État des connaissances sur le devenir et le comportement des déversements de produits pétroliers provenant de navires: Volume 1, Introduction

Scott A. Ryan[1], Gary Wohlgeschaffen[1], Nusrat Jahan[1], Haibo Niu[2], Alice C. Ortmann[1], Trevor N. Brown[1], Thomas L. King[1], et Jason Clyburne[3]

[1]Centre de recherche sur le pétrole, le gaz et autres sources d'énergie extracôtières, Pêches et Océans Canada, Institut océanographique de Bedford, Dartmouth, NS B2Y 4A2

[2]Département d'ingénierie, Université Dalhousie, Truro, NS B2N 5E3

[3]Département de chimie, Université Saint Mary's, Halifax, NS B3H 3C3

2019

Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques 3176

Pêches et Océans Canada Fisheries and Oceans Canada

Canada

Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques

Les rapports manuscrits contiennent des renseignements scientifiques et techniques qui constituent une contribution aux connaissances actuelles, mais qui traitent de problèmes nationaux ou régionaux. La distribution en est limitée aux organismes et aux personnes de régions particulières du Canada. II n'y a aucune restriction quant au sujet; de fait, la série reflète la vaste gamme des intérêts et des politiques de Pêches et Océans Canada, c'est-à-dire les sciences halieutiques et aquatiques.

Les rapports manuscrits peuvent être cités comme des publications à part entière. Le titre exact figure au-dessus du résumé de chaque rapport. Les rapports manuscrits sont résumés dans la base de données *Résumés des sciences aquatiques et halieutiques.*

Les rapports manuscrits sont produits à l'échelon régional, mais numérotés à l'échelon national. Les demandes de rapports seront satisfaites par l'établissement auteur dont le nom figure sur la couverture et la page du titre.

Les numéros 1 à 900 de cette série ont été publiés à titre de Manuscrits (série biologique) de l'Office de biologie du Canada, et après le changement de la désignation de cet organisme par décret du Parlement, en 1937, ont été classés comme Manuscrits (série biologique) de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada. Les numéros 901 à 1425 ont été publiés à titre de Rapports manuscrits de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada. Les numéros 1426 à 1550 sont parus à titre de Rapports manuscrits du Service des pêches et de la mer, ministère des Pêches et de l'Environnement. Le nom actuel de la série a été établi lors de la parution du numéro 1551.

Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences

Manuscript reports contain scientific and technical information that contributes to existing knowledge but which deals with national or regional problems. Distribution is restricted to institutions or individuals located in particular regions of Canada. However, no restriction is placed on subject matter, and the series reflects the broad interests and policies of Fisheries and Oceans Canada, namely, fisheries and aquatic sciences.

Manuscript reports may be cited as full publications. The correct citation appears above the abstract of each report. Each report is abstracted in the data base *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts*.

Manuscript reports are produced regionally but are numbered nationally. Requests for individual reports will be filled by the issuing establishment listed on the front cover and title page.

Numbers 1-900 in this series were issued as Manuscript Reports (Biological Series) of the Biological Board of Canada, and subsequent to 1937 when the name of the Board was changed by Act of Parliament, as Manuscript Reports (Biological Series) of the Fisheries Research Board of Canada. Numbers 1426 - 1550 were issued as Department of Fisheries and Environment, Fisheries and Marine Service Manuscript Reports. The current series name was changed with report number 1551.

Rapport manuscrit canadien des
sciences halieutiques et aquatiques 3176

2019

État des connaissances sur le devenir et le comportement des déversements de produits pétroliers provenant de navires: Volume 1, Introduction

par

Scott A. Ryan[1], Gary Wohlgeschaffen[1], Nusrat Jahan[1], Haibo Niu[2], Alice C. Ortmann[1], Trevor N. Brown[1], Thomas L. King[1], et Jason Clyburne[3]

1. Centre de recherche sur le pétrole, le gaz et autres sources d'énergie extracôtières, Pêches et Océans Canada, Institut océanographique de Bedford, Dartmouth, NS B2Y 4A2
2. Département d'ingénierie, Université Dalhousie, Truro, NS B2N 5E3
3. Département de chimie, Université Saint Mary's, Halifax, NS B3H 3C3

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2019
Cat. N ° Fs97-4/3176F-PDF ISBN 978-0-660-30897-5 ISSN 1488-5468

La présente publication doit être citée comme suit :

Ryan, S.A., Wohlgeschaffen, G., Jahan, N., Niu, H., Ortmann, A.C., Brown, T.N., King, T.L., et Clyburne, J. 2019. État des connaissances sur le devenir et le comportement des déversements de produits pétroliers provenant de navires: Volume 1, Introduction. Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. 3176: viii + 28 p.

TABLE DES MATIÈRES

Résumé vii
Abstract viii
1 Introduction 1
2 Produits pétroliers manipulés par les ports 4
3 Propriétés physiques et chimiques des produits pétroliers 5
3.1 Caractéristiques générales des produits pétroliers 5
3.2 Pétrole brut 6
3.3 Produits légers raffinés 6
3.4 Produits pétroliers lourds 7
3.5 Produits bitumineux 7
4 Devenir et comportement des déversements de produits pétroliers 9
4.1 Variables environnementales influant sur les produits déversés 10
4.2 Transport 11
4.3 Évaporation 12
4.4 Dissolution 13
4.5 Dispersion 13
4.6 Émulsification 14
4.7 Sédimentation 14
4.8 Photo-oxydation 15
4.9 Biodégradation 15
5 Contre-mesures en cas de déversement d'hydrocarbures 17
5.1 Atténuation naturelle 17
5.2 Confinement et récupération 17
5.3 Enlèvement physique des rivages 18
5.4 Brûlage sur place 18
5.5 Agents de traitement des déversements 19
5.6 Agents repousseurs 20
5.7 Bioaugmentation et biostimulation 20
5.8 Modélisation des déversements d'hydrocarbures 21
5.9 Application des modèles 21
5.10 Types de modèles pour les déversements d'hydrocarbures 21
5.11 Limites des modèles 22
6 Conclusions 23

7 Références 24

FIGURES

Figure 1. Cartes indiquant les quatre zones pilotes des PIL 2

Figure 2. Processus d'altération chimique du pétrole (Sorheim et Andreassen, 2011) 10

Figure 3. Agrégat pétrole-minéral, également connu sous le nom d'agrégat huile-minéral ou agrégat huile-particules..... 15

Figure 4. Des navires remorquant des barrages flottants alimentent un brûlage sur place en pétrole (Allen *et al.*, 2011) 19

TABLEAUX

Tableau 1. Importations et exportations nationales et internationales de produits pétroliers (milliers de tonnes métriques) pour les quatre zones pilotes (Statistique Canada 2011) 4

RÉSUMÉ

Ryan, S.A., Wohlgeschaffen, G., Jahan, N., Niu, H., Ortmann, A.C., Brown, T.N., King, T.L., et Clyburne, J. 2019. État des connaissances sur le devenir et le comportement des déversements de produits pétroliers provenant de navires: Volume 1, Introduction. Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. 3176: viii + 28 p.

L'augmentation de la production canadienne de pétrole et du trafic de navires-citernes augmente le risque de déversements accidentels d'hydrocarbures dans les eaux canadiennes. En réponse, le gouvernement du Canada a annoncé le Système de sécurité de classe mondiale pour les navires-citernes et créé le Comité d'experts indépendant sur la sécurité des navires-citernes pour examiner la préparation et l'intervention du Canada en cas de déversement d'hydrocarbures par les navires. À l'aide des recommandations du Comité, le gouvernement du Canada établit des plans d'intervention pour quatre zones pilotes où le trafic de navires-citernes est le plus élevé au Canada : Saint John (N.-B.), Port Hawkesbury et le détroit de Canso (N.-É.), la Voie maritime du Saint-Laurent (Qc) et la partie sud de la Colombie-Britannique.

Il s'agit du premier volume d'un rapport en cinq volumes qui contient des renseignements de base sur les produits pétroliers et les déversements, pertinent à tout endroit et destiné à accompagner les volumes suivants. Les volumes 2 à 5 couvrent chacun des quatre ports pilotes sélectionnés identifiés ci-dessus.

ABSTRACT

Ryan, S.A., Wohlgeschaffen, G., Jahan, N., Niu, H., Ortmann, A.C., Brown, T.N., King, T.L., et Clyburne, J. 2019. État des connaissances sur le devenir et le comportement des déversements de produits pétroliers provenant de navires: Volume 1, Introduction. Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. 3176: viii + 28 p.

Rising Canadian oil production and increased tanker traffic elevates the risk of accidental oil spills in Canadian waters. In response, the Government of Canada announced the World Class Tanker Safety System and created the independent Tanker Safety Expert Panel to review Canada's ship-source oil spill preparedness and response. Using the panel's recommendations, the Government of Canada is establishing response plans for four pilot areas which have the highest tanker traffic in Canada: Saint John, NB, Port Hawkesbury and Canso Strait, NS, St. Lawrence Seaway, Qc, and the southern portion of British Columbia.

This is the first volume of a five volume report which contains introductory information on oil products and spills, relevant to any location, and meant to accompany subsequent volumes. Volumes 2-5 cover each of the four selected pilot ports identified above.

1 INTRODUCTION

Comme l'indique l'étude du Comité sénatorial permanent (2013), les « navires-citernes ont fait du pétrole brut la marchandise la plus échangée dans le monde ». Chaque année au Canada, environ 586 millions de barils de produits pétroliers sont expédiés par navire-citerne à destination et en provenance des marchés et des fournisseurs mondiaux, avec environ 90 % de tout le trafic maritime transitant par le Québec et les provinces de l'Atlantique (Comité sénatorial permanent, 2013). Comme la production de pétrole au Canada continue d'augmenter, le trafic de navires-citernes augmentera dans les eaux canadiennes, ce qui accroîtra le risque de déversements accidentels. Conscient de cette augmentation, et en réponse au manque de connaissances et aux préoccupations du public, le gouvernement du Canada a annoncé en 2013 le Système de sécurité de classe mondiale pour les navires-citernes (SSCMNC) et la création d'un Comité d'experts indépendant sur la sécurité des navires-citernes pour examiner le régime canadien de préparation et d'intervention en cas de déversement d'hydrocarbures par les navires.

En novembre 2013, le Comité d'experts a produit son premier rapport, *Un examen du Régime canadien de préparation et d'intervention en cas de déversements d'hydrocarbures par des navires : mettre le cap sur l'avenir* (Houston *et al.*, 2013). Le rapport est un résumé complet et une discussion des principes et des pratiques d'intervention du Canada en cas de déversement (au sud du 60e degré de latitude nord), et présente un nombre de recommandations clés sur ce qui peut être fait pour les améliorer. L'une des recommandations est que des plans d'intervention en cas de déversement d'hydrocarbures devraient être élaborés pour faire face à des risques spécifiques dans une zone géographique donnée. En raison de la diversité géographique et climatique du Canada, un plan d'intervention unique ne permettrait pas de répondre suffisamment aux impacts et aux besoins d'un déversement dans toutes les régions. Le Comité a recommandé qu'une approche stratégique et axée sur les risques soit utilisée pour élaborer des plans d'intervention localisée (PILs) qui tiennent compte des différences géographiques, industrielles et environnementales dans la préparation aux types de déversements les plus probables et aux pires impacts dans les zones d'intervention respectives (Houston *et al.*, 2013).

À la suite des recommandations du Comité, le gouvernement du Canada a adopté une approche interministérielle pour établir des PIL fondés sur les risques en cas de déversements provenant de navires. Les ministères ont collaboré avec des consultants et intervenants dans le cadre d'une étude pilote visant à établir une méthodologie pour l'évaluation des risques et l'élaboration de plans d'intervention précis dans quatre zones où le trafic de navires-citernes est le plus élevé (Figure 1) :

- Saint-Jean et la baie de Fundy, au Nouveau-Brunswick
- Port Hawkesbury et le détroit de Canso, en Nouvelle-Écosse
- Voie maritime du Saint-Laurent, de Montréal à Anticosti, au Québec
- Détroit de Georgie et détroit Juan de Fuca, en Colombie-Britannique

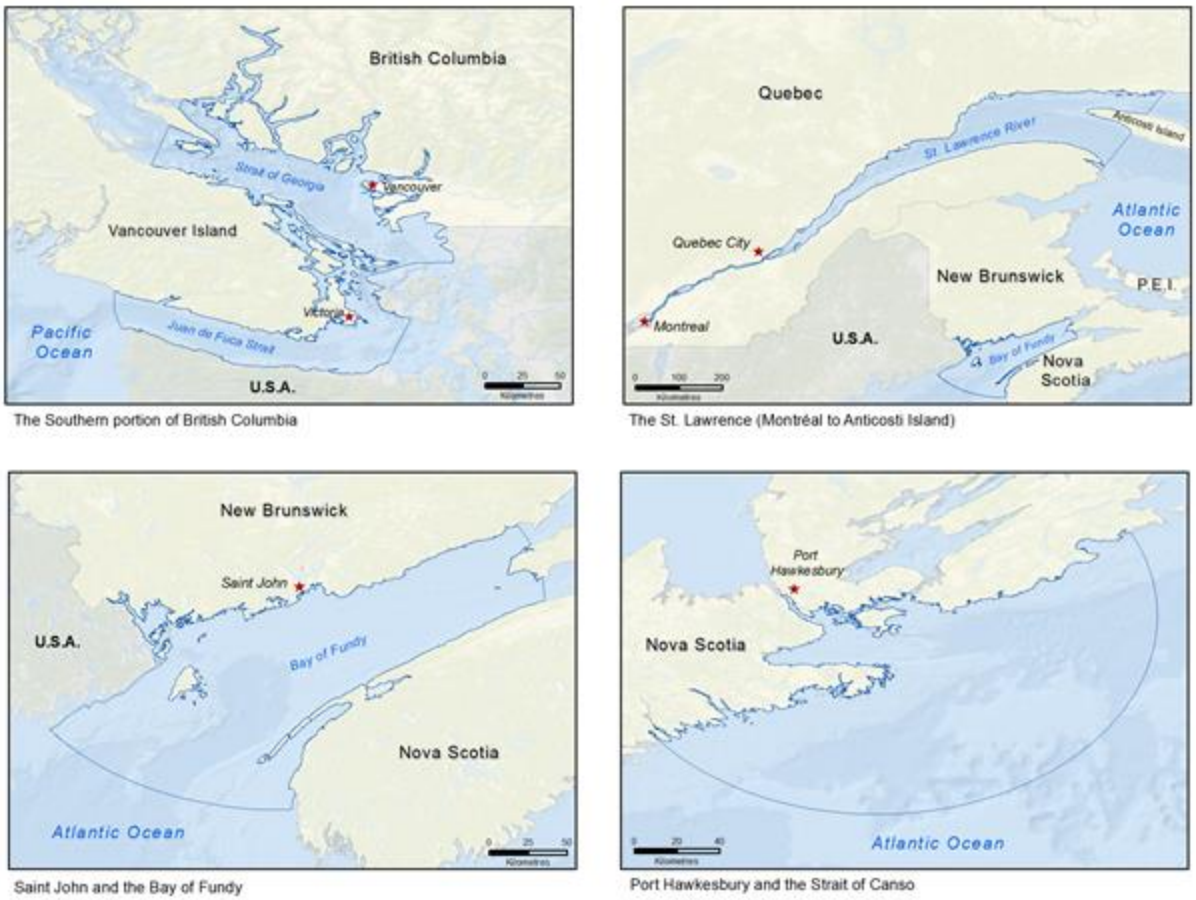

Figure 1. Cartes indiquant les quatre zones pilotes des PIL

Les activités de préparation et d'intervention en cas de déversement de pétrole dans ces zones seraient choisies en fonction de la géographie, des sensibilités environnementales et des volumes de trafic maritime. En fonction des interventions choisies, des plans seraient élaborés pour s'assurer que l'équipement de nettoyage requis en cas de déversement est facilement accessible, en tenant compte d'une recommandation clé pour assurer des interventions rapides en cas de déversement. Cette initiative s'appuierait sur la participation des Autochtones et des intervenants du secteur maritime afin de renforcer les plans de préparation et d'intervention en cas de déversement. Les leçons tirées de ces quatre zones serviront à peaufiner les modèles de planification d'intervention localisée et, à l'avenir, permettront au gouvernement du Canada d'envisager des options pour mettre en œuvre cette approche de planification de l'intervention en cas de déversement dans d'autres régions du pays.

Pour appuyer cette étude, une recherche exhaustive de la documentation pertinente disponible dans le domaine public sera effectuée pour chaque zone d'intervention et compilée en cinq volumes. Ce premier volume donne un aperçu général des produits pétroliers applicables à tous les déversements potentiels par les navires, y compris :

- Types de produits pétroliers manipulés par chaque port;

- Propriétés physiques et chimiques des produits pétroliers;
- Devenir et comportement des hydrocarbures dans les milieux aquatiques;
- Contre-mesures d'intervention lors d'un déversement d'hydrocarbures;
- Utilisation de la modélisation pour la préparation et l'intervention en cas de déversements d'hydrocarbures.

Des renseignements de base propres à chacune des quatre zones pilotes sont disponibles séparément dans les volumes 2 à 5. Ces volumes contiennent de l'information pertinente à l'élaboration d'un plan d'intervention localisée solide, notamment :

- Océanographie physique et climat.
- Historique des déversements d'hydrocarbures dans la zone.
- Précédents modèles de déversements d'hydrocarbures qui ont été appliqués à la zone.

Les connaissances acquises dans le cadre de cet exercice seront intégrées à d'autres documents scientifiques afin d'élaborer des plans d'intervention régionaux pour les ports pilotes sélectionnés.

2 PRODUITS PÉTROLIERS MANIPULÉS PAR LES PORTS

En 2011, plus de 80 000 000 tonnes métriques de produits pétroliers ont transité par les quatre zones pilotes sélectionnées pour cette étude en tant que cargaison (Tableau 1). Les volumes déclarés comprennent les produits raffinés et le pétrole brut.

Tableau 1. Importations et exportations nationales et internationales de produits pétroliers (milliers de tonnes métriques) pour les quatre zones pilotes (Statistique Canada 2011)

		Saint John (N.-B.)	Port Hawkesbury (N.-É.)	Québec/Montréal (QC)	Vancouver (C.-B.)
Produits non raffinés	Pétrole brut	15 415	18 542	9 989	2 198
Produits raffinés	Essence et carburant d'avion	4 998	826	7 284	1 960
	Produits raffinés du pétrole et charbon	3 190	247	454	110
	Mazout	6 443	339	7 177	1 404
	Total	30 046	19 954	24 904	5 672

Bien que les volumes ci-dessus soient classés selon les classifications de Statistique Canada, aux fins du présent examen, ces produits pétroliers seront regroupés en trois catégories en fonction de leurs caractéristiques physiques et chimiques. Les catégories comprendront le pétrole brut (y compris les qualités légères, moyennes, lourdes et extralourdes), les produits raffinés légers (p. ex. essence, diesel et carburéacteur) et les mazouts lourds (p. ex. mazout C). De plus, cet examen portera sur les produits bitumineux. Bien que les données sur les volumes de produits bitumineux transitant par les quatre ports ne soient pas disponibles à l'heure actuelle, l'augmentation de la production de ces produits à partir des sables bitumineux canadiens devrait entraîner une augmentation des exportations (Moritis, 2007). En plus du volume des produits pétroliers importés et exportés, le mazout est transporté par tous les navires qui utilisent les ports et peut être déversé et pénétrer dans l'environnement. Les navires de plus de 150 tonnes ont transité plus de 40 000 fois dans ces 4 zones à partir de 2011-2012 (Genivar, 2013), ce qui représente un potentiel important de déversements de mazout.

3 PROPRIÉTÉS PHYSIQUES ET CHIMIQUES DES PRODUITS PÉTROLIERS

3.1 CARACTÉRISTIQUES GÉNÉRALES DES PRODUITS PÉTROLIERS

L'huile, selon sa description la plus générale, englobe une large gamme de produits aux propriétés différentes résultant de compositions chimiques différentes. Tous les produits pétroliers sont composés de quatre principaux types de molécules : les saturés, les aromatiques, les résines et les asphaltènes, tandis que certains produits pétroliers comprennent également des gaz comme le méthane et le propane (American Society of Microbiology, 2011). À l'intérieur de chacun des quatre groupes, il existe une gamme de molécules individuelles différentes ayant des propriétés chimiques différentes. Généralement, les molécules plus petites ou « légères » se comportent différemment des molécules plus grosses ou « lourdes ». La combinaison spécifique de ces molécules, en quantités différentes, détermine les caractéristiques physiques et chimiques d'une huile donnée. Ces caractéristiques déterminent à leur tour le devenir et le comportement des hydrocarbures déversés par les navires dans le milieu marin (Head *et al.*, 2006).

L'un des principaux facteurs ayant une incidence sur le comportement des déversements d'hydrocarbures est la densité de l'hydrocarbure. L'eau douce a une densité de 1,0 g/mL, tandis que l'eau salée a une densité moyenne de 1,03 g/mL. Les huiles de faible densité auront une densité inférieure à 1,0 g/mL et auront tendance à flotter sur l'eau, tandis que les huiles de haute densité peuvent être plus denses que l'eau, ce qui fait qu'elles coulent. La densité spécifique et la valeur de densité API d'un produit pétrolier sont liées à la densité de l'huile. La densité spécifique est couramment utilisée pour désigner le rapport de la densité de l'huile à la densité de l'eau, où une huile ayant une densité spécifique supérieure à 1 aura tendance à couler (Speight et Ozum, 2001). L'American Petroleum Institute (API) classe les pétroles bruts en fonction de leur valeur de densité API, une mesure inverse de la façon dont les pétroles bruts lourds sont comparés à l'eau (Demirbas *et al.*, 2015). Ainsi, les huiles de faible densité ont une densité API plus élevée que les huiles de haute densité. Un produit pétrolier dont la densité API est inférieure à 10° devrait couler (Demirbas *et al.*, 2015).

La viscosité de l'huile est un deuxième facteur qui détermine le comportement de l'huile déversée. La viscosité est liée à la facilité d'écoulement d'un fluide, les fluides très visqueux ont tendance à avoir une consistance épaisse et ne circulent pas librement (National Academies of Sciences Engineering Medicine, 2016). Pour les déversements d'hydrocarbures, la viscosité de l'huile déterminera la facilité avec laquelle un déversement sera dispersé (National Academies of Sciences Engineering Medicine, 2016). Les huiles à faible viscosité s'étaleront facilement sur une surface d'eau et se mélangeront plus facilement à l'eau, tandis que les huiles à viscosité élevée résisteront à l'étalement et au mélange.

La tension superficielle est un autre facteur qui influence le devenir du pétrole déversé, c'est une mesure de la force avec laquelle les molécules d'un fluide vont se maintenir ensemble, généralement à l'interface surface-air (US Geological Survey, 2016). Une huile à tension superficielle élevée résiste à l'étalement, tandis qu'une huile à faible

tension superficielle s'étale plus facilement. La tension superficielle d'une huile dépend de la composition chimique, mais aussi de la température (Lee *et al.*, 2015). Lorsque les températures sont plus chaudes, la tension superficielle diminue en même temps que la viscosité, ce qui augmente le taux d'étalement à des températures plus élevées.

La température est un facteur important pour déterminer la densité, la viscosité et la tension superficielle d'un produit pétrolier déversé; ces trois facteurs changent à mesure que la température d'un produit pétrolier change. À mesure que la température augmente, la viscosité du produit pétrolier diminue, sa densité diminue et sa tension superficielle diminue. Par ailleurs, lorsque la température diminue, la densité, la viscosité et la tension superficielle augmentent (National Academies of Sciences Engineering Medicine, 2016). Dans le cas d'un déversement d'hydrocarbures, la température de l'océan peut être l'un des principaux facteurs qui déterminent le comportement des hydrocarbures, et donc la zone et l'ampleur de tout impact (Atlas, 1975).

Les quatre types d'huile traités dans le présent rapport sont regroupés en fonction de leurs caractéristiques physiques et chimiques. Les propriétés générales de ces quatre types d'huile sont examinées dans les sous-sections suivantes. Cependant, il est important de noter qu'il existe des différences à l'intérieur d'une catégorie d'huile en fonction de l'huile spécifique qui est présente.

3.2 PÉTROLE BRUT

Le pétrole brut fait référence aux produits pétroliers non raffinés et englobe une gamme de types d'huiles basée sur les propriétés physiques et chimiques globales (American Society of Microbiology, 2011). Le pétrole brut est habituellement divisé en catégories en fonction de la densité API, qui tend à refléter la composition chimique. Le brut léger a une densité API >38 °, le brut moyen a une densité API de 22 ° à 38 ° et le brut lourd a une densité API < 22 ° (U.S. Energy Information Administration, 2018). Le pétrole brut lourd peut être divisé avec le brut extralourd défini comme du pétrole ayant une densité API <10 ° (Meyer et Attanasi, 2004). En raison de leur densité, la majorité des pétroles bruts flottent sur l'eau, et seuls les bruts extralourds risquent de couler.

3.3 PRODUITS LÉGERS RAFFINÉS

Les produits à base de pétrole utilisés comme carburant ou pour la fabrication sont le résultat d'un processus de raffinage qui fractionne le pétrole brut, habituellement par distillation (Doerffer, 1992). Ces produits raffinés comprennent l'essence, le diesel et le carburéacteur ainsi que les mazouts plus lourds. Les mazouts les plus lourds feront l'objet d'un examen distinct en raison des différences dans leurs caractéristiques physiques et chimiques.

Les produits pétroliers raffinés plus légers ont de faibles densités et viscosités par rapport au pétrole brut dont ils proviennent. Leurs densités API sont inférieures à 10 °

(Doerffer, 1992), ce qui indique que ces produits flotteront s'ils sont déversés en eau douce ou salée. Ces produits raffinés ont tendance à contenir davantage d'aromatiques plus légers comme le benzène, le toluène, l'éthylbenzène et le xylène (BTEX), de petits hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et des saturés légers, tandis que les résines et asphaltènes plus lourds sont considérablement réduits (Curl et O'Donnell, 1977). Comme les aromatiques légers sont volatils, les produits pétroliers raffinés peuvent s'évaporer rapidement (Curl et O'Donnell, 1977).

3.4 PRODUITS PÉTROLIERS LOURDS

Les produits pétroliers lourds (p. ex. mazout C), bien qu'ils soient également raffinés, ont des propriétés physiques et chimiques très différentes de celles des produits légers raffinés décrits ci-dessus, de sorte que leur comportement après un déversement sera très différent. En général, les pétroles lourds ont des densités plus élevées et les pétroles bruts « extralourds » dont la densité API est inférieure à 10 ° auraient tendance à couler s'ils étaient déversés dans l'eau (Environnement Canada, 2001). Les produits pétroliers lourds contiennent également plus de saturés, de résines et d'asphaltènes lourds que les produits raffinés légers, avec des concentrations plus faibles de composés aromatiques volatils (CONCAWE, 1998). La viscosité des pétroles lourds est relativement élevée, ce qui, combiné à leur densité plus élevée, affecte la façon dont les combustibles interagissent avec l'eau (CONCAWE, 1998). En plus de transiter par les quatre ports d'intérêt en tant que cargaison, le mazout lourd est utilisé pour alimenter les navires eux-mêmes, de sorte que des produits pétroliers lourds peuvent être déversés par tout navire transitant dans les zones d'intérêt.

3.5 PRODUITS BITUMINEUX

Les produits bitumineux sont également transportés par les quatre ports canadiens. Ces produits pétroliers à haute densité (API ~8°) sont extraits des sables bitumineux du nord de l'Alberta (Crosby *et al.*, 2013). En raison de la viscosité élevée du bitume, il ne peut être transporté directement et est modifié par dilution avec d'autres produits pétroliers (King *et al.*, 2014). Le bitume dilué (Dilbit) est un mélange de bitume et de condensats, les condensats constituant 20 à 30 % du produit final (Crosby *et al.*, 2013). Lorsqu'il est dilué avec de l'huile synthétique, le produit est appelé synbit (King *et al.*, 2014). Ces produits dilués ont une densité API de 20,6 ° (King *et al.*, 2017). La viscosité réduite du dilbit et du synbit permet à ces produits d'être transportés par pipeline jusqu'à des installations où ils peuvent être chargés sur des navires-citernes pour exportation. Railbit, un troisième type de bitume dilué, est transporté par voie ferrée et contient habituellement moins de diluant (Nimana *et al.*, 2016). La quantité et le type de diluant varient selon les saisons, la source de bitume et les producteurs (Crosby *et al.*, 2013). Le comportement des produits bitumineux dilués dans les systèmes aquatiques est un domaine de recherche active (p. ex. le comportement du dilbit dans les réservoirs à canal (King *et al.*, 2014). En raison du mélange entre un produit de haute densité et de haute viscosité et un diluant de faible densité et de faible viscosité, les taux d'étalement et la probabilité d'enfoncement sont actuellement à l'étude, mais

dépendront des conditions environnementales où le déversement se produit (King *et al.*, 2014).

4 DEVENIR ET COMPORTEMENT DES DÉVERSEMENTS DE PRODUITS PÉTROLIERS

Lorsque des hydrocarbures sont déversés à partir d'un navire, le devenir et le comportement des hydrocarbures sont influencés par le type d'hydrocarbures déversés, l'emplacement du déversement et les conditions environnementales dans la zone. La combinaison de ces facteurs et le volume du déversement détermineront l'impact global d'un déversement, ce qui aura une incidence sur les décisions concernant la meilleure approche d'atténuation.

Lorsque des hydrocarbures sont déversés dans le milieu marin, les caractéristiques de l'hydrocarbure commencent immédiatement à changer à la suite d'une exposition à l'environnement (Figure 2). Grâce à une série de mécanismes différents, le pétrole subit des changements chimiques et physiques, appelés collectivement « altération climatique » (Mishra et Kumar, 2015). Ces processus modifient la densité et la viscosité de l'huile, modifiant la façon dont l'huile se déplace dans l'eau avec les vents et les vagues, ainsi que la durée de sa persistance dans le milieu marin (Mishra et Kumar, 2015). Les huiles non persistantes seront rapidement perdues par l'altération chimique, ce qui entraînera une exposition et des impacts à court terme (Conseil national de recherches du Canada, 2003). Inversement, les huiles persistantes, tout en subissant une altération chimique, peuvent demeurer dans l'environnement pendant de longues périodes et nécessitent généralement des efforts d'atténuation importants (Conseil national de recherches du Canada, 2003). En général, les huiles non persistantes contiennent une plus grande proportion de molécules plus légères (p. ex. BTEX, HAP), comme on en trouve dans les produits raffinés légers (Mishra et Kumar, 2015). Les huiles persistantes ont tendance à contenir des proportions plus élevées de composés lourds, y compris les asphaltènes et les résines (Mishra et Kumar, 2015). Les pétroles bruts, les produits raffinés lourds et les produits bitumineux sont classés comme des huiles persistantes.

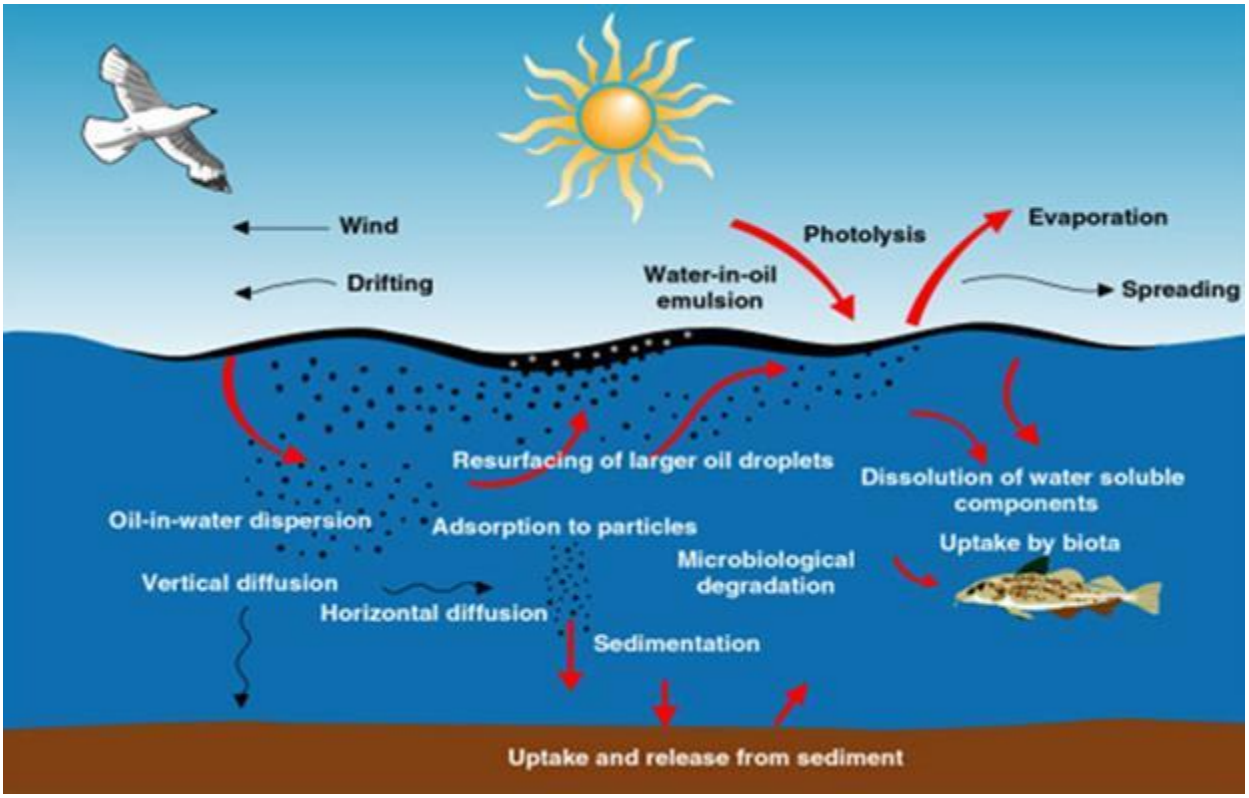

Figure 2. Processus d'altération chimique du pétrole (Sorheim et Andreassen, 2011)

4.1 VARIABLES ENVIRONNEMENTALES INFLUANT SUR LES PRODUITS DÉVERSÉS

Lorsqu'un déversement se produit, l'emplacement, la saison et les conditions météorologiques locales interagissent pour influer sur le comportement des hydrocarbures dans le milieu marin (Lee *et al.*, 2015). Ces impacts dépendront du type d'hydrocarbures déversés. Dans le cas d'un déversement d'hydrocarbures causé par un navire, l'emplacement peut varier d'un navire à un quai à un navire se trouvant en pleine mer, et donc se produire à des distances variables de la rive. Les techniques d'atténuation et de nettoyage dans les eaux libres ou côtières différeront considérablement des techniques appliquées aux rivages. L'un des principaux objectifs de l'atténuation d'un déversement en eau libre peut être d'empêcher le pétrole d'atteindre le rivage où il peut interagir avec le substrat, ce qui peut entraîner une persistance plus longue (Nuka Research and Planning Group, 2012).

L'interaction entre les produits pétroliers et les rivages modifie le devenir et le comportement des hydrocarbures à la suite d'un déversement. Le type d'hydrocarbures et le type de rivage peuvent augmenter ou diminuer les taux des différents processus d'altération chimique (Lee *et al.*, 2015). L'énergie des vagues, l'action des marées, la végétation, le substrat (p. ex. sable, gravier, boue) et même la pente du rivage se combinent pour créer des environnements où la surface des hydrocarbures exposés à

l'air et à l'eau peut être réduite, ralentissant l'altération chimique par évaporation, dispersion ou biodégradation (National Research Council, 2003). Par ailleurs, ces mêmes facteurs pourraient faire en sorte que les taux d'enlèvement augmentent.

Quelle que soit la distance par rapport au rivage, l'eau est en mouvement constant. Les courants, les vagues poussées par le vent et les courants de marée peuvent tous contribuer au transport et à l'altération chimique des hydrocarbures déversés (Lynagh, 1985). Les conditions météorologiques locales au moment d'un déversement détermineront la vitesse du vent, qui à son tour déterminera la hauteur et la fréquence des vagues (NOAA, 2017). Les vents, ainsi que les courants et les marées, influeront sur le transport du pétrole et détermineront la taille et l'emplacement de la zone touchée.

Les tendances saisonnières déterminent la température de l'eau sur les lieux du déversement, ce qui peut avoir un effet important sur la densité et la viscosité de l'huile (National Research Council, 2003). En hiver, plusieurs des grands ports du Canada sont recouverts de glace, ce qui ajoute une variable supplémentaire dans l'interaction entre le pétrole et l'environnement (Transportation Research Board et National Research Council, 2014). Bien que tous les ports de l'étude pilote soient des ports maritimes, certains d'entre eux ont d'importants apports d'eau douce en raison du débit d'une rivière. La fonte des glaces au printemps peut aussi contribuer à l'apport d'eau douce dans une région. L'eau douce modifiera la salinité de l'eau du port, et donc la densité du milieu dans lequel le pétrole est déversé. Alors que certaines huiles peuvent flotter en eau douce et en eau salée, d'autres peuvent avoir des valeurs API proches de celles de l'eau (10 °) et peuvent couler en eau douce (Demirbas *et al.*, 2015). Les apports d'eau douce en provenance des rivières sont aussi souvent associés à des concentrations accrues d'éléments nutritifs, qui sont nécessaires à la croissance des microorganismes marins (Smith, 2002). Ces éléments nutritifs peuvent influer sur les taux de croissance d'espèces capables de se développer sur les produits pétroliers, ce qui a une incidence sur les taux de biodégradation.

Une autre considération associée au débit de la rivière est la charge sédimentaire. Certains réseaux hydrographiques peuvent transporter de grandes concentrations de particules en suspension. Cela peut se produire de façon saisonnière, souvent associé à des périodes de débit élevé au printemps et au début de l'été (French McCay *et al.*, 2016). Les particules sédimentaires peuvent interagir avec le pétrole et modifier son devenir et son comportement en augmentant la formation de boules de goudron ou la vitesse de sédimentation (Lee, 2002; Warnock *et al.*, 2015).

4.2 TRANSPORT

4.2.1 Étalement

Lorsque les hydrocarbures pénètrent dans l'eau, ils ont tendance à s'étendre sur une plus grande surface, ce qui réduit l'épaisseur totale du déversement (Fay, 1969). Les

huiles à viscosité plus élevée résisteront à l'étalement par rapport aux huiles à faible viscosité, qui se disperseront rapidement pour former un lustre fin et important (Njobuenwu et Abowei, 2008). La tension superficielle d'une huile influe également sur la vitesse à laquelle elle se répand, les huiles à faible tension superficielle se répandant plus rapidement que celles à tension superficielle élevée.

4.2.2 Advection

En raison des courants à la surface de l'océan, le pétrole déversé à un endroit commencera rapidement à se déplacer. Dans les zones où les forces des marées sont élevées, le pétrole peut se déplacer d'abord dans une direction, puis dans une autre en fonction du flux et du reflux des marées. La surface de l'océan n'est pas lisse et l'action du vent et des vagues affectera également le transport horizontal du pétrole. Le vent dominant entraînera des vagues et d'autres turbulences à la surface de l'océan, causant des « andains » dans le pétrole (Lee *et al.*, 2015). Ce sont des bandes étroites d'huile qui se forment parallèlement au vent. L'action du vent peut contrecarrer l'étalement, ce qui entraîne des nappes plus épaisses et plus petites qu'en présence de l'étalement seul (Lee *et al.*, 2015). L'advection peut déplacer un déversement d'hydrocarbures d'une zone d'eau libre vers les rivages, de sorte qu'il est important de comprendre les tendances des courants locaux pour élaborer une stratégie d'atténuation.

4.3 ÉVAPORATION

Les déversements à bord des navires auront tendance à libérer des produits pétroliers à l'interface surface-air. Dans ces conditions, la perte de composants légers et volatils, comme les BTEX et les petits HAP, peut se produire rapidement (Douglas *et al.*, 2002). À des températures plus élevées, cette évaporation peut être augmentée. Pour certains produits pétroliers, en particulier les produits raffinés légers, la majeure partie de l'huile peut être perdue par évaporation (Fingas, 2000). Cette perte rapide de composés dans l'air, associée à la dissolution, contribue au comportement non persistant des produits raffinés légers (Lee *et al.*, 2015). En cas de déversement, peu de nettoyage est nécessaire pour ces produits. Un autre avantage de l'évaporation est que les composants les plus volatils ont tendance à être les plus toxiques (Lee *et al.*, 2015). L'évaporation élimine ces composés toxiques de l'eau, ce qui réduit les impacts toxiques potentiels d'un déversement (Lee *et al.*, 2015).

Contrairement aux produits raffinés légers, l'évaporation de produits raffinés lourds, de pétrole brut ou de bitume peut augmenter la densité du pétrole restant (Lee *et al.*, 2015). La perte des composants volatils des huiles laisse les composés les plus lourds (p. ex. asphaltènes, résines), qui sont considérés comme plus persistants. Ces composants restants sont ensuite soumis à d'autres altérations chimiques par les mécanismes décrits ci-dessous.

L’épaisseur de la nappe est un facteur important qui influe sur le taux d’évaporation. Lorsque l’étalement est rapide, les hydrocarbures forment une mince nappe d’une grande surface d’où ils peuvent s’évaporer (Lee *et al.*, 2015). Les pétroles bruts, les produits raffinés et les produits bitumineux de viscosité plus élevée ont tendance à former des nappes plus épaisses. Cela diminue la surface sur laquelle l’évaporation peut se produire. Les résines de surface et les asphaltènes peuvent également subir une oxydation, formant un « film » sur les produits pétroliers restants (Bauget *et al.*, 2001). Ainsi, même si certains composés sont volatils, leur évaporation peut être évitée en étant séparée de l’interface surface-air (Bauget *et al.*, 2001).

4.4 DISSOLUTION

Au lieu de se déplacer dans l’air, certains composés dans l’huile se dissolvent dans la colonne d’eau. La même fraction qui se volatilise facilement, les saturés à chaîne courte et les BTEX, sont les composants les plus solubles dans l’eau (Singass et Lewis, 2011). Bien que la plupart de ces composés se perdent par évaporation, certains pénètrent dans la colonne d’eau. Une fois dissous dans la colonne d’eau, ces composés représentent une toxicité potentielle pour les organismes (Peterson *et al.*, 2003). Les composés de poids moléculaire élevé, y compris les plus gros HAP, les asphaltènes et les résines, sont insolubles dans l’eau (Singass et Lewis, 2011). Au lieu de cela, ils subissent d’autres processus d’altération chimique. La dissolution diffère de la dispersion, car la dissolution implique que des molécules d’hydrocarbures simples sont entourées par des molécules d’eau, tandis que la dispersion entraîne la formation de gouttelettes de molécules d’huile multiples entourées d’eau (National Research Council, 2003).

4.5 DISPERSION

La dispersion des hydrocarbures dans la colonne d’eau est entraînée par un mélange turbulent dû au vent et aux vagues (National Research Council, 2003). Au cours de la dispersion, l’huile est fragmentée en gouttelettes de tailles variables (National Research Council, 2003). Les gouttelettes peuvent être entraînées dans la colonne d’eau et rester sous la surface. Les gouttelettes plus grosses ont tendance à être flottantes et remontent à la surface où elles peuvent s’unir et réformer une nappe (National Research Council, 2003). La dispersion travaille avec l’étalement pour augmenter la surface d’un déversement, mais la dispersion verticale augmente le volume d’eau affecté par le déversement d’hydrocarbures (American Society of Microbiology, 2011). Un pétrole bien dispersé peut augmenter la surface disponible pour la biodégradation ainsi que la dissolution, ce qui peut augmenter la vitesse à laquelle les composés pétroliers sont éliminés de l’environnement (American Society of Microbiology, 2011). L’utilisation d’agents dispersants chimiques en réponse aux déversements d’hydrocarbures vise à augmenter la dispersion et à diminuer la taille des gouttelettes, augmentant ainsi la dispersion naturelle (American Society of Microbiology, 2011).

4.6 ÉMULSIFICATION

Les vagues et le vent peuvent également mélanger l'huile avec l'eau sous forme d'émulsion, sans former de gouttelettes comme lors de la dispersion. Le ratio eau/huile dans une émulsion et la stabilité globale du mélange dépendent du type d'huile et de l'altération chimique antérieure (National Research Council, 2003). Les émulsions augmentent le volume de l'huile déversée, car la teneur en eau des émulsions stables est de 60 à 85 % (National Research Council, 2003). De plus, la viscosité de l'huile est augmentée (Mishra et Kumar, 2015), ce qui réduit la surface spécifique et diminue l'évaporation, la dispersion et la biodégradation. Les émulsions peuvent flotter à la surface ou couler, selon la composition globale. On pense que la stabilité des émulsions est due aux interactions entre les asphaltènes, les résines et les cellules microbiennes potentielles (National Research Council, 2003). Quel que soit le mécanisme, les émulsions peuvent être stables pendant des jours ou des mois, mais elles peuvent être perturbées, exposant ainsi l'huile à d'autres voies d'altération chimique et d'autres organismes à une toxicité potentielle (National Research Council, 2003).

4.7 SÉDIMENTATION

La sédimentation implique l'interaction entre les composés pétroliers et les particules sédimentaires, se mélangeant sur les rives ou dans la colonne d'eau. Sur le rivage, les particules fines mélangées aux hydrocarbures peuvent être remises en suspension par l'action des vagues ou des marées (Gong *et al.*, 2014). Lorsque les charges sédimentaires dans la colonne d'eau sont élevées, le pétrole peut interagir et se mélanger aux particules fines (Stoffyn-Egli et Lee, 2002). Dans ces deux cas, les particules de sédiments pétroliers, ou les agrégats pétrole-minéral, peuvent demeurer en suspension dans la colonne d'eau ou le puits, selon la densité (Stoffyn-Egli et Lee, 2002) (Figure 3).

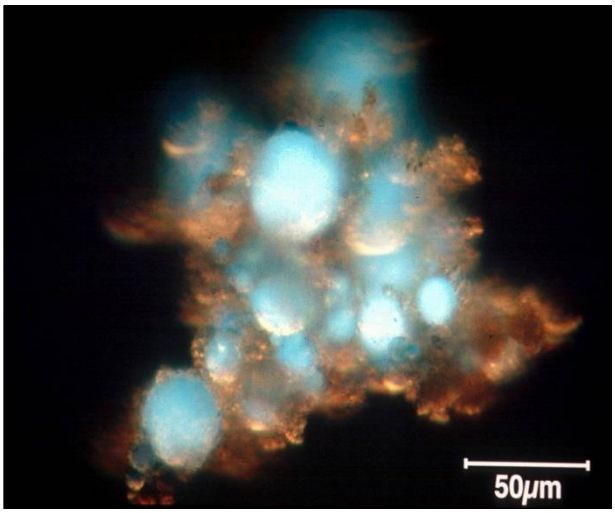

Figure 3. Agrégat pétrole-minéral, également connu sous le nom d'agrégat huile-minéral ou agrégat huile-particules

D'autres interactions entre l'huile et les particules impliquent des particules organiques ou biologiques. L'huile peut faire partie des granulés fécaux de zooplancton après ingestion (Prahl et Carpenter, 1979), interagir avec des cellules microscopiques ou des matières organiques dissoutes (Stoffyn-Egli et Lee, 2002). Ces agrégats de particules d'huile (qui comprennent les agrégats pétrole-minéral) peuvent être « collants » et s'agglomérer pour former des particules plus grosses qui peuvent couler (Zhao *et al.*, 2016). Les produits pétroliers qui atteignent les sédiments sous forme d'agrégats de particules d'huile sont susceptibles de persister si les sédiments ont de faibles concentrations d'oxygène en raison de faibles taux de biodégradation.

4.8 PHOTO-OXYDATION

Lors de déversements en surface, l'huile peut être exposée aux rayons ultraviolets (UV) du soleil. Ce rayonnement peut causer des changements chimiques dans les molécules d'hydrocarbures par oxydation (Lee, 2003). Les molécules d'hydrocarbures ou les molécules dans l'eau environnante absorbent l'énergie du soleil qui peut alors modifier les liaisons chimiques des composés pétroliers (NRC, 2003). Le taux de photo-oxydation est lent dans l'environnement, et peu d'huile est retirée par ce processus (National Research Council, 2003). La photo-oxydation peut entraîner la formation de croûtes sur l'émulsion d'huile flottante ou l'huile en suspension, ce qui favorise la formation de boules ou de galettes de goudron (Bobra, 1989). Ces boules de goudron peuvent persister pendant de longues périodes et se trouvent souvent sur les plages (Kiruri *et al.*, 2013).

4.9 BIODÉGRADATION

Les produits pétroliers représentent une importante source de carbone organique pour les espèces microbiennes en milieu aquatique. Dans les milieux riches en oxygène, les organismes microbiens sont présents dans la plupart des milieux qui peuvent oxyder rapidement les hydrocarbures (American Society of Microbiology, 2011). Travaillant en consortium, plusieurs espèces de microbes (principalement des bactéries et des champignons) peuvent dégrader les hydrocarbures en CO_2. Les taux de dégradation sont plus élevés pour les saturés à chaîne courte et les HAP que pour les grandes molécules comme les asphaltènes et les résines (Brakstad et Bonaunet, 2006). En raison de la quantité élevée de carbone dans les produits pétroliers, la disponibilité d'autres nutriments, comme l'azote et le phosphate, peut limiter le taux et l'ampleur de la biodégradation dans les milieux aquatiques (American Society of Microbiology, 2011). L'huile dans la colonne d'eau, dissoute ou dispersée en gouttelettes, est relativement accessible aux microbes (American Society of Microbiology, 2011). Les agrégats pétrole-minéral, le pétrole dans les sédiments ou le pétrole attaché aux rivages, ont tous une superficie réduite pour la colonisation par les microbes (Zhao *et al.*, 2016). Dans certains cas, les sédiments peuvent également avoir de faibles concentrations d'oxygène (Niu *et al.*, 2011). Bien qu'il y ait de la biodégradation anaérobie, celle-ci se produit à un rythme beaucoup plus lent que la dégradation aérobie, ce qui entraîne la persistance du pétrole dans les sédiments (Ghattas *et al.*, 2017).

La communauté microbienne présente à un endroit donné varie en fonction de la température, de la salinité et de l'état nutritionnel de l'environnement (American Society of Microbiology, 2011). En général, les taux de dégradation seront plus élevés avec l'augmentation des températures, car les microbes peuvent se multiplier plus rapidement à des températures plus élevées (American Society of Microbiology, 2011). Cependant, parce que les communautés microbiennes sont adaptées aux températures où elles vivent, la dégradation peut encore se produire à des taux significatifs même à basse température (American Society of Microbiology, 2011).

5 CONTRE-MESURES EN CAS DE DÉVERSEMENT D'HYDROCARBURES

Il existe plusieurs approches différentes pour atténuer les impacts d'un déversement d'hydrocarbures, qu'il s'agisse d'essayer de récupérer les hydrocarbures d'une source ponctuelle ou dans l'eau libre ou d'essayer de les retirer ou de les empêcher d'atteindre des milieux sensibles. Les différentes approches comportent des coûts et des avantages, et toutes les approches ne seront pas efficaces dans toutes les circonstances. L'approche réelle variera selon le type et le volume d'hydrocarbures, le mécanisme et l'emplacement du déversement, les conditions environnementales locales, ainsi que le devenir et le comportement prévus des hydrocarbures (Doerffer, 1992). Pour prédire comment le pétrole pourrait se comporter dans l'environnement, la plupart des plans de lutte contre les déversements d'hydrocarbures font appel à la modélisation. Sur la base de tous ces facteurs, on élabore un plan d'intervention qui vise à maximiser le rétablissement et à minimiser l'impact.

5.1 ATTÉNUATION NATURELLE

Dans certains cas, les approches d'atténuation peuvent ne pas être réalisables en raison de l'emplacement d'un déversement ou de l'impact des efforts de nettoyage qui l'emportent sur les avantages. Dans ces cas, l'atténuation naturelle surveillée peut être la réponse optimale (Transportation Research Board et National Research Council, 2014). L'atténuation naturelle surveillée permet aux processus naturels d'altération chimique, principalement la biodégradation, de concert avec l'évaporation, la dissolution et la photo-oxydation, d'éliminer les produits pétroliers de l'environnement (Esquinas *et al.*, 2017). Cette approche peut être appropriée pour les déversements de produits raffinés légers, où l'évaporation naturelle se produira rapidement et éliminera la majorité des composés pétroliers en quelques heures à quelques jours (Gallego *et al.*, 2006).

5.2 CONFINEMENT ET RÉCUPÉRATION

Lorsqu'un déversement se produit à bord d'un navire, la première intervention consiste habituellement à réduire au minimum la zone touchée en confinant le déversement. Pour ce faire, on peut déployer des barrages flottants ou des barricades flottantes qui empêchent l'étalement (Lee *et al.*, 2015). Le pétrole ainsi confiné peut ensuite être récupéré et retiré de l'environnement à l'aide de dispositifs tels que des écrémeurs (Al-Majed *et al.*, 2012). Les barrages flottants et les écrémeurs fonctionnent bien dans les eaux calmes, mais une mer agitée par des vents forts réduit leur capacité à accomplir leur tâche (Al-Majed *et al.*, 2012). La turbulence d'une mer agitée augmente également la dispersion et l'émulsion, ce qui peut réduire la quantité de pétrole à la surface qui peut être écrémée ou la capacité des écrémeurs à travailler. Différents modèles d'écrémeurs conviennent mieux à différentes viscosités d'huile (Al-Majed *et al.*, 2012), donc le type d'huile doit correspondre à celui de l'écrémeur disponible. De plus, l'altération chimique de l'huile peut modifier suffisamment la viscosité pour que les écrémeurs disponibles ne fonctionnent plus (Nordvik, 1995). Par conséquent, le nettoyage peut être plus efficace s'il est effectué immédiatement. Même dans des

situations idéales, le confinement et la récupération ne sont pas très efficaces et ont tendance à n'éliminer que 10 à 30 % des hydrocarbures déversés (Vodyanoy *et al.*, 2013).

En plus des écrémeurs, des matériaux absorbants peuvent être utilisés pour enlever les produits pétroliers à la suite d'un déversement (Al-Majed *et al.*, 2012). Ces matériaux peuvent être utilisés sur les rivages ou en eau libre, en combinaison avec des barrages flottants. Les absorbants peuvent être fabriqués à partir de minéraux ou de matières biologiques ainsi que de polymères synthétiques et sont conçus pour lier les hydrocarbures (Al-Majed *et al.*, 2012). L'un des inconvénients potentiels de l'utilisation de matériaux absorbants est la nécessité d'éliminer les matériaux contaminés après usage.

5.3 ENLÈVEMENT PHYSIQUE DES RIVAGES

Une fois que les hydrocarbures ont atteint le rivage, l'enlèvement physique des matériaux peut être la seule option de nettoyage. L'atténuation naturelle surveillée peut être une meilleure option si l'on considère qu'un rivage contaminé est composé d'habitats sensibles (p. ex. marais) [National Research Council, 2013]. La collecte physique de roches, de sable ou d'autres matériaux contaminés (p. ex. débris, billes de bois) dans une zone de déversement peut rapidement enlever le pétrole, mais entraîne de grands volumes de déchets contaminés à éliminer. Dans les zones humides ou les peuplements de varech, la végétation contaminée peut être enlevée et éliminée (Pezeshki *et al.*, 2000). Cela peut avoir un impact important à court terme, mais des avantages à plus long terme (Baker, 1995). Dans certains cas, le lavage des hydrocarbures au large du rivage dans une zone d'eau confinée peut donner l'occasion de nettoyer le rivage et de récupérer une partie des hydrocarbures déversés (Baker, 1995). La décision d'utiliser n'importe quelle méthode de nettoyage des rivages est habituellement fondée sur une analyse des avantages nets pour l'environnement, car une activité accrue et l'enlèvement de matériaux peuvent perturber davantage l'environnement qu'une approche fondée sur l'atténuation naturelle surveillée (Baker, 1995).

5.4 BRÛLAGE SUR PLACE

De concert avec l'utilisation de barrages flottants, le brûlage sur place peut être utilisé pour enlever le pétrole des environnements d'eau libre (van Gelderen *et al.*, 2015). Une fois que le pétrole est piégé par un barrage flottant résistant au feu, le matériau s'enflamme et brûle jusqu'à ce qu'il ne reste plus de combustible (van Gelderen *et al.*, 2015) (Figure 4). Le brûlage sur place élimine efficacement les produits pétroliers de l'environnement sans générer de déchets contaminés; cependant, le brûlage sur place fait en sorte que 1 à 5 % de l'huile reste sous forme de résidus (Mullin et Champ, 2003). Le brûlage sur place fonctionne mieux par mer calme, où l'épaisseur de la nappe est supérieure à 1-2 mm et est à des températures plus élevées (Mullin et Champ, 2003). À de basses températures, il y a peu de volatilisation, ce qui réduit les matériaux qui

peuvent être brûlés (Al-Majed *et al.*, 2012). De plus, les émulsions à forte teneur en eau brûlent mal (Al-Majed *et al.*, 2012).

Figure 4. Des navires remorquant des barrages flottants alimentent un brûlage sur place en pétrole (Allen *et al.*, 2011)

5.5 AGENTS DE TRAITEMENT DES DÉVERSEMENTS

Bien que la dispersion naturelle se produira avec la plupart des déversements d'hydrocarbures, l'ajout d'agents dispersants chimiques peut augmenter le taux et l'efficacité du processus naturel (American Society of Microbiology, 2011). Les agents dispersants peuvent être pulvérisés par avion ou par bateau sur les surfaces de l'eau lorsque des nappes ont été identifiées (Flaherty, 1989). Bien que la composition des produits individuels varie, il s'agit généralement d'agents de surface dissous dans des solvants (Brandvik et Daling, 1998). Les agents dispersants chimiques ont une efficacité différente selon le type d'huile et le rapport huile/agent dispersant. L'objectif est de perturber les nappes superficielles en générant des gouttelettes qui pénètrent dans la colonne d'eau et deviennent disponibles pour la biodégradation (American Society of Microbiology, 2011). Les vagues permettent un mélange dans le but d'améliorer l'activité des agents dispersants, ce qui les rend utiles dans des conditions météorologiques où il n'est pas possible d'utiliser un barrage flottant et l'écrémage (International Tanker Owners Pollution Federation, 2014). La majorité des règlements concernant les agents dispersants chimiques empêchent leur utilisation près des côtes (International Tanker Owners Pollution Federation, 2014), ce qui fait qu'ils sont surtout

utilisés en haute mer. L'utilisation d'agents dispersants chimiques est limitée lorsque le pétrole en surface est perturbé par les intempéries, car les émulsions et les boules de goudron résistent à la dispersion (International Tanker Owners Pollution Federation, 2014). De plus, l'efficacité des dispersants actuellement disponibles dans les milieux d'eau douce ou saumâtre est limitée.

5.6 AGENTS REPOUSSEURS

Tout comme les agents dispersants, les agents repousseurs sont des produits chimiques qui peuvent être appliqués en cas de déversement d'hydrocarbures pour modifier le comportement de l'hydrocarbure (Buist *et al.*, 2011). Contrairement aux agents dispersants qui perturbent une nappe, les agents repousseurs sont conçus pour recueillir la nappe (Buist *et al.*, 2011). Dans les eaux calmes, les agents repousseurs peuvent augmenter l'épaisseur des nappes, ce qui permet aux écrémeurs et autres équipements de recueillir et d'enlever les hydrocarbures (SL Ross Environmental Research, 2012). Les agents repousseurs peuvent être utilisés dans les régions où il y a une certaine couverture de glace et où il n'est pas possible d'utiliser des barrages flottants traditionnels. Des agents repousseurs pourraient être déployés dans des zones irrégulières d'eau libre pour recueillir les hydrocarbures, qui seraient ensuite retirés par un brûlage sur place (Buist *et al.*, 2011).

5.7 BIOAUGMENTATION ET BIOSTIMULATION

Des microbes capables de dégrader les hydrocarbures existent dans la plupart des milieux aquatiques; cependant, l'efficacité de la biodégradation varie selon les conditions locales (Head *et al.*, 2006). Une façon d'atténuer les effets d'un déversement d'hydrocarbures consiste à permettre à la communauté naturelle de dégrader les hydrocarbures dans des conditions naturelles. Par exemple, par temps chaud avec un pétrole brut léger, ce processus peut se produire rapidement. Dans d'autres cas, avec des températures plus basses ou un type d'huile différent, les taux peuvent être faibles. La bioaugmentation consiste en l'ajout d'organismes microbiens dans l'environnement (Head *et al.*, 2006). Des cultures pures ou des mélanges d'organismes dégradant l'huile seraient ajoutés à l'eau ou au substrat où l'huile est présente (Tyagi *et al.*, 2011). Il n'a pas été démontré que la bioaugmentation augmente significativement les taux de dégradation dans les conditions de terrain (Lee *et al.*, 1997), mais une meilleure compréhension de la façon dont les microbes interagissent pour dégrader le pétrole pourrait mener à des améliorations dans ce domaine (Heinaru *et al.*, 2005).

La biostimulation vise à améliorer les taux de dégradation en stimulant la communauté microbienne naturelle (Nikolopoulou et Kalogerakis, 2009). Il peut s'agir d'ajouter des nutriments (par exemple de l'azote et du phosphate) à un déversement de pétrole pour stimuler la croissance des organismes biodégradables (Nikolopoulou et Kalogerakis, 2009). Dans certains cas, l'augmentation de la disponibilité de l'oxygène par l'aération peut augmenter les taux de biodégradation (Nikolopoulou et Kalogerakis, 2009). La

biostimulation exige d'identifier le facteur qui limite les taux de biodégradation, puis d'atténuer cette limitation.

5.8 MODÉLISATION DES DÉVERSEMENTS D'HYDROCARBURES

Comme nous l'avons mentionné à la section 4, la conception d'un plan d'intervention en cas de déversement d'hydrocarbures et l'identification des techniques d'atténuation appropriées nécessitent des prévisions sur le devenir et le comportement des hydrocarbures une fois qu'ils ont été déversés. Ces prévisions sont dérivées de modèles qui utilisent notre compréhension des propriétés du pétrole, des processus d'altération chimique et de l'océanographie pour estimer comment le pétrole va changer et où il va se déplacer. Les modèles sont des descriptions mathématiques de processus naturels, où les processus sont simplifiés autant que possible. La plupart des modèles sont basés sur des données empiriques recueillies par des études en laboratoire et sur le terrain et vérifiées par des études de suivi. Les modèles sont constamment mis à jour et modifiés afin d'intégrer une nouvelle compréhension des processus. Pour les déversements d'hydrocarbures, plusieurs modèles différents se concentrent sur différents aspects d'un déversement. Il peut s'agir de modèles de transport, de modèles d'altération chimique et de modèles de biodégradation (Reed *et al.*, 1999).

5.9 APPLICATION DES MODÈLES

L'une des principales applications des modèles dans la conception d'une intervention en cas de déversement d'hydrocarbures est la prévision de la direction que prendra le pétrole (Spaulding, 1988). Le fait de savoir que le pétrole aura tendance à se déplacer dans une direction particulière en fonction des courants marins, des marées et des vents locaux fournit aux intervenants des renseignements essentiels pour prendre des décisions concernant le déploiement du personnel et de l'équipement. D'autres modèles permettent de prédire quels types d'expositions toxiques les organismes pourraient recevoir (French-McCay, 2004). On peut s'en servir pour prendre des décisions concernant la fermeture de la pêche ou le déploiement de ressources pour les soins de la faune.

5.10 TYPES DE MODÈLES POUR LES DÉVERSEMENTS D'HYDROCARBURES

Il existe une large gamme de modèles disponibles pour les déversements d'hydrocarbures. Ces modèles comprennent des modèles d'altération chimique qui prévoient comment différents processus d'altération météorique affecteront le pétrole (Daling *et al.*, 1997). Les modèles portent également sur le transport du pétrole, y compris l'étalement et l'advection, ainsi que sur la façon dont le pétrole interagira avec le rivage (Reed *et al.*, 1999). Pour tous les modèles, une variété de paramètres sont nécessaires pour générer une prédiction. Certains paramètres sont associés à l'huile, comme la viscosité, la densité et la composition ainsi que le volume et le type

(Spaulding, 1988). D’autres paramètres sont associés à l’environnement dans lequel le déversement s’est produit. Il peut s’agir de la température de l’eau, de la salinité, de la charge sédimentaire, de la concentration d’oxygène, de la vitesse du vent, de la hauteur des vagues et des courants continus et rapides (Reed *et al.*, 1999). Ensemble, les différents modèles peuvent fournir une projection de ce qui est susceptible de se produire en cas de déversement d’hydrocarbures. En modifiant les paramètres saisis dans un modèle, différents scénarios peuvent être générés, fournissant aux planificateurs d’intervention une gamme d’événements potentiels auxquels ils doivent se préparer.

5.11 LIMITES DES MODÈLES

Parce que les modèles sont des représentations simplifiées d’un processus, ils comportent certaines erreurs et ne prédisent pas parfaitement ce qui va se passer. Les chercheurs conçoivent des modèles en identifiant les aspects les plus importants du processus et en choisissent les paramètres à inclure et ceux à omettre. Dans certains cas, les modèles peuvent être trop simples et doivent intégrer des représentations plus complexes des processus. Dans d’autres cas, les modèles sont bien développés, mais les paramètres nécessaires pour le modèle ne sont pas bien connus. Les modèles, en particulier ceux qui intègrent des processus locaux comme les courants et les rivages, peuvent bien fonctionner dans une région, mais pas dans d’autres.

6 CONCLUSIONS

Ce premier volume (Introduction) vise à présenter des renseignements généraux sur les divers produits pétroliers transportés au Canada aujourd'hui. Des informations pertinentes sont également fournies en ce qui concerne le devenir des hydrocarbures et les techniques d'intervention opérationnelle dans le contexte des déversements à bord des navires afin d'aider à comprendre les quatre volumes suivants, qui portent sur des ports individuels. D'importants volumes de produits pétroliers transitent sous forme de cargaisons dans les quatre ports inclus dans cette étude pilote, bien que les volumes de produits bitumineux soient inconnus en 2011. Outre la cargaison, les volumes élevés de trafic de navires-citernes dans les ports représentent des déversements potentiels de mazout provenant des citernes des navires.

Il est important de comprendre les différents types d'hydrocarbures de cargaison et le combustible des navires, car les différents produits pétroliers se comportent différemment dans l'environnement. Les différences de composition chimique entre les produits raffinés légers, les produits raffinés lourds, le pétrole brut et les produits bitumineux donnent lieu à des propriétés physiques et chimiques uniques pour chaque pétrole. Le comportement de chaque hydrocarbure interagissant avec les conditions environnementales locales déterminera laquelle des techniques d'atténuation disponibles devrait être incorporée dans le plan d'intervention d'une zone.

Pour intégrer les conditions environnementales locales dans la planification des interventions, on peut utiliser des modèles prédictifs. Ces modèles peuvent intégrer les connaissances sur les différents types d'hydrocarbures et la façon dont ils sont affectés par l'altération chimique, les habitats et l'océanographie locale pour prédire le devenir et le comportement des hydrocarbures après un déversement. Ces informations peuvent ensuite être utilisées pour évaluer l'efficacité potentielle des différentes mesures de lutte contre les déversements d'hydrocarbures afin d'élaborer un plan d'intervention régional complet.

Les volumes 2, 3, 4 et 5 du présent rapport fourniront des renseignements sur l'hydrographie, l'océanographie, le climat, les déversements d'hydrocarbures antérieurs dans la zone et, le cas échéant, la modélisation des déversements pour chacun des quatre ports pilotes choisis. Cela donnera un aperçu de l'information nécessaire à l'élaboration d'un solide plan d'intervention de zone pour les déversements causés par les navires dans chaque zone.

7 RÉFÉRENCES

Al-Majed, A.A., Adebayo, A.R., and Hossain, M.E. 2012. A sustainable approach to controlling oil spills. J Environ Manage **113**: 213-227. doi:10.1016/j.jenvman.2012.07.034.

Allen, A.A., Mabile, N.J., Jaeger, D., and Costanzo, D. The use of controlled burning during the Gulf of Mexico Deepwater Horizon (MC-252) oil spill response. *In* Proceedings of the 2011 International Oil Spill Conference, 23-26 May 2011. Portland, Oregon 2011. American Petroleum Institute. p. 21.

American Society of Microbiology. 2011. FAQ: Microbes and Oil Spills. American Academy of Microbiology, Washington, DC.

Atlas, R.M. 1975. Effects of Temperature and Crude-Oil Composition on Petroleum Biodegradation. Appl Microbiol **30**(3): 396-403. Available from <Go to ISI>://WOS:A1975AQ70700008 [accessed.

Baker, J.M. 1995. Net environmental benefit analysis for oil spill response. In: Proceedings of the 1995 International Oil Spill Conference, February 27-March 2, 1995, Long Beach, California. American Petroleum Institute, Washington, DC. pp. 611-614.

Bauget, F., Langevin, D., and Lenormand, R. 2001. Dynamic surface properties of asphaltenes and resins at the oil-air interface. J Colloid Interf Sci **239**(2): 501-508. doi:10.1006/jcis.2001.7566.

Bobra, M., Tennyson, E.J. 1989. Photooxidation of petroleum. https://www.bsee.gov/sites/bsee.gov/files/osrr-oil-spill-response-research//120ap.pdf.

Brakstad, O.G., and Bonaunet, K. 2006. Biodegradation of petroleum hydrocarbons in seawater at low temperatures (0-5 degrees C) and bacterial communities associated with degradation. Biodegradation **17**(1): 71-82. doi:DOI 10.1007/s10532-005-3342-8.

Brandvik, P.J., and Daling, P.S. 1998. Optimisation of oil spill dispersant composition by mixture design and response surface methods. Chemometr Intell Lab **42**(1-2): 63-72. doi:Doi 10.1016/S0169-7439(98)00009-4.

Buist, I., Potter, S., Nedwed, T., and Mullin, J. 2011. Herding surfactants to contract and thicken oil spills in pack ice for *in situ* burning. *Cold Regions Science and Technology* **67**(1-2): 3-23. Available from http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0165232X11000383 [accessed.

CONCAWE. 1998. Heavy fuel oils. CONCAWE, Brussels, Belgium.

Crosby, S., Fay, R., Groark, C., Kani, A., Smith, J.R., and Sullivan, T. 2013. Transporting Alberta's Oil Sands Products: Defining the Issues and Assessing the Risks. National Oceanic and Atmospheric Administration, 180 p. Available: http://www.crrc.unh.edu/workshops/oil_sands_washington/Final%20NOAA%20Oil%20Sands%20Report_03_22.pdf.

Curl, H.C., and O'Donnell, K. 1977. Chemical and physical properties of refined petroleum products [Technical Memorandum]. Available from https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/11031 [accessed.

Daling, P.S., Aamo, O.M., Lewis, A., and Strom-Kristiansen, T. 1997. SINTEF/IKU Oil-weathering model: Predicting oil's properties at sea. In: Proceedings of the 1997

International Oil Spill Conference, Fort Lauderdale, Florida. American Petroleum Insitute, Washington DC. pp. 297-307.
Demirbas, A., Alidrisi, H., and Balubaid, M.A. 2015. API Gravity, Sulfur Content, and Desulfurization of Crude Oil. Petroleum Science and Technology **33**(1): 93-101. doi:10.1080/10916466.2014.950383.
Doerffer, J.W. 1992. Oil Spill Response in the Marine Environment. Pergamon Press, Oxford, England.
Douglas, G.S., Owens, E.H., Hardenstine, J., and Prince, R.C. 2002. The OSSA II Pipeline Oil Spill: the Character and Weathering of the Spilled Oil. Spill Science & Technology Bulletin **7**(3): 135-148. doi:https://doi.org/10.1016/S1353-2561(02)00046-4.
Environment Canada. 2001. Oil Properties Database. Available from http://www.etc-cte.ec.gc.ca/databases/oilproperties/ [accessed 24 Nov 2015].
Esquinas, N., Rodríguez-Valdés, E., Márquez, G., and Gallego, J.L.R. 2017. Diagnostic ratios for the rapid evaluation of natural attenuation of heavy fuel oil pollution along shores. Chemosphere **184**: 1089-1098. doi:https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.06.087.
Fay, J.A. 1969. The Spread of Oil Slicks on a Calm Sea. *In* Oil on the Sea: Proceedings of a symposium on the scientific and engineering aspects of oil pollution of the sea, sponsored by Massachusetts Institute of Technology and Woods Hole Oceanographic Institution and held at Cambridge, Massachusetts, May 16, 1969. *Edited by* D.P. Hoult. Springer US, Boston, MA. pp. 53-63.
Fingas, M. 2000. The Basics of Oil Spill Cleanup.
Flaherty, L.M. 1989. Oil dispersants: new ecological approaches. ASTM Committee F-20 on Hazardous Substances and Oil Spill Response.
French-McCay, D.P. 2004. Oil spill impact modeling: Development and validation. Environmental Toxicology and Chemistry **23**(10): 2441-2456. doi:10.1897/03-382.
French McCay, D., Li, Z., Horn, M., Crowley, D., Spaulding, M., Mendelsohn, D., and Turner, C. Modeling oil fate and subsurface exposure concentrations from the Deepwater Horizon oil spill. *In* Proceedings of the 39th Arctic and Marine Oilspill Program (AMOP) Technical Seminar. Halifax, Nova Scotia, 7-9 June 2016 2016. Environment and Climate Change Canada. pp. 115-150.
Gallego, J.R., González-Rojas, E., Peláez, A.I., Sánchez, J., García-Martínez, M.J., Ortiz, J.E., Torres, T., and Llamas, J.F. 2006. Natural attenuation and bioremediation of Prestige fuel oil along the Atlantic coast of Galicia (Spain). Organic Geochemistry **37**(12): 1869-1884. doi:https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2006.07.022.
Genivar. 2013. Risk Assessment for Marine Spills in Canadian Waters: Phase 1, oil spills south of the 60th parallel. WSP Canada Inc (formerly Genivar Inc) 131-17593-00.
Ghattas, A.K., Fischer, F., Wick, A., and Ternes, T.A. 2017. Anaerobic biodegradation of (emerging) organic contaminants in the aquatic environment. Water Res **116**: 268-295. doi:10.1016/j.watres.2017.02.001.
Gong, Y., Zhao, X., Cai, Z., O'Reilly, S.E., Hao, X., and Zhao, D. 2014. A review of oil, dispersed oil and sediment interactions in the aquatic environment: Influence on

the fate, transport and remediation of oil spills. Marine Pollution Bulletin **79**(1-2): 16-33. doi:doi:10.1016/j.marpolbul.2013.12.024.

Head, I.M., Jones, D.M., and Roling, W.F.M. 2006. Marine microorganisms make a meal of oil. *Nature Reviews Microbiology* **4**(3): 173-182. Available from http://dx.doi.org/10.1038/nrmicro1348 [accessed.

Heinaru, E., Merimaa, M., Viggor, S., Lehiste, M., Leito, I., Truu, J., and Heinaru, A. 2005. Biodegradation efficiency of functionally important populations selected for bioaugmentation in phenol- and oil-polluted area. Fems Microbiol Ecol **51**(3): 363-373. doi:10.1016/j.femsec.2004.09.009.

Houston, G., Gaudreau, R., and Sinclair, M. 2013. A Review of Canada's Ship-source Oil Spill Preparedness and Response Regime: Setting the course for the future. Tanker Safety Panel Secretariat 978-1-100-54627-8, Ottawa, ON.

International Tanker Owners Pollution Federation. 2014. Use of dispersants to treat oil spills.

King, T.L., Robinson, B., Boufadel, M., and Lee, K. 2014. Flume tank studies to elucidate the fate and behavior of diluted bitumen spilled at sea. Marine Pollution Bulletin **83**(1): 32-37. doi:DOI:10.1016/j.marpolbul.2014.04.042.

King, T.L., Robinson, B., Cui, F., Boufadel, M., Lee, K., and Clyburne, J.A.C. 2017. An oil spill decision matrix in response to surfacespills of various bitumen blends. Environmental Science: Processes and Impacts **19**: 928-938. doi:doi: 10.1039/C7EM00118E.

Kiruri, L.W., Dellinger, B., and Lomnicki, S. 2013. Tar Balls from Deep Water Horizon Oil Spill: Environmentally Persistent Free Radicals (EPFR) Formation During Crude Weathering. Environ Sci Technol **47**(9): 4220-4226. doi:10.1021/es305157w.

Lee, K. 2002. Oil-particle interactions in aquatic environments: Influence on the transport, fate, effect and remediation of oil spills. Spill Science and Technology Bulletin **8**(1): 3-8. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S1353-2561(03)00006-9.

Lee, K., Tremblay, G.H., Gauthier, J., Cobanli, S.E., and Griffin, M. Bioaugmentation and biostimulation: A paradox between laboratory and field results. *In* Proceedings of the 1997 International Oil Spill Conference, April 7-10, 1997. Fort Lauderdale, Florida 1997. American Petroleum Institute. pp. 697-705.

Lee, K., Boufadel, M., Chen, B., Foght, J., Hodson, P., Swanson, S., and Venosa, A. 2015. Expert panel report on the behaviour and environmental impacts of crude oil released into aqueous environments. Royal Society of Canada RSC: EPR 15-1, Ottawa, ON.

Lee, R.F. 2003. Photo-oxidation and photo-toxicity of crude and refined oils. Spill Science and Technology Bulletin **8**: 157-162.

Lynagh, N. 1985. Environmental Factors Affecting the Movement and Dispersal of Oil Spills With Particular Reference to the Gulf. *In* Middle East Oil Technical Conference and Exhibition. Society of Petroleum Engineers, Bahrain. p. 8.

Meyer, R.F., and Attanasi, E. 2004. Chapter 4 - Natural Bitumen and Extra-Heavy Oil. *In* 2004 Survey of Energy Resources (Twentieth Edition). *Edited by* J. Trinnaman and A. Clarke. Elsevier Science, Oxford. pp. 93-117.

Mishra, A.K., and Kumar, G.S. 2015. Weathering of Oil Spill: Modeling and Analysis. Aquatic Procedia **4**: 435-442. doi:https://doi.org/10.1016/j.aqpro.2015.02.058.

Moritis, G. 2007. Alberta bitumen development continues its rapid expansion. Oil Gas J **105**(26): 43-+. Available from <Go to ISI>://WOS:000248196100011 [accessed.

Mullin, J.V., and Champ, M.A. 2003. Introduction/overview to *in situ* burning of oil spills. Spill Science and Technology Bulletin **8**(4): 323-330. Available from http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1353256103000768 [accessed.

National Academies of Sciences Engineering Medicine. 2016. Spills of Diluted Bitumen from Pipelines: A Comparative Study of Environmental Fate, Effects, and Response. The National Academies Press, Washington, DC.

National Research Council. 2003. Oil in the Sea III: Inputs, Fates and Effects. Ocean Studies Board and Marine Board, National Academies, Washington, DC. 395 pp.

National Research Council. 2013. An Ecosystem Services Approach to Assessing the Impacts of the Deepwater Horizon Oil Spill in the Gulf of Mexico. National Academies, Washington, DC. 350 pp.

Nikolopoulou, M., and Kalogerakis, N. 2009. Biostimulation strategies for fresh and chronically polluted marine environments with petroleum hydrocarbons. Journal of Chemical Technology & Biotechnology **84**(6): 802-807. doi:10.1002/jctb.2182.

Nimana, B., Verma, A., Di Lullo, G., Rahman, M.M., Canter, C.E., Olateju, B., Zhang, H., and Kumar, A.A.-O. 2016. Life Cycle Analysis of Bitumen Transportation to Refineries by Rail and Pipeline. (1520-5851 (Electronic)).

Niu, H., Li, Z., Kepkay, P., Lee, K., and Mullin, J. Modeling the long term fate of oil-mineral-aggregates (OMAs) in the marine environment and assessment of their potential risks. Abstract 170. *In* Proceedings of the 2011 International Oil Spill Conference, 23-26 May 2011. Portland, Oregon 2011. American Petroleum Institute. pp. 1-13.

Njobuenwu, D.O., and Abowei, F.N. 2008. Spreading of Oil Spill on Placid Aquatic Medium.

NOAA. 2017. Currents. Available from https://oceanservice.noaa.gov/education/kits/currents/03coastal1.html2017].

Nordvik, A.B. 1995. The Technology Windows-of-Opportunity for Marine Oil-Spill Response as Related to Oil Weathering and Operations. Spill Science & Technology Bulletin **2**(1): 17-46. doi:Doi 10.1016/1353-2561(95)00013-T.

Nuka Research and Planning Group. 2012. Oil spill response gap and response capacity analysis for proposed northern gateway tanker oil spills in open water and protected water operating environments.

Peterson, C.H., Rice, S.D., Short, J.W., Esler, D., Bodkin, J.L., Ballachey, B.E., and Irons, D.B. 2003. Long-term ecosystem response to the *Exxon Valdez* oil spill. Science **302**: 2082-2086.

Pezeshki, S.R., Hester, M.W., Lin, Q., and Nyman, J.A. 2000. The effects of oil spill and clean-up on dominant US Gulf coast marsh macrophytes: a review. Environ Pollut **108**(2): 129-139. Available from http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749199002444 [accessed.

Prahl, F.G., and Carpenter, R. 1979. Role of Zooplankton Fecal Pellets in the Sedimentation of Polycyclic Aromatic-Hydrocarbons in Dabob Bay, Washington. Geochim Cosmochim Ac **43**(12): 1959-1972. doi:Doi 10.1016/0016-7037(79)90008-5.

Reed, M., Johansen, Ø., Brandvik, P.J., P.Daling, Lewis, A., Fiocco, R., Mackay, D., and Prentki, R. 1999. Oil spill modeling towards the close of the 20th century: overview of the state of the art. Spill Science and Technology Bulletin **5**(1): 3-16.

Singass, I., and Lewis, A. 2011. Behaviour of oil and other hazardous and noxious substances (HNS) spilled in Arctic waters (BoHaSA). SINTEF SINTEF A18116, Trondheim.

SL Ross Environmental Research. 2012. Research on using oil herding agents for rapid response in situ burning of oil slicks on open water.

Smith, V.H. 2002. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems: a global problem. (0944-1344 (Print)).

Sorheim, K.R., and Andreassen, I. 2011. Weathering properties of the Trym condensate. SINTEF A20258, Trondheim, Norway.

Spaulding, M.L. 1988. A state-of-the-art review of oil spill trajectory and fate modeling. *Oil and Chemical Pollution* **4**(1): 39-55.

Speight, J.G., and Ozum, B. 2001. Petroleum Refining Processes. Taylor & Francis.

Standing Senate Committee. 2013. Moving Energy Safely: A study of the safe transport of hydrocarbons by pipelines, tankers, and railways in Canada. Standing Senate Committee on Energy, the Environment and Natural Resources, Ottawa, ON.

Statistics Canada. 2011. Shipping in Canada. Statistics Canada, Ottawa, ON.

Stoffyn-Egli, P., and Lee, K. 2002. Formation and characterization of oil-mineral aggregates. Spill Science and Technology Bulletin **8**(1): 31-44. doi: DOI: 10.1016/S1353-2561(02)00128-7.

Transportation Research Board, and National Research Council. 2014. Responding to Oil Spills in the U.S. Arctic Marine Environment. The National Academies Press, Washington, DC.

Tyagi, M., da Fonseca, M.M.R., and de Carvalho, C.C.C.R. 2011. Bioaugmentation and biostimulation strategies to improve the effectiveness of bioremediation processes. Biodegradation **22**(2): 231-241. doi:10.1007/s10532-010-9394-4.

U.S. Energy Information Administration. 2018. Petroleum & Other Liquids: Definitions, Sources and Explanatory Notes. Available from https://www.eia.gov/dnav/pet/TblDefs/pet_pri_wco_tbldef2.asp2018].

US Geological Survey. 2016. Surface tension and water. Available from https://water.usgs.gov/edu/surface-tension.html2018].

van Gelderen, L., Malmquist, L.M.V., and Jomaas, G. 2015. Crude oil burning mechanisms. Proceedings of the 38th Amop Technical Seminar on Environmental Contamination and Response: 385-400.

Vodyanoy, V., Pustovyy, O., Moore, T., and Brock, K. 2013. Passive oil collection device. Environ Earth Sci **70**(4): 1753-1763. doi:10.1007/s12665-013-2263-9.

Warnock, A.M., Hagen, S.C., and Passeri, D.L. 2015. Marine Tar Residues: a Review. Water, Air, & Soil Pollution **226**(3): 68. doi:10.1007/s11270-015-2298-5.

Zhao, L., Boufadel, M.C., Geng, X., Lee, K., King, T., Robinson, B., and Fitzpatrick, F. 2016. A-DROP: A predictive model for the formation of oil particle aggregates (OPAs). Marine Pollution Bulletin. doi:doi:10.1016/j.marpolbul.2016.02.057.