



Government
of Canada

Gouvernement
du Canada

Canada

Évaluation préalable

Huiles de base

**Environnement et Changement climatique Canada
Santé Canada**

Juillet 2020

No de cat. : En14-413/2020F-PDF
ISBN 978-0-660-35178-0

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

On demande seulement :

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

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

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'Environnement et Changement climatique, 2020.

Also available in English

Sommaire

En vertu de l'article 68 ou 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE], les ministres de l'Environnement et de la Santé ont procédé à l'évaluation préalable de 39 huiles de base énumérées à l'annexe A. Les substances de ce groupe ont été jugées d'intérêt prioritaire pour une évaluation, car elles satisfaisaient aux critères de catégorisation du paragraphe 73(1) de la LCPE ou suscitaient d'autres préoccupations pour la santé humaine¹.

Les huiles de base sont des mélanges complexes d'hydrocarbures obtenus par distillation sous vide de résidus provenant de la distillation à pression atmosphérique de pétrole brut. Ces huiles produites par le secteur pétrolier sont considérées être des substances de composition inconnue ou variable, des produits de réactions complexes ou des matières biologiques (UVCB). Les huiles de base sont composées d'alcanes à chaîne linéaire ou ramifiée (paraffines), de cycloalcanes (naphtènes) et de composés aromatiques, comptant surtout entre 15 et 50 atomes de carbone. Les huiles de base sont identifiées par des numéros d'enregistrement du Chemical Abstracts Service (NE CAS²) qui sont basés uniquement sur la dernière étape de raffinage réalisée pour les produire. Le NE CAS ne décrit ni les détails complets du processus de raffinage, comme le nombre et le type des étapes du processus, ni l'intensité de chaque étape qui détermine le degré d'élimination de divers composants considérés indésirables dans le produit final (par exemple, composés aromatiques, alcanes normaux [cire], composés hétérocycliques et composés soufrés). La composition d'une huile spécifique en termes de proportions de composés aromatiques, de paraffines et de naphtènes ne peut donc pas être déterminée avec précision uniquement à partir de son NE CAS. Deux huiles de base portant le même NE CAS peuvent donc avoir des teneurs en composés aliphatiques et aromatiques significativement différentes. D'après les fiches signalétiques disponibles, la teneur en composés aromatiques des huiles de base peut aller de moins de 10 % à environ 45 % en poids, en fonction de l'ampleur et de l'intensité du raffinage.

Les huiles de base peuvent être utilisées sur place dans une raffinerie, mélangées à d'autres substances et expédiées hors du site sous des NE CAS différents ou être transportées par camion ou par train vers d'autres installations pétrolières ou non pétrolières pour servir de matières premières ou être mélangées à d'autres matières premières pour produire de nouveaux mélanges ayant un nouveau NE CAS. Vingt-sept des trente-neuf huiles de base identifiées d'intérêt prioritaire pour une évaluation sont

¹ La substance de NE CAS 68782-97-8 n'a pas été identifiée en vertu du paragraphe 73(1) de la LCPE, mais a été incluse dans la présente évaluation car elle est considérée d'intérêt prioritaire en raison de préoccupations qu'elle suscite pour la santé humaine.

² Le numéro d'enregistrement CAS (NE CAS) est la propriété de l'American Chemical Society. Toute utilisation ou redistribution, sauf si elle est requise par des exigences réglementaires ou pour des rapports destinés au gouvernement lorsque l'information ou des rapports sont exigés en vertu de la loi ou une politique administrative, est interdite sans le consentement écrit de l'American Chemical Society.

utilisées industriellement ou sont présentes dans des produits disponibles pour les consommateurs, dont des lubrifiants, des huiles pour transformateur, des produits d'entretien pour automobile, des additifs (y compris comme huiles de dilution pour des produits à base de caoutchouc), des encres d'imprimerie, des combustibles et solvants, des peintures et revêtements, des savons et détergents, des adhésifs et produits d'étanchéité, des produits d'entretien ménager, des produits d'entretien des pelouses et jardins et des matériaux de construction.

La teneur en composés aromatiques des huiles de base utilisées dans de nombreuses applications industrielles étant inconnue, on a utilisé des teneurs en composés aromatiques de 10 à 45 % en poids pour l'évaluation ayant trait à l'environnement. Les données empiriques sur la toxicité des huiles de base de teneur en composés aromatiques non spécifiée indiquent un faible danger. Toutefois, des valeurs modélisées de la toxicité des huiles de base à forte teneur en composés aromatiques suggèrent qu'elles pourraient être dangereuses pour les organismes aquatiques.

On a répertorié quatre utilisations industrielles d'huiles de base dont les rejets potentiels dans l'environnement sont les plus élevés. À savoir, la production de lubrifiants, l'utilisation pour le traitement des eaux usées, l'utilisation par l'industrie des pâtes et papiers et les opérations de désencrage (rejet par les encres). On a estimé les concentrations dans le milieu aquatique suite au traitement des eaux usées rejetées lors de ces utilisations et les avons comparées aux concentrations environnementales estimées sans effet modélisées en nous basant sur la composition prédite de l'huile de base présente dans l'effluent. De plus, on a comparé la concentration des huiles de base dans les sols après l'épandage de biosolides provenant d'usines de traitement des eaux usées avec les concentrations estimées sans effet pour les organismes du sol. En se basant sur ces comparaisons, les huiles de base devraient poser un faible risque d'effets nocifs sur les organismes aquatiques et les organismes du sol. Les études sur les substances pétrolières aliphatiques dans les sédiments indiquent une faible toxicité des huiles de base à faible teneur en composés aromatiques pour les organismes vivant dans les sédiments. Toutefois, il n'est pas certain que les résultats des tests de toxicité des huiles de base puissent s'appliquer aux huiles de base à haute teneur en composés aromatiques.

Compte tenu de tous les éléments de preuve avancés dans la présente évaluation préalable, le risque d'effets nocifs sur l'environnement dus aux huiles de base est faible. Il est conclu que ces 39 huiles de base ne satisfont à aucun des critères de l'alinéa 64 a) ou 64 b) de la LCPE, car elles ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ni dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet nocif immédiat ou à long terme sur l'environnement ou sa diversité biologique ou qui constituent ou peuvent constituer un danger pour l'environnement essentiel à la vie.

La cancérogénicité a été retenue comme effet critique sur la santé lors de la catégorisation initiale des huiles de base, en se basant principalement sur des classifications faites par des organismes internationaux. Étant donné qu'il est probable que les huiles de base contiennent des hydrocarbures aromatiques polycycliques

(HAP), la Commission européenne a classé 38 des 39 NE CAS désignant des huiles de bases visées par la présente évaluation soit dans la catégorie 1A (substances dont le potentiel de cancérogénicité pour les humains est connu, 9 substances) soit dans catégorie 1B (substances présumées avoir un potentiel de cancérogénicité pour les humains, 29 substances). Toutefois, la Commission européenne estime que les substances de catégorie 1B ne sont pas cancérogènes si elles ont été raffinées de façon à contenir moins de 3 % d'extrait au diméthylsulfoxyde (DMSO), tel qu'il a été établi par la méthode IP346. Le Centre international de recherche sur le cancer a conclu qu'il n'existe aucune preuve de la cancérogénicité des huiles de base satisfaisant à cette norme chez les animaux de laboratoire.

Les huiles de base utilisées comme ingrédients de produits disponibles pour les consommateurs sont typiquement raffinées de manière à avoir une faible teneur en HAP. Les tests réalisés sur des produits canadiens contenant des huiles de base n'ont révélé que des concentrations résiduelles ou faibles d'HAP (de quelques parties par milliard à quelques parties par million). La conversion des 16 HAP standards en équivalents de benzo[*a*]pyrène (B[*a*]P) a conduit à calculer une teneur en équivalent de B[*a*]P inférieure aux limites de l'Union européenne pour chaque HAP présent dans des jouets et articles pour enfants en caoutchouc ou en plastique souple (0,5 ppm) et aussi inférieure à la concentration résiduelle autorisée dans la gelée de pétrole de qualité alimentaire (1 ppm). Par conséquent, les huiles de base utilisées pour formuler les produits disponibles pour les consommateurs étudiés dans la présente évaluation ne sont pas considérées inquiétantes pour la santé humaine.

Les études sur la toxicité aiguë ou à dose répétée par voie dermique et sur la toxicité à court terme par voie orale ont montré que les huiles de base raffinées sont peu toxiques, même à haute dose. Par conséquent, les risques pour la santé humaine, autre que le cancer, dus à une exposition intermittente par voie orale ou cutanée à des produits disponibles pour les consommateurs contenant des huiles de base sont considérés faibles. En raison de leur forte viscosité et de leur faible volatilité, aucune exposition aux huiles de base par inhalation ne devrait avoir lieu. Aucune exposition à des huiles de base dans les milieux de l'environnement ne devrait non plus avoir lieu.

En se basant sur les renseignements présentés dans la présente évaluation préalable, il est conclu que les 39 huiles de base étudiées ne satisfont à aucun des critères de l'alinéa 64c) de la LCPE, car elles ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ni dans des conditions qui constituent ou peuvent constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine.

Il est donc conclu que les 39 huiles de base visées par la présente évaluation préalable ne satisfont à aucun des critères de l'article 64 de la LCPE.

Table des matières

Sommaire	i
1. Introduction	7
2. Identité des substances	8
3. Propriétés physiques et chimiques	10
4. Sources et utilisations	12
4.1 Production et importation d'huiles de base	12
4.2 Utilisations	12
5. Rejets dans l'environnement	14
5.1 Rejets par des raffineries de pétrole	15
5.2 Rejet dus au transport et à l'entreposage	15
5.3 Rejets dus à d'autres installations industrielles.....	16
5.4 Rejets dus à des produits disponibles pour les consommateurs	17
5.5 Rejets dus à des déversements.....	17
6. Devenir et comportement dans l'environnement	18
6.1 Distribution dans l'environnement.....	18
6.2 Persistance et bioaccumulation dans l'environnement	19
7. Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement	22
7.1 Évaluation des effets sur l'environnement	22
7.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement	28
7.3 Caractérisation des risques pour l'environnement	32
8. Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine	40
8.1 Évaluation de l'exposition	40
8.2 Évaluation des effets sur la santé	44
8.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine	46
8.4 Incertitudes de l'évaluation des risques pour la santé humaine.....	49
9. Conclusion	49
Références	51
Annexe A. Huiles de base inscrites sur la Liste intérieure des substances et jugées d'intérêt prioritaire pour une évaluation	62
Annexe B : Teneur en composés aromatiques des huiles de base	64
Annexe C : Analyse de la composition en HAP des produits disponibles pour les consommateurs	66
Annexe D : Facteurs d'équivalence de toxicité pour certains HAP	71
Annexe E. Résumé des renseignements sur les effets sur la santé d'une exposition cutanée aux huiles de base et à des substances apparentées	72

Liste des tableaux

Tableau 3-1 - Propriétés physiques et chimiques des huiles de base.....	11
Tableau 7-1 - Résumé des données sur la toxicité aquatique lors de tests avec des FAE ou des DHE d'huile de base. (CONCAWE 1997, API 2011a).....	23
Tableau 7-2 - Toxicité aiguë et toxicité chronique pour <i>Rhepoxyinus abronius</i> dues à une huile de base lourde (C ₂₀ -C ₅₀) avant et après traitement secondaire des eaux usées ¹	25
Tableau 7-3 - Toxicité aiguë et toxicité chronique pour <i>Rhepoxyinus abronius</i> dues à des huiles de base (mélange d'huiles de base lourdes et légères (C ₁₅ à C ₅₀)) après traitement secondaire des eaux usées ¹	26
Tableau 7-4 - Toxicité aiguë et toxicité chronique pour <i>Rhepoxyinus abronius</i> dues à une huile de base légère ou à un mélange 50/50 d'huiles légères et lourdes ayant toutes deux 45 % en poids de composés aromatiques avant le traitement des eaux usées	26
Tableau 7-5 - Distribution probabiliste des CEE pour les usines de pâtes et papiers au Canada	30
Tableau 7-6 - Distribution probabiliste des CEE dans le cas des usines de désencrage au Canada	32
Tableau 7-7 - Résumé des quotients de risque obtenus pour différents milieux de l'environnement et scénarios d'exposition aux huiles de base.....	33
Tableau 8-1 - Concentration totale des 16 HAP standards et concentration en équivalent B[a]P pour des produits disponibles pour les consommateurs, calculées à partir des mesures à haute résolution et à l'aide des facteurs d'équivalence de toxicité (tableau D-1 de l'Annexe D).....	47

1. Introduction

En vertu de l'article 68 ou 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* (LCPE) (Canada 1999), les ministres de l'Environnement et de la Santé ont procédé à l'évaluation préalable d'un groupe de 39 huiles de base produites à partir de pétrole afin de déterminer si elles présentent ou pourraient présenter un risque pour l'environnement ou la santé humaine. Lors du processus de catégorisation, ces 39 huiles de base ont été jugées d'intérêt prioritaire pour une évaluation, car elles satisfont aux critères de catégorisation du paragraphe 73(1) de la LCPE ou suscitent d'autres préoccupations pour la santé humaine (ECCC, SC modifié en 2017). Les numéros de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS³) de ces 39 substances et leurs noms sur la Liste intérieure des substances (LIS) sont donnés dans le tableau A-1 de l'annexe A. Les descriptions de chacun des n° CAS telles qu'indiquées sur la LIS sont fournies dans un document d'ECCC (2018a). La variabilité de la composition d'une même huile de base ou d'une huile à l'autre peut conduire à l'utilisation interchangeable de n° CAS dans des produits si elles satisfont aux spécifications d'utilisation du produit.

Pour la présente évaluation préalable, nous avons pris en compte des renseignements sur les propriétés chimiques, le devenir dans l'environnement, les dangers, les utilisations et l'exposition, ainsi que d'autres renseignements soumis par des parties prenantes. Nous avons identifié des données pertinentes jusqu'en avril 2018. Nous avons tiré nos conclusions à partir de données empiriques tirées d'études clés ainsi que de certains résultats de modélisation. Nous avons pris en compte des renseignements pertinents contenus dans des évaluations effectuées par d'autres juridictions et organismes, dont l'Union européenne (UE) et le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC).

La présente évaluation préalable a été préparée par le personnel du Programme d'évaluation des risques de la LCPE travaillant à Santé Canada et Environnement et Changement climatique Canada (ECCC). Elle inclut des contributions d'autres programmes de ces ministères. Les parties du présent document portant sur la santé humaine et l'environnement ont fait l'objet d'un examen externe par des pairs et/ou d'une consultation avec ces derniers. Geoff Granville (GCGranville Consulting Corp.) et Connie Gaudet ont fait des commentaires sur les parties techniques relatives à l'environnement, et Glenn Talaska (Université de Cincinnati, États-Unis) et Susan Griffin (EPA des États-Unis) des commentaires sur les parties techniques relatives à la santé humaine. De plus, l'ébauche de la présente évaluation préalable (publiée le 6 octobre 2018) a fait l'objet d'une période de commentaires du public de 60 jours. Bien que des commentaires de l'extérieur aient été pris en compte, Santé Canada et Environnement

³ Le numéro de registre CAS (n° CAS) est la propriété de l'American Chemical Society. Toute utilisation ou redistribution, sauf si elle est requise en vertu des exigences réglementaires ou pour des rapports destinés au gouvernement lorsque l'information ou des rapports sont exigés selon la loi ou une politique administrative, est interdite sans le consentement écrit de l'American Chemical Society.

et Changement climatique Canada restent responsables du contenu final et des conclusions de la présente évaluation préalable.

La présente évaluation préalable est centrée sur des renseignements critiques afin de déterminer si ces substances satisfont ou non aux critères de l'article 64 de la LCPE. À cet effet, nous avons examiné des renseignements scientifiques et suivi une approche basée sur le poids de la preuve et le principe de précaution.⁴ Dans le présent document, nous présentons les renseignements critiques et les considérations sur lesquels reposent nos conclusions.

2. Identité des substances

Les huiles de base sont des substances pétrolières dont le point d'ébullition se situe dans la gamme d'environ 300 à 600 °C (570 à 1 110 °F). Les distillats d'huiles de base sont produits par distillation sous vide de résidus de la distillation atmosphérique du pétrole brut. Les huiles de base résiduelles sont dérivées du résidu de la distillation sous vide après désasphaltage.⁵ Les huiles de base sont principalement composées d'alcane normaux et ramifiés (paraffines), de cycloalcanes (naphtènes) et de composés aromatiques (substances contenant au moins un cycle benzénique) comptant de 15 à 50 atomes de carbone (API 2011a, Kramer et al. 1999). Les huiles de base légères contiennent généralement des composés en C₁₅ à C₃₀, tandis que les huiles de base lourdes contiennent des composés en C₂₀ à C₅₀. Les pratiques de nomenclature industrielles peuvent faire référence aux huiles de base en tant que « stocks d'huile de base » ou « stocks d'huile de base lubrifiante » ou d'autres termes de ce genre (CONCAWE 2014).

Les huiles de ressuage sont des huiles de base dont la cire a été éliminée pendant le raffinage, et elles ont donc une composition similaire à celle des huiles de base. Elles seront par conséquent considérées comme faisant partie du groupe des huiles de base (API 2011a) et sont visées par la présente évaluation.

Les huiles de base sont des UBCV (substances de composition inconnue ou variable, produits de réaction complexes ou matières biologiques). Ce sont des mélanges complexes de molécules hydrocarbonées, qui sont d'origine naturelle ou le résultat de réactions et de processus chimiques survenant pendant le traitement et le mélange de produits pétroliers. Compte tenu de leurs compositions complexes et variables, les

⁴ La détermination de la conformité à l'un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE est basée sur une évaluation des risques potentiels pour l'environnement ou la santé humaine associés aux expositions dans l'environnement en général. Pour les humains, ceci inclut, sans toutefois s'y limiter, l'exposition à l'air ambiant ou intérieur, à l'eau potable, aux aliments et aux produits disponibles aux consommateurs. Une conclusion tirée en vertu de la LCPE n'est ni utile ni proscrite dans le cadre d'une évaluation basée sur des critères de risque du Règlement sur les matières dangereuses, lequel fait partie du cadre réglementaire du Système d'information sur les matières dangereuses utilisées au travail, pour les produits utilisés au travail. Une telle conclusion n'empêche pas non plus la tenue d'une telle évaluation. De même, une conclusion basée sur les critères de l'article 64 de la LCPE n'empêche pas de prendre des mesures en vertu d'autres articles de la LCPE ou d'autres lois.

⁵ API (2011a) contient un schéma représentatif du procédé de raffinage des huiles de base.

huiles de base ne peuvent être synthétisées par la simple combinaison de composants individuels.

Les huiles de base peuvent être décrites de diverses façons. En fonction du type d'hydrocarbures prédominant dans le pétrole brut dont elles sont issues, elles peuvent être décrites comme huiles paraffiniques ou naphthéniques (Stipanovic 2003, Rizvi 2009). Les huiles paraffiniques qui ont subi un processus d'extraction par solvant doux et qui sont utilisées comme huiles de procédé peuvent être appelées solvats d'extraction douce, tandis que les huiles naphthéniques raffinées de la même façon sont simplement appelées huiles naphthéniques (Tonkonogov et coll. 2013).

Les huiles de base qui n'ont pas subi d'autre traitement ni de raffinage après distillation (ou désasphaltage dans le cas des huiles de base résiduelles) sont considérées non raffinées. Ces huiles des base non raffinées peuvent subir un raffinage plus poussé (c.-à-d. une extraction au solvant, un déparaffinage, un hydrocraquage, un hydrofinissage ou un traitement à l'argile) afin d'en améliorer leurs caractéristiques de performance, en éliminant des composants indésirables (p. ex. les composants aromatiques, les alcanes normaux [cires], les composés hétérocycliques ou le soufre), et leurs caractéristiques de viscosité et de stabilité (Stipanovic 2003, Rizvi 2009, API 2011a). Selon les spécifications voulues pour l'huile de base finale, un ou plusieurs procédés de raffinage peuvent être utilisés, chaque procédé supplémentaire ayant pour but de réduire la quantité de composants indésirables (API 2011a). En outre, l'intensité de chaque procédé détermine l'ampleur de l'élimination, un traitement plus intense conduisant à une plus forte élimination (API 2011a). Par conséquent, la composition finale de l'huile de base dépend du type et du nombre de procédés de raffinage utilisés ainsi que de leurs intensités (Rizvi 2009, Hall 2010, NYNAS 2001). En général, la composition en hydrocarbure des huiles de base non raffinées ou légèrement raffinées ressemble à celle de la matière première et contient davantage de composés aromatiques (CONCAWE 1997). Toutefois, plus le nombre ou l'intensité des procédés de raffinage augmente et plus les variations de la composition dues à la source de pétrole brut diminuent (CONCAWE 1997). Le nom associé à un numéro CAS ne faisant référence qu'au dernier procédé de raffinage de l'huile de base (API 2011a), le degré de raffinage et, donc, la composition d'un numéro CAS spécifique en termes de proportions des substances aromatiques, des paraffines et des naphthènes ne peut pas être déterminé avec certitude. Des huiles de base portant un même n° CAS peuvent donc avoir des teneurs en composés aromatiques diverses.

La fraction aromatique des huiles de base comprend tous les composants comportant au moins un cycle aromatique (c.-à-d. benzène). Elle comprend donc des hydrocarbures monoaromatiques (HMA), des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et leurs dérivés alkylés (c.-à-d. HMA et HAP avec des substituants alkylés normaux, ramifiés ou cycliques), ainsi que des composés aromatiques oxygénés, azotés ou soufrés. Les HAP et les composés aromatiques polycycliques oxygénés, azotés ou soufrés sont appelés collectivement composés aromatiques polycycliques (CAP). Le type de procédé de raffinage et/ou son intensité peut permettre d'éliminer préférentiellement les HAP les plus lourds, dont ceux associés à une cancérogénicité

(p. ex. certains HAP non alkylés et monoalkylés), d'une huile de base tout en laissant une quantité significative de composés aromatiques plus petits non cancérigènes, qui sont souhaitables pour certaines utilisations en raison de leurs caractéristiques de solvabilité (Cassery et Rasco 2011). Une huile de base peut donc satisfaire aux exigences de non-cancérogénicité, c.-à-d. avoir une teneur en composés aromatiques inférieure à 3 % en poids, déterminée au moyen de la méthode IP 346 (IP 1985, 1993), tout en ayant une forte aromaticité totale (tableaux B-1 et B-2 de l'annexe B). La teneur totale (% en poids) en composés aromatiques des huiles de base est importante pour l'évaluation ayant trait à l'environnement, ces composés étant en général les principaux contributeurs de l'écotoxicité de ces huiles (Verbruggen et al. 2008, Cermak et al. 2013). Ce paramètre a donc été pris en compte pour la présente évaluation environnementale.

La composition d'une huile de base dépendra des spécifications pour son utilisation. La teneur en composés aromatiques des huiles de base paraffiniques utilisées dans les huiles pour moteur d'automobile va de très faible (c.-à-d. moins de 1 % en poids, Mansfield 2000) à plus de 10 % en poids (API 2016), l'utilisation d'huiles de base à très faible teneur en composés aromatiques devenant de plus en plus courante dans l'industrie automobile (Bergstra 2009). Les huiles de base utilisées comme huiles de procédé dans les mélanges de caoutchouc ont une teneur plus élevée en composés aromatiques que celle de nombreuses huiles pour automobile, jusqu'à 34 % en poids pour les huiles de base paraffiniques et jusqu'à 29 % en poids ou plus pour les huiles de base naphthéniques (Rizvi 2009). Les teneurs en composés aromatiques rapportées pour diverses huiles de base naphthéniques et paraffiniques peuvent aller jusqu'à environ 45 % en poids (tableaux B-1 et B-2 de l'annexe B). De nombreuses utilisations des huiles de base (lubrifiant, fluide hydraulique, huile de transmission, huile de transformateur) entraînent leur oxydation, produisant ainsi des acides, des cétones et des phénols (Nynas 2001, Hall 2010). Les huiles de base usées peuvent également être contaminées par des produits de combustion du carburant lorsqu'elles sont utilisées dans des moteurs, ou par des métaux lorsqu'elles sont utilisées comme lubrifiant (CH2M Hill Engineering Ltd 1992, dans Environnement Canada et Santé Canada 1994a). Ces changements de la composition de l'huile se produisent de telle sorte que l'huile « usée » ne satisfait plus à la définition physique et chimique des huiles de base prises en compte dans la présente évaluation. Les conclusions de la présente évaluation s'appliquent donc aux huiles de base non usées et aux huiles de base qui ne sont pas physiquement ni chimiquement modifiées par l'usage auquel elles sont destinées.

3. Propriétés physiques et chimiques

Les propriétés physiques et chimiques des huiles de base sont indiquées dans le Tableau 3-1. Certaines valeurs présentées sont dérivées de celles de structures représentatives comportant le même nombre d'atomes de carbone que les composants des huiles de base ou sont tirées de fiches signalétiques de sécurité (FSS). Quand des FSS ont été utilisées pour obtenir des données physiques et chimiques sur des huiles

de base, nous n'avons tenu compte que de celles des huiles de base d'une pureté supérieure à 95 %.

Tableau 3-1 Propriétés physiques et chimiques des huiles de base

Propriété	Valeur	Référence
Point d'écoulement (°C) ^a	-60 à 15,5	CONCAWE 1997, API 2011a
Point d'ébullition (°C)	>250 à 604	FSS 2012, API 2011a
Masse volumique (kg/m ³)	810 à 980	FSS 2018 et 2017a, CONCAWE 1997, API 2011a, FSS 2016b et 2016c, FSS 2016a, FSS 1999
Pression de vapeur (Pa) ^b	$4,9 \times 10^{-16}$ à 6,4	ECCC 2018a
Coefficient de partage octanol-eau (log K _{oe}) ^c	4,9 à 25	ECCC 2018a
Solubilité dans l'eau (mg/L) ^b	Insoluble 6×10^{-21} à 0,9	FSS 2017b ECCC 2018a

^a La température la plus basse à laquelle l'échantillon s'écoule.

^b Selon les valeurs modélisées (EPI Suite 2008) pour un éventail de structures représentatives contenant de 15 à 50 atomes de carbone.

^c En fonction du log K_{oe} modélisé (EPI Suite 2008) pour un éventail de structures représentatives entre C₁₅ et C₅₀. Il serait bon de noter que les valeurs de log K_{oe} supérieures à 8,27 se situent en dehors de l'ensemble d'apprentissage du modèle.

Pour prédire les propriétés physiques et chimiques et le devenir dans l'environnement de substances pétrolières complexes comme les huiles de base, nous avons choisi des structures représentatives de chaque classe chimique présente dans la substance. Puisque la composition des huiles de base est variable et mal définie, nous avons choisi, sur la seule base du nombre d'atomes de carbone qu'elles comportent, des structures représentatives pour les alcanes, les isoalcanes, les cycloalcanes, les composés aromatiques comptant un à six cycles et les cycloalcanes monoaromatiques et diaromatiques comptant 15 à 50 atomes de carbones. Les données physiques et chimiques ont été tirées de publications scientifiques et du groupe de modèles environnementaux d'EPI Suite (2008). Un résumé des données empiriques et modélisées sur les propriétés physiques et chimiques des structures représentatives des hydrocarbures des huiles de base est donné dans un document d'ECCC (2018a).

Les solubilités dans l'eau des composants des huiles de base sont généralement très faibles (de 6×10^{-21} à 0,9 mg/L), et les estimations du coefficient de partage octanol-eau (log K_{oe}) se situent entre 4,9 et 25, indiquant un fort potentiel de sorption. La variabilité considérable des valeurs de log K_{oe} résulte de la complexité de ces mélanges et des différents nombres d'atomes de carbone dans les substances qui les composent. La pression de vapeur des structures représentatives des huiles de base va de faible à modérée ($4,9 \times 10^{-16}$ à 6,4 Pa).

Il convient de noter que le comportement physique et chimique des structures représentatives sera différent si elles sont présentes dans un mélange complexe comme une huile de base. Selon la loi de Raoult, la pression de vapeur totale d'un

mélange est inférieure à la somme des pressions de vapeur de ses composants (c.-à-d. que la pression de vapeur totale d'un mélange idéal est proportionnelle à la somme des pressions de vapeur des fractions molaires de chaque composant). De manière similaire à la loi de Raoult, les solubilités dans l'eau des composants d'un mélange sont inférieures à celles observées lorsqu'ils sont seuls (Banerjee 1984, Di Toro 2007). De même, un hydrocarbure pétrolier individuel normalement solide dans des conditions environnementales peut être à l'état liquide dans un mélange d'hydrocarbures (UVCB) en raison de l'abaissement de son point de fusion dans un mélange (Di Toro et al. 2007). La présence d'un hydrocarbure normalement solide dans un mélange conduit donc à une augmentation de sa pression de vapeur et de sa solubilité dans l'eau, déterminée par la pression de vapeur sous-refroidie (Staikova et al. 2005) et la solubilité sous-refroidie (Di Toro et al. 2007). La pression de vapeur ou la solubilité sous-refroidie est utilisée pour déterminer la contribution d'un composant normalement solide à la pression de vapeur ou à la solubilité totale d'une substance pétrolière.

4. Sources et utilisations

Des renseignements sur les 39 huiles de base ont été obtenus lors de diverses enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE. Vingt-deux de ces n° CAS ont été visés par des d'enquêtes (Canada 2008, 2009 et 2011) menées dans le cadre de l'Approche pour le secteur pétrolier pour obtenir des renseignements sur leur production, leur transport et leurs utilisations, ainsi que sur les quantités. Une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE sur les 17 autres huiles de base (Canada 2015) ne visait que les utilisations et n'a pas permis d'obtenir de données quantitatives. Les données quantitatives disponibles sur les vingt-deux huiles de base initialement étudiées ont été jugées suffisantes pour la présente évaluation, car elles fournissaient un ordre de grandeur des quantités des huiles de base qui pourraient être utilisées pour une application donnée.

4.1 Production et importation d'huiles de base

Selon les renseignements déclarés (Environnement Canada 2012) dans le cadre d'une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada 2011), la production totale des 20 huiles de base visées était supérieure à plus d'un milliard de kilogrammes en 2010, et celle importée était supérieure à cent millions de kg⁶.

4.2 Utilisations

D'après les renseignements soumis en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada 2008, 2009 et 2012 et ECCC 2016a), les recherches dans des bases de données en ligne et dans des fiches signalétiques de sécurité, les huiles de base peuvent servir d'intermédiaires lors du procédé de raffinage d'une installation pétrolière

⁶ Les valeurs reflètent les quantités déclarées en réponse à l'enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada 2011). Consultez l'enquête pour en connaître les inclusions et exclusions spécifiques (annexes 2 et 3).

ou être mélangées à d'autres matières premières pour produire de nouvelles substances portant un autre n° CAS. Elles peuvent être transportées par camion ou par train vers d'autres installations pétrolières ou non pétrolières pour servir de matières premières, de composants d'un mélange ou pour être formulées en un produit. Les huiles de base sont des ingrédients de produits industriels ainsi que de certains produits disponibles pour les consommateurs. En 2010, plus de 100 millions de kilogrammes de 20 huiles de base ayant un n° CAS ont été utilisés au Canada (Environnement Canada 2012).

Les renseignements sur l'utilisation des huiles de base ont été obtenus lors d'enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE (20 n° CAS; Environnement Canada 2012, ECCC 2016a), lors d'une initiative volontaire de collecte de données (14 n° CAS; ECCC 2016b) et lors de recherches dans les bases de données en ligne et des rapports d'entrepreneurs. Treize⁷ des 39 huiles de base visées par la présente évaluation n'étaient utilisées ni par l'industrie ni par les consommateurs. Les 26 autres ont été identifiées comme ayant des utilisations par l'industrie ou les consommateurs, telles que lubrifiants, huiles de transformateur, produits d'entretien pour automobile, adjuvants (y compris les huiles de dilution), encres d'imprimerie, carburants et solvants, peintures et revêtements, savons et détergents, adhésifs et produits d'étanchéité, produits d'entretien ménager, produits d'entretien des pelouses et des jardins, produits de construction et autres produits divers.

L'industrie pétrolière et gazière utilise cinq de ces huiles de base (ECCC 2018a) comme composants de fluides de fracturation hydraulique (House of Representatives des États-Unis 2011).

Aucune des 39 huiles de base visées par la présente évaluation ne figure, en tant qu'ingrédient médicinal ou non médicinal dans des produits pharmaceutiques ou des médicaments vétérinaires finaux au Canada, dans la Base de données sur les produits pharmaceutiques ni dans la Base de données sur les ingrédients non médicinaux de la Direction des produits thérapeutiques (BDPP 2010, communication personnelle, courriel de la Direction des produits thérapeutiques de Santé Canada au Bureau de la gestion des risques de Santé Canada, mars 2010, non référencé). Contrairement aux distillats (pétrole), l'huile de base de numéro CAS 64741-76-0, composée d'alcanes en C₁₅ à C₂₃, fortement hydrocraquée, est inscrite dans la Base de données d'ingrédients de produits de santé naturels avec un rôle non médicinal pour un usage topique comme solvant seulement (BDIPSN modifié en 2017), ainsi que dans la Base de données sur les produits de santé naturels homologués en tant qu'ingrédient non médicinal dans un produit topique actuellement homologué (BDPSNH modifié en 2016). Les n° CAS 64741-76-0 et 64742-55-8 ont initialement été identifiés comme utilisés dans des

⁷ N° CAS 64741-51-1, 64742-19-4, 64742-21-8, 64742-35-4, 64742-36-5, 64742-44-5, 64742-64-9, 64742-67-2, 64742-68-3, 64742-76-3, 68782-97-8, 74869-22-0 et 93763-38-3

produits cosmétiques au Canada. Toutefois, l'International Nomenclature of Cosmetics Ingredients (INCI) donne plusieurs noms d'ingrédients pour ces n° CAS. Par exemple, sous le n° CAS 64741-76-0, les noms d'ingrédients suivants sont répertoriés comme substances présentes dans des cosmétiques : alcanes en C₁₄-C₁₇, alcanes en C₁₄-C₁₉, alcanes en C₁₅-C₁₉, alcanes en C₁₅-C₂₃ et alcanes en C₁₈-C₂₁. Pour le n° CAS 64742-55-8, les noms suivants sont donnés : alcanes en C₁₆-C₂₃, alcanes en C₁₈-C₂₉, et alcanes en C₂₁-C₂₈ (Nikitakis et Langel 2015, CosIng 2018a, 2018b). Dans une communication subséquente, la Direction de la sécurité des produits de consommation a indiqué que les fournisseurs produisent des matières ayant des gammes d'alcanes plus spécifiques et qu'un n° CAS générique leur a été attribué (communication personnelle, courriel de la Direction de la sécurité des produits de consommation de Santé Canada au Bureau de l'évaluation des risques des substances existantes de Santé Canada, 1^{er} décembre 2017). Ces descriptions génériques sont considérées décrire des substances de composition différente de celles décrites par leur n° CAS et leur nom standard dans la LIS. Puisque ces substances ont une composition différente lorsqu'elles sont présentes dans des cosmétiques ou des produits de santé naturels, elles n'ont plus été prises en compte pour la présente évaluation.

Nous avons déterminé que onze des 39 huiles de base⁸ sont utilisées dans des matériaux d'emballage alimentaire et/ou comme additifs fortuits, en particulier comme lubrifiants dans des machines utilisées pour la transformation d'aliments. Aucune de ces substances n'était toutefois susceptible d'entrer en contact direct avec les aliments (communication personnelle, courriel de la Direction des aliments de Santé Canada au Bureau de gestion des risques de Santé Canada, août 2017, non référencé). De plus, l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire de Santé Canada considère que 14 des 39 huiles de base⁹ sont des formulants de la liste 2 (ARLA 2017).

5. Rejets dans l'environnement

Des huiles de base peuvent être rejetées dans l'environnement par des installations industrielles du fait de leurs activités de production, de transport, de stockage et d'élimination, ainsi que lors d'utilisations industrielles, commerciales ou par des consommateurs.

⁸ N° CAS 64741-88-4, 64741-89-5, 64741-95-3, 64741-96-4, 64741-97-5, 64742-01-4, 64742-18-3, 64742-52-5, 64742-54-7, 72623-86-0 et 93924-32-4

⁹ N° CAS 64741-88-4, 64741-89-5, 64741-96-4, 64742-01-4, 64742-52-5, 64742-53-6, 64742-54-7, 64742-55-8, 64742-56-9, 64742-57-0, 64742-62-7, 64742-65-0, 72623-86-0 et 72623-87-1

5.1 Rejets par des raffineries de pétrole

Les huiles de base sont produites dans les colonnes de distillation sous vide des raffineries, sous forme de distillats ou de résidus (produits de fond). Les emplacements possibles d'un rejet contrôlé d'huile de base sont donc les soupapes de sûreté, les soupapes de purge ou les robinets de vidange des canalisations ou de l'équipement (p. ex. les cuves). Dans des conditions d'exploitation typiques, les rejets d'huile de base seraient contenus dans un système fermé, en conformité avec les procédures établies, puis renvoyés dans l'installation de traitement ou l'usine de traitement des eaux usées. Dans ces deux scénarios, il ne devrait y avoir aucune exposition de la population générale.

Des rejets involontaires d'huiles de base peuvent se produire dans les installations de production. Les pratiques de gestion actuelles couvrent les rejets d'huiles de base et incluent des exigences au niveau fédéral, provincial ou territorial pour prévenir ou gérer les rejets involontaires de substances pétrolières et les circuits des installations (SENES 2009). Des mesures non réglementaires (p. ex. lignes directrices, meilleures pratiques) sont également prises dans des installations du secteur pétrolier pour réduire les rejets involontaires.

De plus, la législation actuelle sur la santé et la sécurité au travail stipule des mesures pour réduire l'exposition professionnelle des employés, dont certaines servent aussi à réduire les rejets involontaires (CanLII 2001). En raison de la faible volatilité des huiles de base, les émissions par évaporation ne contribuent pas significativement aux émissions globales des installations de production. Les rejets sur place ne devraient donc pas être une source significative de rejets d'huiles de base dans l'environnement.

5.2 Rejets dus au transport et à l'entreposage

Le transport comporte généralement trois étapes : le chargement, le transport et le déchargement. Le chargement et le déchargement des huiles de base sont normalement effectués dans des sites dont l'accès au grand public est limité.

Dans les installations pétrolières, la manipulation des huiles de base à des fins de transport est réglementée au niveau fédéral et au niveau provincial par une législation couvrant le chargement et le déchargement. Collectivement, cette législation stipule des exigences sur la manipulation sécuritaire des substances pétrolières et a pour but de réduire au minimum ou de prévenir les rejets potentiels pendant le chargement, le transport et le déchargement (SENES 2009). En raison de leur faible volatilité, les rejets dans l'air de vapeurs d'huile de base par les réservoirs de stockage devraient être négligeables.

Les déversements d'huiles de base pendant le transport et l'entreposage sont traités à la section 5.5.

Les rejets dus au lavage ou nettoyage de contenants de transport ne sont pas pris en compte dans la présente évaluation préalable, car les citernes ou les conteneurs utilisés pour le transfert de substances pétrolières sont habituellement réservés à cet effet et, par conséquent, leur lavage ou nettoyage n'est pas nécessaire de façon routinière (EPA 2008).

5.3 Rejets dus à d'autres installations industrielles

Outre le raffinage du pétrole, divers secteurs utilisent des huiles de base qui pourraient donc conduire à des rejets dans les eaux usées. Les eaux usées industrielles peuvent être traitées par un système de traitement des eaux usées¹⁰ sur place ou être rejetées à l'égout pour être traitées dans une usine de traitement des eaux usées hors du site. En raison des différentes propriétés physico-chimiques des composants des huiles de base, le traitement des eaux usées n'élimine pas de la même manière tous les hydrocarbures pétroliers qui les composent et, en conséquence, les proportions relatives des composants de l'huile de base dans l'effluent rejeté dans les eaux réceptrices diffèrent de celles de l'huile de base à l'entrée du système de traitement des eaux usées.

¹⁰ Dans la présente évaluation, l'expression « système de traitement des eaux usées » désigne un système de collecte des eaux usées domestiques, commerciales et/ou institutionnelles, ou possiblement industrielles (après rejet dans les égouts), généralement pour le traitement et le rejet éventuel dans l'environnement. Sauf indication contraire, cette expression ne fait aucunement la distinction entre un propriétaire et un exploitant (municipal, provincial, fédéral, autochtone, privé ou en partenariat). Par ailleurs, les expressions « système de traitement des eaux usées sur place » et « système de traitement des eaux usées industrielles » seront employées pour désigner les systèmes mis en place dans des exploitations industrielles qui ont été spécifiquement conçus pour traiter les effluents de cette nature.

5.4 Rejets dus à des produits disponibles pour les consommateurs

Tel que mentionné à la section 4.2 et résumé dans un document d'ECCC (2018a), des huiles de base se retrouvent dans de nombreux produits disponibles pour les consommateurs, dont des huiles de transmission, des fluides hydrauliques, des huiles lubrifiantes et d'autres produits. En général, le volume d'huile de base rejeté à partir de produits disponibles pour les consommateurs est faible et les rejets dus à ces utilisations devraient être dispersés à travers le Canada. Les rejets d'huiles de base dans l'environnement dus à des utilisations par des consommateurs sont donc considérées bien plus faibles que ceux dus à d'autres sources, et ils ne sont pas pris en compte comme source ponctuelle significative d'huiles de base dans l'environnement. Selon la base de données Meridian (2009), des rejets minimes d'huiles de base surviennent lors de l'utilisation de produits d'entretien et de maintenance automobile, de lubrifiants et de peintures et revêtements, par exemple.

5.5 Rejets dus à des déversements

Les huiles de base peuvent être déversées dans l'environnement pendant leur stockage, leur transport ou leur utilisation. Les déversements d'huiles de base dont on ne connaît pas d'utilisation dans un produit seraient la seule voie significative de rejet dans l'environnement.

Les rejets d'huiles de base lors de déversements ont été évalués au moyen de l'analyse des déversements rapportés à Environnement Canada de 2008 à 2012. Nous avons pris en compte les déversements de substances pétrolières répondant aux descriptions suivantes : « huile hydraulique », « huile minérale », « huile de transformateur », « huile lubrifiante », « distillat de pétrole », « huile légère hydrotraitée », « fluides de transmission », « fluides pour véhicule », « huiles et graisses minérales (SER) » et « autres/inconnus ». Les déversements dus à des écrasements d'aéronefs, des collisions, des séismes/glissements de terrain, la glace/givre, l'état des routes, des tempêtes/inondations, des affaissements ou au vandalisme n'ont pas été pris en compte dans cette analyse. De plus, nous n'avons pris en compte dans cette analyse que les déversements d'huiles non usées ou de celles qui n'avaient pas été physiquement ou chimiquement modifiées par la nature de l'utilisation prévue (voir partie 2).

Suite à cette analyse, un seul incident de déversement a été trouvé malgré la nature générale de certaines catégories de pétroles prises en compte (c.-à-d. distillat de pétrole, huile et graisse minérale, autres/inconnus), qui incluent certaines substances autres que les huiles de base et qui rendent l'analyse prudente. Ce déversement était dû au déraillement d'un train causant le rejet de 180 000 L d'huiles de base dans l'environnement. Comme prévu, les rejets d'huiles de base pendant le transport en vrac peuvent être considérables. Toutefois, puisque de tels déversements sont rares, nous ne les prendrons pas davantage en compte dans le cadre de la présente évaluation.

6. Devenir et comportement dans l'environnement

6.1 Distribution dans l'environnement

Les principaux processus affectant le devenir des substances pétrolières rejetées dans l'environnement sont la dissolution dans l'eau, la volatilisation, l'adsorption, la biodégradation et la photodégradation. Ces processus modifieront la composition de ces substances.

Tel que susmentionné à la section 3, la solubilité et la pression de vapeur des composants d'un mélange seront proportionnelles à leurs concentrations dans le mélange et inférieures à celles des composants individuels ou, pour les composants normalement solides, inférieures à leurs pressions de vapeurs et solubilité sous-refroidies.

Il y a presque toujours une biodégradation des mélanges pétroliers rejetés dans l'environnement. Des études ont montré que des populations de bactéries et d'autres organismes (p. ex. champignons et levures) sont capables de dégrader les hydrocarbures pétroliers dans les eaux douces, les eaux marines, les sédiments et les sols (Atlas 1981). La dégradation se produit en présence ou non d'oxygène. En général, les composants aromatiques ont tendance à être dégradés plus lentement que les composants aliphatiques, bien que la dégradation de certains cycloalcanes de masse moléculaire élevée puisse être très lente (Atlas 1981, Potter et Simmons 1998).

Trois processus de météorisation, la dissolution dans l'eau, la volatilisation et la biodégradation, conduisent typiquement à l'appauvrissement des composés les plus solubles, volatils et dégradables, et à l'accumulation de ceux plus résistants à ces processus dans les résidus. En raison des interactions complexes des composants d'un mélange, qui ont des impacts sur leurs propriétés physico-chimiques et leur comportement, il est difficile de prédire le devenir d'un mélange complexe. Par conséquent, nous avons examiné les propriétés physico-chimiques de structures représentatives des huiles de base pour obtenir une indication générale du devenir de ces huiles (ECCC 2018a).

L'air ne devrait pas être un milieu récepteur important pour les huiles de base. Cependant, la pression de vapeur modérée de certains composants de masse moléculaire plus faible, comme les alcanes et composés aromatiques en C₁₅ à C₂₀ et les isoalcanes en C₁₅ à C₃₀, suggère qu'une fois rejetés dans l'air ils pourraient potentiellement rester dans ce milieu. Les structures représentatives aliphatiques et aromatiques de masse moléculaire plus élevée ont de faibles pressions de vapeur et, si elles étaient rejetées dans l'air, elles devraient être adsorbées sur des particules en suspension et être ensuite éliminées par dépôt sec ou humide.

Lorsque des huiles de base sont rejetées dans l'eau, un certain nombre de processus se déroulent et déterminent la distribution et le devenir de l'huile de base. Toutes les structures représentatives ont une très faible solubilité dans l'eau (6×10^{-21} à 0,9 mg/L).

Toutefois, certains composés comme les monocycloalcanes, les bicycloalcanes et les polycycloalcanes en C₁₅ et certains en C₂₀ (y compris des cycloalcanes aromatiques) (c.-à-d. naphthéniques) et des composés aromatiques sont relativement solubles (10⁻³ à 0,9 mg/L). Le potentiel de sorption très élevé (log K_{oc} > 3,3) de toutes les structures représentatives indique que tous les composants de l'huile de base auront tendance à se retrouver sur les particules en suspension dans la colonne d'eau et/ou les sédiments, la tendance à la sorption étant plus forte pour les structures aliphatiques que pour les structures aromatiques.

Dans le sol, le mouvement des composants sera déterminé par leur répartition entre les particules du sol, l'eau interstitielle et l'air interstitiel. Les composants des huiles de base ont une adsorptivité élevée et s'adsorberont fortement sur les particules du sol, car ils ont tous des valeurs de log K_{oe} entre 5 et 25 (élevé) et de log K_{oc} entre 4,2 et 22 (très élevé) (ECCC 2018a). Cette adsorptivité élevée suggère que les composants des huiles de base auront une faible mobilité dans le sol.

Bien qu'aucun rejet direct dans le sol ne soit anticipé, des rejets indirects peuvent résulter de l'épandage sur le sol de biosolides provenant d'usines de traitement d'eaux usées contenant des huiles de base.

6.2 Persistance et bioaccumulation dans l'environnement

En raison de la nature complexe des huiles de base, nous avons estimé leur persistance et leur potentiel de bioaccumulation à l'aide de données empiriques et/ou modélisées sur des hydrocarbures pétroliers représentatifs qui devraient être similaires à ceux rejetés dans l'environnement. Ces structures ne représentent pas toutes les substances possibles présentes dans une huile de base et ne donnent pas nécessairement une image complète de la gamme des potentiels de persistance d'une classe chimique donnée (p. ex. alcanes, composés aromatiques monocycliques) ou une certaine teneur en carbone (p. ex. C₁₅). Par conséquent, les résultats de la modélisation n'indiquent pas le potentiel de persistance et de bioaccumulation de toutes les substances d'une catégorie ou d'un nombre d'atomes de carbone spécifique, mais donnent plutôt une indication plus générale de ces propriétés.

6.2.1 Persistance dans l'environnement

Nous avons tenu compte de données empiriques sur la persistance des huiles de base en tant que substance simple. Toutefois, les huiles de base étant constituées de centaines ou de milliers de composants individuels, chacun ayant une sensibilité à la biodégradation différente, les résultats des études sur leur dégradation peuvent seulement indiquer que certains composants sont sensibles à la biodégradation, mais ne permettent pas de déterminer le potentiel de biodégradation de tous les composants.

Des données sur la biodégradation primaire et ultime (immédiate) de plusieurs huiles de base sont disponibles (API 2011a, CONCAWE 1997) et ont été résumées dans un document d'ECCC (2018a). Les études sur la biodégradation immédiate indiquent

qu'aucune des huiles de base ne subit une minéralisation de 60 % ou plus en 28 jours. Bien que dans les sommaires des études les plus solides il ne soit pas fait de commentaires sur le taux de biodégradation à 28 jours, l'arrêt virtuel de la biodégradation à ce point y est notée (API 2011b). Les résultats des tests de biodégradation primaire indiquent que les huiles de base peuvent subir une dégradation primaire, bien que son taux ou son degré varie (p. ex. 13-79 % de dégradation en 21 jours).

La persistance d'une série d'hydrocarbures pétroliers représentatifs des huiles de base a été caractérisée à l'aide de données empiriques et/ou modélisées. Les résultats des modèles et leur pondération ont été rapportés dans le document technique sur la persistance et la bioaccumulation des substances pétrolières (Environnement Canada 2014), et des résultats sont résumés dans un document d'ECCC (2018a).

Les demi-vies atmosphériques empiriques et modélisées de la plupart des structures représentatives des huiles de base sont inférieures à deux jours, indiquant qu'il est improbable que la plupart des composants des huiles de base persisteront dans l'air (Environnement Canada 2014). Cependant, certains composants aromatiques à quatre, cinq ou six cycles ont le potentiel de demeurer longtemps dans l'atmosphère et, donc, leur transport est possible sur de longues distances et vers des régions éloignées en raison de la sorption sur des particules dans l'atmosphère (Environnement Canada 2014).

En raison de leur structure chimique, les composants des huiles de base ne devraient pas être hydrolysés dans des conditions environnementales (Lyman et coll. 1990, Environnement Canada 2014).

Les données modélisées sur la biodégradation dans l'eau, le sol et les sédiments de structures représentatives montrent que la demi-vie des composants mentionnés ci-après devrait excéder six mois dans l'eau et les sols et un an dans les sédiments : isoalcanes en C₃₀, cycloalcanes monocycliques en C₅₀, cycloalcanes bicycliques en C₁₅ à C₅₀, les polycycloalcanes en C₁₈ à C₂₂, composés aromatiques monocycliques en C₃₀ à C₅₀ et certains en C₂₀, cycloalcanes monoaromatiques en C₁₅ à C₂₀, composés aromatiques bicycliques en C₁₅ à C₅₀, composés aromatiques tricycliques en C₃₀ à C₅₀, composés aromatiques tétracycliques en C₁₆ à C₂₀, composés aromatiques pentacycliques en C₂₀ à C₃₀, composés aromatiques hexacycliques en C₂₂ (Environnement Canada 2014). Ces substances ont donc un fort potentiel de persistance dans ces milieux. Les cycloalcanes monocycliques en C₃₀ et les composés aromatiques monocycliques en C₁₅ ont une demi-vie supérieure à un an dans les sédiments et un potentiel élevé de persistance dans les sédiments.

6.2.2 Potentiel de bioaccumulation

Nous avons caractérisé le potentiel de bioaccumulation d'une série d'hydrocarbures pétroliers représentatifs des huiles de base à l'aide de données empiriques et/ou modélisées. Les facteurs de bioaccumulation (FBA) sont la mesure préconisée pour

l'évaluation du potentiel de bioaccumulation des substances, le facteur de bioconcentration (FBC) pouvant ne pas adéquatement représenter le potentiel de bioaccumulation par voie alimentaire des substances dont le log K_{oe} dépasse environ 4,5 (Arnot et Gobas 2003).

Outre les données sur les FBA et les FBC pour les poissons, nous avons également pris en compte des données sur la bioaccumulation par des espèces aquatiques invertébrées. Pour caractériser le potentiel de bioaccumulation, nous avons aussi tenu compte des facteurs d'accumulation biote-sédiments/sol, des facteurs d'amplification trophique et des facteurs de bioamplification.

Les données empiriques et modélisées sur la bioaccumulation des hydrocarbures pétroliers sont données dans un document d'Environnement Canada (2014).

Dans l'ensemble, il existe des données empiriques et prédites cohérentes suggérant que les composants mentionnés ci-après ont un potentiel de bioaccumulation élevé avec des valeurs de FBA/FBC supérieures à 5000 : isoalcanes en C_{15} , cycloalcanes monocycliques en C_{15} , cycloalcanes bicycliques en C_{15} , polycycloalcanes en C_{22} , composés aromatiques monocycliques en C_{15} , cycloalcanes monoaromatiques en C_{15} à C_{20} , cycloalcanes diaromatiques en C_{20} , composés aromatiques tricycliques en C_{20} , composés aromatiques tétracycliques en C_{16} à C_{20} , composés aromatiques pentacycliques en C_{20} et composés aromatiques hexacycliques en C_{22} . Ces composants sont très lipophiles et sont associés à un métabolisme lent chez certains organismes, de telle sorte que leur vitesse d'absorption est nettement supérieure à leur vitesse totale d'élimination. Cependant, la plupart de ces composants ne devraient pas être bioamplifiés (par rapport à leur concentration) dans les réseaux trophiques aquatiques ou terrestres, principalement en raison de la combinaison d'un métabolisme (même lent), de la dilution par la croissance et de la faible efficacité de l'assimilation alimentaire de ces composants qui permet une vitesse d'élimination supérieure à la vitesse d'absorption lorsque l'alimentation est l'unique voie d'exposition (Environnement Canada 2014). En outre, les poissons et autres vertébrés ont une plus grande capacité de métabolisation des composants aromatiques que celle des invertébrés, qui réduit le potentiel de transfert trophique de ces composants. Une étude (Harris et coll. 2011) suggère toutefois que certains HAP à trois ou quatre cycles plus alkylés pourraient être bioamplifiés. Bien que nous n'ayons trouvé de FBAB que pour certains HAP, il est possible que des FBAB soient supérieurs à 1 chez des invertébrés, étant donné qu'ils n'ont pas le même pouvoir de métabolisation que les poissons. Il est probable que les FBAB décroissent pour les composés comptant plus de 22 atomes de carbone en raison de la biodisponibilité réduite des fractions présentant un point d'ébullition plus élevé (Muijs et Jonker 2010). Toutefois, pour un HAP donné, de légères augmentations des FBAB des invertébrés ont été notées pour une alkylation croissante du HAP parent, suggérant un certain degré de bioaccumulation chez des invertébrés (Harris et al. 2011).

7. Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

7.1 Évaluation des effets sur l'environnement

7.1.1 Eau

Les données empiriques sur la toxicité des huiles de base en milieu aquatique ont été présentées dans un document d'ECCC (2018a) et sont résumées dans le Tableau 7-1.

Il existe des données empiriques sur la toxicité chez deux espèces de poissons, trois espèces d'invertébrés et une espèce d'algues, avec des paramètres rapportés en tant qu'effet médian (léthalité ou autre effet) ou niveau sans effet observé. En raison de la très faible solubilité dans l'eau des huiles de base, les tests ont été effectués en utilisant des fractions adaptées à l'eau (FAE) de l'huile ou des dispersions d'huile dans l'eau (DHE). Les FAE sont des milieux aqueux préparés en laboratoire en mélangeant avec peu d'intensité un matériau peu soluble, comme un produit pétrolier. Les FAE sont essentiellement exemptes de particules de matières brutes, ne contenant que la fraction dissoute ou présente sous forme de dispersion ou d'émulsion stable (Singer et coll. 2001). L'huile dans les DHE est dispersée sous forme de petites particules de matière brute uniformément dispersées dans l'eau, ce qui nécessite généralement une forte agitation ou un agent chimique pour la disperser (CONCAWE 1993). Les FAE sont préférées, car elles représentent mieux l'huile dissoute dans l'eau.

Les concentrations d'exposition n'ont pas été mesurées dans les solutions testées. Les résultats sont exprimés sous forme d'un taux de charge d'huile de base¹¹ plutôt que de concentration (par exemple, un taux de charge létale médiane, TCL₅₀, plutôt qu'une concentration létale médiane, CL₅₀). Cette approche est courante dans les essais avec des substances de composition inconnue ou variable peu solubles dans l'eau, comme les produits pétroliers.

Dans le Tableau 7-1, nous rapportons les gammes des paramètres toxicologiques pour les tests de toxicité aiguë ou chronique chez des poissons, des invertébrés aquatiques et des algues. Il n'y a pas de limite pour les valeurs médianes de l'effet (TCI/CE/TCL₅₀), indiquant que la concentration avec un effet de 50 % n'a pas été observée dans les solutions testées jusqu'au taux de charge maximal de 100 à 10 000 mg/L testé. En outre, la plupart des taux de charge sans effet observé (TCSEO) se situent entre 100 et

¹¹ Le taux de charge est la quantité de substance pétrolière ajoutée à la solution d'exposition pour générer une FAE ou une DHE, rapportée en mg/L. Lorsqu'il est utilisé pour décrire un paramètre d'effet, le taux de charge est la quantité de substance pétrolière ajoutée pour générer une FAE ou une DHE qui produit l'effet publié. Par exemple, le taux de charge létale 50, TCL₅₀, est la quantité de substance pétrolière nécessaire pour générer une FAE ou une DHE létale pour 50 % des organismes. Un taux de charge n'est pas une mesure directe de la concentration des composants pétroliers dissous dans la solution d'exposition.

10 000 mg/L, suggérant que les huiles de base ont une très faible toxicité en milieu aquatique.

Tableau 7-1 Résumé des données sur la toxicité aquatique lors de tests avec des FAE ou des DHE d'huile de base (CONCAWE 1997, API 2011a)

Type de test (paramètre)	Nombre d'études	Gamme des valeurs (mg/L)
Toxicité aiguë chez les poissons — TCL ₅₀ après 96 h (léthalité)	12	> 100 à > 5 000
Toxicité aiguë chez les poissons — TCSEO après 96 h (léthalité)	6	100 à 1 000
Toxicité aiguë chez le cladocère — CE ₅₀ après 48 h (immobilisation)	2	> 10 000
Toxicité aiguë chez le cladocère — TCSEO après 48 h (immobilisation)	2	10 000
Toxicité aiguë chez les amphipodes — CE ₅₀ après 96 h	2	> 10 000
Toxicité aiguë chez les amphipodes — TCSEO après 96 h	2	10 000
Toxicité chronique chez les poissons — TCSEO après 7 j (survie, croissance)	3	1 000 à 5 000
Toxicité chronique chez le cladocère — TCSEO après 7 j (survie, reproduction, croissance)	5	550 à 5 000
Toxicité chronique chez le cladocère — CE ₅₀ après 21 j (survie, reproduction, croissance)	6	> 1 000
Toxicité chronique chez le cladocère — TCSEO après 21 j (survie, reproduction, croissance)	6	1 000
Toxicité chronique chez l'algue verte – TCI ₅₀ après 96 h (inhibition)	3	> 1 000

Abréviations : DHE = dispersion d'huile dans l'eau; CE₅₀ = charge efficace de la substance testée entraînant un effet donné (p. ex. croissance, immobilisation) chez 50 % des espèces exposées à la DHE ou à la FAE; TCI₅₀ = taux de charge inhibitrice médiane, taux de charge auquel 50 % des inhibitions algales surviennent, mesuré par le taux de croissance ou de la biomasse (aire sous la courbe de croissance) des cellules exposées à la DHE ou à la FAE; TCL₅₀ = taux de charge létale médiane, taux de charge de la substance testée entraînant 50 % de mortalité dans une population d'organismes exposée à la DHE ou à la FAE; TCSEO = taux de charge sans effet observé; DHE = dispersion d'huile dans l'eau; FAE = fraction adaptée à l'eau, milieu aqueux ne contenant que la fraction de substance pétrolière dissoute ou présente en tant que dispersion ou émulsion stable.

Les données sur la toxicité s'appliquent à des n° CAS individuels, mais aucun renseignement n'a été fourni sur la composition du n° CAS testé. Comme nous l'avons déjà mentionné, le n° CAS et sa description sont insuffisants pour déterminer le degré et la gravité du traitement et, donc, la composition finale de tout échantillon spécifique d'un n° CAS, en particulier en termes de sa teneur en composés aromatiques, qui est variable, comme le montrent les tableaux B-1 et B-2 de l'annexe B. Les composants aromatiques contribuent le plus à la toxicité des fractions pétrolières, en particulier les fractions plus lourdes comme les huiles de base, en raison de leur plus grande solubilité dans l'eau par rapport aux composants aliphatiques ayant un nombre d'atomes de carbone équivalent (Verbruggen et al. 2008, Cermak et al. 2013, Gustafson et al. 1997).

La teneur en composés aromatiques de nombreuses huiles de base identifiées par un n° CAS peut aller de très faible à environ 45 % en poids (section 2). Les substances pétrolières dont la gamme des nombres d'atomes de carbone est comparable à celle des huiles de base et qui ont une teneur en composés aromatiques significative (p. ex. mazout n° 6; C₂₀ à C₅₀, 29 à 55 % de composés aromatiques) sont nettement plus toxiques (CE₅₀ de 4,1 mg/L (Environnement Canada et Santé Canada 2014)) que les huiles de base testées du Tableau 7-1. De même, les résultats des modèles indiquent que les huiles de base ayant une teneur en composés aromatiques plus élevée sont plus toxiques (p. ex., TCL₅₀ aiguë inférieur à 1 mg/L pour certaines huiles de base ayant une teneur en composés aromatiques de 35 % ou plus, voir le Tableau 7-2 ci-après et un document d'ECCE (2018a)). La teneur en composés aromatiques des huiles de base testées du Tableau 7-1 est incertaine, car cette information n'a pas été rapportée. Toutefois, la toxicité plus élevée observée pour des substances pétrolières comme le mazout n° 6 et la toxicité modélisée plus élevée des huiles de base à teneur en composés aromatiques plus élevée suggèrent que les huiles de base testées avaient des teneurs en composés aromatiques plus faibles.

L'association industrielle CONservation of Clean Air and Water in Europe (CONCAWE) a développé un modèle de toxicité en milieu aquatique spécifiquement pour les mélanges d'hydrocarbures pétroliers, appelé PETROTOX (2012). Ce modèle repose pour la toxicité aiguë sur l'action chimique par narcose non polaire, le mode d'action primaire de tous les hydrocarbures pétroliers (CONCAWE 1996). Il tient compte des effets additifs des composants du mélange pétrolier en suivant une approche unitaire pour la toxicité. PETROTOX permet d'estimer la toxicité des hydrocarbures pétroliers des substances dans la gamme C₄-C₄₁ qui sont dissoutes dans la fraction aqueuse¹². Les substances en C₃ ou moins sont jugées trop volatiles et celles en C₄₂ ou plus trop hydrophobes et immobiles pour pouvoir être significativement toxiques en milieu aquatique. Le modèle permet également d'estimer un taux de charge sans effet observé (TCSEO) chronique en utilisant un rapport toxicité aiguë/toxicité chronique (RAC) moyen. Le modèle génère des estimations de la toxicité en termes de taux de charge plutôt que de concentrations (par exemple, un taux de charge létale médian, TCL₅₀, plutôt qu'une concentration létale médiane, CL₅₀), tenant ainsi compte de la faible solubilité dans l'eau des substances pétrolières.

Les principaux rejets d'huiles de base dans le milieu aquatique ont lieu après le traitement secondaire des eaux usées (voir section 7.2). Les huiles de base sont des UVCB constitués de centaines ou de milliers de composants différents, chacun ayant ses propres propriétés physiques et chimiques qui auront un impact sur leur élimination durant le traitement des eaux usées. Un tel traitement conduira donc à une élimination différentielle des composants. Les proportions relatives des composants individuels

¹² PETROTOX fonctionne avec sa propre bibliothèque d'hydrocarbures pétroliers et de leurs propriétés physiques et chimiques. Ces propriétés peuvent différer de celles indiquées par ECCE pour les mêmes structures représentatives (2018).

d'une huile de base dans l'effluent d'une usine de traitement des eaux usées seront donc différentes de celles de l'huile de base dans l'influent. Pour déterminer la toxicité de l'huile de base modifiée rejetée dans l'effluent, nous avons estimé le taux d'élimination des hydrocarbures suite au traitement et, par conséquent, la composition de l'huile de base après traitement. L'estimation du taux d'élimination des hydrocarbures repose sur l'utilisation de la bibliothèque de structures hydrocarbonées représentatives, leurs propriétés physico-chimiques et le tableau de correspondance des hydrocarbures avec certains groupes d'hydrocarbures du modèle PETROTOX v3.06 (PETROTOX 2012). Le pourcentage d'élimination des groupes d'hydrocarbures par le traitement des eaux usées est estimé en se basant sur l'élimination de structures représentatives d'hydrocarbures individuels à l'aide d'un modèle de traitement des eaux usées (SimpleTreat version 3.1 (SimpleTreat 2003)). L'élimination des substances par sorption, volatilisation et dégradation est ainsi estimée, mais aucun renseignement n'est fourni sur les produits de dégradation. À partir de cette estimation, nous avons estimé les nouvelles proportions relatives des composants de l'huile de base suite au traitement des eaux usées sur la base des groupes d'hydrocarbures. Nous avons ensuite utilisé celles-ci pour estimer au moyen de PETROTOX, pour huit espèces aquatiques, la toxicité aiguë et le TCSEO chronique de l'huile de base dans l'effluent. PETROTOX v. 3.06 fonctionne avec un RAC de 3,83 pour déterminer le TCSEO. Toutefois, une analyse plus récente a conduit à utiliser un RAC moyen de 5,22 (McGrath et coll. 2018) et, par conséquent, le RAC dans PETROTOX v. 3.06 a été ajusté manuellement à 5,22 pour tenir compte de cette nouvelle analyse lors du calcul des valeurs chroniques.

Les taux de charge létale aiguë et le TCSEO ont été déterminés pour un certain nombre d'huiles de base ayant une teneur en composés aromatiques allant de 10 à 45 %. Ces pourcentages sont ceux des huiles avant le traitement. Ces données ont été rapportées dans un document d'ECCC (2018) et sont résumées dans les Tableau 7-2 pour l'espèce la plus sensible, *Rhepoxyinus abronius*, et des huiles de base de différentes compositions initiales. Nous avons exécuté PETROTOX en mode faible résolution avec deux groupes, un avec des composés en C₃₀ ou moins et un avec des composés en C₃₁ ou plus, la limite inférieure et la limite supérieure de la gamme utilisées dépendant de l'huile de base considérée. Les compositions, en termes de gamme du nombre d'atomes de carbone, ont été déterminées à partir de l'utilisation et des volumes déclarés lors d'une enquête menée en vertu de l'article 71 (Environnement Canada 2012). Elles sont décrites dans la section 7.2 sur l'exposition de l'environnement. Nous avons utilisé comme valeur critique de toxicité (VCT) le TCSEO le plus bas pour une composition donnée.

Tableau 7-2 Toxicité aiguë et toxicité chronique pour *Rhepoxyinus abronius* dues à une huile de base lourde (C₂₀-C₅₀) avant et après traitement secondaire des eaux usées^a

Pourcentage de composés aromatiques avant le	Toxicité aiguë CL ₅₀ (mg/L) avant le	Toxicité aiguë CL ₅₀ (mg/L) après	Taux de charge chronique sans effet (mg/L) après
--	---	--	--

traitement des eaux usées (en poids)	traitement des eaux usées	le traitement des eaux usées	traitement des eaux usées
45	0,150	0,070	0,0061
35	0,26	0,099	0,012
20	ND ^b	0,71	0,025
10	ND	> 1000	0,075

^a En utilisant une composition avant traitement des eaux usées de 33 % en poids de C₂₉ ou moins.

^b ND – non déterminé.

Tableau 7-3 Toxicité aiguë et toxicité chronique pour *Rhepoxyinus abronius* dues à des huiles de base (mélange d'huiles de base lourdes et légères (C₁₅ à C₅₀) après traitement secondaire des eaux usées^a

Pourcentage de composés aromatiques avant le traitement des eaux usées (% en poids)	Toxicité aiguë CL ₅₀ (mg/L) après le traitement des eaux usées	Taux de charge chronique sans effet (mg/L) après traitement des eaux usées
45	0,097	0,0080
35	0,15	0,011
30	0,20	0,013
25	0,29	0,017
20	0,49	0,023
10	5,57	0,065

^a En utilisant une composition avant traitement des eaux usées de 43 % en poids de C₁₅-C₃₀ et de 57 % en poids de C₃₁ ou plus.

Tableau 7-4 Toxicité aiguë et chronique pour *Rhepoxyinus abronius* dues à une huile de base légère ou à un mélange 50/50 d'huiles légères et lourdes ayant toutes deux 45 % en poids de composés aromatiques avant le traitement des eaux usées

Huile de base	Toxicité aiguë CL ₅₀ (mg/L) après traitement des eaux usées	Taux de charge chronique sans effet (mg/L) après traitement des eaux usées
Légères (C ₁₅ -C ₃₀)	0,045	0,0056
50/:50 légère/lourde (C ₁₅ -C ₅₀) ^a	0,064	0,0067

^a En utilisant une composition avant traitement des eaux usées de 66 % en poids de C₁₅-C₃₀ et de 34 % en poids de C₃₁ ou plus.

À des fins de comparaison, nous avons déterminé la toxicité aiguë d'une huile de base avant et après traitement des eaux usées pour deux teneurs en composants aromatiques (Tableau 7-2). Les changements des proportions relatives des composants individuels suite au traitement des eaux usées indiquent que les composants aliphatiques moins toxiques des huiles de base sont éliminés plus efficacement que les composants aromatiques plus toxiques. Il en résulte une augmentation proportionnelle de la toxicité de l'huile de base suite au traitement des eaux usées (tel que montré dans le tableau 7.2). Toutefois, le rejet global des huiles de base dans l'effluent est

grandement réduit (plus de 90 %), résultant en des concentrations d'exposition et une toxicité absolue beaucoup plus basses dans l'effluent traité.

7.1.2 Sédiments

Nous n'avons relevé qu'une seule étude sur la toxicité d'une huile de base pour des organismes benthiques. La toxicité d'une huile hydraulique de viscosité élevée (surtout des hydrocarbures en C₁₉-C₄₀) a été déterminée pour les espèces *Vibrio fischeri*, *Corophium volutator* et *Echinocardium cordatum*. La toxicité des sédiments allait de 1064 mg/kg ps (poids sec) (*E. Cordatum*) à 9138 mg/kg ps (*C. volutator*) (Brils et al. 2002). Ces résultats indiquent que l'huile de base testée est faiblement toxique pour les organismes benthiques. Aucune information n'a été fournie sur la teneur en composés aromatiques de l'huile hydraulique.

Les études sur la toxicité de fluides de boue de forage à base d'huile synthétique pour divers organismes vivant dans les sédiments peuvent être utilisées pour faire une lecture croisée pour des huiles de base à faible teneur en composés aromatiques. Les fluides de boues de forage synthétiques testés ont de fortes concentrations de *n*-alcane et/ou d'isoalcane, semblables à celles des huiles de base à faible teneur en composés aromatiques, bien que généralement leurs composés aient des nombres d'atomes de carbone inférieurs. La biodisponibilité des composés aliphatiques à nombre d'atomes de carbone plus faible présents dans des boues de forage devrait être plus élevée et, donc, ces boues devraient être plus toxiques, de sorte que ces études constituent une estimation prudente de la toxicité des huiles de base à faible teneur en composés aromatiques. Les études de Hamoutene et al. (2004) et Payne et al. (1995, 2001) indiquent une faible toxicité pour les organismes vivant dans les sédiments. Ces études, qui sont résumées dans un document d'ECDC (2018a), indiquent que les huiles de base à faible teneur en composés aromatiques seront également peu toxiques.

Nous n'avons trouvé aucune donnée sur la toxicité dans les sédiments des huiles de base à forte teneur en composés organiques. Des études effectuées à la suite d'un déversement important de mazout n° 6 dans la mer indiquent que les substances pétrolières lourdes peuvent avoir des effets nocifs sur les palourdes (p. ex. au niveau de la létalité aiguë initiale (Thomas 1973)), réduire la croissance de la population (Gilfillan et Vandermeulen 1978) et réduire la croissance des individus (Gilfillan et Vandermeulen 1978, MacDonald et Thomas 1982). Toutefois, ces données ne permettaient pas de déterminer une valeur de toxicité en termes de concentration dans les sédiments et aucune autre donnée permettant de déterminer une valeur de toxicité n'a été identifiée. Par conséquent, aucune VCT n'a pu être calculée pour les huiles de base à forte teneur en composés aromatiques.

7.1.3 Sol

Les normes pancanadiennes relatives aux hydrocarbures pétroliers dans le sol (CCME 2008) sont basées sur la toxicité pour divers organismes terrestres (invertébrés,

plantes). Elles sont basées sur quatre fractions d'hydrocarbures pétroliers totaux (HPT), à savoir des fractions F1 (C₆-C₁₀), F2 (C₁₁-C₁₆), F3 (de C₁₇-C₃₄) et F4 (C₃₅ et plus), toutes comportant 20 % de composés aromatiques et de 80 % de composés aliphatiques. Les fractions 3 et 4 couvrent la gamme des nombres d'atomes de carbone des huiles de base. Ces normes sont également divisées en quatre catégories d'utilisation des terres (agricole, résidentielle, commerciale et industrielle) et deux types de sol (sol à grain grossier et sol à grain fin) pour la détermination des normes d'assainissement. Les sols dont l'utilisation et le type sont les plus sensibles sont typiquement des terres agricoles à grains grossiers. Les normes pour le contact avec le sol par des organismes non humains pour les fractions 3 et 4 sont respectivement de 300 et 2800 mg/kg ps de sol (CCME 2008).

Les huiles de base pourraient tomber dans les catégories F3 et F4. Par conséquent, la valeur la plus faible (300 mg/kg ps de sol pour F3) a été utilisée comme VCT terrestre prudente.

7.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement

Les données recueillies dans le cadre d'une enquête obligatoire menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada 2012) ont permis d'identifier, d'après les quantités utilisées, sept secteurs industriels comme principales sources à haut potentiel de rejet dans l'environnement. À savoir, le traitement des eaux usées, les pâtes et papiers, l'encre d'imprimerie (et le désencrage), les peintures et revêtements, les adhésifs et composés d'étanchéité, les matières plastiques et caoutchoucs (y compris les pneus) et les lubrifiants. Parmi ceux-ci, le traitement des eaux usées, les usines de lubrifiants, les usines de pâtes et papiers et les usines de désencrage sont considérés être les secteurs au plus grand potentiel de rejet d'huiles de base dans l'environnement. Nous les prendrons donc en compte dans l'évaluation de l'exposition.

7.2.1 Estimation de l'élimination des hydrocarbures pétroliers lors du traitement des eaux usées

Les rejets d'huiles de base des installations industrielles finissent généralement dans une usine de traitement d'eaux usées dont l'effluent est déversé dans l'environnement. La composition de l'huile de base après le traitement des eaux usées sera différente de celle avant le traitement. Tel qu'indiqué à la section 7.1.1, nous avons estimé le taux d'élimination des hydrocarbures pétroliers par le traitement des eaux usées de manière à pouvoir estimer la composition et la concentration des hydrocarbures présents dans l'effluent. La concentration estimée dans l'effluent a été utilisée pour calculer la concentration environnementale estimée (CEE) dans les eaux réceptrices.

7.2.2 Rejets dus à l'utilisation d'huiles de base pour le traitement des eaux usées

D'après les données recueillies lors d'une enquête obligatoire menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada 2012), quatre huiles de base lourdes désignées par un n° CAS ont été utilisées en 2010 par des usines de traitement des eaux usées et des installations industrielles pour traiter des eaux usées. Toutes ces huiles de base devraient se retrouver dans des usines de traitement des eaux usées, principalement au niveau du traitement secondaire.

Un scénario de traitement des eaux usées a été utilisé pour calculer l'exposition aux huiles de base dans le milieu récepteur. Ce scénario représente les conditions de rejet et d'exposition du traitement secondaire avec intrant industriel. Le calcul était basé sur un bilan massique en utilisant une quantité estimée utilisée à une usine de traitement (3160 kg/an ou 8,7 kg/jour en assumant une exploitation 365 jours par an), une fraction estimée (1,0) se retrouvant dans les eaux usées, une efficacité du traitement estimé (0,92) et un volume quotidien de dilution dans les eaux¹³. Le volume quotidien de dilution allait de 0,1 à 5 milliards de litres par jour. Cette gamme a conduit à calculer des CEE allant de 0,14 à 6,1 µg/L. De plus amples renseignements sur le scénario d'exposition et les calculs sont donnés dans un document d'ECCC (2018b).

Étant donné que les huiles de base lourdes peuvent avoir des teneurs en composés aromatiques variées et qu'aucun renseignement n'était disponible sur ces teneurs, l'exposition estimée a été calculée pour des huiles de base ayant une teneur en composés aromatiques allant de 10 à 45 % en poids.

Les biosolides produits pendant le traitement des eaux usées peuvent être épandus sur des terres agricoles à des fins d'amendement. La quantité d'huiles de base accumulée dans les 20 premiers cm de sol suite à 10 années consécutives d'épandage de biosolides a été déterminée en assumant qu'il n'y a pas de perte par dégradation, volatilisation, lixiviation ou ruissellement (ECCC 2018b). Les différentes usines de traitement des eaux usées produisant des quantités différentes de biosolides, nous avons calculé une gamme de CEE pour des sols amendés avec des biosolides. Des CEE allant de 5 à 236 mg/kg ps ont été calculées.

7.2.3 Rejet d'huiles de base provenant de lubrifiants

Les plus grandes quantités d'huiles de base sont utilisées pour la production de lubrifiants (Environnement Canada 2012). Le plus haut potentiel de rejet devant provenir de la formulation des lubrifiants, nous avons élaboré un scénario de rejet d'huiles de base par de telles installations de formulation (ECCC 2018b). Les rejets dus

¹³ Volume d'eau de dilution = flux de l'effluent rejeté x 10, 10 représentant une dilution d'un facteur 10 pour les eaux réceptrices près du point de rejet des usines canadiennes.

à l'utilisation sont considérés plus faibles et plus dispersés. Les rejets par les installations de formulation ont été estimés en utilisant une limite typique pour le rejet d'huile et de graisse dans les égouts municipaux (15 mg/L, la limite à Toronto (Toronto 2016)). Des huiles de base légères ou lourdes peuvent servir de lubrifiant. Bien que de nombreux lubrifiants pour automobile contiennent moins de 10 % en poids de composants aromatiques, certains peuvent en contenir plus (API 2016). À des fins d'estimation très prudente, l'exposition a été estimée pour des rejets d'huiles de base légères (C₁₅ à C₃₀), d'huiles de base lourdes (C₂₀ à C₅₀) et d'un mélange 50/50 huile légère/huile lourde ayant toutes une teneur en composants aromatiques de 45 % en poids.

Une CEE prudente a été estimée pour la plus grande installation de formulation de lubrifiants au Canada, en utilisant une estimation prudente de 1 000 000 tonnes/an comme quantité maximale de lubrifiants formulés. La CEE maximale d'huiles de base en milieu aquatique provenant de la formulation des lubrifiants a été calculée à 2,6 µg/L.

7.2.4 Rejets dus à l'utilisation d'huiles de base par l'industrie des pâtes et papiers

L'industrie des pâtes et papiers a rapporté utiliser des huiles de base lourdes comme agents de traitement. En 2010, la quantité utilisée déclarée se situait dans la gamme de 1000 à 10 000 kg par usine (Environnement Canada 2012).

Nous avons utilisé un scénario générique pour les usines de pâtes et papiers pour calculer l'exposition aux huiles de base dans le milieu récepteur. Ce scénario représente les conditions de rejet et d'exposition du secteur canadien des pâtes et papiers, secteur qui compte environ 90 usines. La majorité des usines sont raccordées à un système de traitement secondaire, ou équivalent, des eaux usées sur place ou hors site qui rejettent les eaux traitées dans des eaux réceptrices. Le calcul était basé sur un bilan massique, en utilisant une quantité utilisée estimée par une usine (3160 kg/an ou 9,0 kg/jour en assumant une exploitation de 350 jours par an), une fraction estimée (0,5) se retrouvant dans les eaux usées, une efficacité estimée du traitement (0,92) et un volume d'eau de dilution estimé. Le flux de l'effluent rejeté par une usine allait de 1 à 2238 millions de litres par jour. Cette gamme a conduit à calculer une distribution probabiliste des CEE (tableau 7.5). De plus amples renseignements sur le scénario d'exposition et les calculs sont donnés dans un document d'ECCC (2018b).

Tableau 7-5 Distribution probabiliste des CEE pour les usines de pâtes et papiers au Canada

Pourcentage d'usines de pâtes et papiers avec des rejets ≤ CEE (%)	CEE – milieu aquatique (µg/L)
0	0,016
10	0,11
20	0,33

30	0,47
40	0,55
50	0,90
60	1,4
70	2,1
80	4,6
90	7,3
100 (maximum)	33

Comme pour la section 7.2.2, aucune information n'était disponible sur la teneur en composés aromatiques des huiles de base lourdes utilisées par le secteur des pâtes et papiers. L'estimation de l'exposition a donc été faite pour des huiles de base dont la teneur en composés aromatiques allait de 10 à 45 % en poids.

7.2.5 Rejet d'huiles de base lors du désencrage

En 2010, un certain nombre d'huiles de base lourdes ou légères ont été identifiées comme étant utilisées au Canada dans des encres d'imprimerie. La quantité totale utilisée déclarée se situait entre 1 million et 10 millions de kg (Environnement Canada 2012). Ces encres d'imprimerie devraient se retrouver dans les usines de désencrage quand des produits en papier imprimé sont recyclés. La quantité d'huile de base utilisée dans des encres d'imprimerie qui sont ultimement recyclées dans les usines de désencrage au Canada n'ayant pas pu être déterminée, nous avons utilisé la quantité d'huiles de base utilisée dans de telles encres déclarée à Environnement Canada (2012) comme approximation. Une fraction (42,5 %) de cette quantité est considérée perdue pendant les opérations d'impression en raison de sa volatilisation.

Nous avons utilisé un scénario générique de désencrage pour calculer l'exposition aux huiles de base dans le milieu récepteur. Ce scénario représente les conditions de rejet et d'exposition des 20 usines canadiennes de désencrage. La quantité totale d'huiles de base dans le papier recyclé expédié aux usines de désencrage est assumée être répartie uniformément entre toutes ces usines. Le calcul a été basé sur un bilan massique, en utilisant une quantité estimée d'huiles de base extraites dans une usine de désencrage (0,27 kg par tonne de pâte produite), une fraction estimée (0,04) se retrouvant dans les eaux usées, une efficacité estimée du traitement des eaux usées (0,92) et un volume estimé d'eau de dilution. Le flux rejeté par une usine allait de 0,006 à 7 millions de litres par tonne de pâte produite. Cette gamme a permis de calculer une distribution probabiliste des CEE (tableau 7.6). De plus amples renseignements sur le scénario d'exposition et les calculs sont donnés dans un document d'ECCC (2018b).

Tableau 7-6 - Distribution probabiliste des CEE dans le cas des usines de désencrage au Canada

Pourcentage d'usines de désencrage avec des rejets \leq CEE (%)	CEE – milieu aquatique ($\mu\text{g/L}$)
0 (minimum)	0,013
10	0,043
20	0,10
30	0,62
40	1,2
50	1,5
60	2,9
70	4,1
80	6,2
90	11
100 (maximum)	15

Les huiles de base légères (C_{15} - C_{30}) représentaient 15 % de la quantité, le restant étant composé d'huiles de base lourdes (C_{20} - C_{50}). D'après ces proportions, les composants des huiles de base présentes dans les encres devraient comporter de 15 à 50 atomes de carbone, 43 % du poids étant des composants en C_{15} - C_{30} et 57 % étant des composants en C_{31} - C_{50} . La teneur en composés aromatiques des encres peut aller de moins de 1 % (communication personnelle, courriel de Hubergroup Canada Ltd à Environnement et Changement climatique Canada, 26 juin 2017, non référencé) à au moins 35 % (Calumet 2018a, 2018b). Étant donné la variabilité de la teneur en composés aromatiques des huiles de base et qu'aucun renseignement n'est disponible sur la teneur maximale des huiles utilisées dans les encres, des huiles de base ayant une teneur allant de 10 à 45 % en poids ont été utilisées pour estimer l'exposition. De plus amples renseignements sur le scénario d'exposition et les calculs sont fournis dans un document d'ECCE (2018b).

7.3 Caractérisation des risques pour l'environnement

L'approche suivie pour la présente évaluation ayant trait à l'environnement consistait à examiner les renseignements scientifiques et à tirer des conclusions en suivant une approche basée sur le poids de la preuve et le principe de précaution. Nous avons réuni des renseignements pour déterminer le potentiel d'effets nocifs des huiles de base sur l'environnement au Canada. Les éléments de preuve pris en compte comprennent ceux évalués dans la présente évaluation, qui ont aidé à la caractérisation du risque pour l'environnement au Canada.

7.3.1 Analyse du quotient de risque

Des analyses du quotient de risque ont été effectuées en comparant les estimations de l'exposition (CEE, voir la section 7.2) avec les renseignements sur l'écotoxicité (concentrations estimées sans effet (CESE)) afin de déterminer s'il y a un risque d'effets nocifs sur l'environnement au Canada. Les quotients de risque (QR) ont été calculés en divisant la CEE par la CESE pour les milieux de l'environnement pertinents et les scénarios d'exposition associés. Des CESE en milieu aquatique ont été calculées pour chaque composition d'huile de base après traitement des eaux usées en tant que taux de charge sans effet observé (TCSEO) pour les espèces les plus sensibles déterminées par PETROTOX (Tableau 7-7). Étant donné qu'il s'agit d'un TCSEO chronique pour les espèces les plus sensibles, nous n'avons appliqué aucun facteur d'évaluation pour convertir le TCSEO en CESE. Pour les scénarios en milieu terrestre, nous avons utilisé la plus basse des deux normes pancanadiennes applicables au contact éco-sol dans des sols à grain grossier [300 mg/kg ps pour la fraction 3] (CCME 2008) en tant que CESE (Tableau 7-7). Nous donnons dans le Tableau 7-7 les quotients de risque pour des huiles de base.

Tableau 7-7 - Résumé des quotients de risque obtenus pour différents milieux de l'environnement et scénarios d'exposition aux huiles de base

Scénario d'exposition (milieu)	Gamme des CEE	CESE	Gamme des QR	Pourcentage des emplacements ayant un QR de 1 ou plus
Traitement des eaux usées (eau)	0,14 à 6,1 µg/L	6,1 à 75 µg/L ^a	0,002 à 1,0	5 ou moins
Traitement des eaux usées (épandage de biosolides sur le sol) ^b	5 à 236 mg/kg ps	300 mg/kg ps ^c	0,02 à 0,79	0
Formulation de lubrifiant (eau)	2,6 µg/L	5,6 à 6,7 ^d µg/L	0,39 à 0,46	0
Pâtes et papier (eau)	0,016 à 33 µg/L	6,1 à 75µg/L ^a	0,0002 à 5,4	Moins de 20 pour 45 % en poids d'hydrocarbures aromatiques, moins de 10 pour 20 et 35 % en poids d'hydrocarbures aromatiques

Scénario d'exposition (milieu)	Gamme des CEE	CESE	Gamme des QR	Pourcentage des emplacements ayant un QR de 1 ou plus
Désencrage de papier (eau)	0,013 à 15 µg/L	8 à 65 ^a µg/L	0,0002 à 1,9	Moins de 20 pour 45 % en poids d'hydrocarbures aromatiques, 10 à 35 % en poids d'hydrocarbures aromatiques, aucune pour 20 % en poids d'hydrocarbures aromatiques ou moins

^a Pour des huiles de base contenant entre 10 et 45 % en poids d'hydrocarbures aromatiques.

^b Amendement du sol avec des biosolides provenant du traitement d'eaux usées municipales.

^c Norme pancanadienne pour les hydrocarbures pétroliers de la fraction 3 (plus de composés dans la gamme C₁₆ à C₃₄).

^d Gamme pour des huiles de base légères, lourdes et des mélanges 50/50 légères/lourdes, teneur des huiles en composés aromatiques : 45 % en poids.

Dans le scénario où des huiles de base sont rejetées pendant leur utilisation pour le traitement des eaux usées, un QR maximal de 1,0 a été retenu pour l'eau dans le cas du plus petit système de traitement des eaux usées pris en compte pour le calcul de la CEE, système ne représentant que 5 % ou moins des emplacements, mais seulement quand des huiles de base à 45 % en poids de composants aromatiques étaient utilisées. De plus, l'épandage sur le sol de biosolides produits par le traitement des eaux usées a été pris en compte. Les CEE ont été comparées aux normes pancanadiennes pour les hydrocarbures pétroliers dans le sol (CCME 2008), conduisant à des QR inférieurs à 1 (Tableau 7-7).

Pour le scénario de rejet d'huiles de base pendant la formulation de lubrifiants, toutes les CEE calculées sont inférieures à la CESE la plus basse et, donc, tous les QR sont inférieurs à 1.

Une distribution des CEE et des CESE est présentée dans le Tableau 7-7 pour le scénario des pâtes et papiers. Des QR supérieurs à un ont été déterminés pour moins de 20 % des emplacements pour des huiles de base ayant une teneur en composés aromatiques de 45 % en poids et pour moins de 10 % des emplacements pour des huiles de base comportant de 20 à 35 % en poids de composés aromatiques.

De même, pour le scénario de désencrage du papier (Tableau 7-7), des QR supérieurs à 1 ont été calculés pour moins de 20 % des emplacements pour des huiles de base

ayant une teneur en composés aromatiques de 45 % en poids et pour 10 % des emplacements pour des huiles de base ayant une teneur de 35 % en poids de composés aromatiques.

7.3.2 Prise en compte des éléments de preuve

La teneur en composés aromatiques des huiles de base varie en fonction de la source du pétrole brut, du type et du nombre d'étapes de traitement et de la force de chaque étape du traitement subie par l'huile de base lors de sa préparation. En général, les huiles de base non raffinées ou légèrement raffinées ont une teneur plus élevée en composés aromatiques (jusqu'à environ 45 % en poids) que celles plus raffinées, dont la teneur en composés aromatiques ne dépasse généralement pas 10 % en poids. Les descriptions associées aux n° CAS ne donnent pas le degré ni l'intensité du traitement qu'un échantillon donné d'huile de base a subi et, par conséquent, la teneur en composés aromatiques pour un même n° CAS peut grandement varier (comme le montre le tableau B-2 de l'annexe B). Il a été montré que les composants aromatiques contribuent le plus à la toxicité des substances pétrolières, en particulier dans les substances plus lourdes comme les huiles de base, en raison de leur plus grande solubilité dans l'eau comparativement à celle des composants aliphatiques (Verbruggen et al. 2008, Cermak et al. 2013, Gustafson et al. 1997). C'est pour cette raison que nous avons déterminé le risque posé à l'environnement pour des huiles de base dont la teneur en composés aromatiques allait de 10 à 45 % en poids, et non pour un n° CAS spécifique.

Les données modélisées indiquent que les huiles de base à faible teneur en composés aromatiques (c.-à-d. 10 % en poids ou moins) ont une toxicité négligeable (CL₅₀ supérieures à 1000 mg/L), en accord avec les observations faites lors de tests empiriques sur des échantillons dont la teneur en composés aromatiques était inconnue. Toutefois, la modélisation faite pour des taux de charge d'huiles de base plus riches en composés aromatiques indique que ces huiles peuvent être plus dangereuses pour les organismes aquatiques, en accord avec les tests empiriques de toxicité réalisés avec une substance pétrolière hautement aromatique (mazout lourd) dont la gamme des nombres d'atomes de carbone des composants était similaire à celle des huiles de base.

Nous avons estimé la toxicité des huiles de base à plus forte teneur en composés aromatiques à l'aide de PETROTOX, un modèle développé pour estimer la toxicité des substances pétrolières. Redman et coll. (2012) ont validé ce modèle pour des estimations de toxicité aiguë de différentes substances pétrolières. ECCC a fait une comparaison du TCSEO modélisé et des données empiriques sur la toxicité chronique de deux gasoils (Swigert et al. 2014), dont la gamme des nombre d'atomes de carbone est inférieure à celle des huiles de base, et a déterminé que les valeurs modélisées étaient similaires ou plus prudentes que les données empiriques (c.-à-d. que les valeurs de toxicité modélisées étaient inférieures). Par conséquent, en l'absence de données empiriques acceptables sur la toxicité des huiles de base ayant différentes teneurs en

composés aromatiques, les valeurs modélisées pour les huiles de base à l'aide de PETROTOX ont été prises en compte pour la présente évaluation, en leur accordant une confiance modérée.

Les principales sources de rejet d'huiles de base dans l'environnement prises en compte pour la présente évaluation sont les eaux rejetées suite au traitement d'eaux usées contenant des huiles de base. Le taux d'élimination des huiles de base est estimé à 92 % pour un traitement secondaire (ECCC 2018b), valeur qui se situe dans la gamme des taux d'élimination mesurés pour des huiles et des graisses (52 à 98 %) rapportée dans un document de la CWWA (2001). L'approche suivie pour déterminer le taux d'élimination des huiles de base des eaux usées permet également d'estimer la variation des proportions des composés aliphatiques et aromatiques de gammes de nombres d'atomes de carbone définies présents dans les huiles de base et, donc, de leur toxicité en utilisant PETROTOX (2012). Le traitement des eaux usées élimine davantage les composants aliphatiques que les composants aromatiques, ce qui entraîne une augmentation de la proportion relative de ces derniers dans l'huile de base après traitement et, donc, de son danger relatif (c.-à-d. qu'une toxicité serait observée pour un taux de charge plus faible). Toutefois, le taux élevé d'élimination des huiles de base des eaux usées par un traitement secondaire entraîne une diminution de la concentration d'huiles de base dans l'effluent par un facteur de 10 ou plus par rapport aux eaux usées non traitées, réduisant ainsi le risque par rapport aux effluents non traités.

Les données empiriques et les données modélisées indiquent que de nombreux composants des huiles de base ont le potentiel de persister longtemps dans l'eau, le sol et/ou les sédiments. Ces données indiquent que la bioaccumulation de nombreux composants des huiles de base dans la gamme C₁₅-C₂₂ est très élevée chez des poissons et/ou des invertébrés. Toutefois, il y a peu de preuves quant à la bioamplification ou au transfert trophique de la plupart des hydrocarbures individuels dans les réseaux trophiques.

Les propriétés des huiles de base indiquent que des organismes peuvent y être exposés dans des sédiments. Des coefficients de partage élevés de tous les composants des huiles de base indiquent que la plupart se retrouveront dans les sédiments lorsqu'ils sont rejetés dans l'eau. Il est assumé que les utilisations industrielles des huiles de base prises en compte dans les scénarios d'exposition entraînent un rejet continu dans le milieu aquatique, en raison du rejet des effluents d'eaux usées et, donc, une exposition continue. De plus, des composants des huiles de base, tels que de nombreux HAP et d'autres composants aromatiques très persistants, peuvent s'accumuler dans les sédiments au fil du temps, conduisant à des concentrations d'exposition plus élevées. Une étude sur la toxicité des sédiments réalisée avec une huile de base suggère un faible risque pour les organismes vivant dans les sédiments. Toutefois, aucun renseignement sur la teneur en composés aromatiques de l'huile de base testée n'était donné. Les études sur les substances pétrolières aliphatiques dans les sédiments appuient la conclusion d'une faible toxicité des huiles de base pauvres en composés aromatiques pour les organismes vivant dans

les sédiments. Toutefois, nous ne savons toutefois pas dans quelle mesure les résultats des tests de toxicité des huiles de base s'appliquent aux huiles de base riches en composés aromatiques.

Nous avons calculé les concentrations environnementales estimées pour quatre scénarios de forte utilisation d'huiles de base rejetées dans les eaux usées, puis traitées dans des usines de traitement secondaire avant leur rejet dans le milieu aquatique.

Tel que décrit dans le tableau 7-7, dans un scénario où les huiles de base sont utilisées dans le traitement des eaux usées, un QR de 1 n'a été calculé que pour des huiles de base ayant la teneur en composés aromatiques la plus élevée (45 % en poids) et pour le plus petit système de traitement des eaux usées. Les CEE calculées pour les systèmes de traitement des eaux usées les plus petits sont jugées prudentes, la quantité utilisée annuellement utilisée pour le calcul de la CEE pouvant être une surestimation car les petits systèmes traitant des volumes d'eaux usées plus faibles devraient utiliser moins de produits chimiques pour le traitement. L'utilisation d'une quantité utilisée plus réaliste conduirait à calculer un QR inférieur à 1. En outre, il est improbable (bien qu'incertain) que des huiles de base ayant une aussi haute teneur en composés aromatiques soient utilisées pour le traitement des eaux usées. Par conséquent, le risque d'effets nocifs sur des organismes aquatiques dus à des huiles de base utilisées pour le traitement des eaux usées devrait être faible.

Les biosolides produits pendant le traitement des eaux usées peuvent être épandus sur le sol. Nous avons donc calculé des CEE pour un tel scénario. Ces CEE sont prudentes, car elles ont été calculées en assumant qu'aucune perte d'huile de base n'a lieu en raison du devenir dans l'environnement (p. ex. biodégradation et ruissellement) pendant 10 ans. Ces CEE prudentes, lorsqu'elles sont comparées aux normes pancanadiennes sur les hydrocarbures pétroliers dans le sol (CCME 2008), conduisent à calculer des QR inférieurs à 1 (Tableau 7-7). Par conséquent, le risque d'effets nocifs pour les organismes du sol dus à l'épandage de biosolides contenant des huiles de base est considéré faible.

Dans le scénario tenant compte de l'utilisation d'huiles de base par l'industrie des pâtes et papiers, des QR supérieurs à 1 ont été calculés pour les huiles de base ayant une teneur en composés aromatiques de 25 % ou plus en poids pour un petit nombre de sites représentant de petites usines. Le QR le plus élevé (5,4) a été calculé pour une huile de base contenant 45 % en poids de composés aromatiques et la plus petite usine. Le QR pour des huiles de base dont la teneur en composés aromatiques est de 45 % en poids tombe à 1,2 au 90^e percentile des CEE pour les usines, et est inférieur à 1 au 80^e percentile. Par conséquent, le QR est supérieur à 1 dans moins de 20 % des emplacements et pour des huiles de base ayant une teneur en composés aromatiques la plus élevée (45 % en poids). Le nombre de sites avec un QR supérieur à un passe à moins de 10 % pour des huiles de base ayant une teneur en composés aromatiques de 20 (QR de 1,3 ou moins) à 35 % en poids (QR de 2,8 ou moins) (tableau 7-7). Les CEE ont été calculées pour une quantité utilisée annuellement basée sur la valeur médiane

de la gamme des quantités annuelles, ce qui conduit à surestimer la quantité utilisée réellement par les petites usines. Par conséquent, les CEE aquatiques calculées pour les petites usines (c.-à-d. celles qui se situent dans les percentiles supérieurs de la distribution des CEE) sont considérées être des surestimations, entraînant des QR plus élevés. Ainsi, bien que des QR supérieurs à 1 aient été obtenus pour certaines petites usines, le risque d'effets nocifs sur les organismes aquatiques est considéré faible en raison de l'estimation prudente de la quantité d'huiles de base. De plus, il n'est pas clair que des huiles de base ayant une teneur en composés aromatiques aussi élevée que 45 % en poids soient utilisées pour des applications de pâtes et papiers.

De même, pour le scénario de désencrage, des QR supérieurs à 1 (1,9 au maximum) ont été calculés pour moins de 20 % des emplacements pour les huiles de base ayant une teneur en composés aromatiques de 45 % en poids et pour 10 % ou moins des emplacements pour des huiles de base ayant une teneur en composés aromatiques de 30 à 35 % en poids. Aucun impact n'est prévu pour des teneurs de 25 % ou moins en composés aromatiques (Tableau 7-7). La gamme des teneurs en composés aromatiques des encres peut grandement varier, allant de moins de 1 % en poids (communication personnelle, courriel de Hubergroup Canada Ltd à Environnement et Changement climatique Canada, 26 juin 2017, non référencé) à au moins 35 % (Calumet 2018a, 2018b). Bien qu'il y ait une incertitude quant à la teneur maximale possible en composés aromatiques des huiles de base utilisées dans les encres, les divers papiers désencrés contiendraient des huiles de base dont la teneur en composés aromatiques irait de faible à élevée et, par conséquent, la teneur totale en composés aromatiques des huiles de base présentes dans des eaux usées serait inférieure à 45 % en poids. Une estimation prudente de la teneur en composés aromatiques, basée sur le point médian (28 % en poids) de la gamme des teneurs en composés aromatiques (10 à 45 % en poids) plutôt que sur la gamme de 1 à 35 %, est considérée comme une approximation de la teneur totale en composés aromatiques des huiles de base dans les eaux usées. Puisqu'il s'agit d'une valeur médiane, le degré de confiance dans cette valeur est modéré. En utilisant cette estimation prudente de la teneur en composés aromatiques des huiles de base dans les effluents, nous avons calculé un QR inférieur à un pour les opérations de désencrage. Une incertitude persiste pour ce scénario d'exposition (décrit dans la section 7.3.3), en particulier en ce qui a trait à la quantité d'encre contenant des huiles de base qui subissent un désencrage au Canada. Toutefois, ce scénario repose sur l'hypothèse prudente à l'effet que la quantité totale d'encre est utilisée sur le papier (c.-à-d. qu'aucune encre n'est utilisée sur d'autres articles que le papier), ce qui peut conduire à une surestimation de la quantité d'encre utilisée sur des produits de papier qui sont ensuite désencrés.

Compte tenu de tous les éléments de preuve avancés dans la présente évaluation préalable, les huiles de base ont un faible potentiel d'effets nocifs sur l'environnement au Canada.

7.3.3 Sensibilité de la conclusion aux incertitudes clés

La composition des huiles de base définie par les proportions des classes de composés chimiques aliphatiques et aromatiques varie grandement en fonction du degré et de l'intensité du traitement, de sorte que la teneur en composés aromatiques peut grandement varier pour des substances définies par un même numéro CAS. La teneur en composés aromatiques est un facteur important pour la toxicité des huiles de base. Pour traiter cette question de l'incertitude des données sur la toxicité, nous avons modélisé la toxicité d'huiles de base ayant une teneur en composés aromatiques allant de 10 à 45 % en poids au moyen de PETROTOX (2012). Toutefois, l'interprétation de la comparaison de ces données de toxicité avec les CEE calculées pour divers scénarios d'exposition est difficile, car on ne sait pas si ce sont des huiles de base à forte ou faible teneur en composés aromatiques qui sont utilisées ni dans quelle mesure la teneur en composés aromatiques de l'huile de base peut varier pour une utilisation donnée. Étant donné qu'un risque limité a été identifié, même pour les huiles de base ayant les plus hautes teneurs en composés aromatiques, cette incertitude est considérée avoir un faible impact sur notre conclusion.

Une incertitude persiste quant à la proportion de produits contenant une huile de base utilisés à diverses étapes du procédé de fabrication des pâtes et papiers. Le facteur d'émission de 50 % utilisé pour le calcul des CEE pour le scénario des pâtes et papiers est considéré comme une valeur prudente. L'utilisation de renseignements supplémentaires pour raffiner ce facteur d'émission conduirait à des CEE plus faibles. Par conséquent, le raffinement de ce scénario aurait un faible impact sur notre conclusion.

Les biosolides provenant des usines de pâtes et papiers peuvent également être épandus sur des terres. Cependant, il n'y avait pas suffisamment de données sur la production de tels biosolides dans des installations de traitement des eaux usées sur le site des usines de pâtes et papiers pour calculer une CEE pour le sol. Le développement d'un tel scénario pourrait avoir un impact sur notre conclusion, dans une direction inconnue quant au risque.

Les normes pancanadiennes pour les hydrocarbures pétroliers dans le sol (CCME 2008) reposent sur l'hypothèse d'un rapport composés aromatiques/composés aliphatiques de 20/80. La pertinence de ces normes pour des substances pétrolières qui s'écartent de ce rapport est incertaine. Comme il a été constaté que les hydrocarbures aromatiques contribuaient le plus à la toxicité chez le lombric (Cermak et coll. 2013), ces normes devraient être protectrices pour les huiles de base dont la teneur en composés aromatiques est inférieure à 20 %, mais moins protectrices pour les huiles de base dont la teneur en composés aromatiques est plus élevée. Cependant, étant donné que les quotients de risque étaient de 0,79 ou moins, basés uniquement sur la norme pour la fraction 3 (la valeur la plus prudente, plus grande que celle pour les molécules en C₁₆ à C₃₄) qui ne représente qu'une partie de la gamme des nombres d'atomes de carbone des huiles de base, cette incertitude ne devrait pas avoir d'influence sur notre conclusion.

L'évaluation de l'exposition aux huiles de base rejetées lors des opérations de désencrage comporte un certain nombre d'incertitudes. L'une d'elles concerne la quantité d'encre contenant de l'huile de base présente dans le papier désencré au Canada. La quantité utilisée est basée sur des données recueillies sur seulement 22 des 39 huiles de base prises en compte dans la présente évaluation. Selon ces données, six des vingt-deux n° CAS ont été utilisées dans des encres. On ne sait pas si un quelconque des 17 autres n° CAS peuvent aussi être utilisés dans les encres, ni en quelles quantités. La quantité utilisée pour le calcul de la CEE représente la quantité totale d'encres contenant des huiles de base vendue aux imprimeurs rapportée par les fournisseurs d'encre d'imprimerie. L'importation et l'exportation de produits de papier, de papier à recycler et d'encres d'imprimerie en vrac pourraient conduire à calculer une CEE plus ou moins grande, selon que le solde est le plus élevé à l'importation ou à l'exportation, respectivement. De plus, la proportion des huiles de base utilisées dans les encres thermoséchantes et non thermoséchantes est inconnue et a été assumée être de 50 % pour l'évaluation de l'exposition. Il devrait y avoir une plus grande perte d'huile de base pendant le thermoséchage en raison de l'évaporation. Une plus grande utilisation d'huile de base pour ce type d'encre conduirait à des rejets moins élevés et, à l'inverse, une plus grande utilisation d'huile de base dans l'encre non thermoséchante conduirait à des rejets plus grands. Par conséquent, le raffinement de ce scénario pour diminuer l'une ou l'autre des incertitudes susmentionnées pourrait avoir un impact sur notre conclusion, dans une direction inconnue quant au risque.

Les huiles de base rejetées dans l'eau devraient se retrouver dans les sédiments et s'y accumuler au fil du temps. Un seul test a été effectué sur des sédiments avec une huile de base et aucun renseignement sur la teneur en composants aromatiques de l'huile n'a été fourni. Il existe donc une certaine incertitude quant à l'applicabilité de ces résultats pour toute la gamme possible des teneurs en composés aromatiques. Alors que le rejet d'huiles de base pauvres en composés aromatiques est considéré poser un faible risque pour les organismes vivant dans les sédiments, il existe une incertitude quant au risque dû aux huiles de base riches en composés aromatiques en raison de l'incertitude sur l'applicabilité des données disponibles à ces huiles de base. De nouveaux renseignements sur le devenir et les effets des huiles de base riches en composés aromatiques dans les sédiments près des points de rejet des effluents pourraient permettre de mieux définir les risques posés par de telles huiles.

8. Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

8.1 Évaluation de l'exposition

L'évaluation de l'exposition a pour principal objectif d'examiner le potentiel d'exposition de la population générale aux huiles de base et à leurs composants préoccupants, en particulier les HAP. Pour les milieux de l'environnement, l'exposition est caractérisée en fonction des eaux usées, ainsi que de la production, du transport et de l'utilisation industrielle des huiles de base. Elle est aussi caractérisée en fonction de son utilisation

dans les produits disponibles pour les consommateurs et de son utilisation potentielle comme huile de dilution lors de la fabrication de caoutchouc et de matières plastiques souples.

8.1.1 Milieux de l'environnement

Des huiles de base sont utilisées pour un certain nombre d'applications industrielles, telles que les pâtes et papiers et le traitement des eaux usées municipales. Les huiles de base usées présentes dans le circuit des eaux industrielles font l'objet d'un traitement sur le site industriel, et toute huile de base résiduelle présente dans les eaux traitées et pouvant être rejetée dans les cours d'eau, les rivières et les lacs devrait subir un traitement dans une usine de traitement des eaux usées municipales.

Dans les précédents rapports d'évaluation préalable des substances pétrolières peu volatiles (gasoils et mazouts lourds), aucune exposition de la population générale due à des rejets accidentels (c.-à-d. fuites et déversements) de ces substances pendant la production, le transport entre installations et l'utilisation industrielle sur place n'a été identifiée (Environnement Canada et Santé Canada 2011a, 2011b, 2013a, 2013b). Étant donné leur faible volatilité, les utilisations des huiles de base limitées aux sites et à l'industrie ne devraient pas non plus contribuer à l'exposition de la population générale, à l'exception des rejets dans les eaux usées susmentionnés.

8.1.2 Produits contenant des huiles de base disponibles pour les consommateurs

Des stratégies de recherche standards de Santé Canada, un rapport d'un entrepreneur, des listes internes de produits de Santé Canada et des déclarations faites en réponse à des enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada 2008, 2011) ont permis de déterminer que des huiles de base sont présentes comme ingrédients dans diverses catégories de produits disponibles pour les consommateurs.

Des huiles de base sont mentionnées comme ingrédients de produits disponibles pour les consommateurs des catégories suivantes : produits d'entretien pour automobile, lubrifiants, peintures et revêtements, adhésifs et produits d'étanchéité. L'utilisation de ces produits peut entraîner une exposition des mains ou des doigts par voie cutanée. La fréquence d'utilisation de ces produits est d'une fois par mois à une fois par an (RIVM 2006a, 2006b, Versar 1986).

Des huiles de base sont mentionnées comme ingrédients dans des produits d'entretien ménager, principalement des produits pour polir le bois et des nettoyeurs pour l'acier inoxydable. L'utilisation de ces produits peut entraîner une exposition des mains ou des doigts par voie cutanée. La fréquence d'utilisation de ces produits est d'une fois par semaine à une fois par mois (RIVM 2006a, 2006b, Versar 1986).

En raison de leur faible pression de vapeur (partie 3), il ne devrait y avoir aucune exposition à des huiles de base par inhalation due à ces produits.

8.1.2.1 Analyse de la composition en HAP des huiles de base présentes dans des produits disponibles pour les consommateurs

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont des composants naturels du pétrole brut qui migrent avec les alcanes normaux et ramifiés au cours des premières étapes du raffinage (c.-à-d. pendant les distillations à pression atmosphérique et sous vide). Les circuits d'huiles de base peuvent donc contenir des HAP. La proportion des HAP dans les huiles de base varie en fonction de la source du pétrole brut et de l'intensité des étapes de raffinage. Les procédés de raffinage les plus poussés peuvent quasiment éliminer les HAP des huiles de base (Parkash 2010). Les HAP sont considérés être les composants des huiles de base les plus préoccupants pour la santé.

Afin de déterminer la teneur en HAP des produits disponibles pour les consommateurs contenant des huiles de base vendus au Canada, Santé Canada a effectué des analyses chimiques des HAP dans de tels produits (tableau C-4 de l'annexe C) contenant de 25 à 100 % d'huile de base (Santé Canada 2017). Les produits disponibles pour les consommateurs qui contiennent des huiles de base peuvent aussi contenir d'autres ingrédients à base de pétrole. À titre d'hypothèse prudente pour l'évaluation des effets sur la santé des composants des huiles de base présentes dans ces produits, nous avons considéré que tous les HAP se trouvant dans le produit complet provenaient uniquement de l'ingrédient d'huile de base, qu'il y ait ou non d'autres substances pétrolières dans le produit.

Les produits disponibles pour les consommateurs sélectionnés pour des tests étaient ceux ayant la plus forte teneur en huile de base, les plus utilisés par la population générale et les plus faciles à se procurer dans des magasins au Canada. Des produits pour une utilisation à l'intérieur ou à l'extérieur provenant de différents producteurs et fournisseurs ont fait l'objet de ces tests. Pour tenir compte de l'interchangeabilité des n° CAS des huiles de base présentes dans ces produits, à chaque fois que nous avons identifié un produit disponible pour les consommateurs (comme une huile à moteur ou un poli pour acier inoxydable) contenant une substance à base d'huile de base portant un n° CAS, nous avons aussi échantillonné et testé un certain nombre de produits à usage semblable pour déterminer la présence de HAP, que la même d'huile de base ait été, ou non, identifiée dans ce deuxième groupe de produits. Cette procédure conduit à un échantillonnage fonctionnel de produits typiques comportant des huiles de base avec des propriétés physiques et chimiques requises, quel que soit le n° CAS attribué à l'huile de base. Cela peut permettre de tenir compte de l'interchangeabilité potentielle des huiles de base portant un n° CAS dans les produits. Nous avons déterminé que les catégories de produits à forte concentration d'huiles de base étaient les produits à polir le bois, les produits à polir l'acier inoxydable, les lubrifiants en aérosol et tout usage, les nettoyants tout usage et les huiles à moteur.

Des analyses de la composition de 18 produits disponibles pour les consommateurs contenant des huiles de base ou des substances pétrolières connexes en tant qu'ingrédients ont été effectuées dans un laboratoire de chimie à Santé Canada, au moyen d'une extraction standard au solvant suivie d'une analyse par CG-SM. En

termes d'extraction des composés aromatiques polycycliques (CAP) du mélange d'huiles de base, la méthode d'analyse de la composition était conforme à la méthode IP 346 (IP 1985, 1993). Dix-huit produits ont été analysés afin de déterminer la présence des 16 HAP standards de l'EPA, les plus préoccupants quant à leurs effets sur la santé. Ces HAP sont les suivants : naphthalène, acénaphthylène, acénaphthène, fluorène, phénanthrène, anthracène, fluoranthène, pyrène, benzo[*a*]anthracène, chrysène, benzo[*b+*j**]fluoranthène, benzo[*k*]fluoranthène, benzo[*a*]pyrène, indéno[1,2,3-*cd*]pyrène, dibenzo[*a,h*]anthracène, benzo[*g,h,i*]pérylène.

Les résultats de l'analyse chimique ont indiqué que la concentration des HAP dans les 18 produits était inférieure à la limite de dosage de la méthode des HAP individuels de 300 mg/kg (300 ppm ou 0,03 % en poids). Afin de mieux déterminer si ces types de produits contenaient des HAP préoccupants, 14 autres produits contenant des huiles de base ont été analysés par extraction au solvant des HAP, suivie d'une analyse par chromatographie en phase gazeuse et spectrométrie de masse à haute résolution (CG-SMHR). Nous avons déterminé que la limite de détection des HAP individuels était de 0,5 ou 1 partie par milliard (ppb) (0,0005 ou 0,001 ppm).

Cette analyse chimique à haute résolution a mis en évidence la présence de très faibles niveaux de HAP dans ces produits, en quantités allant de quelques ppb à moins de 20 ppm (0,020 % p/p). De nombreux HAP n'ont pas été détectés dans ces produits (limites de détection de 0,5 ou 1 ppb). Les gammes de concentrations de HAP dans les catégories de produits d'entretien ménager, de produits pour automobile et de lubrifiants à usage multiple commercialisés sont données dans les tableaux C-1 à C-4 de l'annexe C.

Les concentrations explicites de chaque HAP détecté dans différents produits sont données dans le tableau C-1 de l'annexe C (Santé Canada 2017).

8.1.3 Huiles de dilution à base d'huile de base

Des huiles de base sont utilisées comme huiles de dilution pour le traitement et la fabrication de produits en caoutchouc ou en matière plastique souple. Des huiles de dilution sont ajoutées à ces composés au cours de leur production afin d'obtenir une aptitude au traitement acceptable. Parmi les produits qui peuvent contenir des huiles de dilution à base d'huile de base, mentionnons des jouets, des poignées, des pneus et des objets personnels comme des bracelets de montre et des sandales. Le contact avec ces produits peut entraîner un contact par voie cutanée et orale avec des huiles de base résiduelles.

8.1.3.1 HAP dans le caoutchouc et les matières plastiques souples

Des huiles de base raffinées sont utilisées pour remplacer des extraits aromatiques de distillat comme huiles de dilution pour la production de produits en caoutchouc ou en matière plastique souple disponibles pour les consommateurs. La présence potentielle de HAP dans des produits en caoutchouc ou en matière plastique souple disponibles

aux consommateurs a déjà été examinée dans le cadre de l'évaluation des extraits aromatiques de distillat (ECCC, SC 2017c). Pour la présente évaluation, Santé Canada a entrepris une étude de la composition des produits en caoutchouc ou en matière plastique souple facilement disponibles pour les consommateurs afin de déterminer les niveaux de HAP dans de tels produits, qui pourraient contenir des huiles de dilution à base d'huiles de base et de substances à base d'extraits aromatiques de distillat. Les concentrations des espèces de HAP, y compris les HAP-UE¹⁴, ont été déterminées dans 67 échantillons de produits achetés sur le marché canadien (ECCC, SC 2017c). Lors de la sélection des produits, nous avons mis l'accent sur les produits en caoutchouc ou en matière plastique souple destinés aux enfants. La majorité des produits (66 sur 67) contenait des concentrations de HAP faibles ou non détectables, dans 65 produits ces concentrations étaient inférieures aux limites de détection de 0,04 à 0,36 mg/kg (la limite de détection variait en fonction du HAP analysé et de la matrice de l'échantillon). Une sandale pour enfant contenait à 0,79 mg/kg de chrysène. Un seul couvre-volant contenait plusieurs HAP à une concentration supérieure à 1 mg/kg, la limite fixée par l'UE pour les HAP dans des produits en caoutchouc avec lesquels les enfants n'entrent pas en contact (ECCC, SC 2017c). Toutefois, de nouveaux tests effectués sur sept autres couvre-volant ont permis de montrer que tous étaient sous cette limite, indiquant que le premier échantillon n'était pas représentatif de la gamme de produits et qu'en raison de sa teneur plus élevée en HAP n'était probablement pas formulé avec une huile de base comme huile de dilution.

8.2 Évaluation des effets sur la santé

Toutes les huiles de base présentent une faible toxicité aiguë chez les animaux de laboratoire. Les DL₅₀ par voie cutanée ou orale n'ont pas été établies lors d'évaluations du potentiel de létalité aiguë (API 2011a), démontrant ainsi une faible toxicité aiguë. Nous avons trouvé qu'aucune des substances testées était un sensibilisant dermique (API 2011a, 2011b).

Nous donnons à l'annexe E, un résumé des effets nocifs basé sur le n° CAS, soient la toxicité cutanée à dose répétée, la cancérogénicité et la toxicité pour la reproduction et le développement. Quel que soit le n° CAS spécifique, il apparaît que la toxicité augmente avec la teneur en composés aromatiques, à savoir le niveau des HAP à 3 à 7 cycles dans l'huile de base.

Il a été montré que les huiles de base non raffinées étaient des cancérogènes pour la peau, et que cette activité découlait des niveaux élevés de HAP (Blackburn et al. 1984, McKee et al. 1989, Chasey et McKee 1993, Kane et al. 1984, Peristianis 1989). Une méthode pour caractériser la teneur en CAP des circuits pétroliers est la méthode IP 346 de l'Institute of Petroleum. Cette méthode repose sur la capacité d'extraction des composés aromatiques polycycliques (CAP), y compris les HAP, des substances pétrolières avec du diméthylsulfoxyde (DMSO). Après une réextraction avec du

¹⁴ Santé Canada a analysé le benzo[*j*]fluoranthène, qui est co-élué avec le benzo[*b*]fluoranthène.

cyclohexane, le solvant est éliminé et l'extrait au DMSO est pesé et le résultat exprimé en pourcentage en poids de la matière de départ (% de composés extractibles au DMSO) (CONCAWE 2016).

L'EPA des États-Unis a déjà identifié les HAP pouvant être cancérigènes chez des animaux et les humains (EPA 1992), et a fini par répertorier 16 substances connues aujourd'hui sous l'appellation de HAP prioritaires (standards). Certains HAP ont un potentiel cancérigène plus faible que d'autres, ce qui se traduit dans leurs facteurs de toxicité. Plusieurs auteurs ont créé des facteurs d'équivalence de toxicité (FET) pour de nombreux HAP par rapport au B[a]P (c.-à-d. des estimations de leur potentiel cancérigène par rapport à celui du B[a]P). Les facteurs d'équivalence de toxicité de Nisbet et LaGoy (1992) ont été pris en compte dans la présente évaluation afin de fournir une indication de la toxicité des 16 HAP standards mesurés dans des produits disponibles pour les consommateurs. Ces FET sont données dans le tableau D-1 de l'annexe D.

De nombreux travaux expérimentaux ont été menés pour étudier la relation entre les CAP extractibles au DMSO selon la méthode IP 346 présents dans les circuits de pétrole et la cancérigénicité cutanée. Une forte corrélation a été mise en évidence entre l'incidence du cancer de la peau et la teneur en CAP extractibles au DMSO à 3 % p/p et plus, d'après plus de 130 études de cancérigénicité cutanée chez la souris réalisées depuis l'élaboration des critères en 1994 (Chasey et McKee 1993). Quatre-vingt-douze échantillons de ces études sont inclus dans les catégories du CONCAWE « autres huiles de base lubrifiantes » et « huiles de base hautement raffinées ». De cet ensemble, les échantillons qui comportaient moins de 3 % de CAP extractibles au DMSO ont exhibé des résultats négatifs 95 % du temps lors des études de cancérigénicité cutanée chez la souris (67 des 70 échantillons) (CONCAWE 2016).

Dans la directive IPIECA (2010) sur l'application des critères du Système général harmonisé (SGH) aux substances pétrolières (ONU 2011), il est noté que le potentiel mutagène et carcinogène cutané des substances pétrolières contenant des HAP est lié à la teneur en HAP à trois à sept cycles condensés. Dans le SGH, les huiles de base contenant moins de 3 % en poids de composés extractibles au DMSO, mesurées selon la méthode IP 346, ne sont pas classées comme cancérigènes (CE 2008).

Au moyen d'une épreuve Ames standard modifiée sur *Salmonella typhimurium*, une forte corrélation entre l'activité mutagène in vitro et l'activité carcinogène in vivo a été mise en évidence. Les épreuves modifiées différaient de l'épreuve standard en trois points : premièrement, les épreuves n'ont été effectuées que sur la fraction extractible au DMSO; deuxièmement, du S-9 mix de foie de hamster induit par l'aroclor a été utilisé à huit fois la concentration recommandée; troisièmement, seules des TA98 ont été utilisées, la souche la plus réactive aux mélanges complexes de CAP (Chasey et McKee 1993).

Dalbey et al. (2014) ont montré qu'à l'instar des huiles de base non raffinées potentiellement cancérigènes et mutagènes les huiles de base lubrifiantes (HBL) moins

raffinées pouvaient aussi produire des effets systémiques et sur le développement lors d'expositions cutanées à dose répétée, en raison de leur teneur plus élevée en CAP (Feuston et al. 1994). Inversement, des tests réalisés avec des HBL très raffinées à faible teneur en CAP (< 3 % de CAP extractibles au DMSO, mesuré au moyen d'IP 346) lors de dix études d'exposition durant 13 semaines par voie cutanée avec des rats SD, huit études d'exposition durant quatre semaines par voie cutanée avec des lapins blancs de Nouvelle-Zélande et sept études sur la toxicité pour le développement par exposition cutanée de rats SD n'ont pas permis de mettre en évidence d'effets nocifs dus à une toxicité systémique et pour le développement à des doses allant de 1000 à 2000 mg/kg/jour, généralement la plus forte dose testée (API 1986a, 1986b, 2011a). L'examen des paramètres mesurés lors des études de toxicité à dose répétée pour le développement (masse des organes reproducteurs, examen microscopique des testicules et des ovaires) a montré que la toxicité pour la reproduction en présence de HBL à faible teneur en CAP devrait aussi être minime (tableau E-1 de l'annexe E).

La cancérogénicité a constitué un effet critique sur la santé pour la catégorisation initiale des huiles de base, basée principalement sur des classifications d'organismes internationaux. En se basant sur la probabilité que les huiles de base contiennent des HAP, la Commission européenne a classé les n° CAS des huiles de base dans la catégorie 1A (« substances connues pour avoir un potentiel de cancérogénicité pour les humains », 9 substances) ou 1B (« substances présumées avoir un potentiel de cancérogénicité pour les humains », 29 substances). L'une des huiles de base (n° CAS 68782-97-8) ne satisfaisait pas aux critères du paragraphe 73(1) de la LCPE, mais a été visée par la présente évaluation, car elle a été jugée d'intérêt prioritaire en raison de préoccupations liées à la santé humaine. Toutefois, la Commission européenne considère que les substances de la catégorie 1B ne sont pas cancérogènes quand elles sont raffinées de manière à contenir moins de 3 % en poids de CAP extractibles au DMSO, mesuré au moyen d'IP346. Le Centre international de recherche sur le cancer a conclu qu'il n'existait aucune preuve de la cancérogénicité des huiles hautement raffinées chez les animaux de laboratoire (CIRC 1987).

Il n'existe pas de données sur la toxicité des huiles de base par voie orale et par inhalation. Pour les données sur la toxicité par voie dermique, veuillez consulter le tableau E-1 de l'annexe E.

8.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine

8.3.1 Milieux de l'environnement

Tel que décrit à la section 8.1.1, il est possible que, suite au rejet d'eaux usées, des huiles de base se retrouvent dans des plans d'eau. Il existe donc un risque potentiel pour la santé humaine si ces huiles de base sont rejetées dans des plans d'eau servant de source d'eau potable. Il existe diverses directives fédérales et règlements provinciaux/municipaux sur de nombreux HAP dans les effluents industriels rejetés dans l'eau, tenant compte de la protection de la vie aquatique et de la consommation humaine des eaux en aval, comme par exemple les recommandations canadiennes

pour la qualité de l'eau pour les eaux usées traitées et les recommandations canadiennes pour la qualité de l'eau potable (CCME 1999, 2004, 2008, Ontario 1994, Ottawa 2011, 2018). Ces lignes directrices et règlements fédéraux, provinciaux et municipaux constituent un cadre qui devrait garantir que l'exposition aux HAP, dont ceux pouvant provenir des huiles de base, due à l'eau potable ou à l'eau utilisée à des fins récréatives ne devrait pas être préoccupante pour la santé humaine.

8.3.2 Produits en caoutchouc souple pouvant contenir des huiles de base

Tel qu'indiqué à la section 8.1.3, des articles en caoutchouc ou en matière plastique souple peuvent contenir des huiles de dilution à base d'huiles de base. Le Canada n'a aucune réglementation sur la teneur en HAP de tels articles, contrairement à l'Union européenne. La directive 2005/69/CE du Parlement européen limite la concentration de certains HAP dans les huiles de dilution (dont les huiles de base) utilisées pour la fabrication de pneus à moins de 1 mg/kg de B[a]P et à moins de 10 mg/kg pour la somme du B[a]P et de sept autres HAP cancérigènes de catégorie 1B (UE 2005). De plus, le règlement (UE) n° 1272/2013 de la Commission limite la concentration de ces mêmes HAP à 1 mg/kg en poids pour chacun de ces HAP dans les composants en caoutchouc ou en matière plastique qui entrent en contact direct, prolongé ou à court terme, avec la peau humaine ou la cavité buccale, et à 0,5 mg/kg pour les jouets et les articles de puériculture en caoutchouc ou en matière plastique (UE 2013).

Les résultats des tests de produits ont montré que 65 des 67 produits ne contenaient pas de HAP au-delà de la limite de 0,5 mg/kg établie pour les enfants. Un produit (une sandale pour enfant) contenait un seul HAP (le chrysène) à une concentration supérieure à cette limite de 0,5 mg/kg, mais inférieure à la limite générale de 1 mg/kg (ECCC, SC 2017c), et un couvre-volant contenait une concentration dépassant la ligne directrice. Les résultats de tests réalisés sur d'autres couvre-volant ont tous donné des résultats inférieurs à la limite la plus basse de 0,5 mg/kg. Compte tenu de ces renseignements, il semble que, malgré l'absence d'une réglementation canadienne sur la teneur en HAP des articles en caoutchouc et en matière plastique souple, la majorité des articles disponibles au Canada sont conformes aux règlements européens et, donc, que leur teneur en huiles de base ne soit pas jugée préoccupante pour la santé humaine.

8.3.3 Huiles de base dans des produits disponibles pour les consommateurs

Les produits disponibles pour les consommateurs contenant de l'huile de base peuvent être classés en deux types suivant leur utilisation, basée sur l'exposition prévue en fonction du type et de la fréquence d'utilisation. Ce sont les nettoyants domestiques et les lubrifiants et produits d'entretien à usage multiple pour automobile, les expositions directes et fortuites les plus importantes devant être dues aux nettoyants domestiques. Dans tous les cas, la majorité des expositions devraient être par voie cutanée, brèves et intermittentes.

Une méthode couramment utilisée pour évaluer le potentiel d'effets sur la santé de divers mélanges de HAP consiste à utiliser les facteurs de toxicité de chaque HAP relatifs au B[a]P, puis à faire la somme pour tous les HAP du mélange représentant un équivalent B[a]P total. Cette approche a été suivie précédemment pour des évaluations faites dans le cadre du PGPC, dont celle des asphaltes et asphaltes oxydées et celle des extraits aromatiques de distillat (ECCC, SC 2017b, 2017c).

Nous donnons dans le tableau 8-1 la concentration en équivalent B[a]P total pour chacun des produits des différentes catégories d'utilisation, en utilisant les facteurs d'équivalence de toxicité et les concentrations de chacun des 16 HAP standards déterminées lors de tests à haute résolution (données dans le tableau C-1 de l'annexe C). En cas de non détection d'un HAP, une concentration prudente égale à la moitié de la limite de détection mentionnée dans les tableaux D-2 à D-4 de l'annexe D a été assignée à ce HAP afin de calculer les équivalents totaux en B[a]P.

Tableau 8-1 - Concentration totale des 16 HAP standards et concentration en équivalent B[a]P pour des produits disponibles pour les consommateurs, calculées à partir des mesures à haute résolution et à l'aide des facteurs d'équivalence de toxicité (tableau D-1 de l'annexe D).

Produit	Catégorie de produit	Concentration totale en HAP (mg/kg ou ppm)	Puissance totale en équivalent B[a]P (mg/kg ou ppm)
Poli à bois	Nettoyant domestique	0,1119	0,00332
Poli pour acier	Nettoyant domestique	0,0243	0,00329
Poli pour acier	Nettoyant domestique	0,1551	0,00340
Nettoyant pour le bois	Nettoyant domestique	0,0509	0,00326
Nettoyant pour le bois	Nettoyant domestique	0,0241	0,00323
Nettoyant pour acier	Nettoyant domestique	0,1899	0,00340
Nettoyant pour le bois	Nettoyant domestique	0,0349	0,00324
Revitalisant pour le bois	Nettoyant domestique	0,0217	0,00323
Revitalisant pour le bois	Nettoyant domestique	0,634	0,00384
Huile pour automobile	Automobile	1,534	0,18339
Nettoyant pour moteur	Automobile	4,906	0,00811
Glaçure pour miroir	Automobile	0,043	0,00338
Nettoyant pour moteur	Automobile	13,075	0,01791
Huile lubrifiante	Lubrifiant à usage multiple	10,937	0,11198
Huile lubrifiante	Lubrifiant à usage multiple	33,183	0,30017
Huile lubrifiante	Lubrifiant à usage multiple	18,086	0,32837
Huile lubrifiante	Lubrifiant à usage multiple	1,967	0,14507
Huile dégrippante	Lubrifiant à usage multiple	1,237	0,00562

Les facteurs d'équivalence de toxicité relatifs au B[a]P des HAP dont les concentrations sont les plus élevées dans ces produits, à savoir celles du fluorène, de l'antracène, du pyrène et du naphthalène, sont faibles ou très faibles (0,01 ou 0,001). La concentration totale en équivalents B[a]P des nettoyants domestiques est inférieure à 5 ppb (ou 0,005 ppm), tandis que celle des produits pour automobile et des lubrifiants à usage multiple se situent entre 100 et 350 ppb (0,100 et 0,350 ppm).

Après conversion des concentrations des 16 HAP en équivalents B[a]P, un équivalent total en B[a]P inférieur à la limite de 0,5 mg/kg fixée pour les HAP individuels par l'UE pour les jouets et articles de puériculture en caoutchouc ou en matière plastique souple est obtenu. Dans le cas des nettoyants domestiques, les équivalents B[a]P totaux étaient plus de 150 fois inférieurs à cette limite et inférieurs à la limite autorisée de < 1 ppm de HAP résiduels dans la gelée de pétrole de qualité alimentaire (Faust et Casserly 2003, FDA 2017).

8.4 Incertitudes de l'évaluation des risques pour la santé humaine

Bien que ce soit une méthode couramment utilisée pour évaluer les risques dus aux mélanges de HAP, l'utilisation de l'approche de facteurs d'équivalence de toxicité, y compris l'hypothèse de leur additivité, et la détermination de la toxicité des HAP individuels par rapport à celle du B[a]P constituent des sources d'incertitude (CCME 2010).

En dépit de nos efforts pour choisir des produits disponibles pour les consommateurs représentatifs des produits les plus utilisés, une certaine incertitude persiste quant à la mesure dans laquelle les produits contenant des huiles de base sélectionnés pour les tests de composition des HAP sont représentatifs de l'ensemble des produits disponibles dans le commerce au Canada. En particulier, des incertitudes peuvent persister quant à la composition d'une huile de base désignée par un n° CAS présente dans un produit, la façon dont ce produit est utilisé, y compris la quantité utilisée, la fréquence d'utilisation et la fréquence d'exposition.

Malgré le fait qu'il existe des lignes directrices et des règlements concernant la présence de composants des huiles de base, en particulier les HAP, dans l'eau potable et les sources d'eau potable, des données de surveillance sur la présence d'huiles de base dans des usines de traitement de l'eau municipales n'ont été ni recueillies ni analysées. Il est aussi incertain que les hypothèses sur l'eau potable soient satisfaites à chaque installation, pouvant conduire à une sous-estimation de l'exposition à ces substances.

9. Conclusion

En tenant compte de tous les éléments de preuve avancés dans la présente évaluation préalable, le risque d'effets nocifs sur l'environnement dus aux huiles de base est faible. Il est donc conclu que les 39 huiles de base ne satisfont à aucun des critères des alinéas 64a) et 64b) de la LCPE, car elles ne pénètrent pas dans l'environnement en

une quantité ou concentration ni dans des conditions qui ont ou peuvent avoir des effets nocifs immédiats ou à long terme sur l'environnement ou sa diversité biologique ou qui constituent ou peuvent constituer un danger pour l'environnement dont la vie dépend.

En se basant sur les renseignements présentés dans la présente évaluation préalable, il est conclu que les 39 huiles de base ne satisfont à aucun des critères de l'alinéa 64c) de la LCPE, car elles ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ni dans des conditions qui constituent ou peuvent constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine.

Il est donc conclu que les 39 huiles de base répertoriées à l'annexe A ne satisfont à aucun des critères de l'article 64 de la LCPE.

Références

[API] American Petroleum Institute; 1986a; Acute oral toxicity study in rats. Acute dermal toxicity study in rabbits. Primary dermal irritation study in rabbits. Primary eye irritation study in rabbits. Dermal sensitization study in guinea pigs. API sample 83-15 hydrotreated heavy naphthenic distillate (CAS 64742-52-5); API Health Environ. Sci. Dep. Rep., 33, 32639.

[API] American Petroleum Institute; 1986b; 28 day dermal toxicity study in the rabbit API 83-12 Hydrotreated light naphthenic distillate (CAS 64742-53-6); API Med. Res. Publ., 33, 30499 [cité dans API 2003].

[API] American Petroleum Institute; 2011a; High production volume (HPV) challenge program. Lubricating oil basestocks category assessment document [PDF]; Washington (DC) : American Petroleum Institute [consulté le 7 octobre 2016] (en anglais seulement).

[API] American Petroleum Institute; 2011b; High production volume (HPV) challenge program. Robust summary of information on lubricating oil basestocks [PDF]; Washington (DC) : American Petroleum Institute [consulté le 7 octobre 2016] (en anglais seulement).

[API] American Petroleum Institute; 2016; Annex E—API base oil interchangeability guidelines for passenger car motor oils and diesel engine oils [PDF]; Washington (DC) : American Petroleum Institute [version de décembre 2016, nouvelle version le 3 janvier 2017, consulté le 25 avril 2018] (en anglais seulement).

[ARLA] Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire; 2017; Liste des produits de formulation dw l'ARLA; Ottawa (ON) : Santé Canada, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire [consulté le 23 avril 2018].

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

Atlas M.R.; 1981; Microbial degradation of petroleum hydrocarbons : an environmental perspective; Microbiological Reviews, 45, p. 180-209 (en anglais seulement).

Banerjee S.; 1984; Solubility of organic mixtures in water; Environ. Sci. Technol., 18, p. 587-591 (en anglais seulement).

[BDIPSN] Base de données d'ingrédients de produits de santé naturels; [modifié le 1^{er} mai 2019]; Ottawa (Ontario) : Santé Canada [consultée en août 2016].

[BDPSNH] Base de données des produits de santé naturels homologués; [modifiée le 6 février 2018]; Ottawa (Ontario) : Santé Canada [consultée le 24 janvier 2018].

Bergstra R.; 2009; Petroleum substances review: lubricating oils; Edmonton (AB) : MTN Consulting Associates, rapport non publié (en anglais seulement).

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

Brils J.M., Huwer S.L., Kater B.J., Schout P.G., Harmsen J., Delvigne G.A. et Scholten M.C.; 2002; Oil effect in freshly spiked marine sediment on *Vibrio fischeri*, *Corophium volutator*, and *Echinocardium cordatum*; *Environ. Toxicol. Chem.*, 21(10), p. 2242-2251 (en anglais seulement).

[Calumet] Calumet Specialty Products Partners, L.P.; ©2015; Calpar Paraffinic Base Oils Product Data Sheet [PDF]; Indianapolis (IN) : Calumet Specialty Products Partners L.P. [consulté le 15 décembre 2017] (en anglais seulement).

[Calumet] Calumet Specialty Products Partners, L.P.; ©2018a; Hydrocal naphthenic base oils [PDF]; Indianapolis (IN): Calumet Specialty Products Partners L.P. [consulté le 11 avril 2018] (en anglais seulement).

[Calumet] Calumet Specialty Products Partners, L.P.; ©2018b; High quality products for the printing ink industry [PDF]; Indianapolis (IN): Calumet Specialty Products Partners L.P. [consulté le 11 avril 2018] (en anglais seulement).

[Calumet] Calumet Specialty Products Partners, LP.; ©2018c; Calsol naphthenic process oils [PDF]; Indianapolis (IN): Calumet Specialty Products Partners L.P. [consulté le 12 avril 2018] (en anglais seulement).

Canada; 1999; Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) [PDF]; L.C., 1999, ch. 33, *Gazette du Canada*, partie III, vol. 22, n° 3.

Canada, ministère de l'Environnement; 2008; Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certaines substances pétrolières de priorité élevée » [PDF]; *Gazette du Canada*, partie I, vol. 142, n° 10, p. 553-563.

Canada, ministère de l'Environnement; 2009; Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certaines substances pétrolières de priorité pouvant être limitées à l'industrie [PDF]; *Gazette du Canada*, partie I, vol. 143, n° 30, p. 2134-2145.

Canada, ministère de l'Environnement; 2011; Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certaines substances pétrolières de priorité élevée apparaissant sur la Liste intérieure [PDF]; *Gazette du Canada*, partie I, vol. 145, n° 51, p. 3740–3762.

Canada, ministère de l'Environnement; 2015; Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certaines substances pétrolières prioritaires de la Liste intérieure [PDF]; *Gazette du Canada*, partie I, vol. 149, n° 30. p. 1979-1991.

[CanLII] Institut canadien d'informatique juridique [base de données]; 2001; Ottawa (ON) : Institut canadien d'information juridique [consulté le 7 octobre 2016].

Casserly E. et Rasco J.; 2011; Control and testing for compliance with REACH PAH regs for extender oils; *Tire Technol. Inter. Showcase*, 2011, p. 100-102 [consulté le 24 janvier 2018] (en anglais seulement).

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement; 1999; Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique : hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) [PDF]; dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Winnipeg (MB), Conseil canadien des ministres de l'environnement.

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement; 2004; From source to tap: Guidance on the multi-barrier approach to safe drinking water [PDF]; Conseil canadien des ministres de l'environnement (en anglais seulement).

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement; 2008; Canada-wide standards for petroleum hydrocarbons (PHC) in soil: user guide [PDF]; Winnipeg (MB) : Conseil canadien des ministres de l'environnement, rapport n° PN-1398 (en anglais seulement).

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement; 2010; Canadian Soil Quality Guidelines : Carcinogenic and other polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) (Environmental and Human Health Effects) – Scientific Criteria Document (revised) [PDF]; Winnipeg (MB) : Conseil canadien des ministres de l'environnement, rapport PN 1445 [consulté le 26 septembre 2019] (en anglais seulement).

[CE] Commission européenne; 2008; Détails sur les substances classées dans l'annexe VI du règlement (CE) n° 1272/2008 [PDF]; Sec. 1.1.3, notes accompagnant une entrée, note L [consulté le 25 avril 2018].

Cermak J.H., Stephenson G.L., Birkholz D. et Dixon D.G.; 2013; Investigation of the toxicokinetics of petroleum hydrocarbon distillates with the earthworm *Eisenia andrei*; Environ. Toxicol. Chem., 32, p. 1006-1015 (en anglais seulement).

CH2M Hill Engineering Ltd; 1992; Environmental risk of waste crankcase oil; Ottawa (Ontario) : Environnement Canada; préparé pour le Bureau de la gestion des déchets, Conservation et protection, Environnement Canada (en anglais seulement).

Chasey K.L. et McKee R.H.; 1993; Evaluation of the dermal carcinogenicity of lubricant base oils by the mouse skin painting bioassay and other proposed methods; J. Appl. Toxicol., 13, p. 57-65.

[CIRC] Centre international de recherche sur le cancer; 1987; Summaries and Evaluations. Mineral Oils : Untreated and Mildly-Treated Oils (Group 1); Highly-Refined Oils (Group 3). Supplement 7; Lyon (France) (en anglais seulement).

[CONCAWE] CONservation of Clean Air and Water in Europe; 1993; Ecotoxicological testing of petroleum products: test methodology [PDF]; Bruxelles (Belgique) : CONCAWE, rapport n° 92/56 (en anglais seulement).

[CONCAWE] CONservation of Clean Air and Water in Europe; 1996. Environmental risk assessment of petroleum substances: the hydrocarbon block method [PDF]; Bruxelles (Belgique) : CONCAWE, Petroleum Products Ecology Group, rapport n° 96/52 (en anglais seulement).

[CONCAWE] CONservation of Clean Air and Water in Europe; 1997; Lubricating oil basestocks; Bruxelles (Belgique) : CONCAWE, Petroleum Products and Health Management Groups, dossier de produit n° 97/108 (en anglais seulement).

[CONCAWE] CONservation of Clean Air and Water in Europe; 2012; REACH – Analytical characterisation of petroleum UVCB substances [PDF]. Bruxelles (Belgique) : CONCAWE, Analytical Information Task Force, rapport n° 7/12 (en anglais seulement).

[CONCAWE] CONservation of Clean Air and Water in Europe; 2014; Proceedings of the Mineral Oil CRoss Industry IssueS (MOCRINIS) workshop [PDF]; Bruxelles (Belgique) : CONCAWE, rapport n° 2/14 (en anglais seulement)

[CONCAWE] CONservation of Clean Air and Water in Europe; 2016; Critical review of the relationship between IP346 and dermal carcinogenic activity [PDF]; Bruxelles (Belgique) : CONCAWE, rapport n° 6/16 [consulté le 9 novembre 2017] (en anglais seulement).

[CosIng] Commission européenne; 2018a; Section sur la santé et les consommateurs; Cosmetics Ingredients and & Substances (CosIng); Inventory of Substances [consulté le 24 avril 2018] (en anglais seulement).

[CosIng] Commission européenne; 2018b; Section sur la santé et les consommateurs; Cosmetics Ingredients and & Substances (CosIng), Annex II/764, List of substances prohibited in cosmetics products [PDF]; Substance: Distillates (petroleum), heavy hydrocracked, if they contain > 3% w/w DMSO extract; [consulté le 24 avril 2018] (en anglais seulement).

Dalbey W.E., McKee R.H., Goyak K.O., Biles R.W., Murray J. et White R.; 2014; Acute, subchronic, and developmental toxicological properties of lubricating oil base stocks; *Int. J. Toxicol.*, 33, p. 110S-135S.

Di Toro D.M., McGrath J.A. et Stulefield W.A.; 2007; Predicting the toxicity of neat and weathered crude oil : toxic potential and the toxicity of saturated mixtures; *Environ. Tox. Chem.*, 26, p; 24-36 (en anglais seulement).

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada; 2016a; Données recueillies en vertu de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999 : Avis concernant certaines substances pétrolières de priorité élevée apparaissant sur la Liste intérieure; Données préparées par ECCC et Santé Canada, Programme des substances existantes.

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada; 2016b; Données recueillies dans le cadre d'une initiative de collecte de données ciblée pour les évaluations du Plan de gestion des produits chimiques; Données préparées par ECCC et Santé Canada, Programme des substances existantes.

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada; 2018a; Supporting documentation: summary tables of substance identity, uses, chemical property and toxicity information for Base Oils; Gatineau (Québec) : ECCC; Information in support of the screening assessment for base oils, disponible auprès de eccc.substances.eccc@canada.ca (en anglais seulement).

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada; 2018b; Supporting documentation: ecological exposure analysis of base oils; Gatineau (Québec) : ECCC; Information in support of the screening assessment for base oils, disponible auprès de eccc.substances.eccc@canada.ca (en anglais seulement).

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada; 2017a [modifié le 12 mars 2017]; Catégorisation de substances chimiques; Ottawa (Ontario) : gouvernement du Canada [consulté le 6 avril 2018].

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada; 2017b; Évaluation préalable : Approche pour le secteur pétrolier, asphalte et bitume oxydé; Ottawa (Ontario) : gouvernement du Canada [consulté le 26 juin 2019].

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada; 2017c; Évaluation préalable : Approche pour le secteur pétrolier : extraits aromatiques des produits de distillation; Ottawa (Ontario) : gouvernement du Canada [consulté le 26 novembre 2019].

[ECHA] Agence européenne des produits chimiques; 2018a; Brief profile: Distillates (petroleum), solvent-dewaxed light paraffinic. CAS RN 64742-56-9; Helsinki (Finlande) : ECHA [mis à jour le 10 février 2018, consulté le 12 février 2018] (en anglais seulement).

[ECHA] Agence européenne des produits chimiques; 2018b; Brief profile: Distillates (petroleum), solvent-dewaxed heavy paraffinic. CAS RN 64742-65-0; Helsinki (Finlande) : ECHA [mis à jour le 10 février 2018, consulté le 12 février 2018] (en anglais seulement).

[EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis, 1992; Peer Consultation Workshop on Approaches to Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Health Assessment; Washington (DC) : EPA (en anglais seulement).

[EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis; 2008; Transportation and marketing of petroleum liquids [PDF]; dans AP 42, 5^e édition, vol. 1; Washington (DC) : EPA; chapitre 5, Petroleum industry, section 5.2, p. 5.2-1 à 5.2-17 (en anglais seulement).

Environnement Canada; 2008; Données sur les substances du secteur pétrolier recueillies en vertu 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 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; 2012; Données sur les substances du secteur pétrolier recueillies en vertu de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certaines substances pétrolières de priorité élevée apparaissant sur la Liste intérieure; Données préparées par Environnement Canada et Santé Canada, Programme des substances existantes.

Environnement Canada; 2014; Programme de recyclage des huiles usées; Ottawa (ON) : gouvernement du Canada [mis à jour en décembre 2014, consulté le 24 avril 2018].

Environnement Canada; 2014; Technical document on the persistence and bioaccumulation potential of petroleum hydrocarbons; Gatineau (Québec) : Environnement Canada, Sciences et technologie, rapport non publié (en anglais seulement).

Environnement Canada, Santé Canada; 1994; *Loi canadienne sur la protection de l'environnement : Liste des substances d'intérêt prioritaire. Rapport d'évaluation : Huiles moteur usées [PDF]*; Ottawa (Ontario) : gouvernement du Canada [Consulté le 30 mai 2017].

Environnement Canada, Santé Canada; 2011a; Screening assessment: Petroleum Sector Stream Approach: Gas Oils [Site Restricted] [PDF]; Ottawa (Ontario) : gouvernement du Canada [consulté le 7 octobre 2016] (en anglais seulement).

Environnement Canada et Santé Canada; 2011b; Évaluation préalable : Approche pour le secteur pétrolier : mazouts lourds [restreints aux installations] [PDF]; Ottawa (Ontario) : gouvernement du Canada [consulté le 7 octobre 2016].

Environnement Canada, Santé Canada; 2013a; Évaluation préalable : Approche pour le secteur pétrolier : gazoles [restreints aux industries] [PDF]; Ottawa (Ontario) : gouvernement du Canada; [consulté le 7 octobre 2016].

Environnement Canada, Santé Canada; 2013b; Évaluation préalable finale : Approche pour le secteur pétrolier : mazouts lourds [restreints aux l'industries] [PDF]; Ottawa (Ontario) : gouvernement du Canada [consulté le 7 octobre 2016].

Environnement Canada, Santé Canada; 2014; Évaluation préalable : Approche pour le secteur pétrolier : Fuel-oil n° 4, Fuel-oil, n° 6; Fuel-oil résiduel [Carburants] [PDF]; Ottawa (Ontario) : gouvernement du Canada.

[EPI Suite] Estimation Programs Interface Suite for Microsoft Windows [modèle d'estimation]; 2008; version 3.4; Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics, Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation (en anglais seulement).

Faust H.R. et Casserly E.W.; 2003; Petrolatum and Regulatory Requirements [PDF]; NPRA Publication LW-03-132 [consulté le 24 avril 2018] (en anglais seulement).

[FDA] Food and Drug Administration des États-Unis; 2017; 21 CFR 172.880. CFR - Code of Federal Regulations; Washington (DC) : FDA [consulté le 25 avril 2018] (en anglais seulement).

[FS] Fiche signalétique; 2012a; Cross B 2000 Series Process Oil [PDF]; Smackover (AR) : Cross Oil Refining and Marketing, Inc. [révisé en octobre 2012] (en anglais seulement).

[FS] Fiche signalétique; 2012b; Cross B 2400 Series Process Oil [PDF]; Smackover (AR) : Cross Oil Refining and Marketing, Inc. [révisé en octobre 2012] (en anglais seulement).

[FS] Fiche signalétique; 2012c; Cross L 200 Process Oil [PDF]; Smackover (AR) : Cross Oil Refining and Marketing, Inc. [révisé en octobre 2012] (en anglais seulement).

[FS] Fiche signalétique; 2012d; Cross L 2800 Process Oil [PDF]; Smackover (AR) : Cross Oil Refining and Marketing, Inc. [révisé en octobre 2012] (en anglais seulement).

[FS] Fiche signalétique; 2012e; Corsol 750 Process Oil [PDF]; Smackover (AR) : Cross Oil Refining and Marketing, Inc. [révisé en octobre 2012] (en anglais seulement).

[FS] Fiche signalétique; 2012f. Cross L 40 Process Oil [PDF]; Smackover (AR) : Cross Oil Refining and Marketing, Inc. [révisé en octobre 2012] (en anglais seulement).

[FS] Fiche signalétique; 2013; Corsol 35 Process Oil [PDF]; Smackover (AR) : Cross Oil Refining and Marketing, Inc. [révisé en novembre 2013] (en anglais seulement).

[FS] Fiche signalétique; 2018. MOL Formoil HP (CAS# 64741-76-0); Almasfuzito (Hongrie) : MOL-LUB Lubricant Production Trade and Service, Ltd [consultée le 26 septembre 2018] (en anglais seulement).

[FS] Fiche signalétique; 2016a; T 22 [PDF]; Houston (TX) : Nynas Inc. [publié le 1^{er} novembre 2016] (en anglais seulement).

[FS] Fiche signalétique; 2016b; T 400 [PDF]; Houston (TX) : Nynas Inc. [publié le 1^{er} novembre 2016] (en anglais seulement).

[FS] Fiche signalétique; 2016c; T 110 [PDF]; Houston (TX) : Nynas Inc. [publié le 1^{er} novembre 2016] (en anglais seulement).

[FS] Fiche signalétique; 2016d; [T 9 \[PDF\]](#); Houston (TX) : Nynas Inc. [publié le 1^{er} novembre 2016] (en anglais seulement).

[FS] Fiche signalétique; 2017; [S 100B \[PDF\]](#); Houston (TX) : Nynas Inc. [publié le 10 novembre 2017] (en anglais seulement).

[FSS] Fiche signalétique de sécurité; 2012; Hydrocracker Bottoms (CAS# 64741-76-0); Koweït (Koweït) : Petroleum Corporation [consultée le 26 septembre 2018] (en anglais seulement).

[FSS] Fiche signalétique de sécurité; 2016a; [CIMCO Refrigeration Oil Type "A" \[PDF\]](#) (CAS# 72623-85-9); Toronto (ON) : CIMCO Refrigeration [consultée le 26 septembre 2018] (en anglais seulement).

[FSS] Fiche signalétique de sécurité; 2016b; [NEXBASE 3020 \[PDF\]](#) (CAS# 72623-86-0); Beringen (Belgique) : Neste Oil N.V. [consultée le 26 septembre 2018] (en anglais seulement).

[FSS] Fiche signalétique de sécurité; 2016c; [NEXBASE 3060 \[PDF\]](#) (CAS# 72623-87-1); Beringen (Belgique) : Neste Oil N.V. [consultée le 26 septembre 2018] (en anglais seulement).

[FSS] Fiche signalétique de sécurité; 2017a; [MSDS Finder: DMO Demetalized oil \[PDF\]](#) (CAS# 64741-95-3); Houston (TX) : Total Petrochemicals and Refining USA Inc. [consultée le 26 septembre 2018] (en anglais seulement).

[FSS] Fiche signalétique de sécurité; 2017b; NFR 65 (CAS# 64741-96-4); Houston (TX) : NYNAS USA, Inc. [révisée le 17 octobre 2013, consultée le 26 septembre 2018] (en anglais seulement).

Feuston M.H., Low L.K., Hamilton C.E. et Mackerer C.R.; 1994; Correlation of systemic and developmental toxicities with chemical component classes of refinery streams; *Fundam. Appl. Toxicol.*, 22, p. 622-630 (en anglais seulement).

Gilfillan E.S. et Vandermeulen J.H.; 1978; [Alterations in growth and physiology of soft-shell clams, *Mya arenaria*, chronically oiled with Bunker C from Chedabucto Bay, Nova Scotia, 1970-76 \[PDF\]](#); *J. Fish Res. Board Can.*, 35, p. 630-636 (en anglais seulement).

Gustafson J.B., Griffith Tell J. et Orem D.; 1997; Selection of representative TPH fractions based on fate and transport considerations; Total Petroleum Hydrocarbon Working Group Series, Volume 3; Amherst (MA) : Association for Environmental Health and Sciences Foundation (en anglais seulement).

Hall J.D.; 2010; Lubricant base oils; dans Rand S.J. éditeur, Significance of tests for petroleum products, 8^e édition; West Conshohocken (PA) : ASTM International, chapitre 15, p. 189-196 (en anglais seulement).

Hamoutene D., Payne J.F., Andrews C., Wells J. et Guiney J.; 2004; Effects of a synthetic drilling fluid (IPAR) on antioxidant enzyme and peroxisome proliferation in the American lobster, *Homarus americanus*; Ottawa (Ontario) : Pêches et Océans Canada; *Can Tech Rep Fish Aquat Sci.*, 2554 (en anglais seulement).

Harris K.A., Nichol L.M. et Ross P.S.; 2011; Hydrocarbon concentrations and patterns in free-ranging sea otters (*Enhydra lutris*) from British Columbia, Canada; *Environ. Toxicol. Chem.*, 30(10), p. 2184-2193 (en anglais seulement).

House of Representatives des États-Unis; 2011; Chemicals used in hydraulic fracturing; Washington (DC) : House of Representatives, Committee on Energy and Commerce, Minority Staff (en anglais seulement).

[IP] Institute of Petroleum; 1985; Polycyclic Aromatics in Petroleum Fractions by Dimethyl Sulphoxide – Refractive Index Method. Methods for Analysis and Testing; IP 346/80, 2:346, 1-346.6 (en anglais seulement).

[IP] Institute of Petroleum; 1993; Determination of polycyclic aromatics in unused lubricating base oils and asphaltene free petroleum fractions – Dimethyl sulphoxide extraction refractive index method; IP 346/92, dans Standard Methods for Analysis and Testing of Petroleum and Related Products, vol. 2. Chichester (Royaume-Uni) : Wiley (en anglais seulement).

[IPIECA] International Petroleum Industry Environmental Conservation Association; 2010; Guidance on the application of Globally Harmonized System (GHS) criteria to petroleum substances. Version 1; Londres (Royaume-Uni) : IPIECA [consulté le 9 novembre 2017] (en anglais seulement).

Kane M.L., Ladov E.N., Holdsworth C.E. et Weaver N.K.; 1984; Toxicological characteristics of refinery streams used to manufacture lubricating oils; Am. J. Ind. Med., 5, p. 183-200 (en anglais seulement).

Kramer D.C., Ziemer J.N., Cheng M.T., Fry C.E., Reynolds R.N., Lok B.K., Sztenderowicz M.L. et Krug R.R.; 1999; Influence of group II and II base oil composition on V.I. and oxidation stability [PDF]; présenté à la 66^e assemblée annuelle du [NLGI] National Lubricating Grease Institute tenue du 24 au 27 octobre 1999 à Tucson (Arizona) [consulté en mai 2017] (en anglais seulement).

Lyman W.J., Reehl W.F. et Rosenblatt D.H.; 1990; Handbook of chemical property estimation methods: environmental behavior of organic compounds; Washington (DC) : American Chemical Society (en anglais seulement).

MacDonald B.A. et Thomas M.L.H.; 1982; Growth reduction in the soft-shell clam *Mya arenaria* from a heavily oiled lagoon in Chedabucto Bay, Nova Scotia; Mar. Environ. Res., 6, p. 145-156 (en anglais seulement).

Mansfield C.; 2000; Base oil chemistry for diesel engine lubricants; Houston (TX) : Equilon Enterprises LLC (en anglais seulement).

McGrath J.A., Fanelli C.J., Di Toro D.M., Parkerton T.F., Redman A.D., Paumen M.L., Comber M., Eadsforth C.V. et den Haan K.; 2018; Re-evaluation of target lipid model-derived HC5 predictions for hydrocarbons; Environ. Toxicol. Chem., 37, p. 1579-1595 (en anglais seulement).

McKee R.H., Daughtrey W.C., Freeman J.J., Federici T.M., Phillips R.D. et Plutnick R.T.; 1989; The dermal carcinogenic potential of unrefined and hydrotreated oils; J. Appl. Toxicol., 9, p. 265-270 (en anglais seulement).

McKee R.H., Drummond J.G., Freeman J.J., Letinski D.J. et Miller M.J.; 2012; Light white oils exhibit low tissue accumulation potential and minimal toxicity in F344 rats; Int. J. Toxicol., 31, p. 175-183 (en anglais seulement).

Meridian; 2009; Meridian MSDS Database for Petroleum Products; Calgary (AB) : Meridian Environmental Inc; Document interne de Santé Canada (en anglais seulement).

Muijs B. et Jonker M.; 2010; A closer look at bioaccumulation of petroleum hydrocarbon mixtures in aquatic worms; Environ. Toxicol. Chem., 29(9), p. 1943-1949 (en anglais seulement).

Neau A. et Rangstedt M.; 2009; Naphthenic extender oils in natural rubber and tire tread compounds; Rubber World, 241(2), p. 21-26 (en anglais seulement).

Nikitakis J. et Lange B. éditeurs; 2015; International Cosmetic Ingredient Dictionary and Handbook; Washington (DC) : Personal Care Products Council (en anglais seulement).

Nisbet, I.C. et LaGoy, P.K. 1992. « Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) ». Regul. Toxicol. Pharmacol. vol. 16, no 3, p. 290-300.

NYNAS; 2001; Base oil handbook [PDF]; Stockholm (Suède) : Ab Stjärntryck (en anglais seulement).

[Ontario] ministère de l'Environnement de l'Ontario; 1994; Gestion de l'eau : politiques, lignes directrices, objectifs provinciaux de qualité de l'eau; Toronto (Ontario) [mis à jour le 10 janvier 2018, consulté le 16 août 2017] (en anglais seulement).

[ONU] Organisation des nations unies; 2011; Système général harmonisé de classification et d'étiquetage des produits chimiques (SGH) [PDF]; Quatrième édition révisée; New York (NY) : Nations Unies, ST/SG/AC.10/30/Rev.4 [consulté en août 2017].

[Ottawa] Ville d'Ottawa; 2011; Guide for Discharging Wastewater from Industrial Facilities; Ottawa, Ottawa (ON) : ville d'Ottawa [consulté le 16 août 2017] (en anglais seulement).

[Ottawa] Ville d'Ottawa; 2018; Purification, qualité et livraison de l'eau [PDF]; Ottawa (ON) : ville d'Ottawa [consulté le 27 mars 2018].

Parkash S.; 2010; Petroleum fuels manufacturing handbook: including specialty products and sustainable manufacturing techniques; Toronto (ON) : McGraw-Hill, chap. 10, Lube base stocks, p. 189-210.

Payne J.F., Fancey L.L., Hellou J., King M.J. et Fletcher G.L.; 1995; Aliphatic hydrocarbons in sediments: a chronic toxicity study with winter flounder (*Pleuronectes americanus*) exposed to oil well drill cuttings; Can. J. Fish Aquat. Sci., 52, p. 2724-2735 (en anglais seulement).

Payne J., Andres C., Whiteway S. et Lee K.; 2001; Definition of sediment toxicity zones around oil development sites: dose response relationships for the monitoring surrogates Microtox® and amphipods, exposed to Hibernia source cuttings containing a synthetic base oil; Can. Manuscr. Rep. Fish Aquat. Sci. n° 2577, août 2001; Ottawa (ON) : Pêches et Océans Canada (en anglais seulement).

Peristianis G.C.; 1989; Sebaceous gland suppression as a short-term test of the cutaneous carcinogenic activity of mineral oils; J. Appl. Toxicol., 9, p. 245-254 (en anglais seulement).

PETROTOX [modèle d'évaluation]. 2012. Version 3.06. Bruxelles (Belgique) : CONservation of Clean Air and Water in Europe (CONCAWE) (en anglais seulement).

Potter T. et Simmons K.; 1998; Composition of petroleum mixtures. Vol 2; Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series; Amherst (MA) : Association for Environmental Health and Sciences Foundation (AEHS) (en anglais seulement).

[RIVM] Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (Institut national pour la santé publique et l'environnement); 2006a; Consumer Exposure Model [en ligne], version 4.1; Bilthoven (Pays-Bas) : Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (en anglais seulement).

[RIVM] Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (Institut national pour la santé publique et l'environnement); 2006b; Cleaning Products Fact Sheet [PDF]; Bilthoven (Pays-Bas) : rapport 320104003/2006 du RIVM, 119 p.

Rizvi S.Q.A.; 2009; A comprehensive review of lubricant chemistry, technology, selection, and design; West Conshohocken (PA) : ASTM International; chapitre 2, Mineral base oils, p. 23-46 (en anglais seulement).

Santé Canada; 2017; Results of PAH testing of selected products containing base oils available to consumers; rapport non publié; Ottawa (ON) : Direction de la sécurité des milieux (en anglais seulement).

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

SimpleTreat; 2003; modèle pour l'élimination par les usines de traitement des eaux usées, version 3.1; Bilthoven (Pays-Bas) : Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM); disponible auprès du RIVM, Laboratoire de l'évaluation des risques écologiques, Bilthoven (Pays-Bas) (en anglais seulement).

Singer M.M., Aurand D.V., Coelho G.M., Bragin G.E., Clark J.R., Sowby M. et Tjeerdema R.S.; 2001; Making, measuring, and using water-accommodated fractions of petroleum for toxicity testing; International Oil Spill Conference Proceedings, mars 2001, 2001(2), p. 1269-1274 (en anglais seulement).

Staikova M., Messih P., Lei Y.D., Wania F. et Donaldson D.J.; 2005; Prediction of subcooled vapor pressures of nonpolar organic compounds using a one-parameter QSPR; J. Chem. Eng. Data, 50, p. 438-443 (en anglais seulement).

Stipanovic A.J.; 2003; Hydrocarbon base oil chemistry; dans Totten G.E. éditeur, Fuels and lubricants handbook: technology, properties, performance, and testing (MNL37WCD); West Conshohocken (PA) : ASTM International, chapitre 7, p. 169-184 (en anglais seulement).

Thomas M.L.H.; 1973; Comparison of oiled and unoiled intertidal communities in Chedabucto Bay, Nova Scotia [PDF]; J. Fish Rech. Board Can., 30, p. 83-90 (en anglais seulement).

Tonkonogov B.P., Bagdasarov L.N., Kozhevnikov D.A. et Karimova A.F.; 2013; Separation of solvent extracts using liquid propane to obtain petroleum plasticizers; Chem. Technol. Fuels Oils, 49(5), p. 369-374 (en anglais seulement).

[Toronto] Ville de Toronto; 2016; Toronto municipal code chapter 681, sewers; Toronto (ON) : ville de Toronto [consulté le 25 avril 2018] (en anglais seulement).

[UE] Union européenne; 2005; Directive 2005/69/CE du Parlement européen et du Conseil du 16 novembre 2005 portant vingt-septième modification de la directive 76/769/CEE du Conseil concernant le rapprochement des dispositions législatives, réglementaires et administratives des États membres relatives à la limitation de la mise sur le marché et de l'emploi de certaines substances et préparations dangereuses (hydrocarbures aromatiques polycycliques contenus dans les huiles de dilution et les pneumatiques); Journal officiel de l'Union européenne, L 323, 9.12.2005, p 51-54.

[UE] Union européenne; 2013; Règlement (UE) n° 1272/2013 de la Commission du 6 décembre 2013 modifiant l'annexe XVII du règlement (CE) n° 1907/2006 du Parlement européen et du Conseil concernant l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques, ainsi que les restrictions applicables à ces substances (REACH), en ce qui concerne les hydrocarbures aromatiques

polycycliques [PDF]; Journal officiel de l'Union européenne, L 328, 7.12.2013, p. 69-71 [consulté le 9 novembre 2017].

Verbruggen E.M.J., Beek M., Pijnenburg J. et Traas T.P.; 2008; Ecotoxicological environmental risk limits for total petroleum hydrocarbons on the basis of internal lipid concentration; Environ. Toxicol. Chem., 27, p. 2436-2448 (en anglais seulement).

Versar Inc.; 1986; Standard Scenarios for Estimating Exposure to Chemical Substances During Use of Consumer Products. Volumes I and II; Préparé pour la Toxic Substances Exposure Evaluation Division de l'Environmental Protection Agency des États-Unis; Washington (DC) (en anglais seulement).

Annexe A - Huiles de base inscrites sur la Liste intérieure des substances et jugées d'intérêt prioritaire pour une évaluation

Tableau A-1 - Numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS) et nom sur la Liste intérieure des substances (LIS) des huiles de base d'intérêt prioritaire

N° CAS	Nom sur la LIS
64741-50-0	Distillats paraffiniques légers (pétrole)
64741-51-1	Distillats paraffiniques lourds (pétrole)
64741-52-2	Distillats naphthéniques légers (pétrole)
64741-53-3	Distillats naphthéniques lourds (pétrole)
64741-76-0	Distillats lourds (pétrole), hydrocraquage
64741-88-4	Distillats paraffiniques lourds (pétrole), raffinés au solvant
64741-89-5	Distillats paraffiniques légers (pétrole), raffinés au solvant
64741-95-3	Huiles résiduelles (pétrole), désasphaltées au solvant
64741-96-4	Distillats naphthéniques lourds (pétrole), raffinés au solvant
64741-97-5	Distillats naphthéniques légers (pétrole), raffinés au solvant
64742-01-4	Huiles résiduelles (pétrole), raffinées au solvant
64742-18-3	Distillats naphthéniques lourds (pétrole), traités à l'acide
64742-19-4	Distillats naphthéniques légers (pétrole), traités à l'acide
64742-21-8	Distillats paraffiniques légers (pétrole), traités à l'acide
64742-34-3	Distillats naphthéniques lourds (pétrole), neutralisés chimiquement
64742-35-4	Distillats naphthéniques légers (pétrole), neutralisés chimiquement
64742-36-5	Distillats paraffiniques lourds (pétrole), traités à la terre
64742-41-2	Huiles résiduelles (pétrole), traitées à la terre
64742-44-5	Distillats naphthéniques lourds (pétrole), traités à la terre
64742-52-5	Distillats naphthéniques lourds (pétrole), hydrotraités
64742-53-6	Distillats naphthéniques légers (pétrole), hydrotraités
64742-54-7	Distillats paraffiniques lourds (pétrole), hydrotraités
64742-55-8	Distillats paraffiniques légers (pétrole), hydrotraités
64742-56-9	Distillats paraffiniques légers (pétrole), déparaffinés au solvant
64742-57-0	Huiles résiduelles (pétrole), hydrotraitées
64742-62-7	Huiles résiduelles (pétrole), déparaffinées au solvant
64742-63-8	Distillats naphthéniques lourds (pétrole), déparaffinés au solvant
64742-64-9	Distillats naphthéniques légers (pétrole), déparaffinés au solvant
64742-65-0	Distillats paraffiniques lourds (pétrole), déparaffinés au solvant
64742-67-2	Huile de ressuage (pétrole)
64742-68-3	Huiles naphthéniques lourdes (pétrole), déparaffinage catalytique
64742-76-3	Huiles naphthéniques légères complexes (pétrole), déparaffinées
68782-97-8 ^a	Distillats (pétrole), huile lubrifiante traitée par hydrofining
72623-85-9	Huiles lubrifiantes (pétrole), C20-50, base huile neutre, hydrotraitement, viscosité élevée
72623-86-0	Huiles lubrifiantes (pétrole), C15-30, base huile neutre, hydrotraitement

N° CAS	Nom sur la LIS
72623-87-1	Huiles lubrifiantes (pétrole), C20-50, base huile neutre, hydrotraitement
74869-22-0	Huiles lubrifiantes
93763-38-3	Hydrocarbures, résidus de distillation paraffiniques, hydrocraquage, déparaffinage au solvant
93924-32-4	Huiles de ressuage (pétrole), traitées à l'argile

^a Cette substance n'a pas été identifiée en vertu du paragraphe 73(1) de la LCPE, mais elle a été incluse dans la présente évaluation, car elle était jugée prioritaire en raison d'autres préoccupations ayant trait à la santé humaine.

Annexe B - Teneur en composés aromatiques des huiles de base

Nous présentons ci-après des renseignements sur la teneur en composés aromatiques (% en poids) de certaines huiles de base, tirés de sites Web d'entreprises, de fiches signalétiques ou des fiches signalétiques de sécurité. Il ne s'agit pas d'un résumé exhaustif, et les entrées de la liste ne reflètent pas la proportion des huiles de base utilisées ayant une teneur en composés aromatiques faible ou élevée. Ces renseignements ne sont donnés que pour montrer la gamme des teneurs en composés aromatiques disponibles, ainsi qu'une partie de la variabilité de la teneur en composés aromatiques d'un même numéro CAS.

Tableau B-1 - Pourcentage en poids de la fraction d'hydrocarbures aromatiques de diverses huiles de base paraffiniques, tel que déterminé par la méthode D2007 de l'ASTM ou par chromatographie en phase liquide haute performance (CLHP)

N° CAS	Produit	Teneur en composés aromatiques (% en poids) (D2007)	Teneur en composés aromatiques (% en poids) (CLHP)	Référence
64741-50-0	—	—	20,9	API 2011b
64742-56-9	Calpar 80	7,6 ¹	—	©2015 Calumet, ECHA 2018a
inconnu	Calpar 150	6,5 ¹	—	©2015 Calumet
64742-65-0	Calpar 600	15,6 ¹	—	©2015 Calumet, ECHA 2018b

¹ Estimé en tant que 100 % moins le total des composés saturés.

Tableau B-2 - Pourcentage en poids de la fraction d'hydrocarbures aromatiques de diverses huiles de base paraffiniques, déterminé par la méthode D2007 de l'ASTM ou par chromatographie en phase liquide haute performance (CLHP)

N° CAS	Produit	Teneur en composés aromatiques (% en poids) (D2007)	Teneur en composés aromatiques (% en poids) (CLHP)	Référence
64742-52-5	S 100B	12,4 ¹	—	FS 2017, FSS 2017a
64742-52-5	T 22	36 ¹	—	FS 2016a, FSS 2017b
64742-52-5	T 400	38,9 ¹	—	FS 2016b, FSS 2017c
64742-52-5	T 110	40,2 ¹	—	FS 2016c, FSS 2017d

N° CAS	Produit	Teneur en composés aromatiques (% en poids) (D2007)	Teneur en composés aromatiques (% en poids) (CLHP)	Référence
64742-52-5	Cross B-2000	33,1 ¹	—	FS 2012a, FSS 2014a
64742-52-5	Cross B-2400	40,4 ¹	—	FS 2012b, FSS 2014b
64742-52-5	Cross L-200	32,4 ¹	—	FS 2012c, FSS 2015a
64742-52-5	Cross L-2800	40,7 ¹	—	FS 2012d, FSS 2015b
64742-52-5	Corsol 750	42 ¹	—	FS 2012e, FSS 2014c
64742-52-5	Calsol 850	48,1	—	©2018c Calumet, FSS 2015c
64742-52-5	Calight RPO	47,1	—	©2018c Calumet, FSS 2015d
64742-52-5	—	—	33,4	Concawe 2012
64742-52-5	—	36	—	Neau et Rangstedt 2009
64742-52-5	—	—	46,9	API 2011b
64742-53-6	T 9	26,9 ¹	—	FS 2016d, FSS 2017e
64742-53-6	Cross L-40	27,6 ¹	—	FS 2012f, FSS 2015 ^e
64742-53-6	Corsol 35	20,7 ¹	—	FS 2013, FSS 2015f
64742-53-6	—	—	31,9	API 2011b

¹ Teneur en composés aromatiques mesurée par IP346 (IP 1985, 1993) inférieure à 3 % en poids.

Annexe C - Analyse de la composition en HAP des produits disponibles pour les consommateurs

Tableau C-1 - Résultats de l'analyse à haute résolution^a de 16 HAP dans des nettoyeurs domestiques contenant des huiles de base commercialisés au Canada (µg HAP par kg d'échantillon)

HAP	Gamme de concentrations ^b	Concentration médiane ^c
Naphtalène	5,36 à 32,7	9,10
Acénaphthalène	ND à 5,15	0,5*
Acénaphthène	ND à 141	3,27
Fluorène	ND à 33,6	2,26
Phénanthrène	2,4 à 58,7	4,44
Anthracène	ND à 4,46	0,25*
Fluoranthène	ND à 6,39	1,32
Pyrène	0,92 à 8,59	3,12
Benz[<i>a</i>]anthracène	ND	0,5*
Chrysène	ND	0,5*
Benzo[<i>b+</i>]fluoranthène	ND à 1,07	0,5*
Benzo[<i>k</i>]fluoranthène	ND	0,5*
Benzo[<i>a</i>]pyrène	ND	0,5*
Indéno[1,2,3- <i>cd</i>]pyrène	ND	0,5*
Dibenzo[<i>a,h</i>]anthracène	ND	0,5*
Benzo[<i>ghi</i>]pérylène	ND à 1,27	0,5*

^a Santé Canada, rapport non publié (analyses de composition réalisées en 2013-2014)

^b La valeur inférieure est basée sur la limite de détection de la méthode. ND indique une non-détection pour une limite de détection de 0,5 ou 1,0 ppb.

^c Pour dix des HAP (indiqués par un astérisque), la valeur médiane correspond à la moitié de la limite de détection car dans la majorité des produits ces HAP n'ont pas été détectés.

Tableau C-2 - Résultats^a d'analyse à haute résolution de 16 HAP dans un échantillon de produit d'entretien automobile contenant des huiles de base (µg de HAP par kg d'échantillon), commercialisé au Canada

HAP	Concentration (µg par kg d'échantillon)
Naphtalène	66,4
Acénaphthalène	2,4
Acénaphtène	3
Fluorène	13
Phénanthrène	19,8
Anthracène	4,71
Fluoranthène	29,4
Pyrène	77,2
Benz[a]anthracène	Moins de 25
Chrysène	Moins de 25
Benzo[b+j]fluoranthène	446
Benzo[k]fluoranthène	50
Benzo[a]pyrène	89,6
Indéno[1,2,3-cd]pyrène	117
Dibenzo[a,h]anthracène	Moins de 10
Benzo[ghi]pérylène	586

^a Santé Canada, rapport non publié (analyses de composition réalisées en 2013-2014).

Tableau C-3 - Résultats d'analyse^a à haute résolution de 16 HAP dans des huiles lubrifiantes à usage multiple contenant des huiles de base et commercialisées au Canada (µg HAP par kg d'échantillon)

HAP	Gamme de concentrations	Concentration médiane ^b
Naphtalène	66,7 à 1430	1150
Acénaphthalène	8,32 à 373	245
Acénaphtène	12,6 à 587	366
Fluorène	63,3 à 18 500	6040
Phénanthrène	29,3 à 4000	1830
Anthracène	45,5 à 3990	2975
Fluoranthène	323 à 847	670
Pyrène	218 à 250	718
Benz[a]anthracène	moins de 25 à moins de 50	25*
Chrysène	moins de 25 à 122	70,6
Benzo[b+j]fluoranthène	187 à 445	347
Benzo[k]fluoranthène	26,2 à moins de 50	25*
Benzo[a]pyrène	33,8 à 168	87,6*
Indéno[1,2,3-cd]pyrène	25,9 à 164	43,8*

Dibenzo[<i>a,h</i>]anthracène	moins de 10 à moins de 25	8,7*
Benzo[<i>ghi</i>]pérylène	49,1 à 238	103*

^a Santé Canada, rapport non publié (analyses de composition réalisées en 2013-2014).

Tableau C-4 - Résultats d'analyse de 16 HAP^a dans des produits canadiens disponibles pour les consommateurs ^b (µg HAP par kg d'échantillon)

Produit (état physique)	NA	AY	AN	FE	PA	AA	FA	PY
Limite de détection (µg/kg)	1	1	1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Poli pour le bois (liquide)	8,63	3,51	33,8	33,6	26,5	ND	0,70	0,92
Poli pour acier (liquide)	9,56	ND	ND	2,58	3,24	ND	1,65	1,42
Poli pour acier (liquide)	32,7	1,02	6,85	32,4	58,7	4,46	6,39	8,59
Nettoyant pour le bois (liquide)	8,38	ND	ND	2,45	4,18	ND	0,98	0,98
Nettoyant pour le bois (liquide)	5,36	ND	4,69	2,85	4,18	ND	0,98	0,98
Nettoyant pour acier (liquide)	25,4	5,15	141	ND	4,71	ND	1,92	7,2
Nettoyant pour le bois (liquide)	10,5	ND	ND	2,53	4,9	ND	3,55	8,19
Revitalisant pour le bois (liquide)	5,97	ND	2,12	1,36	2,4	ND	ND	4,81
Huile pour automobile	66,4	2,4	3	13	19,8	4,71	29,4	77,2
Huile lubrifiante à usage multiple	954	178	229	5230	1100	1980	323	565
Huile lubrifiante à usage multiple	1430	312	504	18500	4000	3970	847	2750
Huile lubrifiante à usage multiple	1350	373	587	6 840	2560	3990	700	871
Huile lubrifiante à usage multiple	66,7	8,32	12,6	63,3	29,3	45,5	641	218

Produit (état physique)	BA	CH	BF	BK	BP	IP	DA	BG
Limite de détection (µg/kg)	1	1	1	1	1	1	1	1
Poli pour le bois (liquide)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Poli pour acier (liquide)	ND	ND	1,07	ND	ND	ND	ND	ND
Poli pour acier (liquide)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Nettoyant pour le bois (liquide)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	1,27
Nettoyant pour le bois (liquide)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Nettoyant pour acier (liquide)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Nettoyant pour le bois (liquide)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Revitalisant pour le bois (liquide)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Huile pour automobile	< 25	< 25	446	50	89,6	117	< 10	586
Huile lubrifiante à usage multiple	< 25	52,4	187	< 25	33,8	25,9	< 10	49,1
Huile lubrifiante à usage multiple	< 50	122	445	< 50	114	40,5	< 25	86,1
Huile lubrifiante à usage multiple	< 50	88,7	329	< 50	168	47	< 25	120
Huile lubrifiante à usage multiple	< 25	< 25	365	26,2	59,3	164	< 10	238

^a Les HAP analysés étaient les suivants : naphtalène (NA), acénaphthylène (AY), acénaphène (AN), fluorène (FE), phénanthrène (PA), anthracène (AA), fluoranthène (FA), pyrène (PY), benzo[a]anthracène (BA), chrysène (CH), benzo[b+j]fluoranthène (BF), benzo[k]fluoranthène (BK), benzo[a]pyrène (BP), indéno[1,2,3-cd]pyrène (IP), dibenzo[a,h] anthracène (DA) et benzo[ghi]pérylène (BG).

^b Santé Canada 2014 (étude non publiée)

ND = non détecté

Annexe D : Facteurs d'équivalence de toxicité pour certains HAP

Tableau D-1 - Facteurs d'équivalence de toxicité de 16 HAP mesurés lors de tests sur la composition de produits disponibles pour les consommateurs

HAP ^a	Toxicité par rapport à celle du benzo[<i>a</i>]pyrène ^b
Naphtalène	0,001
Acénaphthylène	0,001
Acénaphthène	0,001
Fluorène	0,001
Phénanthrène	0,001
Anthracène	0,01
Fluoranthène	0,001
Pyrène	0,001
Benzo[<i>a</i>]anthracène	0,1
Chrysène	0,01
Benzo[<i>b+j</i>]fluoranthène	0,1
Benzo[<i>k</i>]fluoranthène	0,1
Benzo[<i>a</i>]pyrène	1
Indéno[1,2,3- <i>cd</i>]pyrène	0,1
Dibenzo[<i>a,h</i>]anthracène	5
Benzo[<i>ghi</i>]pérylène	0,01

^a Un test à haute résolution a permis d'analyser 16 HAP (les polluants prioritaires selon l'EPA des États-Unis). Les tests à plus faible résolution n'ont pas porté sur le naphtalène, mais ont porté sur le benzo[*e*]pyrène, le coronène et le rétène (toxicité par rapport à celle du B[*a*]P non disponible pour ces trois HAP).

^b Adaptée de Nisbet et LaGoy, 1992.

Annexe E - Résumé des renseignements sur les effets sur la santé d'une exposition cutanée aux huiles de base et à des substances apparentées

Tableau E-1 – Résumé des renseignements sur les effets sur la santé d'une exposition cutanée aux huiles de base et à des substances apparentées

Paramètre	N° CAS	Résultats
Dose répétée (à court terme)	64741-50-0 non raffinés	DMENO = 2000 mg/kg/jour basée sur des changements prolifératifs modérés de la peau chez les lapins blancs de Nouvelle-Zélande des deux sexes. La substance testée non diluée (échantillon API 84-01) a été appliquée sur la peau rasée du dos des lapins mâles et femelles (groupes de cinq par sexe et par dose) à raison de 200, 1000 et 2000 mg/kg pc par jour, trois fois par semaine pendant quatre semaines. La peau du site d'application est devenue sèche, squameuse, rugueuse ou rougie et le derme s'est épaissi. L'un des cinq mâles du groupe ayant reçu la dose élevée a développé une hypoplasie tubulaire diffuse bilatérale testiculaire accompagnée d'une aspermatogenèse et d'une hypoplasie de l'épididyme. Il a été jugé que ces changements avaient affecté des testicules immatures (API 1986a et 2011a) et que l'étude n'était pas de la durée généralement utilisée pour évaluer les effets sur le système reproducteur.
Dose répétée (à court terme)	64742-53-6	DMENO = 200 mg/kg/jour basés sur des changements de l'aspermatogenèse dans les testicules ou les épидидymes chez les lapins blancs de Nouvelle-Zélande (cinq par sexe et par dose) dont la peau rasée du dos a été exposée (avec occlusion pendant six heures) à la substance testée non diluée (échantillon API 83-12) à raison de 200, 1000 et 2000 mg/kg pc par jour, trois fois par semaine pendant quatre semaines. Une irritation minimale a été observée à 200 mg/kg pc, modérée à 1000 mg/kg pc chez les femelles et à 2000 mg/kg pc chez les mâles. Une diminution du gain de poids corporel a été observée chez les groupes ayant reçu la plus forte dose et chez les femelles ayant reçu la dose moyenne. La peau du site d'application était sèche, squameuse, rugueuse, fissurée, croûtée ou épaissie chez tous les groupes exposés à la substance testée. L'examen histopathologique a révélé des changements prolifératifs légers à modérés dans la peau de tous les lapins ayant reçu une forte dose. Ces changements étaient accompagnés d'une hausse de la granulopoïèse dans la moelle osseuse. Les testicules de trois mâles du groupe ayant reçu la dose élevée présentaient une hypoplasie tubulaire diffuse bilatérale accompagnée d'une aspermatogenèse et les poids absolus et relatifs des testicules étaient plus faibles chez les mâles ayant reçu la dose la plus élevée. Des changements de l'aspermatogenèse ont été observés dans les testicules ou les épидидymes des lapins mâles dans les groupes ayant reçu une dose moyenne ou faible, mais l'incidence n'a pas été fournie (API 1986b et 2011a). L'étude n'était pas de la durée généralement utilisée pour évaluer les effets sur le système reproducteur. De plus, la substance testée n'était raffinée et n'était pas représentative des huiles de base raffinées qui sont mises sur le marché.

Dose répétée (subchronique)	64742-54-7	<p>DMEO = 800 mg/kg pc basée sur une augmentation de la masse absolue et relative du foie et des glandes surrénales chez les femelles, et une diminution du poids corporel chez les mâles. La peau coupée non occluse de rats Sprague-Dawley (quinze par sexe et par dose) a été exposée à raison de 0, 800 ou 2000 mg/kg pc de la substance testée, cinq jours par semaine pendant treize semaines. Des colliers ont été ajustés pour minimiser l'ingestion. L'histopathologie a révélé une inflammation chronique du derme chez environ la moitié des mâles et chez environ 65 % des femelles.</p> <p>Les auteurs ont fixé à 2000 mg/kg pc la DSENO pour des effets systémiques.</p>
Cancérogénicité	64741-50-0 (Non raffiné)	<p>Distillat paraffinique léger (échantillon n° 3)</p> <p>Pour un test de badigeonnage de la peau, la région interscapulaire rasée de groupes de 50 souris mâles C3H-HeJ a été exposée à 50 mg (1667 mg/kg pc)^a de la substance testée non diluée à raison de deux applications par semaine pendant 80 semaines. Les groupes témoins ont reçu soit 50 mg de toluène (solvant témoin), soit 50 mg de solution à 0,05 % de benzo[a]pyrène (B[a]P) dans du toluène (groupe témoin positif). Dans le groupe exposé à la substance testée, 27 souris ont présenté des tumeurs cutanées bénignes ou malignes et le nombre effectif final (nef) était de 42 au moment de l'apparition de la tumeur médiane ou à 60 semaines (selon la première éventualité). Le nef comprend le nombre de souris qui sont mortes de tumeurs à ce moment-là (Blackburn et al. 1984).</p>
Cancérogénicité	64742-34-3 (léger) 64742-52-5 (Lourd, hydrotraité)	<p>Distillat naphtéinique lourd chimiquement neutralisé ou hydrotraité (échantillon n° 5)</p> <p>Un test de badigeonnage de la peau a été réalisé selon Blackburn et al. (1984) (50 souris par groupe). Dans le groupe exposé à la substance testée, 12 souris ont présenté des tumeurs bénignes ou malignes et 20 est le nombre effectif final (nef) au moment de l'apparition de la tumeur médiane ou à 60 semaines (selon la première éventualité). Le nef comprend le nombre de souris qui sont mortes de tumeurs à ce moment-là (Blackburn et al. 1984).</p>
Cancérogénicité	64742-52-5 64741-96-4 (Lourd, raffiné au solvant)	<p>Distillat naphtéinique lourd raffiné au solvant ou hydrotraité (échantillon n° 7)</p> <p>Un test de badigeonnage de la peau a été réalisé selon Blackburn et al. (1984) (50 souris par groupe). Aucune souris du groupe exposé à la substance testée n'a développé de tumeur bénigne ou maligne (Blackburn et coll. 1984).</p>
Cancérogénicité	64742-01-4 64742-62-7	<p>Huile résiduelle raffinée au solvant ou déparaffinée (échantillon n° 8)</p> <p>Un test de badigeonnage de la peau a été réalisé selon Blackburn et al. (1984) (50 souris par groupe). Aucune souris du groupe exposé à la substance testée n'a développé de tumeur bénigne ou maligne (Blackburn et al. 1984).</p>

Cancérogénicité	64742-54-7 64741-88-4	Distillat naphténiq ue lourd raffiné au solvant ou hydrotraité (échantillon n° 10) Un test de badigeonnage de la peau a été réalisé selon Blackburn et al. (1984) (50 souris par groupe). Aucune souris du groupe exposé à la substance testée n'a développé de tumeur bénigne ou maligne (Blackburn et al. 1984).
Cancérogénicité	64742-57-0 64742-01-4	Huile résiduelle raffinée au solvant ou hydrotraitée (échantillon n° 12) Un test de badigeonnage de la peau a été réalisé selon Blackburn et al. (1984) (50 souris par groupe). Aucune souris du groupe exposé à la substance traitée n'a développé de tumeur bénigne ou maligne (Blackburn et al. 1984).
Cancérogénicité	64741-88-4 64742-65-0	Distillat paraffinique lourd raffiné/déparaffiné au solvant (échantillon n° 13) Un test de badigeonnage de la peau a été réalisé selon Blackburn et al. (1984) (50 souris par groupe). Aucune souris du groupe exposé à la substance testée n'a développé de tumeur bénigne ou maligne (Blackburn et coll. 1984).
Cancérogénicité	64742-52-5 (Lourd hydrotraité)	Deux échantillons différents de distillat naphténiq ue lourd hydrotraité ont été testés par badigeonnage cutané comme dans Blackburn et al. (1984) (50 souris par groupe). Dans les groupes exposés aux substances testées, 36 et 21 souris avaient des tumeurs bénignes ou malignes et 41 et 23 étaient le nombre effectif final (nef) soit au moment de l'apparition tumorale médiane, soit à 60 semaines (selon la première éventualité). Le nef comprend le nombre de souris mortes avec des tumeurs à ce moment-là (Blackburn et al. 1984). Quatre échantillons différents de la substance hydrotraitée testée se sont révélés cancérogènes pour la peau chez la souris (46, 10, 48 et 14 % des souris ayant des tumeurs cutanées, avec des latences moyennes de 45, 46, 46 et 64 semaines, respectivement). L'objectif principal de cette étude était d'évaluer l'utilité d'un test de suppression sous-cutanée à court terme pour détecter les agents cancérogènes dermiques (Peristianis 1989). Les historiques de traitement et les puretés de substance n'ont pas été donnés. Les échantillons testés lors de cette étude n'ont pas été raffinés et, par conséquent, les résultats ne sont pas considérés comme représentatifs des huiles de base raffinées commercialisées. Cette conclusion est appuyée par Chasey et McKee (1993) qui ont conclu que les huiles raffinées dans des conditions expérimentales ne sont pas représentatives de celles qui sont raffinées à des fins commerciales et que les huiles hautement raffinées à faible teneur en hydrocarbures aromatiques polycycliques ne sont pas cancérogènes. Kane et coll. (1984) ont également démontré que les circuits d'hydrocarbures hydrofinis non raffinés au solvant (n° CAS 64742-53-6 et 64742-52-5) ont une activité tumorigène, mais que cette activité disparaît après le raffinage au solvant.

Cancérogénicité	64742-53-6	La cancérogénicité cutanée de quatre échantillons différents de substances hydrotraitées a été étudiée chez la souris (8, 10 et 6 des souris ont présenté des tumeurs cutanées, avec des latences moyennes de 56, 51 et 92 semaines, respectivement). Un échantillon n'a pas provoqué la formation de tumeurs du derme. Toutefois, l'objectif de cette étude était d'évaluer l'utilité d'un test de suppression sous-cutanée à court terme pour détecter les agents cancérogènes dermiques (Peristianis 1989). Les historiques de traitement et les puretés de substance n'ont pas été fournis.
Cancérogénicité	64742-55-8	Kane et coll. (1984) ont montré lors d'une étude de badigeonnage cutané qu'un distillat paraffinique léger traité à l'acide, déparaffiné au solvant et hydrofini (dérivé des substances de n° CAS 64742-21-8 et transformé en n° CAS 64742-56-9) avait une activité cancérogène modérée. Sur 50 souris exposées deux fois par semaine à 50 mg de substance testée, sept ont développé des tumeurs avancées et quatre ont développé des tumeurs bénignes en 47 semaines avant la première tumeur, avec une latence moyenne de 68 semaines. Aucune tumeur cutanée n'a été détectée dans les groupes témoins négatifs et le groupe témoin (50 souris non exposées et 50 souris exposées deux fois par semaine à 50 mg de toluène).
Cancérogénicité	64741-53-3 (Léger)	Des souris exposées par intermittence à 216 mg/kg p.c. de la substance testée pendant 36 semaines ont présenté des tumeurs au site d'application et des tumeurs aux appendices [tumorigènes et néoplasiques selon les critères du RTECS] (EPA des États-Unis 1992). Aucun autre détail de l'étude n'a été donné.
Cancérogénicité	Plusieurs n° CAS	Lors d'une étude sur la cancérogénicité cutanée de plus de 116 huiles de base (provenant de divers stades de raffinage) chez la souris, 57 huiles de base ne produisirent aucune tumeur, 37 en produisirent une ou plusieurs et 22 atteignirent le seuil de signification statistique avec au moins cinq tumeurs. Tous les distillats sous vide bruts, les extraits bruts et les extraits hydrotraités ont produit des tumeurs. Des tests d'Ames ont été effectués sur 30 des 116 échantillons, à partir de la gamme de cancérogénicité observée dans l'étude de badigeonnage cutanée, et une concordance de résultats de 80 % (positifs ou négatifs dans le test de badigeonnage de la peau et le test d'Ames) a été observée (Chasey et McKee 1993). Les observations de la suppression des glandes sébacées et les résultats des épreuves biologiques à long terme sont bien corrélés; les hydrocarbures testés dans le cadre de cette étude qui produisent des tumeurs cutanées chez les souris ont également inhibé les glandes sébacées (Peristianis 1989).
Développement et reproduction	64741-53-3 (Léger)	DMENO = 1000 mg/kg pc par jour. La peau rasée de rats Fischer 344 (cinq par sexe et par dose) a été exposé à 500, 1000 ou 2000 mg/kg pc de distillats naphthéniques lourds. Des réductions de la consommation alimentaire, du poids corporel et du gain de poids ont été observées en fonction de la dose. Les taux de gestation, le nombre moyen de fœtus vivants et morts, les implantations totales et les corps jaunes étaient normaux. Une augmentation des résorptions ainsi qu'une diminution connexe des fœtus vivants ont été observées à 2000 mg/kg pc/jour. Le rapport des sexes des fœtus était comparable pour tous les groupes. Le poids de la portée fœtale a

		<p>diminué à 1000 et 2000 mg/kg pc/jour et avait tendance à être lié à la dose (EPA des États-Unis 1992).</p> <p>DMENO pour le développement = 1000 mg/kg/jour basée sur la diminution du poids de la portée fœtale liée à la dose.</p> <p>DMENO pour la reproduction = 2000 mg/kg pc/jour basée sur la diminution du nombre de fœtus vivants.</p>
--	--	--

^a CME(N)O = concentration minimale avec effet (nocif) observé; CSENO = concentration sans effet nocif observé;
DME(N)O = dose minimale avec effet (nocif) observé; DSENO = dose sans effet nocif observé.

^b En assumant que la masse moyenne des souris est de 30 grammes.