thermique (p. ex. cokéfaction ou viscoréduction) de résidus de distillation sous vide ou de cokéfaction du bitume et de résidus d'hydrocraquage.

Utilisations

Selon les renseignements recueillis par l'entremise de l'*Avis concernant certaines substances pétrolières de priorité élevée* (Environnement Canada, 2008) et de l'*Avis concernant certaines substances pétrolières de priorité élevée pouvant être limitées à l'industrie* (Environnement Canada, 2009), publié en vertu de l'article 71 de la LCPE 1999, et d'autres sources d'information, les gazoles restreints aux industries faisant l'objet de la présente évaluation préalable sont utilisés sur place ou mélangés à d'autres substances qui quittent le site avec des n^{os} CAS différents ou qui sont transportés vers d'autres installations industrielles. Même si plusieurs codes d'utilisation établis au cours de l'élaboration de la Liste intérieure des substances (LIS) ont été relevés pour ces substances, il a été déterminé à la suite des renseignements fournis en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999), des déclarations volontaires de la part de l'industrie, d'un examen approfondi de la littérature et de l'étude des fiches signalétiques que les gazoles restreints aux industries portant les n^{os} CAS 64741-59-9 et 64741-82-8 peuvent quitter l'installation pétrolière et être transportés à une autre installation industrielle, où ils sont utilisés comme matières premières, mais ils ne se retrouvent pas sur le marché public dans leur forme originale.

Rejets dans l'environnement

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

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

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

Terminologie	Définition
Rejet	Terme générique pour définir une fuite, un déversement, un événement ou tout autre rejet d'une substance gazeuse ou liquide, incluant les rejets contrôlés et involontaires comme il est défini ci-dessous, mais n'incluant pas les événements catastrophiques.
Rejet contrôlé	Tout rejet prévu , que ce soit à des fins de sécurité ou d'entretien ou à d'autres fins, qui est considéré comme une opération de routine et réalisé dans un environnement contrôlé.
Rejet involontaire	Tout rejet imprévu d'une substance pétrolière. Les causes peuvent comprendre la défaillance de l'équipement, des pratiques d'entretien inappropriées, un manque de pratiques opérationnelles adéquates, des conditions météorologiques défavorables ou d'autres facteurs imprévus, mais il peut également s'agir d'une activité régulière des opérations normales. Les deux catégories suivantes sont comprises dans les rejets involontaires : (1) les déversements ou fuites involontaires résultant du traitement, de la manutention et du

Terminologie	Définition
	transport d'une substance pétrolière (les industries sont en mesure de contrôler ces déversements ou fuites); (2) les rejets accidentels qui peuvent ne pas être contrôlés par les industries. Seuls les déversements ou fuites involontaires (catégorie 1 définie ci-dessus) sont pris en compte dans l'évaluation du potentiel des substances pétrolières restreintes aux industries à causer des dommages écologiques.
Rejet fugitif	Un type précis de rejet involontaire. Cela correspond à un rejet involontaire, qui a lieu dans des conditions normales d'exploitation, d'une substance gazeuse dans l'air ambiant. Ce rejet peut se produire 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 gaz d'évaporation émis 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 possibles de gazoles à partir des raffineries et des usines de valorisation peuvent être définis comme étant des rejets contrôlés ou involontaires. Les rejets contrôlés sont des rejets prévus provenant des soupapes de surpression, des vannes d'aération et des systèmes de vidange, que ce soit par mesure de sécurité ou au cours d'activités d'entretien. 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 (SENEC, 2009).

Rejets contrôlés

Les gazoles restreints aux industries faisant l'objet de la présente évaluation préalable proviennent d'une colonne de distillation sous forme de distillat. Par conséquent, les rejets contrôlés de ces substances 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 gazoles seraient récupérés dans un système fermé³ et selon des procédures définies, puis seraient retournés à l'installation de traitement ou à l'installation de traitement des eaux usées. Dans les deux

³Aux fins de l'évaluation préalable des substances inscrites dans l'Approche pour le secteur pétrolier (ASP), un circuit confiné est défini comme un système à l'intérieur d'une installation dont les substances ne sont pas rejetées dans l'environnement, et dont les pertes sont récupérées pour être redistribuées, réutilisées ou détruites.

cas, on ne s'attend pas à ce que l'ensemble de la population ou de l'environnement soit exposé à ces gazoles restreints aux industries.

Rejets exceptionnels

Les rejets involontaires (y compris les rejets fugitifs) sont liés à l'équipement (p. ex. les pompes, 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 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 (se reporter à l'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 gazoles (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) des gazoles restreints aux industries.

Rejets potentiels provenant du transport

Ces gazoles restreints aux industries peuvent être transportés entre installations; par conséquent, des rejets peuvent également survenir pendant le transport. En général, le transport des substances pétrolières est réparti en trois procédures d'exploitation : le chargement, le transport et le déchargement. Les modes de transport mentionnés dans les renseignements fournis en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999) (Environnement Canada, 2009) et dans d'autres sources d'information sont le bateau et le camion; toutefois, les volumes transportés par camion sont si petits qu'ils ne justifient pas une estimation des rejets dans le sol.

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

Le stockage de gazoles restreints aux industries peut être nécessaire avant le transport hors site. Toutefois, l'ensemble de la population à proximité du lieu d'entreposage ne serait pas exposé à des vapeurs de gazoles restreints aux industries en soi, mais à plutôt une combinaison de composés volatils produits par toutes les hydrocarbures présents dans le lieu d'entreposage ou même dans l'ensemble des installations pétrolières. Tous les rejets produits 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 davantage 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 lavage ou le nettoyage n'est donc pas

requis de manière régulière (USEPA, 2008a; OCDE, 2009). Par conséquent, on s'attend à ce que l'exposition de l'ensemble de la population et de l'environnement des installations de nettoyage soit négligeable en ce qui a trait aux gazoles restreints aux industries faisant l'objet de la présente évaluation. 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

Les renseignements sur les quantités de transport et les modes de transport pertinents ont été recueillis en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999) (Environnement Canada, 2009) et d'autres sources d'information. Le transport par bateau a été le seul mode de transport pertinent relevé, puisque le transport par camion a été utilisé uniquement pour de très petites quantités.

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

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

En général, les rejets involontaires de gazoles liés à des déversements pénètrent dans l'eau ou le sol, selon les modes de transport en cause. En raison de la volatilité relativement faible des substances contenant des gazoles, tel qu'il est défini par leurs propriétés physiques et chimiques, les émissions atmosphériques par évaporation provenant de déversements seraient proportionnellement inférieures aux quantités rejetées dans l'eau et le sol.

Les rejets potentiels liés au transport par bateau de ces gazoles ont été estimés au moyen de l'analyse des données historiques sur les déversements (de 2000 à 2009) tirées de la base de données sur les déversements d'Environnement Canada (Environnement Canada, 2011). Aucun déversement de « gazoles » n'a été répertorié dans la base de données, mais on a signalé des rejets de diesel (déclarés comme diesel ou carburant diesel), de mazout léger ou de distillats du pétrole qui peuvent comprendre des déversements de ces gazoles restreints aux industries en raison de leurs similitudes. Les données extraites ont été analysées en vue de retirer les entrées en double, où il s'agissait d'un exercice de formation sur les carburants diesels connus ou les urgences environnementales. Les déversements de moins de 10 L n'ont pas été inclus dans les estimations de rejet puisqu'il est probable que ces déversements étaient liés à l'utilisation commerciale de carburant diesel plutôt qu'au transport de gazoles. Les déversements pour lesquels les collisions, les conditions routières médiocres et les conditions météorologiques défavorables ont été indiqués étant comme la source, la cause ou la raison du déversement n'ont pas été inclus dans

l'estimation des rejets, comme ils ne sont pas jugés évitables en ce qui concerne le chargement, le déchargement et le transport de ces gazoles.

Les données relatives aux déversements dont les volumes sont connus ont été recueillies partout au Canada par la base de données sur les déversements d'Environnement Canada entre 2000 et 2009; des données ont été recueillies sur des déversements d'environ 2 000 litres de mazout léger, de carburant diesel et de distillats du pétrole, survenus lors de 36 incidents qui ont eu lieu dans des zones marines d'intérêt (Environnement Canada, 2011). De nombreux autres rapports de la base de données ne proposaient aucune estimation du volume rejeté dans l'environnement. Afin de tenir compte de la sous-estimation des volumes rejetés, les volumes totaux estimés ont été extrapolés en supposant que la distribution des volumes rejetés déclarés était représentative de tous les rejets (voir le tableau A4.1 à l'annexe 4). De 2000 à 2009, le volume total extrapolé des déversements de mazout léger, de carburant diesel et de distillats du pétrole dans l'eau salée était de 5 200 litres, pour 36 déversements.

La base de données sur les déversements ne contenait pas de renseignements sur les rejets de mazout léger, de carburant diesel et de distillats du pétrole déversés dans l'eau salée pour les zones marines d'intérêt lors du transport par bateau. Par conséquent, ces rejets n'ont pas été pris en compte pour un scénario de rejet en mer.

De plus, puisqu'il n'y a aucune distinction dans la base de données quant à savoir si les déversements ont eu lieu pendant le chargement, le transport ou le déchargement, le volume de déversement moyen a été utilisé pour les scénarios de chargement et de déchargement. Dans le cas du chargement et du déchargement d'un bateau, on s'attend à un volume total déversé extrapolé de 5 168 litres/36 déversements = 144 litres/déversement (122 kg, à raison d'une densité moyenne de 0,85 kg/L) (CONCAWE, 1996) dans les eaux marines.

Ces chiffres de rejets de carburant diesel et de distillat de pétrole sont considérés comme une estimation faible des rejets réels, étant donné que les provinces et territoires n'ont pas tous déclaré leurs déversements à Environnement Canada tous les ans, et certaines provinces et territoires ont des quantités minimum de déversements à déclarer (voir le tableau A4.2 dans l'annexe 4). Toutefois, ces données comprendraient également les déversements de substances pétrolières autres que celles visées par les deux numéros CAS en cours d'évaluation dans le cadre du présent rapport.

La majorité des rejets de carburant diesel, de mazout léger et de distillat de pétrole dans les eaux marines sont produits par les véhicules automobiles de type inconnu, qui représentent 85 % du volume total déversé. Les rejets produits par les usines industrielles et autres embarcations représentaient 9 % du volume (voir le tableau A4.2a). Les déversements de source inconnue représentaient les derniers 6 % du volume déversé. Les autres sources de déversement comprenaient les terminaux maritimes, les pipelines, les camions-citernes, camion-citerne marins et autres.

Les données de la base de données sur les déversements d'Environnement Canada ont également été analysées pour connaître les causes de déversement de carburant diesel, de

mazout léger et de distillats de pétrole (tableau A4.2b dans l'annexe 4) ; on a découvert que les déversements de source « inconnue » et « autres » comptaient pour 87 % du volume rejeté, tandis que les déversements causés par les fuites, rejets et valves de conteneurs représentaient les 13 % restants du volume.

L'analyse des données sur les causes des déversements de carburant diesel, de mazout léger et de distillats de pétrole (voir le tableau A4.2c à l'annexe 4) a révélé que la majorité des rejets étaient de source « inconnue » ou « autre », pour 90 % de déversements. Les erreurs humaines et le vandalisme comptaient pour 10 % du volume. Les défaillances d'équipement et de matériel, la corrosion et les affaissements du sol faisaient également partie des sources des déversements, mais ils constituaient une petite partie du volume global.

Aux fins d'évaluation de l'exposition potentielle de l'environnement provenant du transport des gazoles restreints aux industries, l'évaluation écologique porte sur les rejets involontaires dans l'eau. En comparaison, l'évaluation de l'exposition potentielle de la population générale provenant du transport des gazoles restreints aux industries est axée sur les émissions par évaporation, qui surviennent pendant les activités de fonctionnement normal. Des déversements surviennent pendant le transit et les activités de chargement et de déchargement, mais on considère que ces déversements surviennent de façon non régulière ou non prévisible dans des emplacements distincts, et ne sont donc pas pris en considération dans l'évaluation de l'exposition de la population générale.

En outre, en raison de la volatilité relativement faible des gazoles restreints aux industries (voir le tableau 1), ainsi que des lois pertinentes et des pratiques exemplaires actuellement en place pour la manipulation sur place de ces gazoles restreints aux industries (voir l'annexe 3), on ne s'attend pas à une exposition humaine non professionnelle provenant du chargement et du déchargement, et ce type d'exposition n'est pas pris en compte dans l'évaluation de l'exposition humaine.

Devenir dans l'environnement

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

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 sont proportionnelles à la solubilité ou à la volatilité des composants sous leur forme pure et leur concentration dans le mélange. La solubilité et la volatilité d'un composant diminuent lorsque le composant se trouve dans un mélange (Banerjee, 1984; Potter et Simmons, 1998).

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

Il y a presque toujours biodégradation lorsque des mélanges pétroliers sont rejetés dans l'environnement. Il a été largement démontré que presque tous les sols et sédiments ont des populations de bactéries et d'autres organismes qui peuvent dégrader des hydrocarbures pétroliers (Pancirov et Brown, 1975). Deux facteurs clés qui déterminent les taux de dégradation sont l'alimentation en oxygène et la structure moléculaire. Bien que la dégradation survient à la fois en présence et en l'absence d'oxygène, la dégradation est plus rapide en conditions aérobies. Les tendances à la baisse des taux de dégradation selon la structure sont les suivantes (Potter et Simmons, 1998) :

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

La modélisation de la fugacité de niveau III pour les structures représentatives qui se trouvent dans les substances du groupe des gazoles a été effectuée au moyen du modèle EQC (2003) (tableau A5.1 dans l'annexe 5), selon leurs propriétés physiques et chimiques qui sont indiquées dans le tableau A2.2 (voir l'annexe 2).

En cas de rejet dans l'air seulement, la majorité des structures représentatives de gazoles composées de 9 à 15 atomes de carbone demeureront dans l'air. De plus, certains des composants avec 18 à 20 atomes de carbone resteront principalement dans l'air, à l'exception des alcanes, des cycloalcanes bicycliques, des polycycloalcanes et des cycloalcanes monoaromatiques. Les structures représentatives volatiles faibles à 20 atomes de carbone se répartiront principalement dans le sol et les sédiments.

Si elles ne sont rejetées que dans l'eau, la majorité des structures représentatives à 10 atomes de carbone demeureront principalement dans l'eau, avec d'infimes quantités qui s'évaporeront. Les *n*-alcanes à 10 atomes de carbone se répartiront également dans l'eau et

les sédiments (voir le tableau A5.1 de l'annexe 5). On s'attend à ce que la majorité des structures représentatives de 15 à 20 atomes de carbone se répartissent surtout dans les sédiments en fonction de leur plus haute plage de valeurs du \log_{co} (tableau A5.1 de l'annexe 5). Les exceptions sont les cycloalcanes diaromatiques à 15 atomes de carbone ainsi que les cycloalcanes aromatiques bicycliques et tricycliques, qui se répartiront également dans l'eau et les sédiments s'ils ne sont rejetés que dans l'eau (tableau A5.1 de l'annexe 5). Le modèle EQC prévoit peu de pertes de l'eau à l'air malgré la constante de la loi de Henry élevée pour bon nombre des structures représentatives.

Les propriétés physiques et chimiques de la substance portant le n° CAS 64741-59-9 sont similaires à celles du carburant diesel. Fingas (2001) a estimé que 60 % d'un carburant diesel s'évapore dans les 48 heures à 15 °C, ce qui donne permet probablement d'estimer la portée de l'évaporation de la substance portant le n° CAS 64741-59-9.

S'ils sont rejetés dans le sol, tous les composants des gazoles devraient demeurer principalement dans le sol. Un tel comportement dans le sol est dû à l'adsorption qui est élevée au point d'être relativement immobile pour les structures les plus importantes, selon la plage estimée des valeurs du $\log K_{co}$ (tableau A2.2 de l'annexe 2). La volatilisation à partir des surfaces de sol humides devrait être un processus important du devenir pour de nombreux composants, d'après la constante de la loi de Henry estimée à plus de 100 Pa·m³/mol (tableau A2.2 de l'annexe 2); toutefois, les résultats de la modélisation de la fugacité de niveau III (EQC, 2003) indiquent que ce processus ne se produit pas facilement pour de nombreux composés de gazoles. Cela s'explique par l'opposition entre les processus d'adsorption et de volatilisation.

Les estimations de fugacité dans le sol ne tiennent pas compte des situations où des quantités importantes d'un mélange d'hydrocarbures pénètrent le sol. Lorsque la matière organique du sol et d'autres sites d'absorption dans le sol sont entièrement saturés, les hydrocarbures commencent à former une phase séparée (liquide en phase non aqueuse ou liquide non aqueux) dans le sol. À des concentrations inférieures à la capacité de rétention des hydrocarbures dans le sol (Arthurs *et al.*, 1995), le NFPE sera immobile; c'est ce que l'on appelle un liquide non aqueux résiduel (Brost et DeVauil, 2000). Au-dessus de la capacité de rétention, le liquide non aqueux devient mobile et se déplacera dans le sol (Arthurs *et al.*, 1995; Brost et 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 le carburant diesel, par exemple l'essence, deviendront mobiles dans le sol à une concentration variant entre 7 700 et 34 000 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.

Persistence et bioaccumulation

Persistence dans l'environnement

Dans l'eau, les valeurs de demi-vie par hydrolyse ne pouvaient pas être estimées pour les hydrocarbures par l'entremise du modèle HYDROWIN (2008). Les alcanes, les alcènes,

les benzènes, les biphényles, les HAP et les HAP hétérocycliques sont tous résistants à l'hydrolyse (Lyman *et al.*, 1990).

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

La biodégradation primaire (d'après les estimations effectuées à l'aide des modèles BIOWIN 4 et BIOHCWIN) est la transformation d'un composé d'origine en métabolite initial. La biodégradation ultime (selon les estimations effectuées à l'aide des modèles BIOWIN 3, 5 et 6, CATABOL et TOPKAT) est la transformation d'un composé d'origine en dioxyde de carbone et en eau, en minéraux d'oxyde d'autres éléments présents dans le composé d'essai et en nouveaux matériaux de cellules (EPI Suite, 2008). Le modèle BIOHCWIN (2008) est un modèle de biodégradation propre aux hydrocarbures pétroliers. Les résultats de tous les modèles basés sur MITI (BIOWIN 5 et 6) se situent dans les domaines d'applicabilité. Les résultats modélisés qui n'étaient pas pertinents au domaine d'étude n'ont pas été pris en considération pour déterminer la persistance des composants.

Pour un bon nombre de composants comportant de 9 à 20 atomes de carbone, les modèles de biodégradation primaire et ultime conviennent que ces composés se dégradent rapidement et ne devraient pas être persistants (voir le tableau A5.2 à l'annexe 5). Les éléments suivants montrent la persistance dans l'eau (demi-vie ≥ 182 jours), selon le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* [Canada, 2000] dans l'environnement : cycloalcanes bicycliques C_{15} – C_{20} , polycycloalcanes C_{14} – C_{22} , cycloalcanes monoaromatiques C_{15} – C_{20} , aromatiques bicycliques C_{15} , cycloalcanes diaromatiques C_{12} et aromatiques à quatre cycles C_{16} .

Selon un ratio d'extrapolation de 1:1:4 pour la demi-vie associée à la biodégradation dans l'eau, le sol, les sédiments (Boethling *et al.*, 1995), la demi-vie dans le sol pour les structures représentatives les plus importantes ($> C_{12}$) est aussi supérieure ou égale à 182 jours et la demi-vie dans les sédiments est supérieure ou égale à 365 jours.

La proportion de ces gazoles qui devrait être persistante ne peut pas être précisément déterminée, puisque les renseignements sur la composition de ces n^{os} CAS ne sont pas disponibles. Les rares renseignements sur la composition de ces deux n^{os} CAS indiquent que la teneur en aromatiques peut représenter jusqu'à 80 % du poids portant le n^o CAS 64741-59-9 et jusqu'à 43 % du poids du n^o CAS 64741-82-8 (API 1987, 2003a). De plus, un gazole type a un contenu total de cycloalcanes de 8 à 10 %.

AOPWIN (2008) est un modèle permettant de calculer les demi-vies par oxydation atmosphérique de composés en contact avec des radicaux hydroxyles dans la troposphère sous l'influence de la lumière du soleil. Les niveaux d'oxydation atmosphérique ont été calculés pour toutes les structures représentatives. Selon ce modèle, les composés des gazoles se dégraderont rapidement par l'entremise d'interactions avec les radicaux

hydroxyles présents dans l'air avec des demi-vies supérieures à une journée (voir le tableau A5.3 de l'annexe 5).

Conclusion de la persistance :

D'après les résultats du modèle AOPWIN (2008), il y aurait un processus d'élimination relativement rapide si ces gazoles étaient rejetés dans l'atmosphère, si l'on se base sur les demi-vies par oxydation inférieures à une journée. En ce qui a trait à la modélisation de la biodégradation primaire et ultime, les cycloalcanes bicycliques C₁₅–C₂₀, les polycycloalcanes C₁₄–C₂₂, les cycloalcanes monoaromatiques C₁₅–C₂₀, les cycloalcanes aromatiques à deux cycles C₁₅, les cycloalcanes diaromatiques C₁₂ et les substances aromatiques à quatre cycles –C₁₆ présents dans ces gazoles atteignent les critères de persistance dans l'eau, le sol et les sédiments (demi-vie dans le sol et l'eau ≥ 182 jours, et demi-vie dans les sédiments ≥ 365 jours). Les cycloalcanes représentent une portion relativement petite (de 8 à 10 %) des gazoles. Il n'y a pas de renseignements détaillés sur la teneur précise en aromatiques de ces gazoles; toutefois, la substance portant le n° CAS 64741-59-9 peut en comprendre jusqu'à 80 %. Par conséquent, on s'attend à ce que ces gazoles contiennent une proportion de composants qui satisfont aux critères de persistance énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Potentiel de bioaccumulation

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

Études expérimentales

Étant donné qu'aucune donnée empirique sur la bioaccumulation des gazoles ou de ses composants n'a été trouvée, les données empiriques sur la bioaccumulation des composants du carburant diesel et du mazout n° 2 ont été utilisées dans une technique de lecture croisée. Une méthode prédictive fondée sur un modèle du facteur de bioconcentration (FBC) ou de bioaccumulation (FBA) a également été appliquée (Arnot et Gobas, 2003, 2004). Selon le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000), une substance est bioaccumulable si ses facteurs de bioaccumulation et de bioconcentration sont ≥ 5 000. Toutefois, le calcul des facteurs de bioaccumulation est la mesure préconisée pour évaluer le potentiel de bioaccumulation des substances. En effet, le facteur de bioconcentration ne prend pas en compte de manière adéquate le potentiel de bioaccumulation des substances par l'alimentation, lequel est un facteur majeur pour les substances dont le log K_{oe} est supérieur à ~4,5 (Arnot et Gobas, 2003).

Neff *et al.*, (1976) ont exposé des myes (*Rangia cuneata*), des huîtres (*Crassostrea virginica*) et des poissons (*Fundulus similis*) à la fraction soluble dans l'eau du mazout n° 2 (concentration totale de naphthalènes de 0,41 kg/L [2 ppm]) pendant deux heures; ils ont fait suivre cette exposition par une dépuration des hydrocarbures pendant 366 heures. Tous les organes étudiés montraient une accumulation rapide de naphthalènes dans la période d'exposition de deux heures; la vésicule biliaire et le cerveau des poissons ont accumulé les concentrations les plus élevées. Les FBA de naphthalènes dans les myes

variaient entre 2,3 et 26,7 L/kg (en poids humide) (tableau A5.4 de l'annexe 5). Le rejet de naphthalènes par les poissons a commencé immédiatement après le transfert à de l'eau douce, et a atteint des niveaux non détectables après 366 heures (environ 15 jours).

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

Burkhard et Lukasewycz (2000) ont réuni des données sur les tissus de poissons (touladis (*Salvelinus namaycush*) ainsi que sur les concentrations des HAP dans l'eau et les sédiments à partir de trois ouvrages publiés, et ont utilisé les données pour calculer les facteurs de bioaccumulation. Les facteurs de bioaccumulation pour les HAP chez ces poissons étaient de 87 et de 1 550 L/kg en poids humide pour les phénanthrènes et les fluoranthènes, respectivement (tableau A5.4 de l'annexe 5). Burkhard et Lukasewycz (2000) remarquent qu'il existe une incertitude importante dans les facteurs de bioaccumulation pour le phénanthrène et le fluoranthène, puisque ces deux substances chimiques étaient présentes dans les tissus à des concentrations supérieures à la limite de détection de la méthode.

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

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

Colombo *et al.*, (2007) ont étudié la dynamique de la bioaccumulation des *n*-alcane comportant de 12 à 25 atomes de carbone et des hydrocarbures aliphatiques indéfinis (mélange complexe indéterminé) dans un poisson **détritivore** (*Prochilodus lineatus*) prélevés dans les eaux côtières de Buenos Aires touchées par les eaux usées. Les muscles des poissons contenaient de grandes quantités de *n*-alcane comportant de 12 à 25 atomes de carbone et des mélanges complexes indéterminés aliphatiques, ce qui reflète la bioaccumulation chronique des combustibles fossiles provenant des matières particulaires des eaux d'égout. La composition des hydrocarbures dans les muscles des poissons a été enrichie en *n*-alcane comportant de 15 à 17 atomes de carbone provenant du brut récemment déversé et de la sédimentation des particules. Les facteurs de bioaccumulation (FBA : de 0,4 à 6,4 en poids sec ou de 0,07 à 0,94 en lipides/carbone organique) comparés au log K_{oc} ont montré une tendance parabolique atteignant un maximum à C₁₄-C₁₈.

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

(1978) ont laissé entendre que l'induction du système enzymatique aryl-hydrocarbonyl-hydroxylase aboutissait à l'élimination des hydrocarbures.

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

Les poissons arc-en-ciel (*Poecilia reticulata*) bioconcentraient le pyrène, produisant des FBC entre 4 786 et 11 300 L/kg en poids humide (selon le type d'essai) après une exposition de 48 heures, tandis que les HAP plus légers avaient des FBC plus faibles (de 1 050 à 2 238 L/kg en poids humide) pour le fluorène, et de 4 550 à 7 244 l/kg en poids humide pour l'anthracène) (De Voogt *et al.*, Pour les poissons, seulement 70 % de l'anthracène a été dépuré dans 200 heures et seulement 20 % de fluorène a été dépuré dans 200 heures. Le résultat du FBC pour l'anthracène par Voogt *et al.*, (1991) n'a pas été jugé fiable pour déterminer le potentiel de bioconcentration de cette substance en raison du manque de preuves indiquant qu'un équilibre stable avait été atteint dans les 48 heures d'exposition.

Jonsson *et al.*, (2004) ont utilisé une étude à long terme (sur 36 jours) afin de déterminer l'effet de la bioconcentration du pyrène chez les menés tête-de-mouton (*Cyprinodon variegatus*). Les poissons ont atteint un état d'équilibre après 4 à 7 jours d'exposition. Le FBC était de 2 700, ce qui était probablement lié à la biotransformation des HAP par les poissons.

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

McLeese et Burridge (1987) ont étudié le potentiel de bioaccumulation des HAP à l'aide d'un certain nombre d'invertébrés d'eau salée en ayant recours à des solutions en eau de mer contaminée par des HAP ou à des sédiments contaminés par des HAP. Lorsque les HAP étaient dissous dans l'eau, le fluoranthène a produit des valeurs du FBC relativement élevées chez les moules (*Mytilus edulis*) (FBC de 5 920 L/kg en poids humide) et les myes (*Mya arenaria*) (FBC de 4 120 L/kg poids humide) après des expositions à court terme (96 heures). Cependant, lorsque des HAP sont présents dans les sédiments, seules les moules ont un potentiel élevé de bioconcentration (FBC de 5 950 L/kg en poids humide). Le fluoranthène peut être dépuré des mollusques avec le temps; il se dépure plus rapidement que les HAP plus lourds (triphénylène et pérylène) qui ont également été étudiés. La bioaccumulation des HAP n'est pas rapide chez les crevettes et les polychètes.

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

Dans l'ensemble, les valeurs du FBC déterminées pour divers HAP (tableau A5.5 de l'annexe 5) étaient très variables, allant de 180 à plus de 9 000 L/kg en poids humide. La majorité des études sur les FBC portant sur les HAP indiquent que la bioconcentration peut se produire après de courtes expositions, mais que la majorité des organismes présentent également une dépuración rapide lorsque le contaminant est retiré.

Trois études sur les FBA des HAP dans les organismes aquatiques (poissons et myes) ont été trouvées. Par conséquent, les valeurs expérimentales du FBA tirées des travaux de Neff *et al.* (1976), Zhou *et al.*, (1997) et Burkhard et Lukasewycz (2000) ont été compilées aux fins de comparaison avec les données modélisées (Arnot et Gobas, 2003) (tableaux A5.4 à l'annexe 5) En général, les valeurs modélisées sont proches des valeurs mesurées (tableau A5.6 à l'annexe 5) pour les HAP sélectionnés. Aucune des valeurs mesurées et modélisées s'est avérée bioaccumulable selon le critère (FBA \geq 5 000) du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000), à l'exception du HAP de substitution, l'iso-heptyl fluorène (tableau A5.6 à l'annexe 5).

Caractérisation des FBC/FBA

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

En raison de la rareté des FBA mesurés (tableau A5.4 dans l'annexe 5), des FBC provenant de divers ouvrages publiés ont été compilés (tableau A5.7a dans l'annexe 5) aux fins de vérification des valeurs mesurées et modélisées des FBA. Contrairement aux rares données expérimentales sur les FBA des HAP, une série de FBC pour les composants des gazoles ont été trouvés, notamment pour les alcanes, les isoalcanes, les cycloalcanes bicycliques, les substances aromatiques monocycliques, les cycloalcanes monoaromatiques, diaromatiques et polyaromatiques (tableau A5.7 à l'annexe 5). Les estimations des modèles de ces FBC ont également été produites au moyen d'un modèle cinétique de bilan massique (Arnot et Gobas, 2003) pour refléter les constantes d'élimination du modèle cinétique afin de correspondre aux données des valeurs observées du FBC afin de générer des prédictions des FBA qui reflètent les taux d'élimination connus.

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

bioamplification ont été utilisées pour corriger l'absorption modèle par défaut et les paramètres d'élimination, qui sont résumés au tableau A5.7b (annexe 5).

Dans le tableau A5.7b (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 $\log K_{oe}$ de moins de $\sim 4,5$ (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 A5.7a (annexe 5), seuls l'isoalcane comportant 15 atomes de carbone (2,6,10-triméthylsilyl-dodécane), le cycloalcane monocyclique (éthylcyclohexane) à huit atomes de carbone et le cycloalcane aromatique bicyclique comportant 13 atomes de carbone avaient des valeurs mesurées ou modélisées des FBC ou des FBA supérieures ou égales à 5 000. Toutefois, la substance diaromatique évaluée (2-isopropyl-naphtalène) et considérée comme ayant un potentiel de bioaccumulation élevé comprend également le groupe fonctionnel d'isopropyles jugé atypique dans les produits pétroliers, et requiert une évaluation plus profonde du caractère raisonnable des prévisions, en tenant compte des données expérimentales disponibles (Lampi *et al.*, 2010). De même, Neff *et al.*, (1976) ont constaté que les diaromatiques comportant de 12 à 13 atomes de carbone (naphtalènes et biphényles alkylés) ne se bioaccumulaient pas de manière importante chez les myes après une exposition effectuée par la dispersion de mazout n° 2 dans de l'eau. Par conséquent, les éléments de preuve semblent indiquer qu'il n'est pas probable que ces diaromatiques comportant 12 et 13 atomes de carbone soient bioaccumulables. Pour ce qui est du cyclohexane à 8 atomes de carbone (éthylcyclohexane), la valeur prévue du FBA (Arnot et Gobas, 2004) pour les poissons de niveau trophique intermédiaire est de 5 495 L/kg poids humide (qui est tout juste supérieure au critère seuil, soit $FBA \geq 5\ 000$), ce qui laisse supposer que cette substance présente un potentiel de bioaccumulation lorsque toutes les voies d'absorption sont prises en considération. Toutefois, cette prévision a été calculée à l'aide d'un taux de métabolisme égal à zéro à cause de l'erreur possible associée à l'estimation du taux de métabolisme (tableau A5.7b dans l'annexe 5). Si on prend en considération le métabolisme, il est prévu que le FBA soit moins important, et probablement inférieur à 5 000. De plus, la valeur expérimentale du FBC laisse entendre que ce cycloalcane à huit atomes de carbone n'est pas très bioaccumulable (tableau A5.7a dans l'annexe 5). Combiner ces raisonnements laisse entendre qu'il n'est pas non plus probable que ce cycloalcane à huit atomes de carbone soit bioaccumulable, selon les critères réglementaires canadiens. Dans le cas de l'isoalcane comportant 15 atomes de carbone (2,6,10-triméthylsilyl-dodécane), deux facteurs de bioaccumulation prédits sont présentés (575 et 47 863 L/kg en poids humide). La deuxième valeur FBA (47 863 L/kg) est préférable, étant donné que la constante du taux de dépuraction de l'étude était disponible pour calculer la constante du taux métabolique. Combiner ces raisonnements laisse entendre qu'il est également probable que cet isoalcane à 15 atomes de carbone soit bioaccumulable, selon les critères réglementaires canadiens.

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

Des estimations modélisées du FBC et du FBA ont également été établies pour 26 autres structures représentatives linéaires et cycliques comportant de 9 à 22 atomes de carbone à l'aide du modèle modifié à 3 niveaux trophiques d'Arnot-Gobas (2004) [tableau A5.7 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. À partir de cette analyse, seul un polycycloalcane comportant 14 atomes de carbone devrait présenter une valeur de FBC correspondant à un potentiel de bioconcentration élevé. Toutefois, on a découvert qu'un cycloalcane monocyclique, un cycloalcane bicyclique, deux polycycloalcanes, une substance aromatique monocyclique, deux cycloalcanes monoaromatiques et un cycloalcane diaromatique présentaient des facteurs de bioaccumulation élevés; le $\log K_{oe}$ pour ces structures indique que l'absorption alimentaire peut être la voie d'absorption prédominante (jusqu'à 87 % de l'absorption totale), mais qu'il ne s'agit pas de la seule voie d'exposition, étant donné que certaines substances devraient avoir une fraction biodisponible de 90 % dans la colonne d'eau. Le FBA est donc considéré comme étant la mesure la plus appropriée pour évaluer le potentiel de bioaccumulation de ces structures et représente une comparaison des charges dans le corps entier par rapport aux concentrations dans l'eau. Les FBC et FBA prévus pour ces fractions se trouvent dans le champ d'application paramétrique, mécaniste et métabolique du modèle et sont donc considérées fiables.

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

Les valeurs du facteur de bioamplification (FBM) fournies par ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. (EMBSI), utilisées pour obtenir des renseignements cinétiques de 15 substances, sont présentées dans le tableau A5.7a (annexe 5) (Lampi *et al.*, 2010). Aucun de ces analogues ne présente une valeur de FBM supérieure à 1, ce qui laisse entendre que

ces hydrocarbures ne se bioamplifient pas lorsqu'ils sont comparés aux concentrations prévues dans les aliments. Une combinaison du taux métabolique, de la faible efficacité d'assimilation alimentaire et de la dilution par croissance semblent limiter le potentiel de bioamplification de ces composés (voir les tableaux A5.7a et A5.7b de l'annexe 5).

Lampi *et al.*, (2010) ont aussi présenté les facteurs d'amplification trophique (FAT) pour des HAP provenant de trois études sur le terrain. Les facteurs d'amplification trophique pour divers hydrocarbures aromatiques polycycliques sont présentés dans le tableau A5.8 (annexe 5).

Les FAT correspondant aux HAP étudiés sur le terrain sont principalement inférieurs à 1, à l'exception des fluorènes et des acénaphènes, qui sont approximativement de 1. Une combinaison du taux métabolique, de la faible efficacité d'assimilation alimentaire et de la dilution par croissance semblent également limiter le potentiel d'amplification trophique de ces composés. Par conséquent, il est peu probable que les composants linéaires, cycliques et aromatiques des gazoles subissent une bioamplification ou une amplification trophique.

Facteurs d'accumulation biote-sédiments (FABS sédiments)

Lampi *et al.*, (2010) ont également résumé les données sur les facteurs d'accumulation biote-sédiments (FABS) disponibles pour plusieurs HAP à partir d'une base de données compilées par l'Environmental Protection Agency des États-Unis (2008a). Les valeurs médianes de FABS sur le terrain observées chez les poissons pour les HAP qui devraient être retrouvés dans les gazoles (acénaphylène, acénaphène, fluoranthène, fluorène, naphthalène et phénanthrène) variaient de 0,001 à 0,1. Les valeurs de FABS au quatre-vingt-dixième centile variaient de 10^{-4} à un peu moins de 1, le naphthalène étant le seul HAP ayant un FABS légèrement inférieur à un. La valeur du FABS des HAP chez les poissons est toujours inférieure à 1. Ce résultat était à prévoir, étant donné la même justification fournie pour les faibles valeurs du facteur de bioamplification et d'amplification trophique. Toutefois, on n'a extrait aucune donnée relative aux facteurs d'accumulation biote-sédiments chez les invertébrés à partir de la base de données de l'Environmental Protection Agency des États-Unis. Dans le cas des invertébrés, ces facteurs peuvent être largement supérieurs à 1, car les invertébrés ne disposent pas des mêmes caractéristiques métaboliques que les poissons (p. ex. B[a]P) (Muijs et Jonker, 2010; Stegeman et Teal, 1973; Neff *et al.*, 1976).

Comme il a été mentionné précédemment, Muijs et Jonker (2010) ont étudié la bioaccumulation du pétrole chez le ver aquatique *L. variegatus*, et les facteurs d'accumulation biote-sédiments obtenus variaient de 0,01 à 2,3. Cette plage étendue est probablement liée à la différence de l'état de la nappe d'hydrocarbures. Les valeurs du FABS de différents blocs d'hydrocarbures semblaient relativement constantes jusqu'à 22 atomes de carbone, ce qui indique que le *L. variegatus* accumulait ces fractions proportionnellement à partir des sédiments. Au-delà de 22 atomes de carbone, les valeurs du FABS ont baissé pour tous les sédiments étudiés, et cela est probablement lié à une baisse de la biodisponibilité des fractions ayant un point d'ébullition plus important,

comme les HAP. De même, il y a probablement une meilleure sorption des HAP par les sédiments et, dans certains cas, par des liquides non aqueux. Muijs et Jonker (2010) font l'hypothèse que les vers aquatiques étudiés pourraient même éviter les liquides non aqueux, ce qui pourrait limiter la bioaccumulation des fractions très hydrophobes.

Conclusion de la bioaccumulation

Composants non liés aux HAP

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

En général, les alcanes C₁₀ – C₁₅, les cycloalcanes monocycliques C₁₀, les substances aromatiques monocycliques C₉ et les cycloalcanes monoaromatiques C₁₀ ne respectaient pas les critères de la bioaccumulation définis dans le Règlement sur la persistance et la bioaccumulation (Canada, 2000). Cette conclusion est fondée sur les correspondances observées entre les données expérimentales disponibles sur les FBC et les FBA, entre les prévisions de la modélisation cinétique du bilan massique (Arnot et Gobas 2003) ainsi que sur les résultats modélisés reposant sur le modèle de trois niveaux trophiques d'Arnot-Gobas (2004).

La majorité des composants ayant plus de 20 atomes de carbone (alkanes, isoalcanes, cycloalcanes bicycliques et substances aromatiques monocycliques) ont une valeur estimée du log K_{oc} supérieure à 8 et ont été exclus de la modélisation, étant donné que les prévisions peuvent être très incertaines en raison des limitations du modèle (Arnot et Gobas, 2003). De même, en ce qui concerne ces composants ayant plus de 20 atomes de carbone, aucune donnée expérimentale portant sur la détermination des facteurs de bioconcentration n'a été trouvée.

En ce qui concerne les polycycloalcanes, les polycycloalcanes (hydrochrysène) comportant 18 atomes de carbone n'a pas respecté le critère du FBC ou du FBA supérieur ou égal à 5 000 pour les prévisions modélisées du FBA à l'aide du modèle trophique de trois niveaux d'Arnot-Gobas (2004) (tableau A5.6 de l'annexe 5), tandis que les polycycloalcanes comportant 14 et 22 atomes de carbone se sont avérés satisfaire aux critères, d'après le même modèle. La constante du taux métabolique (0,45/jour) pour l'hydrochrysène semble indiquer un taux métabolique rapide en comparaison des constantes plus faibles du taux métabolique (0,01/jour et 0,04/jour) pour les polycycloalcanes comportant 14 et 22 atomes de carbone. Des détails d'études reposant

sur des preuves expérimentales pour un polycycloalcane similaire n'ont pas pu être obtenus afin de déterminer les valeurs du FBC et du FBA prévues. Par conséquent, les éléments de preuve disponibles semblent indiquer que le polycycloalcane comportant 18 atomes de carbone n'est pas non plus bioaccumulable selon les résultats modélisés seulement.

On a constaté que les polycycloalcane comportant 14 et 22 atomes de carbone, les substances aromatiques monocycliques comportant 15 atomes de carbone, les cycloalcane monoaromatiques comportant de 15 à 20 atomes de carbone et les cycloalcane diaromatiques comportant 20 atomes de carbone atteignent les critères de bioaccumulation, d'après les résultats du modèle trophique de trois niveaux d'Arnot-Gobas (2004). En ce qui concerne ces composants particuliers, les constantes du taux métabolique (normalisées à un poisson de 184 g à 10 °C) varient entre 0,01 et 0,13 (jour^{-1}), ce qui laisse supposer un taux métabolique faible. Dans le cas des polycycloalcane comportant de 14 à 22 atomes de carbone, des substances aromatiques monocycliques comportant 15 atomes de carbone et des cycloalcane monoaromatiques comportant 20 atomes de carbone, seules les données expérimentales sur les facteurs de bioamplification aux fins de comparaison des analogues étaient disponibles. Les facteurs de bioamplification étaient tous inférieurs à 1, ce qui indique que ces composants ne se bioamplifient pas. Dans le cas du cycloalcane monoaromatique comportant 15 atomes de carbone, une seule valeur expérimentale du FBC d'un composant analogue, l'octahydrophénanthrène (FBC de 3 418 L/kg en poids humide), n'a été trouvée. Cependant, si l'on tient compte du faible taux métabolique de 0,197 (jour^{-1}) pour l'octahydrophénanthrène, il se peut que les valeurs du FBC et du FBA prévues pour le cycloalcane monoaromatique comportant 15 atomes de carbone dépassent les critères canadiens, même si cela ne peut être déterminé en raison du manque de détails de l'étude pertinente. Enfin, le seul analogue similaire au cycloalcane diaromatique comportant 20 atomes de carbone (l'iso-heptyl fluorène) est le fluorène, qui a une valeur expérimentale du FBA de 1 030 L/kg en poids humide. Cependant, la présence d'un groupe d'iso-heptyl peut influencer sur le potentiel de bioaccumulation du fluorène, et la valeur faible du K_M indique un taux de métabolisme lent. Dans l'ensemble, les preuves disponibles laissent entendre que ces composantes sont susceptibles de se bioaccumuler en fonction des résultats des données expérimentales et modélisées disponibles.

Les valeurs du facteur de bioamplification pour 19 substances comprenant des isoalcane, des cycloalcane monocycliques et bicycliques, des polycycloalcane, des substances aromatiques monocycliques, des cycloalcane monoaromatiques, diaromatiques, et des substances aromatiques à trois et quatre cycles (voir le tableau A5.7 dans l'annexe 5) montrent qu'aucun composant n'a un facteur de bioamplification supérieur à 1. Cela laisse entendre que ces hydrocarbures particuliers ne se bioamplifient pas lorsqu'ils sont comparés aux concentrations dans les aliments. Par conséquent, les preuves à notre disposition laissent entendre que la bioamplification des hydrocarbures pétroliers est limitée. Il est possible que les facteurs d'accumulation biote-sédiments soient supérieurs à 1 pour les invertébrés (jusqu'à 2,3 pour les hydrocarbures pétroliers totaux dans le *L. variegatus* (Mujis et Jonker, 2010), étant donné qu'ils ne disposent pas des mêmes caractéristiques métaboliques que les poissons. En outre, ces facteurs baisseront

probablement pour les composants ayant plus de 22 atomes de carbone en raison d'une diminution de la biodisponibilité des fractions ayant un point d'ébullition plus élevé (Muijs et Jonker, 2010).

Dans l'ensemble, il existe des preuves cohérentes empiriques et prévues qui semblent indiquer que neuf structures représentatives (isoalcane C₁₅, cycloalcanes monocycliques C₁₅, cycloalcanes bicycliques C₁₅, polycycloalcanes C₁₄ et C₂₂, substances aromatiques monocycliques C₁₅, cycloalcanes monoaromatiques C₁₅–C₂₀) atteignent les critères de la bioaccumulation tels qu'ils sont définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000). Ces composants ont un métabolisme lent et sont très lipophiles. L'exposition par l'eau et la nourriture, lorsqu'elles sont combinées, semble indiquer que le taux d'absorption de cette substance pourrait dépasser le taux d'élimination total. Toutefois, ces composants ne devraient pas se bioamplifier dans les réseaux trophiques aquatique, en grande partie parce qu'une combinaison du métabolisme, de la faible efficacité d'assimilation alimentaire et de la dilution par croissance fait en sorte que le taux d'élimination dépasse le taux d'absorption total à partir du régime alimentaire.

Composants des HAP

En général, les cycloalcanes diaromatiques comportant de 12 à 15 atomes de carbone et les substances aromatiques tricycliques comportant 15 atomes de carbone satisfont aux critères de bioaccumulation définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000). Cette conclusion est fondée sur les correspondances observées entre les données expérimentales disponibles sur les FBC et les FBA, entre les prévisions de la modélisation cinétique du bilan massique (Arnot et Gobas 2003) ainsi que sur les résultats modélisés reposant sur le modèle de trois niveaux trophiques d'Arnot-Gobas (2004).

Les valeurs expérimentales des FBA et des FBC semblent indiquer que les hydrocarbures aromatiques polycycliques, dans leur ensemble, ont un faible potentiel de bioaccumulation chez les poissons. Cela est en partie attribuable à la métabolisation des HAP par le poisson, ce qui entraîne des concentrations faibles ou indétectables des HAP apparentés dans les tissus des poissons (Varanasi *et al.*, 1989). En ce qui concerne les FBA, aucune des valeurs mesurées ou modélisées n'a satisfait au critère de la bioaccumulation (FBA \geq 5 000), tel qu'il est défini dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000), à l'exception des valeurs du FBA modélisées pour l'iso-heptyl fluorène (voir le tableau A5.6 de l'annexe 5). Lampi *et al.* (2010) ont découvert que les groupes fonctionnels isopropyliques ont augmenté le potentiel de bioaccumulation de naphthalène, même si les groupes d'isopropyles sont jugés atypiques dans les produits pétroliers. Par conséquent, les hydrocarbures aromatiques polycycliques très alkylés, surtout ceux dans les groupes d'isopropyles, ont probablement un plus grand potentiel de bioaccumulation simplement en raison d'une plus grande répartition dans les tissus lipophiles dans le biote et à cause peut-être d'un certain encombrement de biotransformation. En ce qui a trait à la valeur modélisée du FBA pour l'iso-heptyl fluorène, le seul analogue similaire (fluorène) a une valeur expérimentale du FBA de 1 030 L/kg en poids humide, ce qui est légèrement

plus élevé que le FBC prévu à l'aide du modèle cinétique du bilan massique (tableau A5.6 de l'annexe 5). Toutefois, il existe certaines incertitudes entourant les constantes du taux cinétique utilisées pour modéliser les valeurs du FBC et du FBA de ces deux composés (p. ex. les constantes du taux métabolique ont été évaluées à partir des modèles RQSA ou des données sur les analogues) ainsi que le degré d'amplification trophique dans le réseau trophique utilisé par le modèle), ce qui laisse entendre que les FBA peuvent être surestimés. Toutefois, étant donné que la valeur de $\log K_{oe}$ de ce composé est de 7,4, intervalle optimal pour une bioaccumulation élevée à partir de l'alimentation et de l'eau combiné à la possibilité d'un taux de métabolisme lent, et que le facteur d'amplification trophique du fluorène soit à un environ (tableau A5.8 de l'annexe 5), un potentiel de bioaccumulation élevé est encore probable.

Aucune des valeurs modélisées du FBC concernant les HAP représentatifs n'a satisfait au critère de bioconcentration (FBC supérieur ou égal à 5 000), tel qu'il est défini dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000) (voir le tableau A5.6 de l'annexe 5). Cela est en grande partie attribuable à la partie inférieure de la contribution de l'absorption à partir de l'eau par les substances chimiques très hydrophobes, mais aussi en raison de la métabolisation des HPS, comme le naphthalène et le phénanthrène, par le poisson, ce qui entraîne des concentrations très faibles ou indétectables des HAP apparentés dans les tissus des poissons (Varanasi *et al.*, 1989). Toutefois, les FBC chez les poissons pour le phénanthrène dépassent le critère de la bioaccumulation (tableau A5.5 de l'annexe 5). Pour le fluoranthène, Weinstein et Oris (1999) ont déclaré un facteur de bioconcentration de 9 054 L/kg en poids humide chez les tête-de-boule, Burkhard et Lukasewycz (2000) ont déterminé un facteur de bioaccumulation de 1 550 L/kg en poids humide chez des touladis et De Maagd (1996) a établi un FBC de 3 388 L/kg en poids humide chez les tête-de-boule. Comme il a été mentionné précédemment, les études Weinstein et Oris (1999) et de De Voogt *et al.*, (1991), ainsi que de Peterson et Kristensen (1998) déclarant des valeurs élevées du FBC renferment des degrés suffisants d'incertitude, ou les résultats du stade précoce de l'existence ne peuvent pas être facilement interprétés par rapport à d'autres études ou d'autres critères de bioaccumulation fondés sur la réglementation. Les conclusions de ces études ont donc été considérées comme étant équivoques et ont reçu une pondération inférieure pour déterminer le potentiel de bioaccumulation, conformément aux critères établis. Les FBC élevés en laboratoire ne sont pas conformes aux FBA mesurés chez les poissons sur le terrain. Par conséquent, il y a un plus grand nombre de preuves de poids et de cohérence provenant des données cinétiques, des valeurs modélisées du FBC et du FBA, des preuves en laboratoire et sur le terrain pour les vertébrés (poissons) qui semblent indiquer que les vertébrés possèdent suffisamment de capacités métaboliques et d'autres processus d'élimination pour atténuer la charge corporelle des HAP en deçà des niveaux perçus par les critères comme étant des niveaux élevés de bioaccumulation.

Des données empiriques sur le FBC visant les invertébrés, notamment les mollusques (fluoranthène), se sont avérées plutôt élevées. Dans le cas de la moule bleue, une étude de 96 heures avec le fluoranthène a donné une valeur du FBC de 5920 L/kg en poids humide, ce qui dépasse le critère de bioaccumulation (tableau A5.5 de l'annexe 5). Cela indique qu'il existe un grand potentiel pour que la charge corporelle atteigne des niveaux toxiques

dans les organismes de niveau trophique inférieur comme ils n'ont pas la capacité métabolique d'éliminer les HAP en comparaison aux poissons. Par conséquent, des schémas d'accumulation élevée se trouvent dans le laboratoire et sur le terrain. Il existe également un potentiel que ces charges corporelles dépassent les seuils narcotiques internes, en supposant une exposition constante et continue aux HAP. Toutefois, la majorité des études des FBC sur les HAP indiquent que la bioconcentration chez les invertébrés peut se produire rapidement, mais que la majorité des organismes présentent également une dépuración rapide lorsque le contaminant est retiré. Par conséquent, la durée de l'exposition est essentielle à la bioaccumulation et à la toxicité.

Les facteurs d'amplification trophique (FAT) des HAP sur le terrain étaient essentiellement inférieurs à un, sauf pour les fluorènes et les acénaphènes, qui étaient approximativement à un (tableau A5.8 de l'annexe 5). Il semble que la bioamplification et l'amplification trophique sont atténuées par une combinaison de la transformation métabolique, de la faible efficacité d'assimilation alimentaire et de la dilution de croissance par la chaîne alimentaire. Les éléments de preuve disponibles semblent indiquer que la bioamplification et l'amplification trophique des HAP ne sont pas assez importantes.

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

Dans l'ensemble, il existe des preuves empiriques et prévues cohérentes qui semblent indiquer que l'une des structures représentatives des HAP (cycloalcane diaromatique comportant 20 atomes de carbone) satisfait aux critères de bioaccumulation définis dans le Règlement sur la persistance et la bioaccumulation (*Canada, 2000*).

Proportion de composants bioaccumulables dans les gazoles

Il n'y a pas beaucoup de données détaillées disponibles sur la composition de ces gazoles. C'est pourquoi la proportion des structures bioaccumulables de ces gazoles ne peut pas être déterminée avec certitude. Cependant, elles peuvent être comparées aux analyses de la composition du carburant diesel provenant de sources canadiennes. Ces analyses, d'après les analyses empiriques et des valeurs des FBC et des FBA prévues, indiquent que la quantité totale de substance potentiellement bioaccumulable, basée sur le diesel, varie de 20 à 25 % en poids (Yang, 2001). La majorité de cette quantité est composée de dicycloalcane et de substances monoaromatiques alkylées.

Selon la preuve combinée du potentiel empirique et les analyses des valeurs des FBC et des FBA prévues, les gazoles évalués dans le présent rapport peuvent contenir des composants qui atteignent les critères de la bioaccumulation tels qu'ils sont définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

Évaluation des effets sur l'environnement

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

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

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

Milieu aquatique

Shell (2011) propose une valeur numérique de toxicité aiguë et chronique pour les organismes aquatiques qui indique la substance 64741-82-8 est très toxique pour les organismes aquatiques (énoncé des dangers H400 en vertu du Système général harmonisé de classification et d'étiquetage des produits chimiques [CEE-ONU, 2011] et valeur de classification de 1) et très toxique pour les organismes aquatiques avec les effets durables (énoncé des dangers H410 et valeur de classification de 1). En vertu de ce schéma, une valeur de classification de 1 de la toxicité aquatique aiguë signifie une concentration létale médiane (CL₅₀) ou une concentration médiane d'effet (CE₅₀) inférieure ou égale à 1 mg/L après un essai de CE(L)₅₀ de 96 heures ou de 48 heures pour les poissons.

Un essai de D(E)L₅₀ de 48 heures pour les invertébrés, ou un essai de CRE₅₀ de 72 à 96 heures pour les algues. En ce qui concerne la toxicité chronique pour les organismes aquatiques, une valeur de classification de 1 signifie que pour les substances qui ne se biodégradent pas rapidement (présomption), la concentration sans effet observé (CSEO) est inférieure ou égale à 0,1 mg/L ou, si absente, la concentration létale avec effets (CL(E)₅₀) est inférieure ou égale à 1 mg/L.

Toutefois, aucune donnée expérimentale n'était disponible concernant la toxicité de ces gazoles pour les organismes aquatiques. Par conséquent, des données sur des carburants similaires et sur le mazout n° 2, ainsi que des données modélisées qui ont été utilisées pour évaluer le potentiel de la toxicité aquatique.

L'Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité (CONCAWE) a mis au point un modèle de toxicité pour les organismes aquatiques spécialement pour les hydrocarbures pétroliers : PetroTox (2009). Ce modèle est fondé sur une action toxicologique par narcose. Il tient donc compte des effets additifs selon une approche par unité toxique. Il permet de modéliser la toxicité des hydrocarbures pétroliers dans le cas des composés comportant de 4 à 41 atomes de carbone dissous dans la fraction d'eau. Il considère que la toxicité des composés comportant moins de 4 atomes de carbone ou plus de 41 atomes de carbone est négligeable. En effet, les premiers sont très volatils, alors que les seconds sont trop hydrophobes et immobiles. Le modèle PetroTox (2009) génère des estimations de la toxicité qui sont exprimées par une valeur de charge létale médiane (LL₅₀) plutôt qu'une valeur de concentration létale médiane CL₅₀, en raison de l'insolubilité des substances pétrolières dans l'eau. La valeur de LL₅₀ représente la quantité nécessaire pour produire une fraction de la substance pétrolière adaptée à l'eau, qui est toxique pour 50 % des organismes d'essai. Il ne s'agit pas d'une mesure de la concentration des constituants pétroliers dans la fraction adaptée à l'eau.

Les données écotoxicologiques modélisées du tableau A5.9 (annexe 5) avec des ratios des substances aromatiques par rapport aux substances aliphatiques différentes se limitent aux organismes marins puisque la seule voie de transport importante de ces gazoles restreints aux industries est par camion-citerne marin. Les données indiquent que ces gazoles ont un potentiel élevé de nuire à la plupart des organismes aquatiques à des concentrations relativement faibles (la plus grande partie à ≤ 1 mg/L). La probabilité d'effets nocifs est largement associée à la teneur en aromatiques, puisque le mélange 80/20 (contenu aromatique/aliphatique) utilisé dans la modélisation est plus toxique pour les organismes marins que le mélange 61/39 ou le mélange 50/50.

Afin de déterminer si l'utilisation des données de modélisation provenant de PetroTox est appropriée, une méthode de comparaison des produits analogues a également été utilisée pour comparer les données modélisées sur la toxicité de ce gazole par rapport au mazout n° 2 et au carburant diesel. Le mazout n° 2 est un distillat, mazout léger, également appelé mazout de chauffage, avec un point d'ébullition de 160 à 360 °C (CIRC, 1989a). Les carburants diesel sont des fractions de distillats du pétrole composées principalement d'hydrocarbures comportant de 9 à 20 atomes de carbone dont la plage d'ébullition typique s'étend de 282 à 338 °C (Garde côtière, 1985). Les valeurs de la toxicité aquatique aigüe Le mazout n° 2 et le carburant diesel sont présentés dans les tableaux A5.10 et A5.11 (annexe 5).

Les valeurs aquatiques de CL₅₀ pour le mazout n° 2 et le carburant diesel varient entre 0,9 et 23,7 mg/L. Les valeurs modélisées du milieu aquatique LL₅₀ provenant de PETROTOX (0,1 à 9,8 mg/L) correspondent à cette plage, bien que la valeur LL₅₀ n'est pas une mesure directe de la concentration de la fraction dissoute qui pourrait causer la toxicité

(tableau A5.9 de l'annexe 5). Les données modélisées de PetroTox sont dans la plage pertinente des valeurs de la toxicité mesurées pour les mêmes produits commerciaux.

La valeur de CL_{50} pour le mazout n° 2 est 0,9 mg/L, en fonction de l'exposition de la mysis effilée à la fraction hydrosoluble pendant 48 heures (Anderson *et al.*, 1974). Le contenu aromatique du mazout n° 2 est généralement de 25 %, tandis que le gazole 64741-59-9 a une teneur en composés aromatiques plus grande de 61 à 80 % par volume. Les données modélisées les plus faibles pour les fractions adaptées à l'eau du gazole 64741-59-9 sont de 0,06 à 0,08 mg/L, d'après des expositions aiguës d'un amphipode marin (*Rhepoxynius abronius*). Une telle différence pourrait s'expliquer par la proportion élevée (jusqu'à 80 %) des substances aromatiques dans ce gazole. Les données écotoxicologiques modélisées du tableau A5.9 (annexe 5) indiquent que ces gazoles restreints aux industries ont le potentiel de nuire à un grand nombre d'organismes marins à des concentrations relativement faibles (≤ 1 mg/L). Malheureusement, les données sur la composition de la substance 64741-82-8 n'étaient pas suffisantes pour exécuter le modèle PETROTOX; toutefois, les déclarations du fabricant européen confirment une gamme de valeurs de toxicité, en général inférieures ou égales à 1 mg/L. Par conséquent, la moyenne des données modélisées des fractions adaptées à l'eau de la substance portant le n° CAS 64741-59-9 (0,07 mg/L) a été utilisée pour représenter la valeur critique de toxicité (VCT) de ces gazoles restreints aux industries.

Milieu terrestre

La dose létale médiane aiguë par voie orale (DL₅₀) chez les rats était de 3 200 mg/kg (API, 1982, 1985a). Puisqu'il n'y a eu aucune étude sur l'exposition par inhalation des gazoles restreints aux industries au-delà des durées d'exposition aiguë, les données analogues à d'autres gazoles, y compris les carburants, ont été prises en compte. La toxicité aiguë par inhalation chez les rats était de 3 350 à 5 400 mg/m³ dans l'air (API, 1986a, b). À l'autopsie, les principaux effets observés étaient une inflammation marquée à la fois des voies respiratoires et des poumons (CONCAWE, 1996). On s'attend à ce que les animaux sauvages réagissent de la même manière s'ils sont exposés à ces mêmes niveaux de ces substances; par conséquent, 3 350 mg/m³ sera utilisé pour la valeur critique de la toxicité par inhalation pour les mammifères non humains.

Évaluation de l'exposition écologique

Les estimations des rejets de ces gazoles ont été réalisées à l'aide de données sur les volumes transportés par chaque mode défini dans les soumissions en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999) (Environnement Canada, 2009). Les estimations des pertes en mer ont été établies en se fondant sur les renseignements provenant de la côte est du Canada élaborés par le Risk Management Research Institute (RMRI, 2007), en plus des données sur les déversements de la base de données en ligne sur les déversements d'Environnement Canada (Environnement Canada, 2011).

Milieu aquatique

Des scénarios de rejet ont été élaborés pour des rejets des navires à l'eau dans le cas du chargement seulement, car il est probable qu'il s'agisse de la source principale de rejet d'après des renseignements confidentiels reçus en réponse à l'article 71 de la LCPE (1999) (Environnement Canada, 2009). Il n'y a pas eu d'autres moyens de transport ou rejets dans l'eau examinée.

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

Pour les scénarios de chargement, le volume d'eau en contact avec le produit pétrolier proviendra de la zone à risque 1, comme cette région comprend des opérations de chargement à Whiffen Head et à la raffinerie de pétrole de Come By Chance à Terre-Neuve-et-Labrador (RMRI, 2007). La zone d'une nappe de pétrole établie au sein de zones de danger autour de Terre-Neuve-et-Labrador a été estimée pour des plages de volumes de

pétrole précises, à l'aide de modèles de dispersion des déversements dans l'océan. Ensuite, le volume d'eau contaminée a été estimé en multipliant la zone par 10 pour représenter les dix premiers mètres d'eau. Ces estimations partent du principe que toute l'eau a été contaminée de la même manière par la substance pétrolière déversée. Ce travail a été élaboré initialement pour le pétrole brut, mais il peut s'appliquer aux mazouts lourds, car ils présentent une densité similaire.

Dans le cas du chargement des gazoles sur les navires, on estime que 144 L (122 kg) de gazole pourraient être perdus lors d'un chargement normal. Cela équivaut à 1 baril (États-Unis), et on estime que ce volume déversé sera en contact avec $40 \times 10^6 \text{ m}^3$ d'eau (tableau A5.12 de l'annexe 5). La concentration dans l'eau qui en résulte serait de 0,003 mg/L ($1,22 \times 10^8 \text{ mg} / 4,0 \times 10^{10} \text{ L}$), ce qui est considéré comme la concentration environnementale estimée (CEE) pour le chargement de navire.

Milieu terrestre

Les quantités de ces gazoles transportées par camion étaient trop petites pour justifier une évaluation de l'exposition.

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). Pour chaque organisme paramètre, une estimation du potentiel d'effets nocifs et une concentration estimée sans effet (CESE) ont été déterminées. La CESE correspond à la plus faible valeur critique de toxicité pour l'organisme d'intérêt divisée par un facteur d'évaluation pertinent. Un facteur d'évaluation de 100 a été utilisé pour tenir compte de l'extrapolation des données modélisées sur la toxicité aiguë aux effets chroniques sur le terrain. Une concentration environnementale estimée (CEE) a également été déterminée. Un quotient de risque (QR = CEE/CESE; tableau 3) 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. Dans le cas du chargement des gazoles sur les navires, la CEE pour un déversement moyen, telle qu'elle est calculée ci-dessus, est de 0,003 mg/L; la valeur moyenne modélisée pour la fraction adaptée à l'eau a été utilisée en tant que valeur critique de toxicité.

Tableau 3. Le quotient de risque calculé pour les gazoles restreints aux industries (n° CAS 64741-59-9 et 64741-82-8).

Moyen	Organisme	CEE	VCT	Facteur d'évaluation	CESE	Quotient de risque
Eau de mer (chargement du navire)	<i>Rhepoxynius abronius</i>	0,003 mg/L	0,07 mg/L	100	0,0007 mg/L	4,3

Pour produire un quotient de risque de 1, un déversement en milieu marin lors du chargement devrait être supérieur à 33 L, compte tenu du scénario présenté ici. Seulement quatre déversements en milieu marin enregistrés au Canada entre 2000 et 2009 étaient de ce volume ou plus, donc moins d'un déversement par année devrait être potentiellement dangereux.

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

Les propriétés physiques et chimiques des gazoles pourraient augmenter le potentiel de risque des gazoles pour le milieu aquatique. Les produits raffinés légers, comme le carburant diesel et le mazout n° 2 (et ces gazoles) sont des fractions de coupe étroite qui ont une faible viscosité et qui se propagent rapidement en de minces pellicules. À titre d'huiles à faible viscosité moyennement persistantes, les distillats légers ont tendance à se disperser facilement dans la colonne d'eau avec la douce action des vagues. Par conséquent, ils ont le plus grand potentiel de se mélanger verticalement par rapport aux autres types de pétrole, ce qui crée un plus grand risque de dissolution — à la fois pour les pellicules et les gouttelettes en dispersion dans la colonne d'eau. Les fractions hydrosolubles sont dominées par les HAP bicycliques et tricycliques, ce qui peut avoir une incidence sur la vie aquatique. Par conséquent, les déversements de distillats légers ont le plus grand potentiel d'avoir une incidence sur les colonnes d'eau (RNC, 2003). Une grande différence entre la substance portant le n° CAS 64741-59-9 et le mazout n° 2 Le problème avec le carburant diesel c'est qu'il présente une plus forte teneur en substances aromatiques, soit de 61 à 80 %, alors que le mazout n°2 non a une teneur en substances aromatiques d'environ 25 % et celle du carburant diesel peut aller jusqu'à 37 %. Cela peut avoir une incidence majeure sur la toxicité de ce gazole par rapport aux carburants finis et mélangés, car la toxicité augmente à mesure que la fraction aromatique augmente (tableau A2.1 de l'annexe 2).

D'après les résultats d'AOPWIN (2008), tous les composants des gazoles se dégraderont rapidement par l'entremise d'interactions avec les radicaux hydroxyles présents dans l'air. En ce qui a trait à la modélisation de la biodégradation primaire et ultime, les cycloalcanes bicycliques C₁₅–C₂₀, les polycycloalcanes C₁₄–C₂₂, les cycloalcanes monoaromatiques C₁₀–C₂₀, les cycloalcanes aromatiques à deux cycles C₁₅, et les cycloalcanes diaromatiques C₁₂–C₁₅ présents dans ces gazoles atteignent les critères de persistance dans l'eau, le sol et les sédiments (demi-vie dans le sol et l'eau ≥ 182 jours, et demi-vie dans les sédiments ≥ 365 jours). Les cycloalcanes représentent une portion relativement petite (de 8 à 10 %) des gazoles. Il n'y a pas de renseignements détaillés sur la teneur précise en aromatiques de ces gazoles; toutefois, la substance portant le n° CAS 64741-59-9 peut en comprendre jusqu'à 80 % (en volume), qui comprendrait les substances aromatiques persistantes indiquées ici. Par conséquent, on s'attend à ce que ces gazoles contiennent une quantité importante de composants qui atteignent les critères de persistance dans le sol, l'eau et les sédiments, tels qu'ils sont définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

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

En général, les poissons peuvent métaboliser les composés aromatiques. Des structures aromatiques représentatives de gazoles avec un potentiel de bioaccumulation élevé, seul un cycloalcane diaromatique comportant 20 atomes de carbone a été bioaccumulable (c.-à-d. un FBC ou FBA > 5 000). Cette structure contient un groupe fonctionnel isoalkylique qui pourrait nuire à la biotransformation. Il existe des preuves démontrant que l'alkylation augmente la bioaccumulation de naphthalène (Neff *et al.*, 1976, Lampi *et al.*, 2010), mais on ne sait pas si cela peut être généralisé à des HAP plus gros ou si une augmentation potentielle de la bioaccumulation causée par l'alkylation sera suffisante pour dépasser les critères canadiens.

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

En général, les poissons peuvent métaboliser les composés aromatiques. Toutefois, il existe des preuves que le fluoranthène est très bioconcentré dans les mollusques. Il est possible que ces composants bioaccumulables atteignent des niveaux toxiques dans les organismes si l'exposition est constante, continue et d'une ampleur suffisante; toutefois, cela est peu probable dans la colonne d'eau à la suite d'un scénario de déversement en raison de la dispersion relativement rapide.

Comme le montre le tableau A5.13 (annexe 5), certains composants peuvent satisfaire à la fois aux critères de persistance et de bioaccumulation du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*. Il s'agit notamment des cycloalcanes bicycliques comportant 15 atomes de carbone, des polycycloalcanes comportant 14 et 22 atomes de carbone, et des cycloalcanes monoaromatiques comportant de 15 à 20 atomes de carbone. En ce qui concerne les invertébrés, le fluoranthène, qui a un potentiel de bioaccumulation élevé chez les mollusques, est aussi persistant dans les sédiments, ce qui pourrait mener à une exposition de longue durée. D'après la modélisation de la fugacité de niveau III de cette substance (tableau A5.1), le fluoranthène devrait se répartir dans les sédiments lorsqu'il est rejeté dans l'eau, où il peut s'accumuler dans les invertébrés benthiques ayant une faible capacité métabolique. Toutefois, la proportion de fluoranthène dans ces gazoles est faible. En outre, étant donné qu'il y a eu en moyenne quatre déversements par année de diesel, de mazout léger et de distillat de pétrole de 2000 à 2009, dont seulement une fraction des deux gazoles qui sont en cours d'évaluation dans le présent rapport, on s'attend à ce que les déversements des gazoles dans l'eau pendant les activités de chargement ne soient pas nocives 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. Il est conclu que les gazoles restreints aux industries (numéros de CAS 64741-59-9 et 64741-82-8 ne satisfont à aucun des critères énoncés aux alinéas 64a) et 64b) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE (1999)], car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions qui peuvent avoir un effet nuisible immédiat ou à long terme sur l'environnement ou sa diversité biologique, ou qui constituent ou peuvent constituer un danger pour l'environnement essentiel pour la vie.

Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement

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

Toute modélisation des propriétés physiques et chimiques d'une substance ainsi que des caractéristiques de persistance, de bioaccumulation et de toxicité est fondée sur les structures chimiques. Ces gazoles ne peuvent pas être représentés par une structure

chimique unique, car ils sont classés UVCB. La composition chimique précise des substances portant les n^{os} CAS 64741-59-9 et 64741-82-8 est variable et n'est pas bien définie. Le nombre, l'identité et la proportion des composés formant les différents gazoles portant le même n^o CAS peuvent varier grandement en fonction des conditions d'exploitation, des charges d'alimentation et des unités de traitement. Par conséquent, aux fins de la modélisation, un ensemble de structures représentatives offrant des estimations pour toute la gamme de composants susceptibles d'être présents a été trouvée. Plus précisément, ces structures ont été utilisées pour évaluer le devenir et les propriétés dangereuses des gazoles. Étant donné que le même nombre d'atomes de carbone et type de composant peuvent être associés à plusieurs structures représentatives, il est reconnu que des incertitudes liées à la structure existent pour cette substance. Dans le cas présent, on a utilisé les propriétés physiques et chimiques de 24 structures représentatives pour estimer le comportement général de ces gazoles, afin de représenter l'échelle attendue en ce qui concerne les caractéristiques physiques et chimiques. Étant donné le nombre élevé de permutations probables du type et du pourcentage des structures des gazoles, il existe des incertitudes concernant les résultats associés à la modélisation.

Des incertitudes découlent de la variabilité des données sur les déversements. Les données disponibles sur les déversements ne font habituellement pas état des valeurs pour chaque substance précise par n^o CAS. Pour le transport maritime, Environnement Canada a déclaré des données sur des déversements pour des substances semblables à ces gazoles, plus précisément les mazouts, l'essence, le carburant diesel et le carburéacteur. Des données sur les déversements propres à ces gazoles restreints aux industries ne sont pas disponibles pour chaque mode de transport.

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

Les calculs de modélisation des FBA sont issus d'une grande base de données de valeurs mesurées de FBA des Grands Lacs pour des produits chimiques qui sont mal métabolisés (p. ex. des BPC). Dans le cas de la biotransformation métabolique, les prévisions modélisées des FBA sont généralement conformes aux FBA mesurés chez les poissons. 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 qui a 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.

L'importance et l'incidence de la bioaccumulation sont propres aux espèces et sont fonction d'une variété de facteurs, tels que les espèces, leur taille et les conditions environnementales. À l'heure actuelle, il n'y a pas de données sur le terrain relatives à des

études de la bioaccumulation des gazoles restreints aux industries en tant que classe. Par conséquent, la prévision des effets repose sur la modélisation des FBA des structures représentatives, d'après des données de répartition obtenues en laboratoire.

Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

Évaluation de l'exposition

La caractérisation de l'exposition des substances pétrolières restreintes aux industries est axée sur les rejets fugitifs. 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, 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 ne contribuent pas normalement au potentiel d'exposition de la population générale au Canada.

En raison de la volatilité relativement faible des gazoles restreints aux industries (voir le tableau 1), ainsi que des règlements visant à limiter les rejets potentiels pendant la manipulation des substances pétrolières (voir l'annexe 3), l'exposition non professionnelle de la population en général découlant du chargement ou du déchargement n'est pas prévue. Malgré la volatilité relativement faible, les émissions par évaporation des gazoles restreints aux industries pendant le transport (p. ex. durant le transport par bateau entre les installations), ainsi que lors des arrêts de chargement et de déchargement au port, se retrouveront dans l'air ambiant. À ce titre, l'inhalation est la principale voie d'exposition potentielle de la population générale à proximité de tels moyens de transport.

Par inhalation

Dans la mesure où des données de surveillance des gazoles dans l'environnement ne sont pas disponibles, les niveaux de vapeurs de gazoles dans l'air ambiant ont été estimés à l'aide de SCREEN3 (1996), un modèle gaussien de dispersion atmosphérique pour les évaluations préalables, basé sur le modèle Industrial Source Complex (pour évaluer les concentrations de polluants provenant de sources diverses dans un complexe industriel). Le facteur déterminant de la dispersion de l'air dans le modèle SCREEN3 est le vent. Le niveau d'exposition maximum calculé est sélectionné en fonction d'une matrice de données météorologiques intégrée offrant différentes combinaisons de conditions météorologiques, y compris la vitesse du vent, la turbulence et l'humidité. Ce modèle prédit directement les concentrations qui résultent des rejets de source ponctuelle, diffuse ou liée à un volume. Le modèle SCREEN3 donne les concentrations maximales d'une substance chimique à des niveaux de réception choisis et à différentes distances à partir d'une source de rejet pour une population donnée se trouvant à proximité de cette source du rejet, dans la direction du vent par rapport au vent courant, une heure après un rejet. Au cours d'une période de 24 heures, pour les émissions provenant de sources ponctuelles, la

concentration maximale pendant une heure (évaluée par la version 3 de ISC) est multipliée par un facteur de 0,4 pour tenir compte des orientations variables du vent. Il en ressort une estimation de la concentration dans l'air pour une exposition de 24 heures (USEPA, 1992). De même, en ce qui concerne les expositions qui se sont produites pendant l'année, on peut s'attendre à ce que la direction des vents dominants soit encore plus variable et diffère de la direction du vent pour un seul événement. Par conséquent, la concentration d'exposition maximale amortie pour une année est calculée en multipliant la concentration maximale pour une heure d'exposition par un facteur de 0,08. De tels facteurs d'échelle ne sont pas utilisés pour les émissions provenant de sources non ponctuelles. Toutefois, pour éviter la surestimation des expositions de sources diffuses, un facteur de mise à l'échelle de 0,2 a été utilisé pour obtenir les concentrations d'exposition annuelles à partir de la valeur maximale d'une heure d'exposition, obtenue avec le modèle SCREEN3. La liste détaillée des paramètres d'entrée pour le modèle SCREEN3 est présentée dans le tableau A6.1 (annexe 6). Il convient de noter que les estimations des concentrations quotidiennes sont considérées comme prudentes, car, en raison de sa conception, le SCREEN3 est un outil d'évaluation préalable prudent, utilisé comme méthode rapide pour estimer la dispersion atmosphérique de différentes substances chimiques.

À titre d'estimation prudente, les émissions par évaporation normales établies pour une journée du processus d'arrêt au port sont présumées provenir d'une zone définie plutôt que d'une source mobile (p. ex. le scénario d'exposition d'une journée utilisé pour représenter tous les 7 jours du processus d'arrêt typique au port est le scénario de la pire éventualité, où le navire est en port et stationnaire); par conséquent, les niveaux réels devraient être plus faibles, étant donné que la source de rejet se déplace pour une partie du processus d'arrêt au port de 7 jours (c.-à-d. lorsque le navire entre et quitte le port). Les émissions par évaporation normales estimatives des gazoles restreints aux industries dans l'air pendant le transport par navire (y compris la période où le navire est en port) sont d'environ 1 100 kg/année ou 3,2 kg/jour (tableau A6.2 de l'annexe 6). Le taux de rejet ($7,4 \times 10^{-5}$ g/s m²) est calculé en fonction de la perte de 3,2 kg/jour et la zone de rejet estimée de 50 m × 10 m. Ce taux de rejet ($7,4 \times 10^{-5}$ g/s m²) a été utilisé dans SCREEN3 pour déterminer les concentrations des vapeurs de gazoles dans l'air ambiant (SCREEN3, 1996). L'exposition à des gazoles évaporés se produira pendant un arrêt type d'une semaine dans un port.

Les concentrations maximales estimées de vapeurs de ces substances dans l'air ambiant pendant 24 heures sont présentées dans le tableau A6.3 (annexe 6). Pour obtenir une estimation prudente de l'exposition de la population générale à proximité de ces corridors de transport, la concentration à 1 000 m a été utilisée pour les concentrations des vapeurs de gazoles dans l'air ambiant provenant des émissions de vapeurs pendant le processus d'arrêt au port de 7 jours. La concentration maximale dans l'air ambiant à 1 000 m a été estimée à 1,0 µg/m³.

En raison de l'utilisation d'une valeur des émissions de gaz d'évaporation à partir d'une source ponctuelle plutôt que d'un navire mobile, de la mise en place d'un récepteur à 1 000 m de la source de rejets ainsi que de la nature prudente de la modélisation SCREEN3, l'estimation de la concentration d'exposition pour la population en général est considérée comme prudente.

Évaluation des effets sur la santé

Les effets sur la santé des deux gazoles restreints aux industries (n^{os} CAS 64741-59-9 et 64741-82-8) ont été évalués principalement à l'aide de données propres à ces deux numéros CAS. Cependant, étant donné le nombre restreint d'études réalisées précisément sur l'évaluation des effets sur la santé des gazoles restreints aux industries pour certains paramètres ou voies d'exposition, d'autres gazoles de l'ASP qui présentent des similarités ayant trait aux procédés ainsi qu'aux propriétés physiques et chimiques ont aussi été pris en compte. Comme les propriétés physico-chimiques des gazoles restreints aux industries et des autres gazoles sont semblables, leurs propriétés toxicologiques sont probablement semblables également. Les données relatives aux effets sur la santé ont donc été regroupées et utilisées pour établir un profil toxicologique applicable à tous les gazoles. Par conséquent, les effets sur la santé des gazoles sont représentés à titre de groupe, et non par numéro CAS individuel.

L'annexe 7 comporte un résumé des renseignements disponibles relativement aux effets sur la santé des substances portant les n^{os} CAS 64741-59-9 et 64741-82-8 chez les animaux de laboratoire. Un résumé des principales études est présenté ci-dessous. La documentation relative aux effets sur la santé renvoie à divers échantillons de catégorie portant le n^o CAS 64741-59-9 sous le nom d'API 83-07, API 83-08, gazole léger MD-7, gazole léger Mobil et distillat léger à craquage catalytique. Différents échantillons de la substance portant le n^o CAS 64741-82-8 ont été mentionnés sous les appellations de gazole léger de cokéfaction Mobil, DGMK n^o 8 et distillat léger à craquage thermique.

Les gazoles ont une toxicité aiguë faible. Dans les études sur la toxicité aiguë, la substance API 83-07 a révélé une DL₅₀ orale de 3 200 mg/kg p.c. chez les rats femelles et une CL₅₀ par inhalation de 3 350 mg/m³ chez les rats mâles (API, 1982, 1985a, 1986a). Les substances API 83-07 et 83-08 ont montré une DL₅₀ cutanée supérieure à 2 000 mg/kg p.c. chez les lapins (API, 1982, 1985a, b). Une irritation cutanée légère à grave a été observée dans tous les cas d'exposition cutanée aiguë. Aucune étude de toxicité aiguë n'a été relevée pour la substance portant le n^o CAS 64741-82-8.

Dans les études de toxicité cutanée à court terme et subchronique des substances portant les n^{os} CAS 64741-59-9 et 64741-82-8, une irritation cutanée modérée à grave et une inflammation ont été observées chez les animaux de laboratoire à toutes les doses testées. Dans une étude à court terme dans laquelle des rates Sprague-Dawley enceintes ont été exposées à du gazole léger Mobil entre les jours de gestation 0 à 19 ou 6 à 15, une dose minimale avec effet nocif observé (DMENO) de 50 mg/kg p.c. par jour a été établie

d'après la diminution du gain de poids corporel maternel et du gain de poids (probablement en raison d'une baisse de la consommation d'aliments), ainsi qu'une irritation de la peau (Mobil, 1988a). Dans une étude de toxicité subchronique pendant laquelle des rats Sprague-Dawley mâles et femelles ont été exposés à la substance portant le n° CAS 64741-82-8 à raison de 5 jours par semaine pendant 13 semaines, une DMENO de 30 mg/kg p.c. par jour a été établie d'après l'augmentation du nombre de lymphocytes chez les femelles et une diminution de 10 % du poids du thymus chez les mâles (Mobil, 1991). Quatre autres études cutanées à court terme et subchroniques ont été recensées pour la substance portant le n° CAS 64741-59-9. Ces études ont révélé une diminution du poids du thymus et une augmentation du poids du foie chez les rats, ainsi que divers degrés d'irritation de la peau chez les rats et les lapins (API, 1985c, d; Mobil, 1985; Feuston *et al.*, 1994). Deux autres études cutanées à court terme et subchroniques ont été signalées pour la substance portant le n° CAS 64741-82-8. Un distillat léger à craque thermique a été appliqué sur la peau de rats femelles Sprague-Dawley enceintes à des doses de 15, 60, 250 ou 500 mg/kg p.c. par jour pendant les jours de gestation 0 à 19. Les effets sur les mères comme une irritation de la peau modérée à grave, de l'érythème, une desquamation, la gale et l'épaississement de la peau ont été observés à une dose non précisée (Mobil, 1988b). Dans la deuxième étude, des doses de 30, 125, 500 ou 2 000 mg/kg p.c. par jour ont été appliquées sur la peau de rats mâles et femelles Sprague-Dawley, à raison de 5 jours par semaine pendant 13 semaines. Une augmentation du poids relatif du foie a été observée à la dose 125 mg/kg p.c. par jour (Feuston *et al.*, 1994).

Des études à exposition répétée visant à évaluer les effets sur la santé de l'inhalation des gazoles restreints aux industries n'ont pas été recensées. Donc, les niveaux d'effet critique ont été obtenus à partir d'études des effets sur la santé des gazoles connexes (tel qu'il est indiqué ci-dessus). Dans une étude à doses répétées à court terme (quatre semaines) sur rats Sprague-Dawley mâles et femelles exposés à la substance portant le n° CAS 64742-80-9 (distillat moyen hydrodésulfuré), la dose de 25 mg/m³ a été identifiée comme la CMENO d'après les changements microscopiques dans les tissus nasaux et une inflammation subaiguë de la muqueuse respiratoire (API, 1986c). Une augmentation du nombre de leucocytes (environ 30 %) a également été observée, mais aucun changement macroscopique correspondant n'a été observé à l'autopsie. Dans le cadre d'une étude sur la toxicité subchronique par inhalation à exposition répétée d'un autre gazole (no CAS 68334-30-5; carburant diesel), la dose de 250 mg/m³ a été identifiée comme la CMENO d'après la diminution du poids corporel et l'augmentation du temps de réaction à l'essai d'inhibition du réflexe de sursaut, à tous les niveaux d'exposition chez les rats mâles et femelles Sprague-Dawley exposés à raison de 2 jours par semaine pendant 13 semaines, mais aucun changement histologique correspondant n'a été constaté dans le système nerveux (Lock *et al.*, 1984). Par conséquent, on a déterminé que les doses de 25 et 250 mg/m³ correspondent, respectivement, aux niveaux d'effets critique par inhalation à court terme et subchronique, pour les gazoles restreints aux industries.

Les substances portant les n°s CAS 64741-59-9 et 64741-82-8 ont été évaluées dans un nombre limité d'essais de génotoxicité *in vitro* et *in vivo*. *In vivo*, les substances API 83-07 et API 83-08 n'ont eu aucune incidence sur l'index mitotique des cellules de moelle osseuse de rat dans deux essais cytogénétique (API, 1985e, 1986d), mais la substance API

83-07 s'est révélée positive pour l'échange de chromatides sœurs chez les souris (API, 1989a). Aucune étude *in vivo* n'a été recensée pour la substance portant le n° CAS 64741-82-8. *In vitro*, le gazole léger MD-7 a révélé un index de mutagénicité de 14 lors d'un essai d'Ames modifié, et contenait 8,7 % de composés aromatiques polycycliques (Nessel *et al.*, 1998). Des résultats positifs pour les deux substances, soit l'API 83-07 (avec activation métabolique) et l'API 83-08 (avec et sans activation métabolique) ont également été observés dans l'analyse du lymphome de la souris (API, 1985f, g). Des résultats équivoques pour un essai d'échange de chromatides sœurs ont été observés pour l'API 83-07, avec et sans activation métabolique (API, 1988). La substance portant le n° CAS 64741-82-8 a présenté des résultats positifs dans un test d'Ames modifié dans deux études différentes (Blackburn *et al.*, 1984, 1986; Conaway *et al.*, 1984; DGMK, 1991).

Par conséquent, les gazoles restreints aux industries démontrent un potentiel génotoxique, comme en font foi les résultats positifs dans les essais *in vivo* et *in vitro* pour l'échange de chromatides sœurs des cellules de lymphomes de souris et des tests d'Ames. Cependant, en raison du nombre restreint d'expériences réalisées pour les deux substances des présents n°s CAS, les autres gazoles hautement prioritaires de l'ASP ont également été pris en compte. Le potentiel de génotoxicité de ces deux gazoles restreints aux industries est appuyé par l'ensemble de la base de données sur la génotoxicité des autres gazoles, même s'il est reconnu que les résultats étaient variables en fonction de la substance testée et de l'essai utilisé. Dans l'ensemble, les gazoles, notamment les substances portant les n°s CAS 64741-59-9 et 64741-82-8, démontrent un potentiel génotoxique.

En ce qui concerne le potentiel cancérigène des gazoles restreints aux industries, les substances portant les n°s CAS 64741-59-9 et 64741-82-8 ont été classées dans la catégorie 2 des substances cancérigènes (R45 : *peut causer le cancer*) par la Commission européenne (ESIS, 2008). Le Système général harmonisé de classification et d'étiquetage des produits chimiques des Nations Unies a classé ces substances dans la catégorie 1B pour la cancérigénicité (H350 : *pouvant causer le cancer*) (Commission européenne, 2008a). Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) a également indiqué que la substance portant le n° CAS 64741-59-9 présente des preuves suffisantes observées chez les animaux de laboratoire *quant à la cancérigénicité, conformément au groupe 2A* (probablement cancérigène pour l'homme). *Les données étayant cette conclusion ont été prises en considération lorsque « exposition professionnelle dans le secteur du raffinage du pétrole » a été classée comme un cancérigène du groupe 2A* (probablement cancérigène pour l'homme), *bien que la substance portant le n° CAS 64741-59-9 n'était pas directement affectée à un groupe carcinogène du CIRC comme telle* (CIRC, 1989a). *D'autres gazoles ont été classés par le CIRC comme des cancérigènes du groupe 3 (inclassables quant à leur cancérigénicité pour les humains)* (CIRC, 1989b, c).⁴

Le potentiel cancérigène par exposition cutanée de la substance portant le n° CAS 64741-59-9 a été analysé dans le cadre d'études multiples sur des souris à la peau peinte. On a noté une augmentation statistiquement significative du nombre de souris ayant des

⁴ Cette catégorie est plus couramment utilisée pour les agents, mélanges et circonstances d'exposition pour lesquels la preuve de la cancérigénicité est inadéquate pour les humains et inadéquate ou limitée chez les animaux de laboratoire.

tumeurs cutanées après qu'elles aient été exposées de façon chronique au gazole léger MD-7 à une dose de 343 mg/kg p.c. par jour, qui correspond à la plus faible dose testée (Nessel *et al.*, 1998). Les types de tumeurs et les effets associés étaient uniformes dans toutes les études différentes, les carcinomes squameux présentant la plus grande incidence, suivis des fibrosarcomes et des papillomes (Skisak *et al.*, 1994; Broddle *et al.*, 1996; Nessel *et al.*, 1998). Une étude a étudié les activités d'initiation et de promotion de la tumeur du distillat léger à craquage catalytique (Skisak *et al.*, 1994). Des tumeurs de la peau se sont formées chez 93 % des souris lorsque des distillats légers à craquage catalytique ont été utilisés comme agents promoteurs de la croissance de tumeurs, mais seulement 30 % des souris présentaient des tumeurs lorsqu'ils ont été utilisés comme agent initiateur de tumeurs. Dans l'ensemble, les résultats indiquent que la substance portant le n° CAS 64741-59-9 peut présenter des preuves importantes d'activité cancérigène et de promotion de tumeurs lorsqu'elle est appliquée de manière chronique sur la peau des souris.

Le potentiel cancérigène par exposition cutanée de la substance portant le n° CAS 64741-82-8 a été évalué à titre de substance d'essai mélangée avec trois autres gazoles. Les souris ont été exposées par voie cutanée à 1 389 mg/kg p.c. du mélange de substances, à raison de deux fois par semaine pendant 80 semaines. À 80 semaines, 98 % des souris exposées avaient développé des tumeurs cutanées (ARCO, 1980a,b, 1981). Toutefois, il est difficile d'imputer un effet cancérigène à la substance portant le n° CAS 64741-82-8 en se basant sur cette étude, étant donné que la substance a été administrée en combinaison avec trois autres substances.

En ce qui concerne le potentiel tumorigène des gazoles, il est reconnu qu'ils peuvent présenter une concentration importante de composants tumorigènes, comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques, et que l'importance de cette fraction peut varier selon la nature et la quantité des diluants utilisés ainsi qu'en fonction des opérations de craquage qu'a pu subir ou non ce constituant résiduel. Le gouvernement du Canada a mené une évaluation des risques pour la santé humaine portant sur cinq hydrocarbures aromatiques polycycliques, évaluation qui consistait en un examen critique des données pertinentes dans le cadre du programme des substances d'intérêt prioritaire. En se basant principalement sur les essais biologiques de cancérigénicité sur des modèles animaux, on a qualifié ces hydrocarbures aromatiques polycycliques de substances *probablement cancérigènes pour l'homme*, c'est-à-dire des substances qu'on croit poser un risque d'effet nocif quel que soit le niveau d'exposition (Canada, 1994). En raison du manque d'exposition aux gazoles, l'évaluation de la contribution des composants de gazoles à l'activité cancérigène dépasse la portée de la présente évaluation.

Le potentiel des substances portant les n°s CAS 64741-59-9 et 64741-82-8 de nuire à la reproduction et au développement a aussi été évalué. Les seules DMENO disponibles sur la reproduction ou le développement pour les gazoles ont été relevées pour la substance portant le n° CAS 64741-59-9 et ont été observées uniquement à la plus forte dose testée. Le gazole Mobil a présenté une DMENO sur la reproduction de 1 000 mg/kg p.c. par jour d'après l'augmentation des résorptions après l'application de la substance sur la peau des rats entre le jour 6 et le jour 15 de la gestation (Feuston *et al.*, 1994). Dans une étude

similaire, une DMENO de 1 000 mg/kg p.c. par jour a été établie pour la toxicité pour le développement, d'après la diminution statistiquement importante du poids corporel des fœtus, après que des rates enceintes aient été exposées à la substance par voie cutanée pendant les jours de gestation 0 à 6 et 6 à 15 (le poids corporel des fœtus présentait également une tendance à la baisse dans le groupe exposé à une dose de 500 mg/kg p.c. par jour pendant les jours de gestation 0 à 19) (Mobil, 1988a). Trois études menées sur la substance portant le n° CAS 64741-82-8 n'ont révélé aucun effet sur le développement ou la reproduction lorsqu'elle était appliquée sur la peau des rats. Les doses variaient de 15 à 2 000 mg/kg p.c. par jour (Mobil, 1988b, 1991; Feuston *et al.*, Toutes les autres études portant sur les gazoles hautement prioritaires de l'APS administrés par voie cutanée ou par inhalation ont produit des résultats négatifs à toutes les doses/concentrations mises à l'essai. Les données dont on dispose indiquent que, lorsqu'ils sont appliqués à des animaux de laboratoire par inhalation ou par voie cutanée pendant la gestation, les gazoles restreints aux industries ne présentent pas une toxicité importante pour le développement ou la reproduction.

Aucune documentation relative aux études épidémiologiques chez les humains portant sur les gazoles restreints aux industries n'a été relevée. Cependant, l'examen des études qui ont évalué les autres gazoles ont révélé un rapport de cas mettant en cause l'exposition cutanée répétée au diesel, donnant lieu à des effets néfastes sur la santé, y compris l'insuffisance rénale (Crisp *et al.*, 1979). Par ailleurs, une étude cas-témoins sur des hommes cancéreux a révélé une corrélation entre le cancer de la prostate et des expositions en milieu professionnel pour les carburants diesel. Toutefois, il n'y avait aucune preuve d'une relation dose-réponse positive (Siemiatycki *et al.*, 1987). En raison des facteurs de confusion et des données limitées, les éléments de preuve recueillis lors de ces études sont considérés comme étant insuffisants pour tirer une conclusion sur les effets de l'exposition humaine à des gazoles.

Caractérisation des risques pour la santé

Les gazoles restreints aux industries ont été établis comme étant hautement prioritaires aux fins d'intervention lors de la catégorisation de la Liste intérieure des substances (LIS), car on estime qu'ils présentent le plus grand potentiel d'exposition pour les particuliers au Canada et un risque élevé pour la santé humaine. Un effet critique pour la catégorisation initiale des gazoles restreints aux industries était la cancérogénicité, basé principalement sur les classifications par des organismes internationaux. Ces substances ont été classées par la Commission européenne comme étant des cancérogènes de catégorie 2 (ESIS, 2008), par le Système général harmonisé de classification et d'étiquetage des produits chimiques comme étant des cancérogènes de catégorie 1B (Commission européenne, 2008a) et par le Centre International de recherche sur le Cancer (CIRC) comme étant des cancérogènes du groupe 2B (CIRC, 1989a, b, c). Plusieurs études sur le cancer menées sur des animaux de laboratoire ont révélé la formation de tumeurs cutanées après l'application répétée de la substance portant le n° CAS 64741-59-9 sur la peau de ces animaux (Skisak *et al.*, 1994; Broddle *et al.*, 1996; Nessel *et al.*, 1998). Ces dernières se sont avérées génotoxiques dans le cadre d'essais *in vivo* et *in vitro*. Il n'existe aucune étude sur la cancérogénicité par inhalation pour présenter le potentiel cancérogène de ces substances sur la population en général suite à une exposition par inhalation.

Les effets sur la santé à long terme des gazoles ont principalement été examinés par l'exposition par voie cutanée; cela est probablement attribuable en partie à sa volatilité relativement faible (tableau 1). Les études relatives aux effets sur la santé des rongeurs à partir desquelles les CMENO à court terme et subchroniques ont été sélectionnées (comme données représentatives pour les gazoles restreints aux industries) utilisaient toutes deux des méthodes artificielles (pulvérisateur et chaleur) pour générer des aérosols et augmenter les concentrations de ces substances dans l'air ambiant, soulignant par le fait même la faible volatilité de gazoles en général et indiquant que, dans des conditions normales, la volatilisation des gazoles restreints aux industries serait minime (c.-à-d. qu'elle ne donnerait pas lieu à d'importantes concentrations de vapeur dans l'air ambiant).

Étant donné que l'exposition potentielle de la population générale aux gazoles restreints aux industries est due principalement à l'inhalation de l'air ambiant contenant des vapeurs de gazoles, provenant des émissions par évaporation durant le transport, et que les estimations de la concentration d'air maximale ($1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$) sont considérées comme étant faibles, le risque pour la santé humaine est également considéré comme étant faible. L'estimation des concentrations dans l'air ambiant est très prudente et mise en évidence par l'hypothèse selon laquelle les émissions par évaporation journalières totales se produisent dans une zone géographique déterminée à partir d'une source ponctuelle fixe (sous des conditions normales d'exploitation, les émissions par évaporation proviennent principalement de sources mobiles; par conséquent, les rejets sont répartis dans une zone géographique étendue).

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

On ne disposait d'aucune donnée propre aux gazoles restreints aux industries en ce qui concerne les effets non cancérogènes (repérés chez les animaux de laboratoire) après l'exposition par inhalation. Par conséquent, les concentrations les plus faibles entraînant des effets sur la santé attribuables aux expositions par inhalation, déterminées à partir de l'ensemble de données toxicologiques sur des gazoles, ont été utilisées en tant que données représentatives pour les substances portant les n^{os} CAS 64741-59-9 et 64741-82-8. La CMENO à court terme définie à partir des données regroupées sur les gazoles était de 25 mg/m³, d'après une inflammation de la muqueuse respiratoire chez les rats Sprague-Dawley à la suite de quatre semaines d'expositions répétées et quotidiennes à la substance portant le n^o CAS 64742-80-9. La CMENO subchronique était de 250 mg/m³, d'après la diminution du poids corporel de rats et une augmentation du temps de réaction de l'essai acoustique d'inhibition du réflexe de sursaut après 13 semaines d'exposition à la substance portant le n^o CAS 68334-30-5. La comparaison de ces concentrations ayant un effet non cancérogène pour l'exposition par inhalation chez les rongeurs avec l'estimation de la concentration maximale dans l'air ambiant de 1,0 µg/m³ (en fonction de la concentration de vapeur dans l'air à 1 000 m d'une source d'émissions fixes) donne des marges d'exposition de 25 000 et 250 000 pour les effets à court terme et subchronique, respectivement. Ces marges d'exposition sont jugées adéquates pour tenir compte des incertitudes dans les bases de données sur l'exposition et les effets cancérogènes et non cancérogènes sur la santé, en particulier compte tenu de la nature très prudente de l'estimation de la concentration maximale d'air et de l'utilisation des seuils critiques les plus faibles selon les données toxicologiques regroupées sur les gazoles.

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

Les évaluations préalables de l'ASP étudient des substances de composition inconnue ou variable, produits de réaction complexes et matières biologiques (UVCB) composées d'un certain nombre de substances sous diverses proportions, en raison de la source de pétrole brut ou de bitume et de son traitement ultérieur. Des renseignements obtenus lors des activités de surveillance ou des limitations provinciales et territoriales 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, ou le total des composés organiques volatils dans l'air. Ces catégories de rejets sont trop grandes pour permettre d'identifier les substances UVCB comme la source. 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^o CAS, ni de définir la proportion de rejets attribuables à un n^o CAS individuel.

Il existe des incertitudes quant à l'ampleur de la prudence intégrée dans l'estimation de l'exposition des humains, car, en l'absence de données sur la surveillance de l'air ambiant pour les gazoles, la modélisation SCREEN3 a été utilisée pour dresser le profil de

dispersion de vapeur de gazoles. Les hypothèses du modèle SCREEN3 (voir les tableaux A6.1 et A6.2 dans l'annexe 6) contribuent également à ces incertitudes.

Il existe aussi des incertitudes dans les équations utilisées pour estimer les émissions par évaporation. Il est à noter que les émissions par évaporation pendant le transport peuvent varier selon l'étréitesse des conteneurs de transport, des réglages de la valve, des modes de chargement dans les terminaux (p. ex. par submersion, par éclaboussement ou par le bas) et l'utilisation d'un système d'équilibre de la vapeur. L'estimation des émissions de gaz d'évaporation ne tient pas compte de ces variables.

La composition chimique précise des substances portant les n^{os} CAS 64741-59-9 et 64741-82-8 n'est pas bien définie étant donné que les gazoles sont des UVCB. Le nombre, l'identité et la proportion des composants formant les différents gazoles portant le même n^o CAS peuvent varier grandement en fonction des conditions d'exploitation, des charges d'alimentation et des unités de traitement. Par conséquent, l'ensemble de données toxicologiques reflète cette variabilité. Pour cette raison, des doutes persistent concernant la caractérisation des risques pour la santé humaine, comme les données relatives aux effets sur la santé provenant d'études d'une classe particulière peuvent ne pas être entièrement représentatives de l'éventail des classes qui portent le même numéro CAS. La réalisation d'autres recherches par la communauté scientifique ou le secteur pétrolier pour élucider la composition exacte des substances pétrolières permettrait de mieux caractériser les risques potentiels pour la santé associés à une exposition potentielle à ces substances.

Il existe également des incertitudes quant à l'évaluation des risques en raison du fait que les études portant sur les expositions répétées par voie orale et par inhalation aux substances portant les n^{os} CAS 64741-59-9 et 64741-82-8 n'étaient généralement pas disponibles, et les études portant sur d'autres gazoles ont été occasionnellement utilisées aux fins de l'évaluation des effets sur la santé. À ce titre, pour calculer les marges d'exposition pour l'exposition par inhalation à ces substances, les données représentatives sur d'autres gazoles ont été utilisées, ce qui a introduit des incertitudes supplémentaires. Cependant, dans tous les cas pertinents, des hypothèses prudentes ont été émises concernant l'exposition et les effets sur la santé.

Une analyse complète du mode d'action concernant la tumorigénèse n'a pas été réalisée aux fins de la présente évaluation préalable des gazoles. Les différences inhérentes de sensibilité entre les animaux de laboratoire et les humains n'ont pas été prises en compte non plus.

Conclusion

D'après une comparaison des concentrations susceptibles d'entraîner des effets nocifs sur les organismes avec des niveaux d'exposition estimés, les gazoles mentionnés dans le présent rapport ont le potentiel d'avoir des effets nocifs sur la vie aquatique dans les eaux relativement exiguës entourant un quai de chargement. Toutefois, étant donné la faible fréquence des déversements de gazoles dans l'eau de mer pendant le chargement des navires (en moyenne <1 par année), les déversements de ces gazoles restreints aux industries ne devraient pas avoir des effets néfastes sur l'environnement.

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. Il est conclu que les gazoles restreints aux industries (numéros de CAS 64741-59-9 et 64741-82-8 ne satisfont à aucun des critères énoncés aux alinéas 64a) et 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.

À la lumière des renseignements présentés dans le présent document, on croit que les gazoles restreints aux industries (n^{os} CAS 64741-59-9 et 64741-82-8) contiennent une forte proportion de composés qui atteignent ou dépassent les critères de persistance définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE (1999).

À la lumière des marges d'exposition adéquates entre les niveaux d'effet critique et les estimations de la limite supérieure de l'exposition pour l'ensemble de la population, il est conclu que les gazoles restreints aux industries (n^{os} CAS 64741-59-9 et 64741-82-8) ne satisfont pas aux critères énoncés à l'alinéa 64c) de la LCPE (1999), car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Par conséquent, il est conclu que les gazoles restreints aux industries inscrits sous les n^{os} CAS 64741-59-9 et 64741-82-8 ne satisfont à aucun des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE (1999).

Références

- [AEROWIN] Aerosols 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
- Anderson, J.W., Neff, J.M., Cox, B.A., Tatem, H.E., Hightower, G.M. 1974. Characteristics of dispersions and water-soluble extracts of crude and refined oils and their toxicity to estuarine crustaceans and fish. *Mar. Biol.* 27:75-88.
- [AOPWIN] Atmospheric Oxidation Program for Microsoft Windows [modèle d'estimation]. 2008. Version 1.92a. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm
- [API] American Petroleum Institute. 1978. Mutagenicity evaluation of diesel fuel. Washington (DC) : API. API Medical Research Publication No.: 26-60102. [cité dans API, 2003b].
- [API] American Petroleum Institute. 1982. Acute oral toxicity study in rats. Acute dermal study in rabbits. Primary dermal irritation study in rabbits. Primary eye irritation study in rabbits. Dermal sensitization study in guinea pigs. API 83-07, light catalytically cracked distillate (CAS 64741-59-9). Washington (DC) : API. API Report No.: 33-30162. Washington (DC) : American Petroleum Institute. [cité dans API, 2003a].
- [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. Dermal sensitization study in guinea pigs. API 83-07, light catalytic cracked distillate, CAS No. 64741-59-9. Study conducted by Hazleton Laboratories America, Inc. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 33-30162. [cité dans CONCAWE, 1996; API, 2003a].
- [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 83-08, light catalytic cracked distillate, CAS No. 64741-59-9. Study conducted by Hazleton Laboratories America, Inc. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 32-32859. [cité dans CONCAWE, 1996; API, 2003a].
- [API] American Petroleum Institute. 1985c. 28-day dermal toxicity study in the rabbit. API 83-07 light catalytic cracked distillate (CAS 64741-59-9). Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 32-32751. [cité dans API, 2003a].
- [API] American Petroleum Institute. 1985d. 28-day dermal toxicity study in the rabbit. API 83-08, light catalytic cracked distillate (CAS 64741-59-9). Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 32-32753. [cité dans API, 2003a].
- [API] American Petroleum Institute. 1985e. Activity of API 83-08 in the acute *in vivo* cytogenetic assay in male and female rats, TEM CAS No. 51-18-3. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 33-30493. [cité dans API, 2003a].
- [API] American Petroleum Institute. 1985f. Mutagenicity evaluation of API 83-07 in the mouse lymphoma forward mutation assay. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Medicine and Biological Science Department Report No.: 32-32167. [cité dans API, 2003a].
- [API] American Petroleum Institute. 1985g. L5158Y TK+/- mouse lymphoma mutagenesis assay of API 83-08. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Medicine and Biological Science Department Report No.: 32-31709. [cité dans API, 2003a].

[API] American Petroleum Institute. 1986a. Acute inhalation toxicity evaluation in rats. API 83-07, light catalytic cracked distillate, CAS No. 64741-59-9. Study conducted by Hazleton Laboratories America, Inc. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 33-30549. [cité dans CONCAWE, 1996; API, 2003a].

[API] American Petroleum Institute. 1986b. Acute inhalation toxicity evaluation in rats. API 83-08, light catalytic cracked distillate, CAS No. 64741-59-9. Study conducted by Hazleton Laboratories America, Inc., Report No. 33-30444. Washington (DC) : American Petroleum Institute. [cité dans CONCAWE, 1996; API, 2003a].

[API] American Petroleum Institute. 1986c. Four week subchronic inhalation toxicity study in rats. Final report. API 81-07 hydrodesulfurized kerosene (petroleum) (CAS 64742-81-0); API 81-09 hydrodesulfurized middle distillate (petroleum) (CAS 64742-80-9); API 81-10 hydrodesulfurized middle distillate (petroleum) (CAS 64742-80-9). Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Health and Environmental Sciences Department Report No.: 33-32724. [cité dans API, 2003a].

[API] American Petroleum Institute. 1986d. Mutagenic evaluation in the rat bone marrow cytogenetic assay. API 83-07 light catalytic cracked distillate (CAS 64741-59-9). Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Health and Environmental Sciences Department Report No.: 33-30929. [cité dans API, 2003a].

[API] American Petroleum Institute. 1987. Comprehensive analytical analysis of API generic refinery streams. Washington (DC) : American Petroleum Institute. [cité dans CONCAWE, 1996].

[API] American Petroleum Institute. 1988. Sister chromatid exchange assay in Chinese hamster ovary (CHO) cells with API 83-07: light catalytic cracked distillate. Washington (DC): American Petroleum Institute. API Health and Environmental Sciences Department Report No.: 35-32432. [cité dans API, 2003a].

[API] American Petroleum Institute. 1989a. *In vivo* sister chromatid exchange assay with API 83-07 (light catalytic cracked distillate). Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 36-31429. [cité dans API, 2003a].

[API] American Petroleum Institute. 1989b. Twenty-four month dermal carcinogenesis/chronic toxicity screening bioassay of refinery streams in C3H/HeJ mice (AP-190R). Study conducted by Primate Research Institute, New Mexico State University, Las Cruces, NM. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No.: 36-33220.

[API] American Petroleum Institute. 2003a. High production volume (HPV) chemical challenge program. Robust summary of information on gas oils. Washington (DC) : American Petroleum Institute. 65 p. Accès : www.epa.gov/hpv/pubs/summaries/gasoilct/c14835rsa.pdf

[API] American Petroleum Institute. 2003b. High production volume (HPV) chemical challenge program. Robust summary of information on distillate fuels. Washington (DC) : American Petroleum Institute. Accès : www.epa.gov/hpv/pubs/summaries/gasoilct/c14835rsb.pdf

[ARCO] Atlantic Richfield Company. 1980a. Letter from Atlantic Richfield Company to US Environmental Protection Agency regarding information on Wellaid PG-100 with attachments. La Palma (CA) : Atlantic Richfield Company. NTIS New Document ID No. 88-8000327; NTIS/OTS0200616.

[ARCO] Atlantic Richfield Company. 1980b. Letter from Atlantic Richfield Company to US Environmental Protection Agency regarding information on the 37th week of the 80-week mouse painting projected study on ARCO LB-7979 and Provalent 4A. La Palma (CA) : Atlantic Richfield Company. NTIS New Document ID No. 86-8000075; NTIS/OTS0200616.

[ARCO] Atlantic Richfield Company. 1981. The carcinogenicity of two petroleum samples with cover letter dated 040181. La Palma (CA) : Atlantic Richfield Company. NTIS New Document ID No. 88-8100210; NTIS/OTS0200616.

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

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

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

Arnot, J.A., Gobas, F.A. 2003. A generic QSAR for assessing the bioaccumulation potential of organic chemicals in aquatic food webs. *QSAR Comb. Sci.* 22(3):337-345 [en ligne]. [réserve de consultation]. [consulté le 17 mars 2007]. Accès : www3.interscience.wiley.com/journal/104557877/home

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

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

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.

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

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.

Beliles, R.P., Mecler, F.J. 1983. Inhalation teratology of jet fuel A, fuel oil and petroleum naphtha in rats. In: MacFarland, H.N. (éd.) Proceedings of the symposium on the toxicology of petroleum hydrocarbons (Mai 1982). Washington (DC) : American Petroleum Institute. [cité dans ATSDR, 1995].

[BESC] Bureau européen des substances chimiques. 2000. IUCLID dataset for distillates (petroleum), light catalytic cracked (CAS RN 64741-59-9). Commission européenne, Bureau européen des substances chimiques. Accès : http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/IUCLID/data_sheets/64741599.pdf

[BioHCWin] Biodegradation Prediction of Petroleum Hydrocarbons, EPI Suite. 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. 2009. Version 4.10. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Blackburn, G.R., Deitch, R.A., Schreiner, C.A., Mehlman, M.A., Mackerer, C.R. 1984. Estimation of the dermal carcinogenic activity of petroleum fractions using a modified Ames assay. *Cell. Biol. Toxicol.* 1:67–80.

Blackburn, G.R., Deitch, R.A., Schreiner, C.A., Mackerer, C.R. 1986. Predicting carcinogenicity of petroleum distillation fractions using a modified *Salmonella* mutagenicity assay. *Cell. Biol. Toxicol.* 2:63–84.

Boethling, R.S., Howard, P.H., Beauman, J.A., Larosche, M.E. 1995. Factors for intermedia extrapolations in biodegradability assessment. *Chemosphere* 30(4):741–752.

Broddle, W.D., Dennis, M.W., Kitchen, D.N., Vernet, E.H. 1996. Chronic dermal studies of petroleum streams in mice. *Fundam. Appl. Toxicol.* 30:47–54.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Carlson, R.M., Oyler, A.R., Gerhart, E.H., Caple, R., Welch, K.J., Kopperman, H.L., Bodenner, D., Swanson, D. 1979. Implications to the aquatic environment of polynuclear aromatic hydrocarbons liberated from northern great plains coal. Environmental Research Laboratory de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (EPA 600/3-79-093).

[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>

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

Coast Guard. 1985. Chemical Hazard Response Information System (CHRIS): Hazard assessment handbook. Washington (DC) : U.S. Department of Transportation, U.S. Coast Guard. Commandant Instruction M.16465.12A.

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

Conaway, C.C., Schreiner, C.A., Cragg, S.T. 1984. Mutagenicity evaluation of petroleum hydrocarbons. *In*: MacFarland, H.N., MacGregor, J.A., Call, R.W., Lane, M.L. (éd.) *Advances in modern environmental toxicology*, vol. VI. Applied toxicology of petroleum hydrocarbons. Princeton (NJ) : Princeton Scientific Publishers. p. 89–107. [cité dans IARC, 1989a].

[CONCAWE] CONservation of Clean Air and Water in Europe. 1996. Gas oils (diesel fuels/heating oils). Prepared by CONCAWE's Petroleum Products and Health Management Groups. Bruxelles (Belgique) : CONCAWE. Product Dossier No. 95/107. 66 p.

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

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

Crisp, A.J., Bhalla, A.K., Hoffbrand, B.I. 1979. Acute tubular necrosis after exposure to diesel oil. *Br. Med. J.* 2:177.

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. Ottawa (Ont.) : Santé Canada. [mise à jour de la version 1988].

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

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

[DGMK] German Society for Petroleum and Coal Science and Technology. 1991. Middle distillates. Analytical investigations and mutagenicity studies. Hambourg (Allemagne) : DGMK. Research Report No.: 412-1 (mai). [cité dans CONCAWE, 1996; API, 2003a].

[BESC] Bureau européen des substances chimiques. 2000. IUCLID dataset for distillates (petroleum), light catalytic cracked (CAS RN 64741-59-9). Commission européenne, Bureau européen des substances chimiques. Accès : http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/existing-chemicals/IUCLID/data_sheets/64741599.pdf

[EMBSI] ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. 2004a. Fish, dietary bioaccumulation study, study no. 0400947. Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences Inc.

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

[EMBSI] ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. 2005a. Fish, dietary bioaccumulation study, study no. 0409547. Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences Inc.

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

[EMBSI] ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. 2005c. Fish, dietary bioaccumulation study, study no. 0523747. Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences Inc.

[EMBSI] ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. 2005d. Fish, dietary bioaccumulation study, study no. 0531047. Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences Inc.

[EMBSI] ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. 2006a. Fish, dietary bioaccumulation study, study no. 0674247. Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences Inc.

[EMBSI] ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. 2006b. Fish, dietary bioaccumulation test, study no. 0681647. Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences Inc.

[EMBSI] ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. 2007a. Fish, dietary bioaccumulation study, study no. 0796347T. Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences Inc.

[EMBSI] ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. 2007b. Fish, dietary bioaccumulation study, study no. 0796347C. Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences Inc.

[EMBSI] ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. 2008a. Fish, dietary bioaccumulation study, study no. 0711047. Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences Inc.

[EMBSI] ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. 2008b. Fish, dietary bioaccumulation study, study no. 0821047. Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences Inc.

[EMBSI] ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. 2008c. Fish, dietary bioaccumulation study, study no. 0818447. Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences Inc.

[EMBSI] ExxonMobil Biomedical Sciences Inc. 2009. Fish, dietary bioaccumulation study, study no. 0818447. Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences Inc.

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

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

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

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

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

- Environnement Canada. 2010. Registre environnemental de la LCPE. Liste des substances toxiques – Annexe 1. Accès : <http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?%20lang=Fr&n=0DA2924D-11lang=Fr&n=0DA2924D-1>
- Environnement Canada. 2011. Spill Line data report on petroleum product spills 2000-2009. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des urgences environnementales. Données non publiées.
- [EPI Suite] Estimation Programs Interface Suite for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2008. Version 4.0. 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] Fugacity Based Equilibrium Criterion Model. 2003. Version 2.02. Peterborough (Ont.) : Université Trent, Canadian Environmental Modeling Centre. Accès : www.trentu.ca/cemc/
- [ESIS] European Chemical Substances Information System [base de données sur Internet]. 2008. Base de données élaborée par le Bureau européen des substances chimiques (BESC). [consulté le 29 août 2011]. Accès : <http://esis.jrc.ec.europa.eu/>
- Commission européenne. 2008a. Details on substances classified in Annex VI to Regulation (EC) No 1272/2008 [base de données sur Internet]. Base de données élaborée par la Commission européenne. [consulté le 29 août 2011]. Accès : <http://esis.jrc.ec.europa.eu/index.php? PGM=cla>
- Commission européenne. 2008b. Rapport d'évaluation des risques de l'Union européenne. Coal-tar pitch, high temperature. CAS No.: 65996-93-2. EINECS No.: 266-028-2. Évaluation des risques. Environnement. Mai 2008. Luxembourg (Luxembourg) : Office des publications officielles des Communautés européennes. Accès : http://echa.europa.eu/documents/10162/13630/trd_rar_env_netherlands_pitch_en.pdf
- Evans, M.S., Landrum, P.F. 1989. Toxicokinetics of DDE, benzo(a)pyrene, and 2,4,5,2', 4',5'-hexachlorobiphenyl in *Pontoporeia hoyi* and *Mysis relicta*. *J. Great Lakes Res.* 15:589–600.
- Feuston, M.H., Low, L.K., Hamilton, C.E., Mackerer, C.R. 1994. Correlations of systemic and developmental toxicities with chemical component classes of refinery streams. *Fundam. Appl. Toxicol.* 22:622–630.
- Fingas, M. 2001. Basics of oil spill cleanup. 2^e éd. Boca Raton (FL) : CRC Press LLC. 233 p.
- Fox, K., Zauke, G.P., Butte, W. 1994. Kinetics of bioconcentration and clearance of 28 polychlorinated biphenyl congeners in zebrafish (*Brachydanio rerio*). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 28(1):99–109.
- Gobas, F., Clark, K., Shiu, W., Mackay, D. 1989. Bioconcentration of polybrominated benzenes and biphenyls and related superhydrophobic chemicals in fish: role of bioavailability and elimination into the feces. *Environ. Toxicol. Chem.* 8:231–245.
- Gossiaux, D.C., Landrum, P.F., Fisher, S.W. 1996. Effect of temperature on the accumulation kinetics of PAHs and PCBs in the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. *J. Great Lakes Res.* 22(2):379–388.
- Gustafson, J.B., Tell, J.G., Orem, D. 1997. Selection of representative TPH fractions based on fate and transport considerations. Vol. 3. Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series, Association for Environmental Health and Sciences Foundation. 109 p. Accès : www.aehsfoundation.org/publications.aspx
- Hardy, R., Mackie, P., Whittle, K., McIntyre, A. 1974. Discrimination in the assimilation of *n*-alkanes in fish. *Nature* 252:577–578.

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.

[HENRYWIN] Henry's Law Constant Program for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 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 (C.-B.) : Levelton Consultants Ltd.

[HYDROWIN] Aqueous Hydrolysis Fate Program for Windows. 2008. Version 2.00. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

[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. Fuel oils. *IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risks Hum.* 45:239–270.

[IARC] IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks in Humans. 1989c. Diesel fuels. *IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risks Hum.* 45:219–238.

Jimenez, B.D., Cirimo, C.P., McCarthy, J.F. 1987. Effects of feeding and temperature on uptake, elimination and metabolism of benzo(a)pyrene in the bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). *Aquat. Toxicol.* 10:41–57.

[JNITE] Japanese National Institute of Technology and Evaluation [base de données sur Internet]. 2010. Official Bulletin of Economy, Trade and Industry. [consulté en septembre 2010]. Accès : <http://www.nite.go.jp/index-e.html>

Jonsson, G., Bechmann, R.K., Bamber, S.D., Baussant, T. 2004. Bioconcentration, biotransformation, and elimination of polycyclic aromatic hydrocarbons in sheepshead minnows (*Cyprinodon variegatus*) exposed to contaminated seawater. *Environ. Toxicol. Chem.* 23:1538–1548.

Khan, A.A., Coppock, R.W., Schuler, M.M. 2001. Effects of multiple exposures of small doses of Pembina Cardium crude oil and diesel in rats. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 40:418–424.

[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] Octanol-Water 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

Koyama, J., Uno, S., Kohno, K. 2004. Polycyclic aromatic hydrocarbon contamination and recovery characteristics in some organisms after the *Nakhodka* oil spill. *Mar. Poll. Bull.* 49:1054–1061.

Lampi, M., 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.

- Lee, W.Y., Winters, K., Nicol, J.A.C. 1978. The biological effects of the water-soluble fractions of a no. 2 fuel oil on the planktonic shrimp, *Lucifer faxoni*. *Environ. Pollut.* 15:167–183.
- Lock, S., Dalbey, W., Schmoyer, R., Griesemer, R. 1984. Chemical characterization and toxicologic evaluation of airborne mixtures: inhalation toxicology of diesel fuel obscurant aerosol in Sprague-Dawley rats. Final report, phase 3: subchronic exposures. Oak Ridge (TN) : Oak Ridge National Laboratory. Report No.: ORNL/TM-9403. [cité dans ATSDR, 1995].
- 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, 1996].
- Lyman, W., Reehl, W., Rosenblatt, D. 1990. Handbook of chemical property estimation methods. Washington (DC) : American Chemical Society.
- MacLean, M.M., Doe, K.G. 1989. The comparative toxicity of crude and refined oils to *Daphnia magna* and *Artemia*. Manuscript Report EE-111. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada. 72 p. [cité dans Environnement Canada, 2010].
- McCain, B.B., Hodgins, H.O., Gronlund, W.D., Hawkes, J.W., Brown, D.W., Myers, M.S. 1978. Bioavailability of crude oil from experimentally oiled sediment to English sole *Parophrys vetulus*. *J. Fish Res. Board. Can.* 35(5):657–664.
- McCarthy, J.F., Jimenez, B.D., Barbee, T. 1985. Effect of dissolved humic material on accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons: Structure-activity relationships. *Aquat. Toxicol.* 7:145–156.
- McKee, R.H., Amoroso, M.A., Freeman, J.J., Pryzgoda, R.T. 1994. Evaluation of the genetic toxicity of middle distillate fuels. *Environ. Mol. Mutagen.* 23:234–238.
- McLeese, D.W., Burridge, L.E. 1987. Comparative accumulation of PAHs in four marine invertebrates. In: Capuzzo IM, Kester DR, editors. Oceanic processes in marine pollution. Malabar (FL) : Kirger RE. p.109-118 [cité dans Commission européenne, 2008b].
- [Mobil] Mobil Oil Corporation. 1985. Thirteen week dermal administration of light cycle oil to rats. Study No. 20535. Princeton (NJ) : Mobil Oil Corporation, Environmental and Health Science Laboratory. [cité dans API, 2003a].
- [Mobil] Mobil Oil Corporation. 1988a. Light cycle oil developmental toxicity screen in rats. Study No. 50511. Princeton (NJ) : Mobil Oil Corporation, Environmental and Health Science Laboratory. [cité dans API, 2003a].
- [Mobil] Mobil Oil Corporation. 1988b. Developmental toxicity study in rats exposed dermally to coker light gas oil (CLGO). Study No. 61998. Princeton (NJ) : Mobil Oil Corporation, Environmental and Health Science Laboratory. [cité dans API, 2003a].
- [Mobil] Mobil Oil Corporation. 1991. Thirteen week dermal administration of Beaumont coker light gas oil to rats. Final report of Study No. 61996. Princeton (NJ) : Mobil Oil Corporation, Environmental and Health Science Laboratory. [cité dans API, 2003a].
- [MPBPWIN] Melting Point Boiling Point Vapour Pressure for Windows. 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

- Muijs, B., Jonker, M.T.O. 2010. A closer look at bioaccumulation of petroleum hydrocarbon mixtures in aquatic worms. *Environ. Toxicol. Chem.* 29:1943–1949.
- [NCI] National Chemical Inventories [base de données sur CD-ROM]. 2006. Numéro 1. 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.
- Nessel, C.S., Priston, R.A., McKee, R.H., Cruzan, G., Riley, A.J., Hagermann, R., Plutnick, R.T., Simpson, B.J. 1998. A comprehensive evaluation of the mechanism of skin tumourigenesis by straight-run and cracked petroleum middle distillates. *Toxicol. Sci.* 44:22–31.
- Newsted, J.L., Giesy, J.P. 1987. Predictive models for photoinduced acute toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons to *Daphnia magna*, Strauss (Cladocera, crustacean). *Environ. Toxicol. Chem.* 6:445–461.
- Nfon, E., Cousins, I.T., Broman, D. 2008. Biomagnification of organic pollutants in benthic and pelagic marine food chains from the Baltic Sea. *Sci. Total Environ.* 397:190–204. [cité dans Lampi *et al.*, 2010].
- Niimi, A., Palazzo, V. 1986. Biological half-lives of eight polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Wat. Res.* 20(4):503–507.
- [NRC] National Research Council. 2003. Oil in the sea III: inputs, fates, and effects. Washington (DC) : National Academy Press. 114 p.
- [OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2009. Emission scenario document on transport and storage of chemicals. (OECD series on emission scenario documents No. 24). ? Accès : [http://www.oecd.org/officialdocuments/displaydocumentpdf?cote=env/jm/mono\(2009\)26&doclanguage=en](http://www.oecd.org/officialdocuments/displaydocumentpdf?cote=env/jm/mono(2009)26&doclanguage=en)
- Oliver, B., Niimi, A. 1988. Trophodynamic analysis of polychlorinated biphenyl congeners and other chlorinated hydrocarbons in the Lake Ontario ecosystem. *Environ. Sci. Technol.* 22:388–397.
- 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, California. Washington (DC) : American Petroleum Institute. p. 103–113. [cité dans Potter et Simmons, 1998].
- Peterson, G.I., Kristensen, P. 1998. Bioaccumulation of lipophilic substances in fish early life stages. *Environ. Toxicol. Chem.* 17:1385-1395.
- [PETROTOX] Modélisation sous forme de tableur servant à calculer le degré de toxicité des hydrocarbures pétroliers pour les organismes aquatiques. 2009. Version 3.04. Bruxelles (Belgique) : CONservation of Clean Air and Water in Europe (CONCAWE). [réserve de consultation]. ? Accès : www.concawe.be/Content/Default.asp?PageID=241
- Potter, T., Simmons, K. 1998. Composition of petroleum mixtures. Vol. 2. Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series, Association for Environmental Health and Sciences Foundation. 109 p. Accès : www.aehsfoundation.org/publications.aspx
- [RMRI] Risk Management Research Institute. 2007. Quantitative assessment of oil spill risk for the south coast of Newfoundland and Labrador. St. John's (T.-N.-L.) : RMRI (Canada). Rapport préliminaire présenté à Transports Canada.

- Rossi, S.S., Anderson, J.W., Ward, G.S. 1976. Toxicity of water-soluble fractions of four test oils for the polychaetous annelids, *Neanthes arenaceodentata* and *Capitella capitata*. *Environ. Pollut.* 10:9–18.
- Salazar-Coria, L., Amezxua-Allieri, M.A., Tenorio-Torres, M., Gonzales-Marcias, C. 2007. Polyaromatic hydrocarbons (PAHs) and metal evaluation after a diesel spill in Oaxaca, Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 79:462–467.
- Salem, H., Katz, S.A. (éd.) 2006. Inhalation toxicology. 2^e éd. Boca Raton (FL) : CRC Press, Taylor & Francis Group.
- [SCREEN3] Screening Tool Program for Windows [modèle de dépistage]. 1996. Version 4.10. Research Triangle Park (NC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Air Quality Planning and Standards, Emissions, Monitoring, and Analysis Division. Accès : www.epa.gov/scram001/dispersion_screening.htm
- [SENES] SENES Consultants Limited. 2009. Review of current and proposed regulatory and non-regulatory management tools pertaining to selected petroleum substances under the Chemicals Management Plan. Report to Health Canada. Richmond Hill (Ont.) : SENES.
- [Shell] Shell Trading International Limited. 2011. Distillates (petroleum), light thermal cracked - CAS 64741-82-8 Safety Data Sheet. [consulté le 14 octobre 2011]. Accès : http://www-static.shell.com/static/shipping_trading/downloads/trading_shipping/msds/in_country/uk_stasco/distillates_petroleum_light_thermal_cracked_64741-82-8_stl_en.pdf
- Siemiatycki, J., Dewar, R., Nadon, L., Gerin, M., Richardson, L., Wacholder, S. 1987. Associations between several sites of cancer and twelve petroleum-derived liquids. *Scand. J. Work Environ. Health* 13:493–504.
- 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.* 102:82–87.
- [SPARC] Sparc Performs Automated Reasoning in Chemistry. 2007. [en ligne]. Environmental Protection Agency des États-Unis. Ecosystems Research Division.
- Stegeman, J.J., Teal, J.M. 1973. Accumulation, release and retention of petroleum hydrocarbons by the oyster *Crassostrea virginica*. *Mar. Biol.* 22:37–44.
- Takeuchi, I., Miyoshi, N., Mizukawa, K., Takada, H., Ikemoto, T., Omori, K., Tsuchiya, K. 2009. Biomagnification profiles of polycyclic aromatic hydrocarbons, alkylphenols and polychlorinated biphenyls in Tokyo Bay elucidated by $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ isotope ratios as guides to trophic web structure. *Mar. Pollut. Bull.* 58:663–671.
- Tolls, J., van Dijk, J. 2002. Bioconcentration of *n*-dodecane and its highly branched isomer 2,2,4,6,6-pentamethylheptane in fathead minnows. *Chemosphere* 47:1049-1057.
- [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>
- [UBTL] Utah Biomedical Testing Laboratory Inc. 1986. Twenty-eight day dermal toxicity study in rat on Watson Cherry point diesel fuel No. 2 (F-75-01). Study No. 60764. Salt Lake City (UT) : Utah Biomedical Testing Laboratory Inc. [cité dans API, 2003b].

[CEE-ONU] Commission économique des Nations Unies pour l'Europe. 2011. Système général harmonisé de classification et d'étiquetage des produits chimiques. 4^e éd. rév. [consulté le 14 octobre 2011]. Accès : http://www.unece.org/fr/trans/danger/publi/ghs/ghs_rev04/04files_f.html

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 1992. Screening procedures for estimating the air quality impact of stationary sources. Revised. Office of Air and Radiation, Office of Air Quality Planning and Standards. EPA-454/R-92-019. Accès : http://www.epa.gov/opptintr/exposure/pubs/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. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis. Report No.: EPA-820-B-95-005.

[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

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

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

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

[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

Yakata, N., Sudo, Y., Tadokoro, H. 2006. Influence of dispersants on bioconcentration factors of seven organic compounds with different lipophilicities and structures. *Chemosphere* 64:1885–1891.

Yang, H. 2001. NCUT (National Center for Upgrading and Technology) technical information.

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
Pétrole et gaz 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, gash 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, 1996) 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 gazoles restreints aux industries

Tableau A2.1.

Identité de la substance pour les gazoles

N° CAS	64741-59-9	64741-82-8
Nom dans la LIS	Distillats légers (pétrole), craquage catalytique	Distillats légers (pétrole), craquage thermique
National Chemical Inventories ^a	Distillats légers (pétrole), craquage catalytique	Distillats légers (pétrole), craquage thermique (AICS, EINECS, ESIS, IUCLID)
Groupe chimique (groupe de la LIS)	UVCB - produits organiques	UVCB - produits organiques
Principale classe chimique ou utilisation	Circuits de raffinage	Mazouts légers
Principale sous-classe chimique ^b	Combinaisons complexes d'alcane, de cycloalcanes, d'alcènes et d'hydrocarbures aromatiques (principalement aromatiques)	Combinaisons complexes d'alcane, de cycloalcanes et d'hydrocarbures aromatiques
Nombre d'atomes de carbone ^c	C ₉ à C ₂₅	C ₁₀ -C ₂₂
Contenu en substances aromatiques ^d (%)	61-80	57
Contenu en substances aliphatiques ^d (%)	Alcane 14 à 23 Cycloalcanes 8 à 10	43
Contenu en alcènes ^d (%)	0-3.7 ^d	0 ^c
Plage d'ébullition (°C)	179-382 ^e	160-370 ^c
Rapport entre les composés aromatiques et aliphatiques	20:80 ^{d, f}	43:57 ^{d, g}

Abréviations : AICS, Australian Inventory of Chemical Substances; LIS, liste intérieure des substances; EINECS, Inventaire européen des substances chimiques commerciales existantes; ESIS, European Chemical Substances Information System; IUCLID, International Uniform Chemical Information Database.

^a NCI (2006)

^b Comme elle fait partie de la catégorie des UVCB (substances de composition inconnue ou variable, produits de réactions complexes ou matières biologiques), cette substance n'est pas un composé chimique défini et elle peut donc être représentée par différentes structures.

^c CONCAWE (1996)

^d API (2003a)

^e ECB (2000)

^f Le rapport entre les composés aromatiques et aliphatiques déclaré pour la substance portant le n° CAS 64741-59-9 est basé sur l'échantillon de gazole léger Mobil.

^g Le rapport entre les composés aromatiques et aliphatiques déclaré pour la substance portant le n° CAS 64741-82-8 est basé sur l'échantillon de gazole léger de cokéfaction Mobil.

Tableau A2.2.

Propriétés physiques et chimiques des substances représentatives pour les gazoles (EPI Suite, 2008)^a

Classe chimique, nom et n° CAS	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa) ^b	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol) ^c
Alcanes				
C ₁₀ décane (124-18-5)	174,1 (expt.)	-29,7 (expt.)	191	5,2×10 ⁵ (expt.)
C ₁₅ pentadécane (629-62-9)	270,6 (expt.)	9,9 (expt.)	0,5 (expt.)	1,3×10 ⁶ (expt.)
C ₂₀ éicosane (112-95-8)	343,0 (expt.)	36,8 (expt.)	6,2×10 ⁻⁴ (expt.)	5,3×10 ⁶
Isoalcanes				
C ₁₀ 4-méthylnonane (17301-94-9)	165,7 (expt.)	-99 (expt.)	339	5×10 ⁴
C ₁₅ 2-méthyltétradécane (1560-95-8)	250,2	1,5	5,8	3,7×10 ⁵
C ₂₀ 3-Méthyl nonadécane (6418-45-7)	326,3	39,5	0,09	2,4×10 ⁶
Cycloalcanes monocycliques				
C ₁₀ butylcyclohexane (1678-93-9)	180,9 (expt.)	-74,7 (expt.)	180 (expt.)	2×10 ⁴
C ₁₅ nonylcyclohexane (2883-02-5)	282 (expt.)	-10 (expt.)	1,2 (expt.)	5,8×10 ⁴
Cycloalcanes bicycliques				
C ₉	167	-53	320,0	2100

<i>cis</i> -bicyclononane (4551-51-3)	(expt.)	(expt.)			
C ₁₅ pentaméthyl-décane	248	8,6	6,6		2,8×10 ⁴
C ₂₀ 2,4-diméthyl-octyl-2-décane	329	78	0,03		8,2×10 ⁴
Polycycloalcanes					
C ₁₄ hydrophénanthrène	255	21	4,5		8×10 ³
C ₁₈ hydrochrysène	316	66,4	0,004		6×10 ³
C ₂₂ hydropicène	365	117	0,003		4×10 ³
Substances aromatiques monocycliques					
C ₉ éthylméthylbenzène (25550-14-5)	165,2 (expt.)	-80,8 (expt.)	384 (expt.)		324,2
C ₁₅ <i>n</i> -nonylbenzène (1081-77-2)	280,5 (expt.)	-24 (expt.)	0,76 (expt.)		4 200
naphtalène (91-20-3)	218 (expt.)	80,2 (expt.)	11,3 (expt.)		44,6 (expt.)
C ₂₀ 1-benzyl 4,8-diméthyl dodécane 4-isopropylbiphényle	334,6 309	49,2 43,7	4 0,1		82 100 23,8
Cycloalcanes monoaromatiques					
Cycloalcanes diaromatiques					
C ₁₀ Cétaline (tétrahydronaphthalène) adonaphène (83-32-9)	207,6 (expt.) 279 (expt.)	-35,7 (expt.) 93,4 (expt.)	49,1 (expt.) 0,287 (expt.)		138 (expt.) 5,95
C ₁₅ 1-méthyl-octahydrophénanthrène éthylfluorène	321 284,8	89,5 50,9	0,0202 0,337		24,8 939
C ₂₀ éthylpédecylène-chrysène	374 351,3	119 115,7	0,0001 0,0279		102 1 710
Substances aromatiques bicycliques					

C ₁₅ 4-méthylphenanthrène (2531-84-2)	340	94	0,02		5 (expt.)
HAP à quatre cycles					
C ₁₆ fluoranthène (206-44-0)	348,0	107,8	1,2×10 ⁻³		0,9

Tableau A2.2 (suite) Propriétés physiques et chimiques des substances représentatives pour les gazoles (EPI Suite, 2008)^a

Classe chimique, nom et n° CAS	Log K _{oc}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L) ^d
Alcanes			
C ₁₀ décane (124-18-5)	5,01 (expt.)	2,2×10 ⁴	0,052 (expt.)
C ₁₅ pentadécane (629-62-9)	7,7	6,7	7,6×10 ⁻⁵ (expt.)
C ₂₀ éicosane (112-95-8)	10,2	5,9	0,002 (expt.)
Isoalcanes			
C ₁₀ 4-méthylnonane (17301-94-9)	5,2	3×10 ⁴	0,087
C ₁₅ 2-méthyltétradécane (1560-95-8)	7,6	6,6	0,003
C ₂₀ 3-méthylnonadécane (6418-45-7)	10*	8,8	1,1×10 ⁻⁵
Cycloalcanes monocycliques			
C ₁₀ butylcyclohexane (1678-93-9)	5,1	4,4	1,2
C ₁₅ nonylcyclohexane (2883-02-5)	7,5	4,6	0,004 (expt.)
Cycloalcanes bicycliques			
C ₉ cis-bicyclononane (4551-51-3)	3,7	3,0	19,3

Classe chimique, nom et n° CAS	Log K _{oc}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L) ^d
C ₁₅ pentaméthyldécane	6,3	5,5	0,05
C ₂₀ 2,4-diméthyl-octyl-2-décane	8,9	7,7	1,1×10 ⁻⁴
Polycycloalcanes			
C ₁₄ hydrophénanthrène	5,2	4,4	0,5
C ₁₈ hydrochrysène	6,2	5,3	0,03
C ₂₂ hydropicène	7,3	6,3	0,002
Substances aromatiques monocycliques			
C ₉ éthylméthylbenzène (25550-14-5)	3,6 (expt.)	2,93	74,6 (expt.)
C ₁₅ <i>n</i> -nonylbenzène (1081-77-2)	7,1 (expt.)	4,4	0,04
C ₂₀ 1-benzyl 4,8-diméthyl dodécane	8,78	5,67	0,0005
Cycloalcanes monoaromatiques			
C ₁₀ tétraline (tétrahydronaphthalène) 119-64-2	3,49 (expt.)	3,19	47 (expt.)
C ₁₅ méthyl-octahydrophénanthrène	5,40	4,43	0,37
C ₂₀ éthyl-dodécahydro-chrysène	6,91	5,74	0,00274
Substances aromatiques bicycliques			

Classe chimique, nom et n° CAS	Log K _{oe}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L) ^d
C ₁₀ naphthalène (91-20-3)	3,3 (expt.)	731	31 (expt.)
C ₁₅ 4-isopropylbiphényle	5,5 (expt.)	4,63	0,9
Cycloalcanes diaromatiques			
C ₁₂ acénaphthène (83-32-9)	3,92 (expt.)	3,70	2,534
C ₁₅ éthylfluorène	5,05	4,45	0,198
C ₂₀ iso-heptyl fluorène	7,44	5,68	0,0009
Substances aromatiques tricycliques			
C ₁₅ 4-méthylphenanthrène (2531-84-2)	4,9	2,6×10 ⁴	1,7
HAP à quatre cycles			
C ₁₆ fluoranthène (206-44-0)	5,2	4,5	0,3

^a Toutes les valeurs sont modélisées, sauf celles comportant un (expt.), indiquant une valeur expérimentale. Les modèles utilisés sont les suivants : MPBPWIN (version 1.43) pour le point de fusion, le point d'ébullition et la pression de vapeur; AEROWIN (version 1.01) pour le sous-refroidissement de la pression de vapeur liquide; HENRYWIN (version 3.20) pour les constantes de la loi de Henry; KOWWIN (version 1.67a) pour le log K_{oe}, KOCWIN (version 2.0) pour le log K_{co}; WSKOWWIN (version 1.41) pour la solubilité dans l'eau; et CONCAWE 1462 pour le sous-refroidissement de la solubilité liquide.

^b Cela correspond à la pression de vapeur maximale de la substance représentative; la pression de vapeur réelle comme composant d'un mélange sera plus faible, conformément à la loi de Raoult (la pression de vapeur totale d'un mélange idéal est proportionnelle à la somme des pressions de vapeur des fractions molaires de chaque composant). Les substances représentatives les plus légères composées de 15 atomes de carbone ont été choisies pour définir les valeurs minimales et maximales de la pression de vapeur.

^c Les constantes de la loi de Henry pour les substances représentatives comportant 20 atomes de carbone ont été calculées grâce au modèle HENRYWIN, version 3.10 de EPI Suite (2007), à l'aide du sous-refroidissement de la solubilité liquide et de la pression de vapeur liquide. Les données relatives à la

solubilité ont donné des valeurs anormalement élevées pour les substances dont la solubilité et de la volatilité sont négligeables.

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

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 définit les limites de rejets d'huile et de graisse, de phénol, de sulfures, d'azote ammoniacal et des matières totales en suspension, ainsi que les exigences relatives à l'analyse de la toxicité aiguë dans les effluents pétroliers finaux se déversant 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. les lignes directrices, les pratiques exemplaires) sont également prises dans les installations du secteur pétrolier pour réduire les rejets exceptionnels. 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 d'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 des déversements non détectés (SENES, 2009).

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

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

Annexe 4 : Estimation des rejets involontaires de déversements de carburant diesel dans l'environnement marin

Tableau A4.1. Données sur les déversements de carburant diesel, de mazout léger et de distillats de pétrole de 2000 à 2009 de la base de données sur les déversements d'Environnement Canada dans des sites marins sélectionnés (Environnement Canada, 2011)^a

Année	Volume moyen de déversements (litres)	Volume maximum de déversement unique (litres)	Volume moyen de déversements (litres)	Nombre de déversements signalés	% de déversements à volume inconnu	Volume total déversé connu (litres)	Volume total déversé extrapolé (en litres) ^b
2009	100	100	100	2	50	100	244
2008	-	-	-	1	100	-	144
2007	7	20	4	7	43	29	460
2006	1 700	1 700	1 700	2	50	1 700	1 844
2005	-	-	-	3	100	-	431
2004	46	91	46	5	60	92	523
2003	8	20	4	9	56	31	748
2002	29	57	29	7	71	59	777
2001	-	-	-	0	-	-	-
2000	-	-	-	0	-	-	-
Volume total déversé				36		2 010	5 169

^a Ne comprend pas les déversements dus à l'écrasement d'un aéronef, à une collision, à la glace ou au givre, aux conditions routières, à l'affaissement du sol ou à des actes de vandalisme.

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

Tableau A4.2a. Sources de rejets de carburant diesel, de mazout léger et de distillats de pétrole au Canada dans des sites marins sélectionnés, 2000 à 2009 (Environnement Canada, 2011)^a

Source	Nombre total de rejets	Volume total de rejets (litres)	Proportion du volume	Rejet moyen (en litres)
Autres véhicules automobiles	4	1 700	0,85	1 700
Autres installations industrielles	1	91	0,05	91
Inconnue	19	125	0,06	31
Autre embarcation	7	85	0,04	21
Terminal maritime	1	4	0,00	4

Pipeline	1	2	0,00	2
Camion-citerne	1	2	0,00	2
Navire-citerne	1	1	0,00	1
Autre	1	0	0,00	0
Total	36	2 010	1,00	144

^a Ne comprend pas les déversements dus à l'écrasement d'un aéronef, à une collision, à la glace ou au givre, aux conditions routières, à l'affaissement du sol ou à des actes de vandalisme.

Tableau A4.2b. Causes de rejets de carburant diesel, de mazout léger et de distillats de pétrole au Canada dans des sites marins sélectionnés, 2000 à 2009 (Environnement Canada, 2011)^a

Cause	Nombre total de rejets	Volume total de rejets (litres)	Proportion du volume	Rejet moyen (en litres)
Inconnue	23	1 734	0,86	248
Fuite de contenants	2	191	0,09	95
Déchargement	6	59	0,03	29
Autre	4	22	0,01	11
Fuite de valves ou de raccords	1	4	0,00	4
Total	36	2 010	1,00	144

^a Ne comprend pas les déversements dus à l'écrasement d'un aéronef, à une collision, à la glace ou au givre, aux conditions routières, à l'affaissement du sol ou à des actes de vandalisme.

Tableau A4.2c. Raisons des rejets de carburant diesel, de mazout léger et de distillats de pétrole au Canada dans des sites marins sélectionnés, 2000 à 2009 (Environnement Canada, 2011)^a

Raison	Nombre total de rejets	Volume total de rejets (litres)	Proportion du volume	Rejet moyen (en litres)
Inconnue	24	1 803	0,90	258
Erreur humaine	2	100	0,05	100
Vandalisme	1	91	0,05	91
Défaillance de l'équipement	4	10	0,00	3
Défaillance matérielle	1	4	0,00	4
Corrosion	1	2	0,00	2
Autre	2	0	0,00	0

Affaissement du sol	1	0	0,00	0
Total	36	2 010	1,00	144

^a Ne comprend pas les déversements dus à l'écrasement d'un aéronef, à une collision, à la glace ou au givre, aux conditions routières, à l'affaissement du sol ou à des actes de vandalisme.

Annexe 5 : Résultats de la modélisation des caractéristiques environnementales des gazoles restreints aux industries

Tableau A5.1. Résultats de la modélisation de la fugacité de niveau III pour les hydrocarbures de gazoles représentatifs (EQC, 2003)

Milieu de rejet (100 %)	Pourcentage de la substance répartie dans chaque milieu			
	Air	Eau	Sol	Sédiments
n-Alcanes				
C ₁₀				
Air	99,5	0,02	0,5	0,02
Eau	1,5	48,0	0,0	50,5
Sol	0,1	0,0	99,9	0,0
C ₁₅				
Air	98,4	0,01	1,5	0,1
Eau	0,01	8,7	0,0	91,3
Sol	0,1	0,0	99,9	0,02
C ₂₀				
Air	16,0	1,3	61,3	21,5
Eau	0,0	5,5	0,0	94,5
Sol	0,0	0,0	99,9	0,03
Isoalcanes				
C ₁₀				
Air	99,8	0,0	0,2	0,0
Eau	3,3	85,7	0,0	11,0
Sol	6,2	0,0	93,7	0,0
C ₁₅				
Air	99,0	0,0	1,0	0,01
Eau	0,01	9,6	0,0	90,4
Sol	0,04	0,0	99,9	0,01
C ₂₀				
Air	94,0	0,05	5,1	0,9
Eau	0,0	5,0	0,0	95,0
Sol	0,0	0,0	99,9	0,03
Cycloalcanes monocycliques				
C ₁₀				
Air	99,8	0,0	0,2	0,0
Eau	2,8	93,4	0,0	3,8
Sol	3,2	0,0	96,8	0,0
C ₁₅				
Air	97,3	0,03	2,3	0,4
Eau	0,01	7,0	0,0	93,0
Sol	0,0	0,0	99,9	0,02

Cycloalcanes bicycliques					
C ₉					
	Air	99,0	0,1	0,8	0,0
	Eau	4,7	87,0	0,0	8,3
	Sol	3,4	0,1	96,5	0,0
C ₁₅					
	Air	96,8	0,0	3,0	0,1
	Eau	0,05	6,0	0,0	94
	Sol	0,06	0,0	99,9	0,04
C ₂₀					
	Air	15,8	0,8	25,4	58,1
	Eau	0,0	1,3	0,0	98,7
	Sol	0,0	0,0	99,8	0,2
Polycycloalcanes					
C ₁₄					
	Air	93,1	0,2	6,0	0,8
	Eau	0,2	18,1	0,02	81,6
	Sol	0,03	0,0	99,9	0,03
C ₁₈					
	Air	7,7	0,6	60,4	31,2
	Eau	0,0	2,0	0,05	97,9
	Sol	0,0	0,0	99,8	0,2
C ₂₂					
	Air	3,0	0,05	91,8	5,2
	Eau	0,0	1,0	0,02	99,0
	Sol	0,0	0,0	99,7	0,3
Substances monoaromatiques					
C ₉					
	Air	99,4	0,3	0,3	0,0
	Eau	4,4	94,6	0,01	0,9
	Sol	1,0	0,08	98,9	0,0
C ₁₅					
	Air	98,4	0,05	1,1	0,4
	Eau	0,03	11,5	0	88,5
	Sol	0,0	0,0	100	0,01
C ₂₀					
	Air	92,1	0,1	0,0	1,5
	Eau	0,0	7,8	0,0	92,2
	Sol	0,0	0,0	100	0,02
Cycloalcanes monoaromatiques					
C ₁₀					
	Air	99,8	0,2	0,05	0,0

	Eau	2,02	97,8	0,0	0,1
	Sol	0,2	0,02	99,8	0,0
C₁₅					
	Air	81,4	1,7	1,5	15,4
	Eau	0,2	9,7	0,0	90,0
	Sol	0,0	0,0	100	0,04
C₂₀					
	Air	24,7	0,9	24,3	50
	Eau	0,01	1,8	0,01	98,2
	Sol	0,0	0,0	99,9	0,1
Substances aromatiques bicycliques					
C₁₀					
	Air	97,4	2,2	0,4	0,02
	Eau	1,3	98,0	0,8	0
	Sol	0,08	0,2	99,8	0
C₁₅					
	Air	89,9	4	1,3	4,8
	Eau	0,1	45,6	0,0	54,3
	Sol	0,0	0,0	100	0,0
Cycloalcanes diaromatiques					
C₁₂					
	Air	91,6	6,7	1,4	0,4
	Eau	0,4	94,1	0,01	5,5
	Sol	0,0	0,04	100	0,0
C₁₅					
	Air	92,6	4,2	1,7	1,5
	Eau	1,5	72,6	0,03	25,9
	Sol	0,0	0,0	100	0,0
C₂₀					
	Air	94,1	0,6	4,6	0,7
	Eau	0,1	44,8	0,0	55,1
	Sol	0,0	0,0	100	0,0
Substances aromatiques tricycliques					
C₁₅					
	Air	68,5	9,7	11,6	10,2
	Eau	0,1	48,7	0,02	51,2
	Sol	0,0	0,01	99,98	0,01
Substances aromatiques à quatre cycles					

C ₁₆					
	Air	13,1	4,7	58,1	24,1
	Eau	0,0	16,2	0,04	83,7
	Sol	0,0	0,0	99,9	0,1

Tableau A5.2. Données modélisées sur la dégradation primaire (BIOHCWIN, 2008; BIOWIN4, 2009) et ultime (BIOWIN3, 5 et 6, 2009; CATABOL; TOPKAT) des composants de gazoles

	Biodégradation primaire	
	BioHCWin (2008)^a (jours)	BIOWIN 4 (2009) Enquête d'experts^b
Alcanes		
C ₁₀ décane	8,6	4,18
C ₁₅ pentadécane	19	4,08
C ₂₀ éicosane	40	3,98
Isoalcanes		
C ₁₀ 4-méthylnonane	7,7	3,91
C ₁₅ 2-méthyltétradécane	17	3,81
C ₂₀ 3-méthylnonadécane	36	3,71
Cycloalcanes monocycliques		
C ₁₀ Butylcyclohexane	11,6	3,91
C ₁₅ nonylcyclohexane	25	3,81
Cycloalcanes bicycliques		
C ₉ cis-bicyclononane	56	3,67
C ₁₅ 2-isopentadécylène	88	3,55
C ₂₀ 2,4-diméthyl-2- décaline	250	3,56
Polycycloalcanes		
C ₁₄ hydrophénanthrène	117	3,57

	Biodégradation primaire	
	BioHCWin (2008)^a (jours)	BIOWIN 4 (2009) Enquête d'experts^b
C ₁₈ hydrochrysène	678	3,49
C ₂₂ hydropicène	4416	3,41
Substances monoaromatiques		
C ₉ éthylméthylbenzène	4,9	3,54
C ₁₅ 2-nonylbenzène	14	3,76
C ₂₀ tétradécylbenzène	31	3,66
Cycloalcanes monoaromatiques		
C ₁₀ tétraline	1,5	3,52
C ₁₅ méthyl-octa-hydrophéna ntrène	466	3,42
C ₂₀ éthyl-dodécahydro- chrysène	469	3,32
Substances aromatiques bicycliques		
C ₁₀ naphtalène	5,6	3,32
C ₁₅ 4-isopropylbiphényle	72,6	3,50
Cycloalcanes diaromatiques		
C ₁₂ acénaphène	18,8	3,49
C ₁₅ éthylfluorène	16,5	3,50
C ₂₀ iso-heptyl fluorène	40,9	3,33
HAP tricycliques		

	Biodégradation primaire	
	BioHCWin (2008)^a (jours)	BIOWIN 4 (2009) Enquête d'experts^b
C ₁₅ 2-méthylphénanthrène	24	3,50
HAP à quatre cycles		
C ₁₆ fluoranthène	191	2,85

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

	Biodégradation ultime					Demi-vie extrapolée par rapport au critère (jours)
	BIOWIN 3 (2009) Enquête d'experts^b	BIOWIN 5 (2009) Probabilité linéaire MITI^c	BIOWIN 6 (2009) Probabilité non linéaire MITI^c	CATABOL (2008) % DBO	TOPKAT (2004) Probabilité de biodégradabilité	
Alcanes						
C ₁₀ décane	3,48	0,69	0,87	100	1	< 182
C ₁₅ pentadécane	3,33	0,72	0,88	99,94	1	< 182
C ₂₀ éicosane	3,17	0,76	0,89	89	1	< 182
Isoalcanes						
C ₁₀ 4- méthylnonane	3,18	0,54	0,72	15,6	1	< 182
C ₁₅ 2- méthyltétradé- cane	3,03	0,57	0,75	91,11	1	< 182
C ₂₀ 3- méthylnonadé- cane	2,87	0,61	0,77	97,9	1	< 182
Cycloalcanes monocyclique s						
C ₁₀ Butylcyclo- hexane	3,19	0,55	0,70	9,0	1	< 182
C ₁₅ nonylcyclo- hexane	3,04	0,57	0,65	57,9	1	< 182

	Biodégradation ultime					Demi-vie extrapolée par rapport au critère (jours)
	BIOWIN 3 (2009) Enquête d'experts ^b	BIOWIN 5 (2009) Probabilité linéaire MITI ^c	BIOWIN 6 (2009) Probabilité non linéaire MITI ^c	CATABOL (2008) % DBO	TOPKAT (2004) Probabilité de biodégradabilité	
Cycloalcanes bicycliques						
C ₉ cis-bicyclo nonane	2,92	0,51	0,58	0	0,001	< 182
C ₁₅ 2-isopentadécylène	2,74	0,32	0,19	4,49	0	≥ 182
C ₂₀ 2,4-diméthyl-2-décalène	2,67	0,45	0,26	4,5	0	≥ 182
Polycycloalcanes						
C ₁₄ hydro-phénanthrène	2,77	0,39	0,24	0	0	≥ 182
C ₁₈ hydrochrysène	2,65	0,29	0,07	0	0	≥ 182
C ₂₂ hydropicène	2,54	0,19	0,02	0	0	≥ 182
Substances monoaromatiques						
C ₉ éthylméthylbenzène	2,78	0,37	0,44	10,67*	0,086	< 182
C ₁₅ 2-nonylbenzène	2,99	0,44	0,53	50,9	0,11	< 182
C ₂₀ tétradécylbenzène	2,84	0,47	0,56	90,6	0,001	< 182
Cycloalcanes monoaromatiques						
C ₁₀ tétralène	2,76	0,28	0,36	0,71	0,003	< 182
C ₁₅ méthyl-octahydro phénanthrène	2,61	0,19	0,13	0,91*	0	≥ 182
C ₂₀	2,46	0,10	0,04	0,7	0	≥ 182

	Biodégradation ultime					
	BIOWIN 3 (2009) Enquête d'experts ^b	BIOWIN 5 (2009) Probabilité linéaire MITI ^c	BIOWIN 6 (2009) Probabilité non linéaire MITI ^c	CATABOL (2008) % DBO	TOPKAT (2004) Probabilité de biodégradabilité	Demi-vie extrapolée par rapport au critère (jours)
éthyl(dodécahydro)chrysène						
Substances aromatiques bicycliques						
C ₁₀ naphtalène	2,33	0,40	0,45	3,2	0,001	< 182
C ₁₅ 4-isopropylbiphényle	2,71	0,19	0,15	12,16	0	≥ 182
Cycloalcanes diaromatiques						
C ₁₂ acénaphène	2,71	0,19	0,19	3,82	0	≥ 182
C ₁₅ éthylfluorène	2,70	0,15	0,10	1,03*	0	< 182
C ₂₀ iso-heptyl fluorène	2,47	-0,03	0,036	2,36*	0,916	< 182
HAP tricycliques						
C ₁₅ 2-méthylphénanthrène	2,70	0,26	0,16	21,23*	0,004	< 182
HAP à quatre cycles						
C ₁₆ fluoranthène	1,95	0,19	0,11	19,67*	0	≥ 182

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

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

^b Le résultat s'exprime par une valeur numérique de 0 à 5.

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

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

Tableau A5.3. Données modélisées sur la dégradation atmosphérique des structures représentatives des gazoles résultant de réactions avec les radicaux hydroxyyles (AOPWIN, 2008)

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

C ₁₅	0,3
Substances aromatiques à quatre cycles	
C ₁₆	0,4

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

Tableau A 5.4. Données expérimentales sur les facteurs de bioaccumulation des hydrocarbures aromatiques

	Référence; étude	Log K _{oe}	FBA Expérimental (L/kg poids humide)
Substances monoaromatiques			
C ₆ benzène	Zhou <i>et al.</i> , 1997 Saumon de l'Atlantique (fibres blanches); 96 h (fraction hydrosoluble de pétrole brut)	2,13 (expt.)	4
C ₇ toluène	Zhou <i>et al.</i> , 1997 Saumon de l'Atlantique (fibres blanches); 96 h (fraction hydrosoluble de pétrole brut)	2,73 (expt.)	11
C ₈ éthylbenzène	Zhou <i>et al.</i> , 1997 Saumon de l'Atlantique (fibres blanches); 96 h (fraction hydrosoluble de pétrole brut)	3,15 (expt.)	26
C ₈ xylènes	Zhou <i>et al.</i> , 1997 Saumon de l'Atlantique (fibres blanches); 96 h (fraction hydrosoluble de pétrole brut)	3,12 (expt.)	47
C ₉ isopropylbenzène	Zhou <i>et al.</i> , 1997 Saumon de l'Atlantique (fibres blanches); 96 h (fraction hydrosoluble de pétrole brut)	3,66 (expt.)	20
C ₉ propylbenzène	Zhou <i>et al.</i> , 1997 Saumon de l'Atlantique (fibres blanches); 96 h (fraction hydrosoluble de pétrole brut)	3,69 (expt.)	36
C ₉ éthylméthylebenzène	Zhou <i>et al.</i> , 1997 Saumon de l'Atlantique (fibres blanches); 96 h (fraction hydrosoluble de pétrole brut)	3,98 (expt.)	51
C ₉ triméthylbenzène	Zhou <i>et al.</i> , 1997 Saumon de l'Atlantique (fibres	3,66 (expt.)	74

	blanches); 96 h (fraction hydrosoluble de pétrole brut)		
Substances aromatiques bicycliques			
C ₁₀ naphthalène	Neff <i>et al.</i> , 1976 Mye; étude de laboratoire de 24 h (dispersion du mazout n° 2 dans l'eau)	3,30 (expt.)	2,3
C ₁₁ méthyl-naphthalène	Zhou <i>et al.</i> , 1997 Saumon de l'Atlantique (fibres blanches); étude de laboratoire de 96 h (fraction hydrosoluble de pétrole brut)	3,87 (expt.)	230
C ₁₁ 1-méthyl-naphthalène	Neff <i>et al.</i> , 1976 Mye; 24 h (dispersion de mazout n° 2 dans l'eau)	3,87 (expt.)	8,5
C ₁₁ 2-méthyl-naphthalène	Neff <i>et al.</i> , 1976 Mye; 24 h (dispersion de mazout n° 2 dans l'eau)	3,86 (expt.)	8,1
C ₁₂ diméthyl-naphthalène	Neff <i>et al.</i> , 1976: Mye; 24 h (dispersion de mazout n° 2 dans l'eau)	4,31 (expt.)	17,1
C ₁₃ triméthyl-naphthalène	Neff <i>et al.</i> , 1976: Mye; 24 h (dispersion de mazout n° 2 dans l'eau)	4,81	26,7
Substances aromatiques tricycliques			
C ₁₄ phénanthrène	Burkhard et Lukasewycz, 2000 Touladi; étude sur le terrain	4,57	87
C ₁₆ fluoranthène	Burkhard et Lukasewycz, 2000 Touladi; étude sur le terrain	5,23	1550

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

Tableau A5.5. Résumé des données empiriques sur les facteurs de bioconcentration aquatique pour différents HAP (adapté de la Commission européenne, 2008b)

Substance	Espèce	Temps d'exposition	FBC (L/kg poids humide)	Références
Poisson				
fluoranthène	<i>Pimephales promelas</i> (tête-	24 heures	9054	Weinstein et Oris, 1999

	de-boule)			
<i>Mollusques</i>				
fluoranthène	<i>Mytilus edulis</i> (moule bleue)	96 heures	5920	McLeese et Burrige, 1987
	<i>Mya arenaria</i> (mye)		4120	
<i>Crustacés</i>				
fluoranthène	<i>Daphnia magna</i> (cladocère)	24 heures	1742	Newsted et Giesy, 1987
	<i>Cragon septemspinosa</i> (crevette grise)	96 heures	180	McLeese et Burrige, 1987
<i>Polychètes</i>				
fluoranthène	<i>Nereis virens</i> (arénicole)	96 heures	720	McLeese et Burrige, 1987

Tableau A5.6. Prévisions des FBA et des FBC des structures représentatives des gazoles obtenues grâce au modèle trophique à trois niveaux d'Arnot-Gobas (2004) avec des corrections du taux de métabolisme (k_M) et de l'efficacité d'assimilation alimentaire (E_d)

		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 ₁₀ décane (124-18-5)	5,0 (expt.)	0,37 ^g	479	513
C ₁₅ pentadécane (629-62-9)	7,7	0,44 ^c	42	550
Isoalcanes*				
C ₁₀ 4-méthylnonane (17301-94-9)	5,2	0,13	1259	1584
C ₁₅ 2-méthyltétradécane (1560-95-8)	7,5	0,020 ^d	1148	181 970^q
Cycloalcanes monocycliques*				
C ₁₀ butylcyclohexane (1678-93-9)	5,1	0,13	1445	1820
C ₁₅ nonylcyclohexane (2883-02-5)	7,5	0,023 ^f	2630	22 909
Cycloalcanes bicycliques*				
C ₉ cis-bicyclononane (4551-51-3)	3,7	0,15	300	310
C ₁₅ pentaméthyldécane (2883-02-5)	6,5	0,04 ^h	2884	8511
Polycycloalcanes*				
C ₁₄ hydrophénanthrène	5,2	0,01 ⁱ	5888	8511
C ₁₈ hydrochrysène	6,2	0,45 ^j	1023	3548
C ₂₂ hydropicène	7,3	0,04 ^k	871	31 623
Substances aromatiques				

monocycliques*				
C ₉ éthylméthylbenzène (25550-14-5)	3,6	0,31	191	191
C ₁₅ <i>n</i> -nonylbenzène (1081-77-2)	7,1	0,01	4365	151 356
Cycloalcanes monoaromatiques*				
C ₁₀ tétraline (tétrahydronaphthalène) 119-64-2	3,5 (expt.)	0,00	214	562
C ₁₅ méthyloctahydrophénanthrène	5,6	0,13 ^m	2630	5445
C ₂₀ éthyl-dodécahydro-chrysène	6,9	0,08 ⁿ	1698	25 119
Substances aromatiques bicycliques*				
C ₁₀ naphthalène (91-20-3)	3,3	0,00	138	148
C ₁₅ 4-isopropylbiphényle	5,5	0,20 ^o	871	1175
Cycloalcanes diaromatiques*				
C ₁₂ acénaphtène (83-32-9)	3,92 (expt.)	0,10	275	380
C ₁₅ éthylfluorène	5,1	0,23	730	809
C ₂₀ iso-heptyl fluorène	7,4	0,06 ^p	501	26 915
Substances aromatiques tricycliques*				
C ₁₅ 4-méthylphenanthrène (2531-84-2)	4,9	0,20	789	851
Substances aromatiques à quatre cycles				
C ₁₆ fluoranthène (206-44-0)	5,2 (expt.)	0,13	516	563

^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 les tableaux A5.7a et A5.7b (annexe 5).

- ^c D'après les données sur la constante du taux métabolique pour le C₁₅ *n*-pentadécane.
^d D'après la constante du taux du FBC et du FBM du C₁₅ 2,6,10-triméthylsilyl dodécane.
^e D'après la constante du taux du C₉ 1,2,3-triméthylbenzène.
^f D'après les données sur la constante du taux métabolique pour l'octylcyclohexane.
^g D'après la constante du taux pour le *n*-octane.
^h D'après les données sur la constante du taux métabolique pour l'isopropyl-décane et la diisopropyl-décane.
ⁱ D'après les données de la constante du taux de l'isopropyl hydro-phénanthrène et du 1-méthyl-7-isopropylhydrophénanthrène.
^j D'après les données de la constante du taux d'octahydrochrysène, de perhydrochrysène et de hexahydrochrysène.
^k D'après les données de la constante du taux de dodécahydrochrysène.
^l D'après les données de la constante du taux de substances suivantes : octylbenzène décylbenzène.
^m D'après les données de la constante du taux d'octahydrophénanthrène.
ⁿ D'après les données de la constante du taux de dodécahydrochrysène.
^o D'après les données de la constante du taux de ethylbiphenyl.
^p D'après les données de la constante du taux de fluorène, à titre de scénario de la pire éventualité (le plus biodisponible).
^q Les valeurs en caractères gras correspondent à des FBA supérieurs ou égaux à 5 000, selon le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000a)

* Remarque : Les alcanes, les isoalcanes, les alcènes et les cycloalcanes bicycliques et les substances monoaromatiques composés de 20 atomes de carbone, ayant tous des valeurs de log K_{oe} supérieures à 8, ont été exclues de cette comparaison, car les prévisions modélisées peuvent être très incertaines pour les produits chimiques qui ont des valeurs du log K_{oe} estimées supérieures à 8 (Arnot et Gobas, 2003).
(expt.) = valeur expérimentale du log K_{oe}

Tableau A5.7a. Valeurs du FBC expérimentales pour des structures représentatives sélectionnées

	Log K _{oe}	Paramètre de l'étude	FBC ou FBM Mesuré (L/kg poids humide)	FBC prévu ^a (L/kg poids humide)		FBA prévu ^a (L/kg poids humide)		Référence; espèce
				Conditions de l'étude ^b	Poissons du niveau trophique intermédiaire ^c	Conditions de l'étude ^b	Poissons du niveau trophique intermédiaire ^c	
Alcanes								
C ₈ octane ^h	5,18 (expt.)	FBC _{és} ¹	530	537	490	560	537	JNITE, 2010; carpe
C ₁₂ <i>n</i> -dodécane ^h	6,1 (expt.)	FBC _{és} ¹	240	240	794	251	1950	Tolls et van Dijk, 2002; tête-de-boule
C ₁₅ <i>n</i> -pentadécane	7,71	FBC _{és} ¹	20	21	18	100	112	CITI, 1992; carpe
C ₁₅ <i>n</i> -pentadécane	7,71	FBC _{és} ¹	26	27	23	162	182	JNITE, 2010; carpe
C ₁₆ <i>n</i> -hexadécane ^h	8,20	FBC _{és} ¹	46	47	41	1778	1995	CITI, 1992; carpe
C ₁₆	3,15	FBC _{és} ¹	20	20	20	21	21	JNITE,

<i>n</i> -hexadécane ^h	(expt.)							2010; carpe
Isoalcanes								
C ₁₅ 2,6,10-triméthylsilyl dodécane ^h	7,49	FBC _{és} ¹	152	151 1 000 ^d	85 575 ^d	490 16 595 ^d	575 47 863 ^d	EMBSI, 2006a; truite arc-en-ciel
C ₁₅ 2,6,10-triméthylsilyl dodécane ^h	7,49	FBM _{cinétiq} _{ue}	0,97 ^f	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2004a; 2005b; truite arc-en-ciel
Cycloalcanes monocycliques								
C ₆ cyclohexane ^h	3,44 (expt.)	FBC _{és} ¹	77	77	89	77	89	CITI, 1992; carpe
C ₇ 1-méthylcyclohexane ^h	3,61 (expt.)	FBC _{és} ¹	240	190*	275*	229*	426*	CITI (1992); carpe
C ₈ éthylcyclohexane ^h	4,56 (expt.)	FBC _{és} ¹	2529	1622*	2344*	4467*	5495*	CITI, 1992; carpe
C ₁₄ <i>n</i> -octylcyclohexane ^h	7,0	FBM _{cinétiq} _{ue}	0,06	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2006a; FBM chez la truite arc-en-ciel
Cycloalcanes bicycliques								
C ₁₀ trans-décaline ^h	4,20	FBC _{és} ¹	2200	724*	1072*	1288*	1660*	CITI, 1992; carpe
C ₁₀ cis-décaline ^h	4,20	FBC _{és} ¹	2500	724*	1072*	1288*	1660*	CITI, 1992; carpe
C ₁₃ isopropyldécaline ^h	5,50	FBM _{cinétiq} _{ue}	0,02	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2006a; FBM chez la truite arc-en-ciel
C ₁₆ di-isopropyldécaline ^h	6,85	FBM _{cinétiq} _{ue}	0,1	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2008a; FBM chez la truite arc-en-ciel
Polycycloalcanes								
C ₁₇	6,5	FBM _{cinétiq}	0,45	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI,

isopropylhydr ophénanthrène ^h		ue						2006b; FBM chez la truite arc-en-ciel
C ₁₈ 1-méthyl-7- isopropyl- hydro- phénanthrène ^h	7,0	FBM _{cinétiq} ue	0,35	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2008a; FBM chez la truite arc-en-ciel
C ₁₈ perhydrochrys ène ^h	6,0	FBM _{cinétiq} ue	0,38	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2008b; FBM chez la truite arc-en-ciel
Substances monoaromati ques								
C ₉ 1,2,3- triméthylbenz ène ^h	3,66 (expt.)	FBC _{és} ¹	133 ^e	135	155	135	155	CITI (1992); carpe
C ₁₀ 1,2,3- diéthylbenzè ne ^h	3,72 (expt.)	FBC _{és} ¹	516 ^e	245*	355*	309*	427*	CITI (1992); carpe
C ₁₁ 1-méthyl-4- tertbutylbenzè ne ^h	3,66 (expt.)	FBC _{és} ¹	< 1,0	214*	309*	263*	263*	JNITE (2010); carpe
C ₁₄	6,3 (expt.)	FBM _{cinétiq} ue	0,02 ^f	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2007a, 2007b; FBM chez la truite arc-en-ciel et la carpe
C ₁₆ décylbenzène ^h	7,4 (expt.)	FBM _{cinétiq} ue	0,18	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2005d; FBM chez la truite arc-en-ciel
Cycloalcanes monoaromati ques								
C ₁₀ tétraline	3,49 (expt.)	FBC _{és} ¹	230	145*	214*	166*	562*	CITI, 1992; carpe
C ₁₄ octahydrophé nanthrène ^h	5,9	FBC _{és} ¹	3418	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2005d; FBC chez la truite arc-en-ciel
C ₁₄	5,9	FBM _{cinétiq}	0,13	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI,

octahydrophé nanthène ^h		¹ ue						2009; FBM chez la truite arc- en-ciel
C ₁₈ dodécahydroc hrysène ^h	6,00	FBC _{és} ¹	4588	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2008c; truite arc- en-ciel
C ₁₈ dodécahydroc hrysène ^h	6,00	FBM _{cinétiq} ¹ ue	0,17	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2010a; FBM chez la truite arc-en-ciel
Substances aromatiques bicycliques								
C ₁₀ naphtalène	3,30 (expt.)	FBC _{és} ¹	94	95*	138*	105*	148*	JNITE, 2010; carpe
	3,30 (expt.)	FBC _{és} ¹	93 ^e	95*	138*	105*	148*	CITI, 1992; carpe
C ₁₁ 2- méthylnapht alène ^h	3,86 (expt.)	FBC _{és} ¹ FBM _{cinétiq} ¹ ue	2 886 ^e 3 930 ^f	2884*	s.o.	2884*	s.o.	Jonsson <i>et al.</i> , 2004; mené tête- de-mouton
C ₁₂ 1,3- diméthylnapht halène ^h	4,42 (expt.)	FBC _{és} ¹ FBM _{cinétiq} ¹ ue	4 039 ^e 5 751 ^f	4073	s.o.	4073	s.o.	Jonsson <i>et al.</i> , 2004; mené tête- de-mouton
C ₁₃ 2- isopropylnapht thalène ^h	4,63	FBC _{és} ¹ FBM _{cinétiq} ¹ ue	12 902 ^e 33 321 ^f	12 882	s.o.	12 882	s.o.	Jonsson <i>et al.</i> , 2004; mené tête- de-mouton
C ₁₄ 4- ethylbiphenyl ^h	4,80	FBC _{és} ¹	839 ^e	832	759	851	813	Yakata <i>et al.</i> , 2006; carpe
Cycloalcanes diaromatique s								
C ₁₂ acénaphène	3,92 (expt.)	FBC _{és} ¹	991 ^e	389	562	977	741	CITI, 1992; carpe
C ₁₈ hexahydroterp hényle ^h	6,44	FBC _{és} ¹	1646	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2008c; truite arc- en-ciel
C ₁₈ hexahydroterp hényle ^h	6,44	FBM _{cinétiq} ¹ ue	0,06	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2009; truite arc-en-ciel
C ₁₈ octahydrochry	6,0	FBM _{cinétiq} ¹ ue	0,05	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2010a;

sène ^h								FBM chez la truite arc-en-ciel
C ₁₈ hexahydrochrysène ^h	5,8	FBM _{cinétique}	0,05	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2010a; FBM chez la truite arc-en-ciel
Substances aromatiques à trois et quatre cycles								
C ₁₂ acénaphthylène ^h	3,94 (expt.)	FBC _{és} ¹	275 ^e	275	380	275	390	Yankata, 2006; carpe
C ₁₃ fluorène ^h	4,18 (expt.)	FBC _{és} ¹	1 030 ^e	1023	1071	1023	3311	CITI, 1992 (carpe); Carlson <i>et al.</i> , 1979 (tête-de-boule)
C ₁₄ phénanthrène ^h	4,46 (expt.)	FBC _{és} ¹	2 944 ^e	2951	1905*	2884	3890*	Carlson <i>et al.</i> , 1979 (tête-de-boule)
C ₁₆ fluoranthène ^h	5,16 (expt.)	FBC _{és} ¹	277 ^e	275	646	281	724	EMBSI, 2007a, 2007b (cité dans Lampi <i>et al.</i> , 2010); truite arc-en-ciel
C ₁₆ fluoranthène ^h	5,16 (expt.)	FBC _{és} ¹	1700	1698	1288	1820	1621	Carlson <i>et al.</i> , 1979 (cité dans Lampi <i>et al.</i> , 2010)
C ₁₆ fluoranthène ^h	5,16 (expt.)	FBC _{és} ¹	0,021 ^f	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2007a, 2007b, 2008b, 2009; FBM; truite arc-en-ciel
C ₁₈ 1-méthyl-7-(propan-2-yl)phénanthrène ^h	6,4	FBM _{cinétique}	0,03	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2008a; FBM chez la truite arc-en-ciel

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

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

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

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

^f Moyenne géométrique des valeurs cinétiques déclarées.

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

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

*Prévisions générées avec un taux de métabolisme égal à zéro, en raison d'une constante du taux de métabolisme prévu négative. La constante du taux de métabolisme a été jugée erronée ou ne s'appliquait pas, compte tenu du log K_{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.

Tableau A5.7b.

Constantes du taux cinétique calculées pour les structures représentatives sélectionnées de gazoles

Substance	Paramètre de l'étude	Constantes du taux d'absorption jour ⁻¹ (k_1)	Constante du taux d'élimination totale jour ⁻¹ (k_T) ^b	Constante du taux d'élimination par les branchies jour ⁻¹ (k_2)
Alcanes				
C ₈ octane ^e	FBC _{és} ¹	406	0,742	0,077
C ₁₂ <i>n</i> -dodécane ^e	FBC _{és} ¹	1525	5,00	0,035
C ₁₅ <i>n</i> -pentadécane	FBC _{és} ¹	407	1,69	0,000
C ₁₅ <i>n</i> -pentadécane	FBC _{és} ¹	407	1,30	0,000
C ₁₆ <i>n</i> -hexadécane ^e	FBC _{és} ¹	407	0,252	0,000
C ₁₆ <i>n</i> -hexadécane ^e	FBC _{és} ¹	379	19,28	5,720
Isoalcanes				
C ₁₅ 2,6,10-triméthylsilyl dodécane ^e	FBC _{és} ¹	1317	0,2103 ^b 1,139	0,000 ^c 0,005
C ₁₅	FBM _{cinétique}		0,071	0,000

2,6,10-triméthylsilyl dodécane ^e			0,036 ^d	
Cycloalcanes monocycliques				
C ₆ cyclohexane ^e	FBC _{és} ¹	392	5,090	3,031
C ₇ 1-méthylcyclohexane ^e	FBC _{és} ¹	397	2,081	2,072
C ₈ éthylcyclohexane ^e	FBC _{és} ¹	405	0,247	0,238
C ₁₄ <i>n</i> -octylcyclohexane ^e	FBM _{cinétique}		0,130 0,095	0,000
Cycloalcanes bicycliques				
C ₁₀ trans-décaline ^e	FBC _{és} ¹	404	0,519	0,510
C ₁₀ cis-décaline ^e	FBC _{és} ¹	404	0,551	0,542
C ₁₃ propan-2- ylbicyclo[4.4.0]décane ^e et C ₁₆ diisopropyldécaline ^e	FBM _{cinétique}		0,478 0,136	0,000
Polycycloalcanes				
C ₁₇ isopropyl-hydro-phénanthrène ^e	FBM _{cinétique}		0,078 0,043	0,000
C ₁₈ 1-méthyl-7-isopropyl-hydro- phénanthrène ^e	FBM _{cinétique}		0,071 0,036	0,000
C ₁₈ perhydrochrysène ^e	FBM _{cinétique}		0,091 0,056	0,000
Substances monoaromatiques				
C ₉ 1,2,3-triméthylbenzène ^e	FBC _{és} ¹	398	2,989	1,852
C ₁₀ 1,2,3-diéthylbenzène ^e	FBC _{és} ¹	398	1,679	1,617
C ₁₁ 1-méthyl-4-tertbutylbenzène ^e	FBC _{és} ¹	398	398,2	1,852
C ₁₄ <i>n</i> -octylbenzène ^e	FBM _{cinétique}		0,643 0,608	0,000
C ₁₆ décyлbenzène ^e	FBM _{cinétique}		0,324 0,289	0,000
Cycloalcanes monoaromatiques				
C ₁₀ tétraline	FBC _{és} ¹	394	2,720	2,711
C ₁₄ octahydrophénanthrène ^e	FBC _{és} ¹			
C ₁₄ octahydrophénanthrène ^e	FBM _{cinétique} ¹		0,239 0,204	0,000
C ₁₈	FBC _{és} ¹	s.o.	s.o.	s.o.

dodécahydrochrysène ^e				
C ₁₈ dodécahydrochrysène ^e	FBM _{cinétique} ¹		0,174 0,139	0,000
Substances aromatiques bicycliques				
C ₁₀ naphtalène	FBC _{és} ¹	387	4,138	4,129
C ₁₁ 2-méthylnaphtalène ^e	FBC _{és} ¹ FBC _{cinétique} ¹	1089	0,610 ^d 0,610	0,607
C ₁₂ 1,3-diméthylnaphtalène ^e	FBC _{és} ¹ FBC _{cinétique} ¹	2 322 ^d 1100	0,406 ^d 0,406	0,403
C ₁₃ 2-isopropylnaphtalène ^e	FBC _{és} ¹ FBC _{cinétique} ¹	3 961 ^d	0,120 ^d 0,120	0,551 ^f
C ₁₄ 4-ethylbiphenyl ^e	FBC _{és} ¹		1,140	0,480
Cycloalcanes diaromatiques				
C ₁₂ acénaphène	FBC _{és} ¹	401	1,037	1,028
C ₁₈ hexahydroterphényle ^e	FBC _{és} ¹	s.o.	s.o.	s.o.
C ₁₈ octahydrochrysène ^e	FBM _{cinétique}		1,424 1,390	0,000
C ₁₈ hexahydrochrysène ^e	FBM _{cinétique}		1,424 1,390	0,000
Substances aromatiques à trois et quatre cycles				
C ₁₂ acénaphylène ^e	FBC _{és} ¹	456	1,611	1,273
C ₁₃ fluorène ^e	FBC _{és} ¹	622	0,901	0,892
C ₁₃ fluorène ^e	FBM _{cinétique} ¹		0,100 (k _e)	0,000
C ₁₄ phénanthrène ^e	FBC _{és} ¹	957	0,833	0,821
C ₁₆ fluoranthène ^e	FBC _{és} ¹	197	0,548	0,151
C ₁₈ 1-méthyl-7-(propan-2-yl)phénanthrène ^e	FBM _{cinétique}		1,815 1,78	0,000

Tableau A5.7b (suite)

Constantes du taux cinétique calculées pour les structures représentatives sélectionnées de gazoles

Substance	Paramètre de l'étude	Constante du taux métabolique jour ⁻¹ (k _M) ^a	Constante du taux de croissance jour ⁻¹ (k _G)	Constante du taux d'expulsion de la matière fécale jour ⁻¹ (k _E) ^c	Efficacité d'assimilation alimentaire (α, E _D)	Référence; espèce
Alcanes						
C ₈ octane ^e	FBC _{és} ¹	0,657	0,001	0,007		JNITE, 2010; carpe
C ₁₂ <i>n</i> -dodécane ^e	FBC _{és} ¹	4,95	0,002	0,013		Tolls et van Dijk, 2002; tête-de-boule
C ₁₅ <i>n</i> -pentadécane	FBC _{és} ¹	1,69	0,001	0,003		CITI, 1992; carpe
C ₁₅ <i>n</i> -pentadécane	FBC _{és} ¹	1,30	0,001	0,003		JNITE, 2010; carpe
C ₁₆ <i>n</i> -hexadécane ^e	FBC _{és} ¹	0,249	0,001	0,002		CITI, 1992; carpe
C ₁₆ <i>n</i> -hexadécane ^e	FBC _{és} ¹	13,30	0,001	0,008		JNITE, 2010; carpe
Isoalcanes						
C ₁₅ 2,6,10-triméthylsilyl dodécane ^e	FBC _{és} ¹	0,158 ^h 1,119	0,0425 ^d 0,008	0,002 0,005		EMBSI, 2004b; 2005b; truite arc-en-ciel
C ₁₅ 2,6,10-triméthylsilyl dodécane ^e	FBM _{cinétique}	0,032 ^h	0,035	0,004	28 % ^e	EMBSI, 2004a; 2005a; truite arc-en-ciel
Cycloalcanes monocycliques						
C ₆ cyclohexane ^e	FBC _{és} ¹	2,050	0,001	0,008		CITI, 1992; carpe
C ₇ 1-méthylcyclohexane ^e	FBC _{és} ¹	-0,429	0,001	0,008		CITI, 1992;

						carpe
C ₈ éthylcyclohexane ^e	FBC _{és} ¹	-0,087	0,001	0,008		CITI, 1992; carpe
C ₁₄ <i>n</i> -octylcyclohexane ^e	FBM _{cinétique}	0,087 ^h	0,035	0,008	5 %	EMBSI, 2006a; FBM chez la truite arc-en-ciel
Cycloalcanes bicycliques						
C ₁₀ trans-décaline ^e	FBC _{és} ¹	-0,336	0,001	0,008		CITI, 1992; carpe
C ₁₀ cis-décaline ^e	FBC _{és} ¹	-0,390	0,001	0,008		CITI, 1992; carpe
C ₁₃ propan-2- ylbicyclo[4.4.0]décane ^e et C ₁₆ diisopropyldécaline ^e	FBM _{cinétique}	0,128 ^h	0,035	0,008	6 %	EMBSI, 2006a
Polycycloalcanes						
C ₁₇ isopropyl hydrophénanthrène ^e	FBM _{cinétique}	0,035 ^h	0,035	0,008	13 %	EMBSI, 2006b; truite arc- en-ciel
C ₁₈ 1-méthyl-7-isopropyl- hydro-phénanthrène ^e	FBM _{cinétique}	0,030 ^h	0,035	0,006	9 %	EMBSI, 2008a; truite arc- en-ciel
C ₁₈ perhydrochrysène ^e	FBM _{cinétique}	0,048 ^h	0,035	0,008	15 %	EMBSI, 2008b; truite arc- en-ciel
Substances monoaromatiques						
C ₉ 1,2,3- triméthylbenzène ^e	FBC _{és} ¹	1,128	0,001	0,008		CITI (1992); carpe
C ₁₀ 1,2,3-diéthylbenzène ^e	FBC _{és} ¹	-0,854	0,001	0,008		CITI (1992); carpe
C ₁₁ 1-méthyl-4- tertbutylbenzène ^e	FBC _{és} ¹	395,6	0,001	0,008		JNITE (2010); carpe
C ₁₄ <i>n</i> -octylbenzène ^e	FBM _{cinétique}	0,600 ^h	0,035	0,008	10 %	EMBSI, 2007a, 2007b; FBM chez

						la truite arc-en-ciel et la carpe
C ₁₆ décylnbenzène ^e	FBC _{cinétique}	0,284 ^h	0,035	0,005		EMBSI, 2005c; FBM chez la truite arc-en-ciel
Cycloalcanes monoaromatiques						
C ₁₀ tétraline	FBC _{és} ¹	-1,009	0,001	0,008		CITI, 1992; carpe
C ₁₄ octahydrophénanthrène ^e	FBC _{és} ¹					EMBSI, 2005d; FBC chez la truite arc-en-ciel
C ₁₄ octahydrophénanthrène ^e	FBC _{cinétique} ¹	0,197 ^h	0,035	0,007	19 %	EMBSI, 2009; FBM chez la truite arc-en-ciel
C ₁₈ dodécahydrochrysène ^e	FBC _{és} ¹	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2008c; truite arc-en-ciel
C ₁₈ dodécahydrochrysène ^e	FBC _{cinétique} ¹	0,132 ^h	0,035	0,007	18 %	EMBSI, 2008c; truite arc-en-ciel
Substances aromatiques bicycliques						
C ₁₀ naphthalène	FBC _{és} ¹	-0,020	0,001	0,008		JNITE, 2010; carpe
C ₁₁ 2-méthylnaphthalène ^e	FBC _{és} ¹ FBC _{cinétique} ¹	0,000	0,002	0,001	3,2 % ^g	Jonsson <i>et al.</i> , 2004; mené tête-de-mouton
C ₁₂ 1,3-diméthylnaphthalène ^e	FBC _{és} ¹ FBC _{cinétique} ¹	0,000	0,002	0,001	3,2 % ^g	Jonsson <i>et al.</i> , 2004 (cité dans Lampi <i>et al.</i> , 2010); mené tête-de-mouton
C ₁₃ 2-	FBC _{és} ¹ FBC _{cinétique} ¹					Jonsson <i>et al.</i> , 2004;

isopropylnaphthalène ^e		-0,447	0,002	0,014	3,2 % ^g	mené tête-de-mouton
C ₁₄ 4-ethylbiphenyl ^e	FBC _{és} ¹	0,645	0,002	0,013		Yakata <i>et al.</i> , 2006; carpe
Cycloalcanes diaromatiques						
C ₁₂ acénaphène	FBC _{és} ¹	-0,632	0,001	0,008		CITI, 1992; carpe
C ₁₈ hexahydroterphényle ^e	FBC _{és} ¹	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	EMBSI, 2008c; truite arc-en-ciel
C ₁₈ octahydrochrysène ^e	FBM _{cinétique}	1,383 ^h	0,034	0,007	55 %	EMBSI, 2010a; FBM chez la truite arc-en-ciel
C ₁₈ hexahydrochrysène ^e	FBM _{cinétique}	1,383 ^h	0,034	0,007	49 %	EMBSI, 2010a; FBM chez la truite arc-en-ciel
Substances aromatiques à trois et quatre cycles						
C ₁₂ acénaphylène ^e	FBC _{és} ¹	0,370	0,001	0,010		Yakata <i>et al.</i> , 2006; carpe
C ₁₃ fluorène ^e	FBC _{és} ¹	-0,302	0,001	0,012		CITI, 1992; Carlson <i>et al.</i> , 1979; tête-de-boule
C ₁₃ fluorène ^e	FBM _{cinétique} ¹	0,098	s.o.	0,002	14 %	Niimi et Palazzo, 1986
C ₁₄ phénanthrène ^e	FBC _{és} ¹	-0,512	0,002	0,012		Carlson <i>et al.</i> , 1979 (tête-de-boule)
C ₁₆ fluoranthène ^e	FBC _{és} ¹	0,383	0,002	0,012		Carlson <i>et al.</i> , 1979
C ₁₈ 1-méthyl-7-(propan-2-yl)phénanthrène ^e	FBM _{cinétique}	1,773 ^h	0,035	0,007	4 %	EMBSI, 2008a; FBM chez la truite arc-en-ciel

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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 A5.8. Les facteurs d'amplification trophique^a (TMF) pour les HAP dans les réseaux alimentaires marins de la baie de Bohai, de la mer Baltique et de la baie de Tokyo

Composé	FAT (Wan <i>et al.</i> , 2007)	FAT (Nfon <i>et al.</i> , 2008)	FAT (Takeuchi <i>et al.</i> , 2009)
acénaphthylène	0,45*		
acénaphène	1,02		
phénanthrène	0,43	0,82*	0,75*

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

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

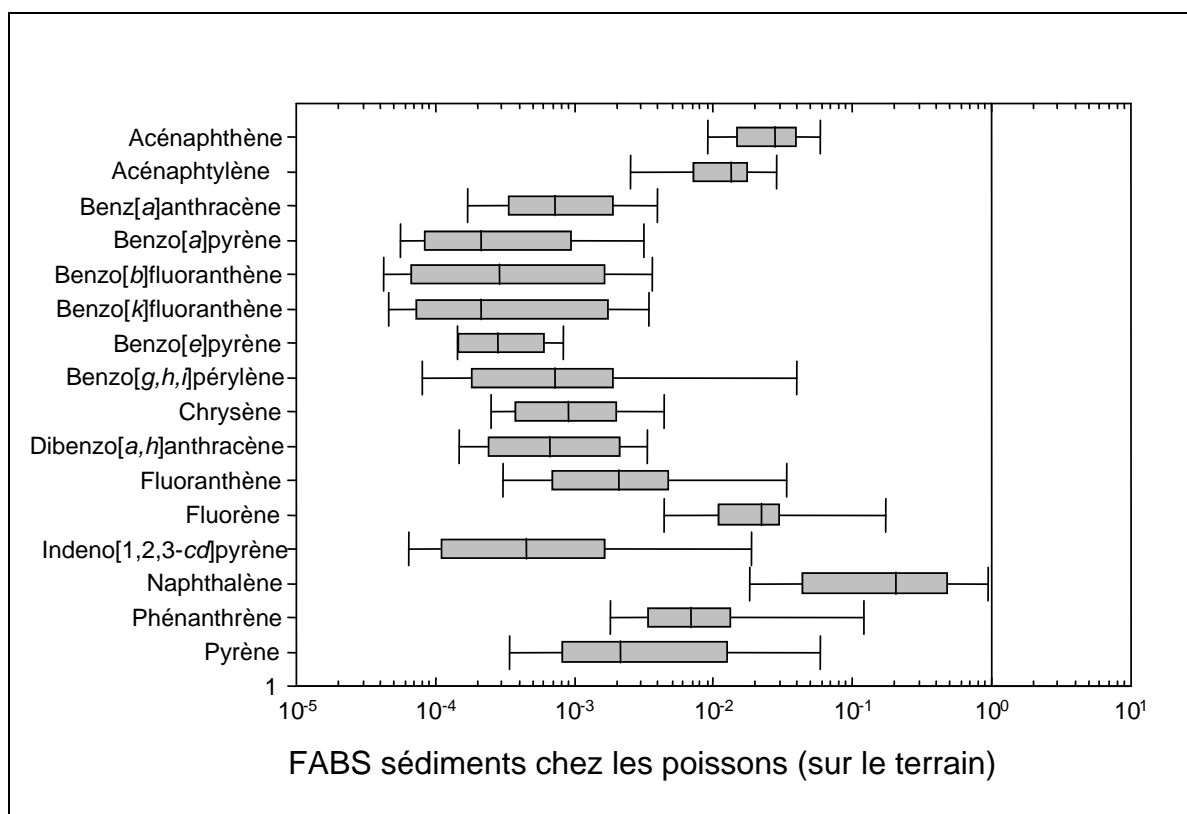


Tableau A5.9. Données modélisées de la toxicité aquatique aiguë pour la substance portant le n° CAS 64741-59-9 (PETROTOX, 2009)^a

Organisme d'essai	Nom commun	LL ₅₀ ^b (mg/L) ar:al = 80:20	LL ₅₀ ^b (mg/L) ar:al = 61:39
<i>Palaemonetes pugio</i>	Bouquet	0,13	0,44

	Mississippi		
<i>Rhepoxynius abronius</i>	Amphipode marin	0,06	0,08
<i>Neanthes arenaceodentata</i>	Ver marin	1,13	2,55
<i>Nitocra spinipes</i>	Harpacticoïde	1,11	2,49
<i>Oitona davisae</i>	Copépode marin	0,65	1,36
<i>Portunus pelagicus</i>	Crabe bleu	0,12	0,19
<i>Menidia beryllina</i>	Capucette béryl	3,78	9,83

^a Le modèle PetroTox a été exécuté en mode à faible résolution qui nécessite uniquement un ratio aliphatique/aromatique et une plage d'ébullition pour chaque bloc d'hydrocarbures.

^b LL₅₀ renvoie à la charge létale, la quantité de produit nécessaire à ajouter afin de tuer 50 % des organismes d'essai (ar:al = rapport aromatiques/aliphatiques).

Tableau A5.10. Toxicité aquatique du mazout n° 2

Organisme	Nom commun	Durée	Critère d'effet	Type d'essai	Valeur (mg/L)	Références
<i>Fundulus similis</i>	Fondule à long nez	48 heures (aiguë)	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble	4,7	Anderson <i>et al.</i> , 1974
<i>Cyprinodon variegatus</i>	Mené tête-de-mouton	48 heures (aiguë)	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble	> 6,9	Anderson <i>et al.</i> , 1974
<i>Menidia beryllina</i>	Capucette béryl	48 heures (aiguë)	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble	5,2	Anderson <i>et al.</i> , 1974
<i>Daphnia magna</i>	Cladocère	48 heures (aiguë)	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble	2,2	MacLean et Doe, 1989
<i>Artemia</i> spp.	Crevette des salines	48 heures (aiguë)	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble	11,2	MacLean et Doe, 1989
<i>Lucifer faxoni</i>	Crevette planctonique	48 heures (aiguë)	DL ₅₀	Fraction hydrosoluble	4,6	Lee <i>et al.</i> 1978
<i>Mysidopsis almyra</i>	Mysis effilées	48 heures (aiguë)	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble	0,9	Anderson <i>et al.</i> , 1974
<i>Palaemonetes pugio</i>	Bouquet Mississippi	48 heures (aiguë)	DL ₅₀	Fraction hydrosoluble	4,1	Anderson <i>et al.</i> , 1974
<i>Neanthes arenaceodentata</i>	Ver marin	48 heures (aiguë)	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble	3,2	Rossi <i>et al.</i> , 1976
<i>Capitella capitata</i>	Ver marin	48 heures (aiguë)	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble	3,5	Rossi <i>et al.</i> , 1976

Tableau A5.11.

Toxicité aquatique du carburant diesel

Organisme	Nom commun	Durée	Critère d'effet	Type d'essai	Valeur (mg/L)	Références
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Truite arc-en-ciel	48 heures (aiguë)	LL ₅₀	Fraction adaptée à l'eau	2,4	Lockhart <i>et al.</i> , 1987
<i>Artemia</i> spp.	Crevette des salines	48 heures (aiguë)	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble	23,7	MacLean et Doe, 1989
<i>Daphnia magna</i>	Cladocère	48 heures (aiguë)	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble	7,16	MacLean et Doe, 1989

Tableau A5.12. Volume estimé d'eau en contact avec le pétrole dans le cadre des processus de chargement et de déchargement et de transport d'hydrocarbures par navire pour des déversements de différentes ampleurs (RMRI, 2007)

Ampleur des déversements (barils)	Volume d'eau en contact avec le pétrole ($\times 10^6 \text{ m}^3$)	
	Chargement	Transport
1-49	40	5300
50-999	60	5500
1000-9999	150	8100
10 000-99 999	500	14 000
100 000-199 999	3500	37 000
>200 000	33 000	62 000

Tableau A5.13. Analyse des données modélisées et expérimentales sur la persistance et la bioaccumulation des hydrocarbures pétroliers, conformément aux critères du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000)^a

C#	C ₉	C ₁₀	C ₁₂	C ₁₃	C ₁₄	C ₁₅	C ₁₈	C ₂₀	C ₂₂
<i>n</i>-alcanes	*						*	*	*
<i>i</i>-alcanes	*					B	*	*	*
Monocycloalcanes	*		*	*	*	B	*	*	*
Dicycloalcanes	*		*	*	*	PB	P*	P*	*
Polycycloalcanes	(-)	(-)	(-)	(-)	PB	P	P	P	PB
Monoaromatiques		*	*	*	*	B	*	*	*
Cycloalcanes monoaromatiques	*					PB	PB	PB	*
Diaromatiques	(-)					P	*	*	*
Cycloalcanes diaromatiques	(-)	(-)	P				*	B	*

HAP tricyclique	(-)	(-)	*	*	*		*	*	*
HAP à quatre cycles	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)			*

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

P = Persistance prévue 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 trophique sur trois niveaux d'Arnot-Gobas (2003) avec des corrections du taux de métabolisme (k_M) et de l'efficacité d'assimilation alimentaire (E_d).

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

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

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

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

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

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

Variables	Entrée
Type de source	Étendue
Aire de captation des émissions ^a	50 m × 10 m (pour les navires)
Taux d'émission	$7,4 \times 10^{-5}$ g/s·m ² ^b
Hauteur du récepteur ^c	1,74 m
Hauteur de la source d'émissions ^a	3 m
Facteur d'ajustement pour la moyenne de vent la plus élevée pendant 1 heure dans 24 heures ^d	0.4
Option urbaine/rurale	Urbain
Météorologie ^e	1 (météorologie complète)
Distance minimale et maximale à utiliser	50 à 3 000 m

^a Jugement professionnel

^b Le taux d'émission (g/s) est disponible au tableau A6.2.

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

^d USEPA (1992).

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

Tableau A6.2. Estimations des émissions normales par évaporation dans l'air pendant le transport des gazoles au Canada, 2004–2005

Substance	Estimation des émissions normales par évaporation dans l'air		
	kg/an	kg/jour ^a	g/s
Gazoles restreints aux industries	1100	3,2	$3,7 \times 10^{-2}$

^a La Risk Management Research Institute (2007) a résumé la circulation maritime liée au secteur industriel dans la baie Placentia, Terre-Neuve-et-Labrador, entre 2004 et 2005, présentant près de 3 900 déplacements par an de navires-citernes, de vraquiers, de remorqueurs et d'autres vaisseaux. Pour la raffinerie Come By Chance seulement, plus de 230 déplacements environ de citernes par an 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 pour le transport maritime.

Tableau A6

3.

Résultats de la modélisation du profil de dispersion des gazoles restreints aux industries dans l'air ambiant sur 24 heures selon la direction moyenne du vent au Canada obtenus à l'aide du modèle SCREEN3

Substance	Concentration maximale sur 24 h selon la moyenne du vent ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ^a			
	50 m	1 000 m	2 000 m	3 000 m
Gazoles restreints aux industries	150	1,0	0,36	0,21

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

Annexe 7 : Sommaires des données relatives aux effets sur la santé pour les gazoles restreints aux industries

Tableau A7.1.

Renseignements sur les effets critiques des gazoles sur la santé

Critères d'effet	N ^{os} CAS ^a	Doses ou concentrations avec effet ^b /Résultats
Effets aigus sur la santé	64741-59-9	DL₅₀ la plus faible par voie orale (rate) = 3 200 mg/kg pour les échantillons API 83-07 (API, 1982, 1985a) Plus faible CL₅₀ par inhalation (rat mâle) = 3 350 mg/m ³ pour l'échantillon API 83-07 (mâles) (API, 1986a). DL₅₀ la plus faible par voie orale (lapin) = >2 000 mg/kg p.c. pour les échantillons API 83-07 et API 83-08 (API, 1982, 1985a, b).
	64741-82-8	Aucune étude recensée.
Effets sur la santé à court terme causés par une exposition répétée	64741-59-9	DMENO la plus faible par voie cutanée : 50 mg/kg p.c. par jour a été établie d'après la diminution du gain de poids corporel maternel et du gain de poids (probablement en raison d'une baisse de la consommation d'aliments), ainsi qu'une irritation de la peau. Des rates Sprague-Dawley enceintes ont été exposées à des doses de 0, 25, 50, 125, 250 et 500 mg/kg p.c. par jour de gazole Mobil pendant les jours 10 à 19 de la gestation, et à 1 000 mg/kg p.c. par jour pendant les jours 6 à 15 de la gestation. Le taux de cholestérol et des triglycérides a augmenté aux doses supérieures ou égales à 250 mg/kg p.c. par jour, et on a noté une grave irritation sensorielle aux doses supérieures ou égales à 500 mg/kg p.c. par jour (Mobil, 1988a). Autres études par voie cutanée : Le gazole API 83-07 (0, 250, 500 et 1 000 mg/kg p.c. par jour) et le gazole API 83-08 (0, 200, 1 000 et 2 000 mg/kg p.c. par jour) ont été appliqués sur la peau rasée du dos de lapins néo-zélandais blancs (cinq de chaque sexe par groupe) à raison de 3 fois par semaine pendant 4 semaines. Une irritation cutanée liée à la dose a été observée. Aucune irritation n'a été observée chez les groupes témoins et une irritation modérée à grave chez les groupes d'essai. Un examen histologique a révélé une inflammation et une prolifération modérées à graves chez les groupes ayant reçu une dose élevée. D'autres résultats n'ont pas été considérés comme étant liés au traitement et comprenaient une diminution du gain de poids corporel et du poids corporel, une réduction du poids des ovaires, l'hypoplasie des tubules séminifères et la mortalité (API, 1985c, d).
	64741-82-8	Étude par voie cutanée : Une dose de 15, 60, 250 ou 500 mg/kg p.c. par jour a été appliquée sur la peau rasée du dos de rats femelles Sprague-Dawley enceintes

Critères d'effet	N ^{os} CAS ^a	Doses ou concentrations avec effet ^b /Résultats
		(10 animaux par dose) au cours des 19 premiers jours de gestation. Une baisse du poids des femelles et de la consommation de nourriture a été observée aux doses de 250 et 500 mg/kg p.c. par jour. Des effets cutanés modérés à graves (irritation, érythème, desquamation, concrétion et épaissement) ont été observés à une dose non précisée (Mobil, 1988b).
	64742-80-9 (distillats moyens hydrodésulfurés)	CMENO la plus faible par inhalation = 25 mg/m ³ a été établie d'après les changements microscopiques observés dans les tissus nasaux, y compris l'inflammation subaiguë de la muqueuse respiratoire des rats. Des rats Sprague-Dawley mâles et femelles (20 animaux par sexe) ont été exposés aux substances d'essai API 81-09 et API 81-10, à une concentration unique de 25 mg/m ³ , à raison de 6 heures par jour, 5 jours par semaine pendant 4 semaines. Une augmentation du nombre de leucocytes d'environ 30 % a également été constatée, mais aucun changement macroscopique n'a été observé à l'autopsie; probablement lié au stress. La substance utilisée pour l'essai a été vaporisée dans une chambre de pulvérisation, puis mélangée à l'air de la pièce pour atteindre les concentrations souhaitées (API, 1986c).
Effets subchroniques sur la santé causés par une exposition répétée	64741-59-9	<p>DSENO par voie cutanée : 25 mg/kg p.c. par jour. Des rats Sprague-Dawley mâles ont été exposés à des doses de 8, 25, 125, 500 ou 1 250 mg/kg p.c. par jour de gazole Mobil, à raison de 5 fois par semaine pendant 13 semaines (la dose la plus élevée a été utilisée pour seulement deux semaines). La substance d'essai a été appliquée non recouverte sur la peau rasée du dos de 10 animaux de chaque sexe par groupe. En fonction de la dose, une légère réduction du poids du thymus (probablement en raison de l'épuisement des lymphocytes) a été observée à une dose de 125 mg/kg p.c. par jour. Un érythème et un œdème graves avec une peau visiblement épaisse et raidie ont été observés chez le groupe ayant reçu une dose de 500 mg/kg p.c. par jour. Un examen histologique a confirmé les changements inflammatoires chroniques modérés de la peau et des follicules pileux. La toxicité systémique a été constatée aux doses de 500 et 1 250 mg/kg p.c. par jour (Mobil, 1985).</p> <p>Autre étude cutanée : Au cours d'une étude similaire, on a noté une augmentation statistiquement significative du poids relatif du foie chez des rats Sprague-Dawley mâles et femelles (TAC:N(SD)fBR MPF) exposés au gazole par voie cutanée à une dose de 500 mg/kg p.c. par jour pendant 13 semaines (Feuston <i>et al.</i>, 1994). Le poids du foie des animaux exposés à 1 250 mg/kg p.c. par jour n'a pas été déclaré.</p>

Critères d'effet	N ^{os} CAS ^a	Doses ou concentrations avec effet ^b /Résultats
	64741-82-8	<p>Plus faible DMENO par voie cutanée = 30 mg/kg p.c. par jour, d'après l'augmentation du nombre de lymphocytes chez les rats femelles et une diminution de 10 % du poids du thymus chez les rats mâles. La substance à l'étude a été appliquée sur la peau rasée de rats Sprague-Dawley (10 animaux par sexe par dose) à une dose de 30, 125, 500 ou 2 000 mg/kg p.c., à raison de 5 jours/semaine pendant 13 semaines. Des changements relatifs aux mégacaryocytes, une augmentation du nombre de lymphocytes et une baisse du poids corporel chez les rats mâles ont été observés à des doses ≥ 125 mg/kg p.c. D'autres effets ont été observés à des doses ≥ 500 mg/kg p.c., y compris une irritation grave de la peau et une perte de poids chez les femelles. L'exposition quotidienne à la dose la plus élevée, soit 2 000 mg/kg p.c., a entraîné l'augmentation du nombre de leucocytes et de neutrophiles segmentés ainsi que la baisse du nombre de cellules érythropoïétiques et de mégacaryocytes. Une basophilie dans le cortex des tubules rénaux a aussi été observée chez les rats mâles (Mobil, 1991).</p> <p>Autre étude cutanée : Des rats Sprague-Dawley ont été exposés à une dose de 30, 125, 500 ou 2 000 mg/kg p.c. par jour de la substance d'essai, à raison de 5 jours/semaine pendant 13 semaines. Une augmentation du poids relatif du foie des rats mâles et femelles a été observée à la dose de 125 mg/kg p.c. par jour. D'autres effets possibles, observés à des doses non précisées, comprennent une diminution du poids corporel et du poids du thymus, une irritation de la peau ainsi qu'une modification de la composition chimique du sérum et de l'hématologie. Toutefois, l'étude portait sur plusieurs substances différentes et les auteurs n'ont pas indiqué expressément si certains ou tous les effets susmentionnés étaient dus à la substance portant le n^o CAS 64741-82-8 (Feuston <i>et al.</i>, 1994).</p>
	68334-30-5 (carburant diesel)	<p>CMENO la plus faible par inhalation = 250 mg/m³ a été établie d'après une diminution du poids corporel et une augmentation du temps de réaction suite à un essai d'inhibition du réflexe de sursaut (toutefois, aucun changement histologique n'a été observé dans le système nerveux) chez les rats. Des rats Sprague-Dawley mâles et femelles (24 animaux par sexe par concentration) ont été exposés à du carburant diesel à une dose de 250, 750 ou 1 500 mg/m³ à raison de 4 heures par jour, 2 jours par semaine pendant 13 semaines. Les effets observés à une dose de 250 mg/m³ ont été observés à des concentrations plus élevées. De plus, on a noté une augmentation du poids relatif du lobe pulmonaire droit après une exposition à une dose de 1 500 mg/m³. Par ailleurs, on n'a toutefois</p>

Critères d'effet	N ^{os} CAS ^a	Doses ou concentrations avec effet ^b /Résultats
		<p>observé aucun changement histopathologique ni effet sur la fonction pulmonaire On a également noté une baisse du taux de cholestérol dans le sang chez les femelles à cette concentration, mais elle n'a pas été considérée comme étant liée au traitement. La substance à l'étude a été vaporisée instantanément à l'aide d'un appareil de chauffage Vycor relié à une extrémité d'un tube en acier inoxydable. Ensuite, l'aérosol a été vaporisé dans la chambre d'exposition et mélangé à l'air de la pièce pour obtenir les concentrations souhaitées (Lock <i>et al.</i>, 1984).</p>
Cancérogénicité	64741-59-9	<p>Études sur la toxicité chronique par voie cutanée Dose minimale avec effet observé après exposition cutanée : 343 mg/kg p.c. par jour. Une augmentation statistiquement significative ($p < 0,05$) du nombre de souris ayant carcinomes squameux ou des papillomes a été observée après une exposition à long terme par voie cutanée à 343 mg/kg p.c. par jour de gazole MD-7. Des groupes de souris mâles (des papillomes ; 50 par groupe) ont été exposés pendant 104 semaines à 35 µL d'huile minérale très raffinée (groupe témoin négatif), 50 µL d'huile clarifiée lourde à 5 % (groupe témoin positif), à 28,5 % de gazole léger MD-7 (7 fois par semaine = 343 mg/kg p.c. par jour^{c, d, e, f}), à 50 % de gazole léger MD-7 (4 fois par semaine = 601 mg/kg p.c. par application^{c, d, e, f}) ou à 100 % de gazole léger MD-7 (2 fois par semaine = 1 203 mg/kg p.c. par application^{c, d, e, f}). Des souris exposées à une concentration de 28,5 % (343 mg/kg p.c.) de gazole léger MD-7, 7 sur 50 présentaient des tumeurs de la peau (par rapport à 0 sur 50 dans le groupe témoin négatif et 47 sur 50 dans le groupe témoin positif), la première tumeur étant visible au 301^e jour. Les souris exposées à une concentration de 50 % (601 mg/kg p.c.) de gazole léger MD-7 présentaient également des tumeurs de la peau (17 sur 50, $p < 0,01$), et ces résultats ont été confirmés par examen histologique (la première tumeur était visible au 266^e jour). En plus des 17 souris ayant développé des tumeurs dans ce groupe, d'autres souris ont développé des tumeurs non confirmées (1 sur 50) ou seulement des fibrosarcomes (4 sur 50) ou des mélanomes (1 sur 50). Une augmentation négligeable du nombre de tumeurs cutanées a été observée dans le groupe exposé à 100 % (1 203 mg/kg p.c.) de gazole léger MD-7 (1 sur 50, tumeur visible au 651^e jour). On croit que l'absence de tumeurs dans ce groupe est due à une nécrose cellulaire importante des cellules de la peau en raison de la forte concentration de la substance (Nessel <i>et al.</i>, 1998).</p> <p>Autres études sur la toxicité chronique par voie cutanée : L'application deux fois par semaine de 50 µL</p>

Critères d'effet	N ^{os} CAS ^a	Doses ou concentrations avec effet ^b /Résultats
		<p>(1 203 mg/kg p.c. par application^{c, d, e}) de distillats légers à craquage catalytique sur la peau rasée de la région interscapulaire du dos de 50 souris mâles C3H/HeJ pendant 104 semaines a donné lieu à une augmentation statistiquement significative ($p < 0.05$) de l'augmentation de l'incidence des tumeurs cutanées, où 63 % des souris ont développé au moins une tumeur de la peau (latence moyenne d'apparition = 79 semaines). Surtout des carcinomes squameux (13 sur 50) et des fibrosarcomes (12 sur 50) se formaient (comparativement à aucune tumeur chez les témoins). Une diminution du taux de survie d'environ 50 % (par rapport au groupe témoin) à 78 semaines a été observé chez les souris exposées à des distillats légers à craquage catalytique, et 6 % seulement ont survécu jusqu'à 104 semaines (comparativement à 52 % des souris du groupe témoin) (Broddle <i>et al.</i>, 1996).</p> <p>L'application deux fois par semaine de 50 µL (1 203 mg/kg p.c. par application^{c, d, e}) de distillats légers à craquage catalytique sur la peau rasée de la région intrascapulaire de distillats légers à craquage catalytique au dos de 50 souris mâles C3H/HeJ pendant 104 semaines a donné lieu à la formation de carcinomes squameux (54 % des souris de l'essai), de papillomes (14 % des souris de l'essai), ainsi que de fibrosarcomes (24 % des souris de l'essai) (39 souris sur 50 ont développé des tumeurs de la peau, avec une latence moyenne d'apparition de 40 semaines) (Skisak <i>et al.</i>, 1994).</p> <p>Études par voie cutanée d'initiation et de promotion</p> <p><i>Initiation</i> : 30 souris mâles CD-1 ont reçu pendant cinq jours consécutifs une application de 50 µL (1 203 mg/kg p.c.^{c, d, e}) de distillats légers à craquage catalytique, puis 50 µL du promoteur de tumeurs (phorbol-12-myristate-13-acétate) deux fois par semaine pendant 25 semaines. Des papillomes squameux et des kératoacanthomes se sont développés sur 9 souris sur 30, mais cela n'a pas été jugé statistiquement significatif (3 tumeurs sur 30 dans le groupe témoin négatif par rapport à 30 tumeurs sur 30 dans le groupe témoin positif).</p> <p><i>Promotion</i>: 30 souris ont reçu 50 µL de 7,12-diméthylbenzo[<i>a</i>]anthracène, puis ont reçu 50 µL (1 203 mg/kg p.c.^{c, d, e}) de distillats légers à craquage catalytique deux fois par semaine pendant 25 semaines. Les souris traitées avec des distillats légers à craquage catalytique ont montré une augmentation statistiquement significative de l'incidence de tumeurs cutanées (28 sur 30 par rapport à aucune incidence dans le groupe témoin négatif), avec une incidence de 90 % de papillomes squameux et de 33 % de l'incidence de kératoacanthomes.</p>

Critères d'effet	N ^{os} CAS ^a	Doses ou concentrations avec effet ^b /Résultats
		<p>Deux tumeurs malignes ont été observées chez le groupe exposé aux distillats légers à craquage catalytique (Skisak <i>et al.</i>, 1994).</p> <p>Autres études sur l'exposition cutanée ayant des résultats similaires ont été décrites dans API (1989b).</p> <p>Aucune étude d'exposition par voie orale ou par inhalation n'a été recensée.</p>
	<p>64741-82-8 (64741-54-4, 64741-83-9 et 64741-81-7 faisaient aussi partie de la substance d'essai)</p>	<p>La substance à l'essai était un mélange de plusieurs n^{os} CAS. Deux formulations différentes ont été testées : ARCO Base LB-7979 et Provalent 4A.</p> <p>Études sur la toxicité chronique par voie cutanée Des souris C3H/HeJ (50 animaux par groupe) ont été exposées à 50 mg (1 389 mg/kg p.c.^{c. e}) de la substance ARCO LB-7979 deux fois par semaine pendant 80 semaines. La substance a été appliquée sur la peau rasée de la région interscapulaire. Des tumeurs cutanées bénignes ont été observées, après 17 semaines, chez 2 des 50 souris exposées, avec une période de latence moyenne de 14 semaines (des tumeurs sont apparues après 10 semaines chez 3 souris sur 50 du groupe témoin positif exposé à du benzo[<i>a</i>]pyrène). Après 37 semaines d'observation du groupe test, 47 souris sur 50 présentaient des tumeurs de la peau (de ces souris, 29 étaient moribondes), avec une période de latence moyenne de 24,5 semaines (dans le groupe témoin positif, 28 souris sur 50 avaient des tumeurs, et 9 de ces souris étaient moribondes après 27,8 semaines). Après 80 semaines d'observation, 46 des 47 souris du groupe test présentaient des tumeurs de la peau (malignes pour 39 souris, bénignes pour 7 souris) (dans le groupe témoin positif, 47 des 49 souris avaient des tumeurs, dont 32 étaient malignes) [ARCO, 1980a, b, 1981].</p> <p>La substance Provalent 4A a été testée comme ci-dessus. Après 17 semaines d'observation, 16 des 50 souris exposées à cette substance présentaient des tumeurs bénignes de la peau, avec une période de latence moyenne de 15,8 semaines (3 des 50 souris du groupe témoin positif présentaient des tumeurs après 10 semaines). Après 37 semaines d'observation, 47 souris sur 50 du groupe test présentaient des tumeurs (de ces souris, 41 étaient moribondes), avec une période de latence moyenne de 20,7 semaines (dans le groupe témoin positif, 27 souris sur 50 avaient des tumeurs après 27,8 semaines, et 9 de ces souris étaient moribondes). Après 80 semaines d'observation, 46 des 47 souris exposées présentaient des tumeurs de la peau (malignes pour 42 souris, bénignes</p>

Critères d'effet	N ^{os} CAS ^a	Doses ou concentrations avec effet ^b /Résultats
		pour 4 souris) (dans le groupe témoin positif, 47 des 49 souris avaient des tumeurs, dont 32 étaient malignes) [ARCO, 1980a, b, 1981].
Effets sur la santé de la reproduction et du développement	64741-59-9	<p>DMENO pour la reproduction par voie cutanée : une dose de 1 000 mg/kg p.c. par jour a été établie d'après une augmentation statistiquement significative de l'incidence des résorptions après l'application cutanée de 0, 25, 50, 125, 250 ou 500 mg/kg p.c. par jour de gazole Mobil à des rates CD enceintes de 11 semaines (VAF/Plus CrI:CD(SD)BR) on pendant les 19 premiers jours de la gestation, puis une application cutanée de 1 000 mg/kg p.c. par jour pendant les jours 6 à 15 de la gestation (Feuston <i>et al.</i>, 1994).</p> <p>DMENO pour le développement par voie cutanée = une dose de 1 000 mg/kg p.c. par jour a été établie d'après la diminution statistiquement significative du poids des fœtus à la suite de l'application cutanée d'une dose de 0, 25, 50, 125, 250 ou 500 mg/kg p.c. par jour de gazole Mobil sur la peau rasée du dos de rates Sprague-Dawley enceintes durant les 19 premiers jours de gestation, et de 1 000 mg/kg p.c. par jour les six premiers jours de gestation et du 6^e au 15^e jour de gestation. Le poids des fœtus a diminué à la dose 500 mg/kg p.c. par jour, mais cette diminution n'était pas statistiquement significative. Aucune malformation congénitale ni d'effets sur la reproduction n'ont été observés (Mobil, 1988a).</p>
	64741-82-8	<p>Étude sur l'exposition par voie cutanée : Une dose de 15, 60, 250 ou 500 mg/kg p.c. a été appliquée sur la peau rasée du dos de rats femelles Sprague-Dawley enceintes (10 animaux par groupe) au cours des 19 premiers jours de gestation. Aucune différence n'a été observée quant au nombre de femelles avec des fœtus avortés, des fœtus viables ou des résorptions fœtales; au nombre de corps jaunes ou de sites d'implantation; au pourcentage de pertes préimplantatoires; aux fœtus viables ou aux résorptions fœtales. Aucune différence n'a été notée quant à la taille des portées, aux fœtus mâles et femelles, aux fœtus morts et au poids ou à la longueur vertex-coccyx (Mobil, 1988b).</p> <p>Des rats femelles Sprague-Dawley enceintes ont été exposées à une dose de 15 ou 60 mg/kg p.c. par jour de la substance d'essai pendant les 19 premiers jours de gestation ou à une dose de 250 mg/kg p.c. par jour pendant les 15 premiers jours de gestation. Aucune augmentation des résorptions n'a été observée (Feuston <i>et al.</i>, 1994).</p> <p>Des rats Sprague-Dawley (10 animaux par sexe par dose) ont été exposés à une dose de 30, 125, 500 ou 2 000 mg/kg</p>

Critères d'effet	N ^{os} CAS ^a	Doses ou concentrations avec effet ^b /Résultats
		p.c. par jour de la substance d'essai, à raison de 5 jours/semaine pendant 13 semaines. Aucun effet n'a été observé sur le nombre de spermatides ou de spermatozoïdes, ainsi que sur la morphologie des testicules et des épидидymes. Aucun effet sur les femelles n'a été rapporté (Mobil, 1991).
	68334-30-5	CSENO par inhalation : 3 777 mg/m ³ en ce qui a trait à la toxicité pour le développement. Des rates enceintes ont reçu une dose de 3 777 mg/m ³ (401,5 ppm) ^{h,i} de carburant diesel du 6e au 15e jour de gestation. Aucun effet sur le développement n'a été observé (Beliles et Mecler, 1983).
	68476-34-6	DSENO par voie cutanée : 4 050 mg/kg p.c. par jour en ce qui a trait à la toxicité pour la reproduction. Une dose de 405, 1 620 ou 4 050 mg/kg p.c. par jour (0,5; 2 ou 5 mL/kg par jour) ^{j,k} de carburant diesel n ^o 2 a été appliquée à des rats Sprague-Dawley (10 animaux par sexe par dose), à raison de 5 jours par semaine pendant 4 semaines. Aucun effet n'a été observé sur les testicules ou les ovaires (UBTL, 1986).
Génotoxicité : <i>in vivo</i>	64741-59-9	<p>Essai cytogénétique Résultats négatifs : La substance API 83-07 a été administrée par injection intrapéritonéale à des rats Sprague-Dawley (15 animaux de chaque sexe par groupe) à des doses de 0, 0,2, 0,67 et 2 g/kg p.c. De la moelle osseuse a été prélevée 6, 24 et 48 heures après l'exposition à la substance d'essai. Une léthargie et une mortalité ont été observées pour certains des rats ayant reçu la dose la plus élevée. Il a été prouvé que la substance API 83-07 ne nuit pas à l'index mitotique de cellules de la moelle osseuse. L'essai avec la substance API 83-08, selon le même protocole, s'est également avéré négatif (API, 1985e, 1986d).</p> <p>Essai d'échange de chromatides sœurs Résultats positifs : La substance API 83-07 s'est avérée positive pour l'échange de chromatides sœurs lorsqu'elle a été administrée à des souris par injection intrapéritonéale, à des doses de 340, 1 700 et 3 400 mg/kg p.c. (API, 1989a).</p>
	64741-82-8	Aucune étude recensée.
	68476-34-6	<p>Essai cytogénétique Résultats positifs : Des groupes de rats mâles (5 animaux par dose) ont reçu une injection intrapéritonéale de 486, 1 620 ou 4 860 mg/kg p.c. (0,6, 2,0 ou 6,0 mL/kg p.c.)^{j,k} de DA n^o 2 pendant une durée pouvant aller jusqu'à 48 heures ou pendant 5 jours. Un pourcentage accru d'aberrations a été observé dans la moelle osseuse des rats ayant reçu des injections de 2,0 et 6,0 mL/kg p.c. (API, 1978).</p>

Critères d'effet	N ^{os} CAS ^a	Doses ou concentrations avec effet ^b /Résultats
	68476-30-2	Essai cytogénétique Résultats positifs : Des groupes de rats Sprague-Dawley ont reçu par voie orale une dose de 125, 417 ou 1 250 mg/kg p.c. par jour pendant 5 jours. Une augmentation du nombre de cellules présentant des cassures de chromatides et de cellules aberrantes dans la moelle osseuse a été relevée (Conaway <i>et al.</i> , 1984).
	68334-30-5	Essai cytogénétique Résultats positifs : Des groupes de rats Sprague-Dawley ont reçu, par injection intrapéritonéale, une dose de carburant diesel à des concentrations de 493, 1 644 et 4 933 mg/kg p.c. (0,6; 2,0 et 6,0 mL/kg) ^{j,1} pendant 1 ou 5 jours. Un pourcentage accru de cellules aberrantes a été observé dans la moelle osseuse pour la dose la plus élevée (Conaway <i>et al.</i> , 1984).
	68476-30-2 64742-46-7 64742-30-9	Induction de micronoyaux Résultats négatifs : Des groupes de souris CD-1 (15 souris par sexe par dose) ont été exposés par gavage à une dose de 0, 1 000, 2 500 ou 5 000 mg/kg p.c. Aucune augmentation du nombre de micronoyaux ou de la fréquence de leur induction dans les cellules de moelle osseuse n'a été observée (McKee <i>et al.</i> , 1994).
Génotoxicité <i>in vitro</i>	64741-59-9	Mutagénicité Résultats positifs : Sur 10 distillats du pétrole moyens, le gazole léger MD-7 a affiché l'index de mutagénicité le plus élevé (14) dans un test d'Ames modifié. La mutagénicité des 10 distillats a été positivement associée au pourcentage des hydrocarbures comportant de 3 à 7 cycles (HAP) que l'on trouve dans chaque distillat, et le gazole léger MD-7 contenait 8,7 % des HAP (Nessel <i>et al.</i> , 1998). Essai sur des lymphomes de souris Résultats positifs : La substance API 83-07 a été évaluée à des concentrations allant de 5 à 80 nL/mL (sans activation) et de 2,5 à 30 nL/mL (avec activation) dans un essai de mutation directe à l'aide de la lignée cellulaire L5178Y TK +/- . Les cellules ont été exposées pendant 4 heures, suivie d'une période de rétablissement de 2 jours. La substance API 83-07 était négative pour la mutagénicité sans activation, mais positive pour la mutagénicité avec activation. Lors d'essais avec activation, la substance API 83-07 a montré une réponse positive pour la fréquence de mutation (API, 1985f). Dans une autre étude, la substance API 83-08 était positive avec et sans activation (API, 1985g). Essai d'échange de chromatides sœurs Résultats équivoques : La substance API 83-07 a été

Critères d'effet	N ^{os} CAS ^a	Doses ou concentrations avec effet ^b /Résultats
		évaluée à des concentrations allant de 5 à 80 nL/mL sur des cellules ovariennes de hamster chinois, avec et sans activation. En l'absence d'activation, la substance API 83-07 a produit une augmentation statistiquement significative des échanges de chromatides sœurs par cellule à des concentrations allant de 10 à 20 µg/mL (les concentrations les plus élevées pour lesquelles des données étaient disponibles), mais aucune réponse liée à la concentration n'a été observée. Dans une étude à doses répétées, une augmentation statistiquement significative a été observée à 30 µg/mL seulement. Avec activation, la substance API 83-07 a montré des augmentations statistiquement significatives de la fréquence des échanges de chromatides sœurs à des doses de 10, 40 et 80 µg/mL, mais une réponse claire liée à la concentration n'a pas été observée (API, 1988).
	64741-82-8	<p>Mutagénicité Résultats positifs : La substance DGMK n° 8 a été testée avec activation métabolique S9 chez la <i>Salmonella typhimurium</i> TA98 lors d'un test d'Ames modifié. Un indice de mutagénicité de 2,1 a été observé et la substance d'essai contenait 8 % de la teneur en HAP (Blackburn <i>et al.</i>, 1984, 1986; DGMK, 1991).</p> <p>Résultats positifs : La substance d'essai était positive à des concentrations de 0,26 à 42 mg/plaque, avec ou sans activation métabolique (S9) chez la <i>S. typhimurium</i> TA98 et TA100 (Conaway <i>et al.</i>, 1984).</p>
Études sur les humains	Rapport de cas : Carburant diesel	Du carburant diesel utilisé pendant plusieurs semaines comme détergent pour les mains et les bras a causé des douleurs épigastriques et aux reins, ainsi que des nausées, de l'anorexie, une dégénérescence de l'épithélium tubulaire rénal et une insuffisance rénale. Le patient s'est bien rétabli. Il n'y a aucun historique d'exposition à tout autre néphrotoxine (Crisp <i>et al.</i> , 1979).
	Étude de cas-témoins : Carburant diesel	Une étude de cas-témoins de différents cancers a révélé un rapport de cotes corrigé à 1,9 (intervalle de confiance de 90 % de 1,2 à 3,0) pour le cancer de la prostate chez les hommes exposés à du carburant diesel. Il n'y avait pas de preuve d'une relation dose-réponse positive (Siemietycki <i>et al.</i> , 1987).

Abréviations : CLGO, gazole léger de cokéfaction; G.D., jour de gestation; LCCD, distillat léger à craquage catalytique; LCO, gazole léger; HAP, hydrocarbures aromatiques polycycliques.

^a Différents échantillons de la substance portant le n° CAS 64741-59-9 sont désignés sous le nom de API 83-07, API 83-08, distillat léger à craquage catalytique, et gazoles légers Mobil et MD-7. La substance portant le n° CAS 64741-82-8 est appelée gazole léger Mobil, DGMK n° 8 et distillat léger à craquage thermique.

^b 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.

- ^c Comme le poids corporel (p.c.) n'était pas indiqué, les normes de laboratoire de Salem et Katz (2006) ont été utilisées.
- ^d La formule suivante a été utilisée pour la conversion des valeurs fournies en mg/kg p.c. : (% de dilution × x ml × ρ)/kg p.c.
- ^e Comme la densité (ρ) n'était pas indiquée, la densité de ECB (2000) a été utilisée.
- ^f Dilution volume/volume présumée.
- ^g La formule suivante a été utilisée pour la conversion des valeurs fournies en mg/kg p.c. : x mg/kg p.c.
- ^h La formule suivante a été utilisée pour la conversion des valeurs fournies en mg/m³: [x en parties par million (ppm) × masse moléculaire (MM)]/24.45.
- ⁱ La masse moléculaire du carburant diesel a été estimée à 230 g/mol (www.epa.gov/athens/learn2model/part-two/onsite/es.html).
- ^j La formule suivante a été utilisée pour la conversion des valeurs fournies en mg/kg p.c. : x ml/kg p.c. × ρ.
- ^k Comme la densité (ρ) n'était pas indiquée, la densité de Khan *et al.*, (2001) a été utilisée.
- ^l Comme la densité (ρ) n'était pas indiquée, la densité de API (2003b) a été utilisée.