



Pêches et Océans  
Canada

Fisheries and Oceans  
Canada

Sciences des écosystèmes  
et des océans

Ecosystems and  
Oceans Science

## **Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)**

---

**Document de recherche 2022/073**

**Région de la capitale nationale**

# **État des connaissances sur les dispersants chimiques pour les déversements d'hydrocarbures en mer au Canada**

David Creber<sup>1</sup>, Rob Willis<sup>2</sup> et Emily Davis<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Dillon Consulting Limited  
1149, rue Smythe  
Fredericton (Nouveau-Brunswick) E3B 3H4

<sup>2</sup>Dillon Consulting Limited  
137, promenade Chain Lake, bureau 100  
Halifax (Nouvelle-Écosse) B3S 1B3

---

## Avant-propos

La présente série documente le fondement scientifique de l'évaluation des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite donc des problèmes courants selon des échéanciers dictés, et les documents qu'elle contient doivent être considérés non pas comme des énoncés définitifs sur les sujets traités, mais plutôt comme des rapports d'étape sur les études en cours.

### Publié par :

Pêches et Océans Canada  
Secrétariat canadien de consultation scientifique  
200, rue Kent  
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

[http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/  
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca](http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca)



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du  
ministère des Pêches et des Océans, 2022

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-46094-9 N° cat. Fs70-5/2022-073F-PDF

### La présente publication doit être citée ainsi :

Creber, D., Willis, R., Davis, E. 2022. État des connaissances sur les dispersants chimiques pour les déversements d'hydrocarbures en mer au Canada. Secr. can. des avis sci. du MPO, Doc. de rech. 2022/073. vii + 92 p.

### **Also available in English :**

*Creber, D., Willis, R., Davis, E. 2022. State of Knowledge on Chemical Dispersants for Canadian Marine Oil Spills. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2022/073. vii + 82 p.*

---

---

## REMERCIEMENTS

Plusieurs membres du Comité directeur, l'équipe du projet et les participants à la réunion ont appuyé la rédaction du présent document de recherche. Les révisions, les clarifications et les améliorations qui ont découlé de leurs contributions et de leurs commentaires ont considérablement amélioré la version finale du document.

Nous tenons tout particulièrement à remercier M. Ken Lee de ses conseils et de son expertise technique. La structure et le contenu du présent document n'auraient pas été les mêmes sans le temps et les efforts qu'il y a consacrés.

Nous voulons remercier les membres de l'équipe du projet, notamment les auteurs de Dillon (nommés ci-dessus), Ryan Greig, Lisa Isaacman, Cory Dubetz et Shannon Stuyt, de leur temps et de leurs efforts, ainsi que des examens et des révisions qu'ils ont effectués. Nous tenons à remercier spécialement Alex Tuen, qui a procédé à des révisions rédactionnelles détaillées et qui a veillé à ce que nous respections les lignes directrices et les pratiques établies pour de telles publications.

Enfin, nous aimerions remercier nos deux coprésidents, Lisa Settington et James McCourt, des conseils qu'ils ont prodigués, ainsi que de la structure, des points de vue techniques et de multiples révisions qu'ils ont apportés et qui ont contribué à améliorer les résultats du processus.

---

## TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	vii
INTRODUCTION .....	1
CONTEXTE.....	1
OBJECTIFS.....	1
CONTEXTE .....	2
TYPES DE DISPERSANTS ET MODE D'ACTION.....	3
TYPES D'HYDROCARBURES ET UTILISATION DE DISPERSANTS .....	5
CONSIDÉRATIONS ENVIRONNEMENTALES RELATIVES À L'UTILISATION DE DISPERSANTS .....	7
Avantages des agents dispersants .....	8
Problèmes liés aux agents dispersants.....	9
CADRE DE RÉGLEMENTATION RELATIF À L'UTILISATION DE DISPERSANTS AU CANADA .....	10
DEVENIR ET COMPORTEMENT .....	11
PROPRIÉTÉS DES HYDROCARBURES QUI INFLUENT SUR LE DEVENIR ET LE TRANSPORT .....	11
DEVENIR DES HYDROCARBURES .....	11
Dispersion et dilution.....	11
Évaporation.....	12
Aérosolisation.....	12
Photomodification.....	12
Dissolution.....	13
Émulsification .....	13
Formation d'hydrates .....	14
Agrégats hydrocarbures-particules .....	14
Neige marine hydrocarbonée.....	14
Biodégradation .....	15
Lien entre les processus d'altération et les dispersants chimiques .....	16
TRANSPORT DES HYDROCARBURES ET UTILISATION DE DISPERSANTS.....	17
Rejet en surface .....	17
Rejet sous la surface.....	17
CONSIDÉRATIONS ENVIRONNEMENTALES RELATIVES À L'EAU FROIDE .....	18
RÉSUMÉ : COMMENT L'UTILISATION DE DISPERSANTS INFLUE SUR LE DEVENIR ET LE COMPORTEMENT DES HYDROCARBURES.....	19
SÉQUENCES DES EFFETS, COMPOSANTES BIOLOGIQUES PRÉOCCUPANTES ET VOIES D'EXPOSITION.....	20
DÉTERMINATION DES COMPOSANTES BIOLOGIQUES (RÉCEPTEURS PRÉOCCUPANTS) .....	22
DÉTERMINATION DES VOIES D'EXPOSITION AUX HYDROCARBURES DISPERSÉS POUR LES PRINCIPAUX RÉCEPTEURS PRÉOCCUPANTS.....	25

---

EFFET DES DISPERSANTS CHIMIQUES SUR LES VOIES D'EXPOSITION POTENTIELLES ENTRE LES SUBSTANCES PÉTROLIÈRES DISPERSÉES ET LES RÉCEPTEURS PRÉOCCUPANTS .....	27
IMPACTS .....	29
INTRODUCTION .....	29
BIODISPONIBILITÉ .....	31
CONSIDÉRATIONS RELATIVES AU TEMPS D'EXPOSITION .....	32
TOXICITÉ DES HYDROCARBURES NON TRAITÉS ET DES HYDROCARBURES DISPERSÉS EN MILIEU AQUATIQUE .....	32
Résumé des données expérimentales des études de toxicité des hydrocarbures dispersés en milieu aquatique – les hydrocarbures dispersés chimiquement sont-ils plus toxiques que les hydrocarbures non traités? .....	35
PRINCIPAUX PARAMÈTRES BIOLOGIQUES LIÉS AUX IMPACTS DES HYDROCARBURES DISPERSÉS .....	35
PRINCIPAUX DOMAINES D'INCERTITUDE CONCERNANT LES RÉPERCUSSIONS DES HYDROCARBURES DISPERSÉS SUR LE BIOTE MARIN .....	37
RÉSUMÉ DES IMPACTS DES HYDROCARBURES DISPERSÉS .....	39
Espèces d'eau arctique/froide et espèces d'eau profonde .....	40
Oiseaux de mer .....	41
Reptiles marins (tortues) .....	41
Mammifères marins .....	42
Poissons marins .....	42
Invertébrés marins (benthiques et pélagiques, non planctoniques) .....	43
Organismes marins pélagiques planctoniques .....	44
Coraux .....	44
RÉTABLISSEMENT .....	45
DÉVERSEMENT DE L'ARROW .....	46
EXPÉRIENCE SUR LE DÉVERSEMENT DE PÉTROLE À L'ÎLE DE BAFFIN (BIOS) .....	46
Sea Empress .....	47
DEEPWATER HORIZON .....	48
VULNÉRABILITÉ DU BIOTE .....	49
IMPACTS ET RÉTABLISSEMENT .....	50
RÉSUMÉ .....	51
SURVEILLANCE .....	51
SURVEILLANCE OPÉRATIONNELLE .....	52
Relevés préalables à l'application de dispersants .....	53
Niveau I .....	53
Niveau II .....	54
Niveau III .....	54
SURVEILLANCE ENVIRONNEMENTALE .....	55
INJECTION SOUS-MARINE DE DISPERSANTS .....	57
MODÉLISATION DE LA TRAJECTOIRE .....	59

---

---

CONSIDÉRATIONS RELATIVES AU MODÈLE DE TRAJECTOIRE .....	59
Renseignements sur les déversements d'hydrocarbures .....	59
Distribution de la taille des gouttelettes d'hydrocarbures .....	60
Courant .....	62
Vent.....	62
Vagues .....	63
Glace.....	63
Température, salinité et particules totales en suspension .....	64
MODÈLES DE TRAJECTOIRE ET DE DÉVERSEMENT D'HYDROCARBURES	
DISPONIBLES .....	64
Oil Spill Contingency and Response (OSCAR).....	64
OILMAP et SIMAP .....	65
SPILLCALC.....	66
COSMoS .....	67
RÉSUMÉ.....	67
RÉFÉRENCES CITÉES .....	68

## FIGURES

Figure 1 : Mode d'action des dispersants (tiré de NRC, 2005). .....	4
Figure 2 : Impacts potentiels des hydrocarbures sur le biote marin. ....	40
Figure 3 : Description d'un programme de surveillance des déversements d'hydrocarbures (source : AMSA, 2016). La surveillance opérationnelle équivaut à la surveillance de la phase d'intervention et la surveillance environnementale équivaut à la surveillance de la phase de rétablissement.....	52
Figure 4 : Exigences et considérations relatives à la surveillance lors de l'utilisation de dispersants (tirée du document de l'IPIECA, 2020). .....	57

## TABLEAUX

Tableau 1 : Résumé comparatif de l'évolution des dispersants (IPIECA, 2001; EMSA, 2010; ITOPF, 2014). .....	4
Tableau 2 : Résumé comparatif des types d'hydrocarbures et de leur dispersibilité (USCG, 2003; NOAA, 2013; Dillon, 2017a).....	6
Tableau 3 : Résumé du devenir et du comportement du pétrole, avec ou sans utilisation de dispersants.....	20
Tableau 4 : Principales voies d'exposition aux hydrocarbures non traitées et aux hydrocarbures dispersés pour les récepteurs préoccupants marins. ....	25
Tableau 5 : Taux de résilience du biote marin benthique en eaux profondes dans le golfe du Mexique (adaptation de Schwing et al., 2020).....	49

---

## RÉSUMÉ

Le recours aux dispersants chimiques compte parmi les nombreuses mesures d'intervention en cas de déversement d'hydrocarbures. Depuis leur application à grande échelle dans le cadre des opérations d'intervention ayant suivi le déversement de pétrole dans le golfe du Mexique en 2010, les connaissances scientifiques sur les agents dispersants ont beaucoup avancé. Par conséquent, un grand nombre de travaux décrivant en détail les résultats et les constatations de nombreuses études et évaluations ont été produits.

Une analyse documentaire a été effectuée pour regrouper les données et évaluer l'état des connaissances sur les dispersants chimiques dans un contexte canadien. Plus précisément, l'analyse porte sur la façon dont les dispersants interagissent avec le devenir, le comportement et le transport des hydrocarbures dans l'environnement, les séquences des effets des hydrocarbures dispersés sur le biote marin, les effets potentiels et les impacts des hydrocarbures dispersés sur le biote. De plus, en raison des préoccupations environnementales, elle tient compte des besoins particuliers en matière de surveillance et de modélisation de la trajectoire des déversements d'hydrocarbures pendant les opérations d'intervention lorsque des dispersants sont utilisés.

Selon les conclusions de l'analyse documentaire, les dispersants chimiques modifient le transport, le devenir et les effets potentiels des hydrocarbures en modifiant leurs propriétés chimiques et physiques. Comme les agents dispersants augmentent le mouvement des hydrocarbures dans la colonne d'eau sous forme de petites gouttelettes de pétrole, ils peuvent modifier le niveau d'exposition de certaines espèces. Les dispersants peuvent par exemple améliorer la biodisponibilité des hydrocarbures pour certaines espèces. Cependant, d'après les résultats des évaluations de la toxicité en laboratoire, à des charges d'hydrocarbures inférieures à 100 mg/L (une valeur commune pour la plupart des scénarios de déversement d'hydrocarbures), les hydrocarbures dispersés chimiquement et les hydrocarbures non traités (sans application d'agents dispersants) semblent avoir relativement les mêmes effets sur le biote marin.

L'un des compromis importants de l'utilisation d'agents dispersants est que, bien qu'ils puissent réduire les impacts des nappes de pétrole sur la faune à la surface de l'eau (p. ex. mammifères marins, oiseaux de mer) et le transport subséquent des hydrocarbures vers des côtes et des habitats côtiers vulnérables et riches sur le plan biologique, ils peuvent aussi accroître les impacts dans la colonne d'eau et les sédiments de l'environnement extracôtier. De nombreuses études en cours portent sur l'évaluation des impacts à long terme de l'utilisation de dispersants sur le biote dans le milieu marin extracôtier, afin de combler le manque de connaissances à cet égard.

L'utilisation appropriée de dispersants au Canada doit tenir compte des circonstances et des conditions uniques de chaque scénario de déversement d'hydrocarbures, y compris la nature dynamique du milieu marin et le rôle des facteurs environnementaux, physiochimiques et écologiques.

---

## INTRODUCTION

### CONTEXTE

Le Canada possède un système de sécurité maritime solide, axé sur quatre grands piliers : la prévention; la préparation et l'intervention; la responsabilité et l'indemnisation; et le rétablissement. Au cours des dernières années, le gouvernement du Canada a consacré des ressources importantes à l'amélioration de certains aspects spécifiques du régime de protection de l'environnement et d'intervention d'urgence au Canada.

En cas de déversement en milieu aquatique, Pêches et Océans Canada (MPO, qui comprend la Garde côtière canadienne) utilise des données scientifiques pour prendre des décisions qui facilitent la gestion efficace et durable des pêches du Canada, veiller à ce que les écosystèmes aquatiques soient protégés contre les répercussions négatives et éclairer l'intervention environnementale.

Après un déversement d'hydrocarbures, il faut évaluer l'efficacité de tous les outils d'intervention disponibles, ce qui comprend le recours aux agents dispersants. Depuis certains incidents historiques de déversement d'hydrocarbures, comme le déversement de pétrole du *Torrey Canyon* au Royaume-Uni (1967) et le plus récent déversement de la plateforme de forage Deepwater Horizon (DWH) dans le golfe du Mexique (2010), d'importantes recherches liées à l'utilisation de dispersants ont été entreprises et nombre d'avancées scientifiques ont vu le jour. Cette information, disponible sur diverses tribunes, n'a pas encore fait l'objet d'une évaluation critique portant précisément sur son applicabilité dans un contexte canadien.

La portée de ce processus d'examen par les pairs est axée sur ce qui suit :

- toutes les sources de pollution par les hydrocarbures (p. ex. en mer, navire, etc.);
- utilisation dans un milieu marin (eau salée);
- conditions environnementales au Canada (c.-à-d. écosystèmes aquatiques des climats tempéré et froid);
- formulation de dispersant non spécifique;
- mélange d'hydrocarbures dispersés (plutôt que le dispersant lui-même);
- voies d'exposition et effets nocifs (plutôt que les mécanismes précis de toxicité ou d'effets);
- considérations générales relatives aux répercussions, applicables aux groupes d'espèces (population/communauté – plutôt qu'aux espèces individuelles);
- recommandations générales pour la surveillance (plutôt que des mesures précises et détaillées).

### OBJECTIFS

Le présent document vise à résumer l'état actuel des connaissances sur les dispersants chimiques afin d'appuyer les discussions dans le cadre de la réunion d'examen scientifique par les pairs du Secrétariat canadien de consultation scientifique sur l'état des connaissances sur les dispersants chimiques pour les déversements d'hydrocarbures en mer au Canada, qui s'est tenue du 1<sup>er</sup> au 12 mars 2021.

Le but de la réunion était de regrouper les renseignements et d'évaluer de façon critique l'état actuel des connaissances sur les dispersants dans un contexte canadien. Les questions abordées lors de cette réunion nationale étaient les suivantes :



- 
1. Comment l'application de dispersants modifie-t-elle le mouvement des hydrocarbures et l'exposition des récepteurs sensibles (p. ex. espèces aquatiques, habitats et autres zones côtières ou marines sensibles)?
  2. Quelles sont les différences en matière d'exposition et d'effets entre les hydrocarbures non traités et les hydrocarbures dispersés et leurs impacts potentiels à court et à long terme sur les récepteurs sensibles?
  3. Quelles sont les principales considérations ou recommandations pour la surveillance de l'environnement après utilisation d'un dispersant?
  4. Quels sont les besoins scientifiques prioritaires pour soutenir le régime de réglementation et la prise de décisions concernant l'utilisation de dispersants au Canada?

Les résultats de ce processus devraient être utilisés pour :

- éclairer efficacement les décisions critiques et urgentes en matière d'intervention en cas de déversement (comme la détermination des avantages environnementaux nets);
- fournir des conseils scientifiques fondés sur le consensus pour éclairer et soutenir la communication des décisions d'intervention en cas de déversement;
- appuyer et éclairer l'élaboration de règlements, de politiques, de normes et de directives sur l'utilisation de dispersants;
- soutenir diverses autres initiatives du gouvernement du Canada liées à l'intervention en cas de déversement.

## CONTEXTE

Les dispersants sont un mélange de surfactants dans le solvant qui améliore la dispersion naturelle des hydrocarbures (EMSA, 2010). Ils facilitent le transfert des hydrocarbures de la surface de la mer à la colonne d'eau sous forme de petites gouttelettes qui sont diluées – ce qui facilite le processus de dégradation microbienne (Lee et al., 2015). Bien que les dispersants n'éliminent pas les hydrocarbures du milieu marin, ils en changent les propriétés chimiques et physiques, ce qui modifie leur transport, leur devenir et leurs effets potentiels (NRC, 2005). Par exemple, l'amélioration potentielle de la biodégradation microbienne peut réduire ou éliminer des composants du pétrole qui sont très préoccupants pour l'environnement.

L'utilisation de dispersants peut réduire efficacement la quantité d'hydrocarbures présente à la surface de l'eau et le risque pour les espèces de surface et sous la surface, y compris les oiseaux de mer, les mammifères marins et les tortues. La dispersion des hydrocarbures en mer à partir de la surface de l'eau aide à réduire la probabilité de transport du pétrole vers des eaux côtières, des marais riverains, des estuaires et des environnements de plage plus productifs (Lee et al., 2015). D'un point de vue écotoxicologique, la dispersion et la dilution rapides du pétrole transporté dans la colonne d'eau par des procédés naturels, à la suite de l'application de dispersants, réduiront probablement les concentrations de pétrole à des niveaux inférieurs aux seuils de toxicité (Lee et al., 2015).

Les dispersants représentent l'une des nombreuses options d'intervention en cas de déversement d'hydrocarbures, qui incluent l'atténuation naturelle (rétablissement naturel surveillé – option d'intervention reconnue en cas de déversement d'hydrocarbures), le nettoyage des rives, la récupération physique/mécanique et le brûlage sur place (USGAO, 2012). Les dispersants peuvent constituer une méthode efficace pour atténuer les déversements d'hydrocarbures, comme cela a été montré dans le cadre de nombreux essais et lors de déversements réels. Par exemple, des dispersants ont été utilisés à grande échelle (au

---

moyen d'avions, de bateaux, de procédés en eaux profondes et de méthodes d'injection sous la surface) en milieu marin à la suite de l'explosion de DWH dans le golfe du Mexique en 2010, le plus important déversement de pétrole de l'histoire des États-Unis (BP, 2010; Congrès des États-Unis, 2011; Lee et al., 2015). Diverses études et recherches menées après l'incident de DWH relativement aux dispersants chimiques sont examinées dans la présente analyse.

## **TYPES DE DISPERSANTS ET MODE D'ACTION**

En général, un dispersant chimique comporte trois composants : surfactants, solvants et additifs (USGAO, 2012). Les surfactants servent d'agents actifs dans la formulation. Les molécules de surfactants ont un groupe de tête hydrophile (affinité pour l'eau) et un groupe de queue oléophile (affinité pour les hydrocarbures) (IPIECA, 2001) (figure 1). Les molécules s'orientent vers l'interface pétrole-eau de sorte que le groupe de queue se trouve dans le pétrole et le groupe de tête dans l'eau, réduisant ainsi la tension de surface, ce qui fait que, lorsque l'on ajoute l'énergie des vagues, de petites gouttelettes se détachent de la nappe, restent en suspension et se propagent sous la surface (ITOPF, 2014). En conséquence de ce processus, la formation de ces petites gouttelettes (micelles stabilisées) diminue l'adhérence et la probabilité de nouvelle coalescence des gouttelettes d'hydrocarbures, ce qui peut avoir des répercussions pour l'intervention, car les hydrocarbures sont dispersés dans la colonne d'eau et moins susceptibles d'adhérer aux caractéristiques biotiques et abiotiques du milieu marin (Zhao et al., 2016a).

Les surfactants utilisés dans les formulations de dispersants peuvent être non ioniques (p. ex. oléate de sorbitan et dérivés polyéthoxylés) ou anioniques (p. ex. dioctylsulfosuccinate de sodium) et leurs propriétés physicochimiques peuvent différer (National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine [NASEM], 2020). Les surfactants non ioniques sont moins solubles dans l'eau et généralement moins toxiques que les surfactants anioniques (Porter, 1991; Myers, 2006). La toxicité comparative des surfactants non ioniques et anioniques pour les espèces aquatiques a été examinée dans plusieurs évaluations (p. ex. Rouse et al., 1994; Tözüm Calgan et Atay Güneymen, 1994; Mustapha et Bawa-Allah, 2020).

Dans les formulations de dispersants, le solvant réduit la viscosité des dispersants à des fins d'application (p. ex. pulvérisation) et peut aider les molécules de surfactants et les additifs à pénétrer dans la nappe de pétrole (ITOPF, 2014). Les solvants dans les formulations commerciales actuelles sont en grande partie à base d'hydrocarbures ou de glycol (p. ex. distillats légers hydrotraités ou dérivés du glycol) (NASEM, 2020). Les additifs dans une formulation de dispersant peuvent servir à améliorer la solubilité des surfactants ou à accroître la stabilité de la formulation (USGAO, 2012).

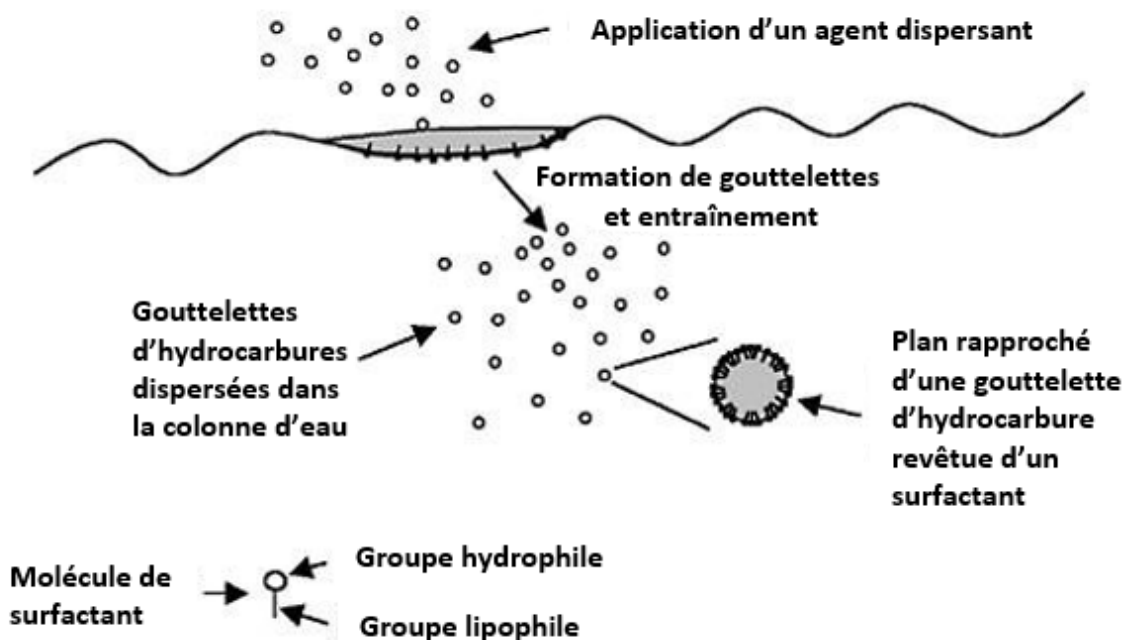


Figure 1 : Mode d'action des dispersants (tiré de NRC, 2005).

Des améliorations ont été apportées aux formulations de dispersants depuis qu'elles ont été utilisées pour la première fois dans les années 1960. La première génération de dispersants était semblable aux dégraissants et aux agents de nettoyage industriels (ITOPF, 2014) et contenait de fortes concentrations de composés aromatiques qui étaient très toxiques dans le milieu aquatique (Lessard et DeMarco, 2000; NASEM, 2020). L'utilisation de dispersants de première génération (dégraissants et nettoyeurs industriels) dans le cadre du déversement du *Torrey Canyon* au Royaume-Uni en 1967 a causé d'importants dommages écologiques et amplifié les préoccupations scientifiques concernant la contamination de la mer (Wells, 2017). Les dispersants de première génération ne sont plus utilisés (ITOPF, 2014).

Des progrès ont été réalisés pour élaborer des formulations de dispersants ayant une efficacité accrue et une toxicité réduite dans le milieu marin, ce qui comprend la mise au point de formulations de deuxième (type I) et de troisième génération (types II et III) (tableau 1). Les dispersants modernes sont habituellement formulés à partir de produits chimiques utilisés comme additifs alimentaires ou cosmétiques et ils présentent une toxicité aiguë semblable à celle des shampooings et des agents de nettoyage courants, y compris ceux servant à nettoyer les oiseaux de mer mazoutés (Hemmer et al., 2011; DeLorenzo et al., 2018; Word et al., 2015; USFWS, 2003; NRC 1989; 2005). L'efficacité du dispersant est habituellement définie en fonction de la quantité d'hydrocarbures que le dispersant envoie dans la colonne d'eau par rapport à la quantité qui reste à la surface (Chen et al., 2012).

Tableau 1 : Résumé comparatif de l'évolution des dispersants (IPIECA, 2001; EMSA, 2010; ITOPF, 2014).

Type de dispersant	Calendrier approximatif	Principales différences
Première génération	Années 1960	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Semblable aux dégraissants et aux nettoyeurs industriels</li> <li>• Forte teneur en composés aromatiques dans la formulation</li> <li>• Forte toxicité pour les organismes aquatiques</li> </ul>

Type de dispersant	Calendrier approximatif	Principales différences
Deuxième génération Type I	Années 1970	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Solvant hydrocarboné (faible teneur, ou teneur nulle en composés aromatiques)</li> <li>• Concentration de surfactants de 10 à 25 % du poids</li> <li>• Application sans dilution (forme brute)</li> <li>• Ratio d'application entre 1:1 et 1:3 (dispersant/hydrocarbures)</li> <li>• Toxicité plus faible que les dispersants de première génération</li> <li>• Plus efficace que les dispersants de première génération</li> <li>• Moins toxique que les dispersants de première génération</li> </ul>
Troisième génération Type II	Années 1970	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Concentré</li> <li>• Concentration de surfactants dans le solvant entre 25 et 65 % (poids)</li> <li>• Dilué avec de l'eau de mer, qui sert de solvant supplémentaire, et mélangé à l'aide de l'énergie des vagues</li> <li>• Ratio d'application de 2:1 à 1:5 (mélange de dispersant et d'eau de mer/hydrocarbures)</li> <li>• Conçu pour être pulvérisé à partir d'un navire</li> <li>• La dilution de l'eau de mer diminue l'efficacité</li> <li>• Plus efficace que les dispersants de première génération</li> <li>• Moins toxique que les dispersants de première génération</li> </ul>
Troisième génération Type III	Années 1980 et 1990	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Concentré</li> <li>• Concentration de surfactants dans le solvant entre 25 et 65 % (poids)</li> <li>• Application sans dilution (forme brute)</li> <li>• Ratio d'application entre 1:5 et 1:50 (dispersant/hydrocarbures)</li> <li>• Convient à la fois pour l'application à partir d'un navire et pour l'épandage aérien</li> <li>• Formulation la plus couramment appliquée</li> <li>• Plus efficace que les dispersants de première et de deuxième génération</li> <li>• Moins toxique que les dispersants de première et de deuxième génération</li> </ul>

## TYPES D'HYDROCARBURES ET UTILISATION DE DISPERSANTS

Le type d'hydrocarbures et sa composition chimique ont une incidence sur la viabilité de l'utilisation de dispersants comme option d'intervention (NASEM, 2020). En cas de déversement et afin de déterminer l'efficacité des agents dispersants, les propriétés des hydrocarbures à prendre en considération sont la densité (souvent exprimée comme la densité de l'American Petroleum Institute (API) ou ° API), la volatilité, la viscosité et le point d'écoulement (ITOPF, 2018). La densité API est un nombre utilisé pour indiquer la densité relative (DR) des hydrocarbures par rapport à l'eau et est calculée ainsi :  $API = (141,5/DR - 131,5)$ . En général, l'eau de mer a une densité relative d'environ 1,03; par conséquent, les hydrocarbures ayant une densité API inférieure à 10 couleront probablement et ceux ayant une densité API supérieure à 10 flotteront (USCG, 2003). Les hydrocarbures couramment transportés peuvent être classés en quatre groupes standard ayant des caractéristiques variables (ITOPF, 2018).

Tableau 2 : Résumé comparatif des types d'hydrocarbures et de leur dispersibilité (USCG, 2003; NOAA, 2013; Dillon, 2017a).

Groupe	Densité API	Exemples	Caractéristiques (USCG, 2003; NOAA, 2013)	Dispersion possible sur le plan opérationnel? <sup>1</sup>
1	>45	Hydrocarbures très légers  Essence, naphthe, kérosène	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Très volatile et inflammable;</li> <li>• Taux élevés d'évaporation et de dispersion;</li> <li>• Propagation rapide;</li> <li>• Légère émulsification.</li> </ul>	Peu probable
2	35–45	Hydrocarbures légers  Diesel, brut extra léger d'Arabie	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Volatilité modérée, perte de volume pouvant atteindre 40 % en raison de l'évaporation;</li> <li>• Viscosité faible ou moyenne;</li> <li>• Potentiel d'émulsion.</li> </ul>	Possible
3	17,5–35	Bruts moyens  Alaska North Slope, brut léger d'Arabie, brut moyen d'Arabie	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Volatilité modérée, perte de volume pouvant atteindre 40 % en raison de l'évaporation;</li> <li>• Viscosité moyenne;</li> <li>• Généralement, formation immédiate d'émulsions stables, ou après une certaine évaporation.</li> </ul>	Possible
4	<17,5	Bruts lourds  Medicine Hat Heavy, Nile Blend, Boscan, Pilon, Bunker C	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Faible volatilité;</li> <li>• Viscosité moyenne ou élevée;</li> <li>• Évaporation minimale ou nulle;</li> <li>• Altération très lente;</li> <li>• Formation immédiate d'émulsions stables.</li> </ul>	Peu probable

Les hydrocarbures du groupe 1 ne se prêtent pas bien à l'utilisation de dispersants, car ils s'évaporent facilement et ne sont pas persistants, ce qui réduit le besoin de recourir à un

<sup>1</sup>Chaque scénario de déversement est unique. Dans le cadre d'opérations d'intervention en cas de déversement d'hydrocarbures, pour déterminer si l'on peut procéder à l'application de dispersants (c.-à-d. pour déterminer si la dispersion est possible sur le plan opérationnel), il faut tenir compte de nombreux facteurs qui sont évalués dans le cadre d'une analyse des avantages environnementaux nets (AAEN). La suggestion relative à la dispersibilité proposée ci-dessus sert d'hypothèse générale fondée uniquement sur le type d'hydrocarbures et certaines caractéristiques. Les propriétés physiques des hydrocarbures peuvent limiter leur dispersibilité (p. ex. viscosité, épaisseur de la nappe), mais celle-ci peut aussi être influencée par d'autres facteurs (p. ex. état de la mer, température) ainsi que par le scénario de déversement même (Mukherjee et al., 2011).

---

dispersant en premier lieu. De plus, ils sont susceptibles de former des films superficiels trop minces pour pouvoir être dispersés. Les hydrocarbures du groupe 2, y compris les hydrocarbures légers, peuvent se prêter au recours aux agents dispersants, si ceux-ci sont utilisés avant qu'une altération et une émulsification d'envergure puissent se produire. Les hydrocarbures du groupe 3 peuvent être traités par l'entremise d'agents dispersants, selon leurs propriétés physiques et chimiques, dans le court laps de temps précédant les effets de l'altération et de l'émulsification sur la dispersibilité. Les hydrocarbures du groupe 4 sont peu susceptibles d'être traités à l'aide de dispersants, car leurs propriétés physicochimiques peuvent dépasser la portée efficace des dispersants (p. ex. certains hydrocarbures peuvent couler et former immédiatement des émulsions stables, ce qui réduit la viabilité de l'utilisation des dispersants). Malgré les hypothèses générales sur la dispersibilité, en fonction du type d'hydrocarbures et de ses caractéristiques, diverses études ont évalué l'efficacité des dispersants sur les hydrocarbures visqueux et altérés (voir Martinelli et Cormack, 1979; Lewis et al., 1995; Strøm-Kristiansen et al., 1997; Daling et Strom, 1999; Lessard et DeMarco, 2000). De plus, les hydrocarbures visqueux ont affiché des degrés de dispersibilité dans des conditions en mer simulées (Trudel et al., 2011). Il est plus difficile de disperser les hydrocarbures plus épais et visqueux (API plus faible) que les hydrocarbures dont la viscosité est faible (API plus élevée) (Dillon, 2017a).

## **CONSIDÉRATIONS ENVIRONNEMENTALES RELATIVES À L'UTILISATION DE DISPERSANTS**

L'altération des hydrocarbures, principalement sous forme d'évaporation et d'émulsification, peut avoir des répercussions négatives sur la dispersion des hydrocarbures à mesure que le temps passe après un déversement. Certains hydrocarbures sont sujets à former des émulsions (c.-à-d. un mélange pétrole-eau), qui peuvent être difficiles à séparer et à disperser au moyen d'agents dispersants. Comme les hydrocarbures s'altèrent au fil du temps et deviennent plus visqueux, on considère que les dispersants sont plus efficaces pour les hydrocarbures qui ont été à la surface de l'eau pendant de courtes périodes et qui sont moins visqueux – ce qui souligne la nécessité de prendre des décisions rapides (API, 2012).

Les dispersants ne devraient pas être utilisés en eau peu profonde, généralement définie comme étant à moins de 10 m (ARPEL, 2007), puisque le panache de pétrole dispersé peut entrer en contact avec des espèces sensibles se trouvant près du littoral et toucher des caractéristiques de la colonne d'eau et du fond marin, exposant potentiellement les organismes à de fortes concentrations de pétrole dispersé (EMSA, 2010). Étant donné que le pétrole contenu dans un panache chimiquement dispersé pénètre dans la colonne d'eau, la profondeur de l'eau est un facteur dont il faut tenir compte dans les analyses relatives à l'application de dispersants et les AAEN (NASEM, 2020).

La profondeur de l'eau et le taux d'échange d'eau permettent aux hydrocarbures dispersés de se mélanger et de se diluer dans la colonne d'eau, ce qui entraîne la formation de fines gouttelettes d'hydrocarbures et leur dissolution. On pensait qu'il était nécessaire d'avoir de l'énergie sous forme de vagues déferlantes ou de crêtes pour faciliter la séparation des petites gouttelettes d'hydrocarbures et leur transport dans la colonne d'eau (EMSA, 2010; Huber et al., 2014). Cependant, on a observé sur le terrain que les dispersants étaient efficaces à des taux de dissipation d'énergie plus faibles (Huber et al., 2014). Les mers agitées et les vents forts contribuent à une dispersion plus rapide; toutefois, il y a une limite maximale, car le niveau de « pure » énergie requise pour le mélange dans des conditions de haute mer (p. ex. conditions de tempête) dispersera les hydrocarbures naturellement sans l'ajout de dispersants (NASEM, 2020). En vertu des lignes directrices opérationnelles, l'épandage de dispersants est généralement jugé inefficace à des vitesses de vent supérieures à 25 à 30 nœuds, puisque les

---

hydrocarbures seraient submergés la plupart du temps (EMSA, 2010). Les forts vents peuvent également augmenter la dérive, ce qui rend difficile l'application exacte de dispersants sur la nappe de pétrole. Ils peuvent aussi limiter l'approbation des opérations aériennes en raison de préoccupations relatives à la sécurité.

La plupart des dispersants disponibles sur le marché sont spécialement conçus pour être utilisés dans des conditions marines dont la salinité est d'environ 30 à 35 parties par millier (ITOPF, 2014). Bien que les dispersants puissent être formulés pour être utilisés dans les eaux moins salées, les recommandations concernant leur utilisation dans les systèmes d'eau douce sont limitées en raison de préoccupations environnementales (p. ex. les eaux intérieures touchées par des déversements d'hydrocarbures peuvent être peu profondes ou avoir des prises d'eau potable, une circulation réduite ou une charge sédimentaire élevée [Lehtinen et Vesala, 1984; Payne et al., 1985; Blondina et al., 1999; George-Ares et al., 2001]). Il existe des dispersants commerciaux pour l'eau douce ou de faible salinité, mais ils n'ont pas été étudiés aussi en profondeur que les formulations de dispersants en milieu marin (SL Ross, 2010).

### **Avantages des agents dispersants**

Pour choisir une mesure d'intervention, on prend en compte et évalue les avantages, les limites, les exigences opérationnelles et les répercussions négatives potentielles de chaque option d'intervention par rapport aux circonstances du déversement (Dillon, 2017a)<sup>2</sup>. Avant l'utilisation d'un dispersant, une AAEN est menée pour évaluer les compromis associés à son application et établir un équilibre (Turner et al., 2010). Ce processus exige une compréhension approfondie des impacts relatifs des hydrocarbures déversés à court et à long terme, ainsi que des capacités, des limites et des conséquences probables des différentes options d'intervention, y compris les impacts potentiels que les agents dispersants peuvent avoir sur l'environnement dans lequel ils sont introduits. Pour obtenir de plus amples renseignements sur le processus de l'AAEN, veuillez consulter le document du MPO (2014). Malgré les avantages opérationnels des dispersants, il est nécessaire d'effectuer une AAEN pour évaluer les options d'intervention et leurs résultats probables pour les personnes et l'environnement, par rapport à l'absence d'intervention (Dillon, 2016).

Selon le scénario de déversement, et sous réserve d'une AAEN, les dispersants peuvent offrir des avantages par rapport aux autres options d'intervention, y compris la récupération physique/mécanique, le brûlage sur place et l'atténuation naturelle.

L'éventail des conditions environnementales dans lesquelles les dispersants peuvent être appliqués est plus grand que celui des opérations de récupération mécanique ou de brûlage sur place, en ce qui a trait à la vitesse du vent, la hauteur des vagues et l'épaisseur de la nappe d'hydrocarbures. Les dispersants sont la seule option efficace pour les déversements en mer lorsque les nappes sont très minces (< 0,1 mm) (SpillPrevention.org, 2014a). Les dispersants peuvent aussi constituer une option d'intervention viable pour les déversements plus importants qui sont loin des côtes et loin des réserves d'équipement de récupération et de confinement. En effet, les agents dispersants, qui sont généralement considérés comme étant les plus efficaces

---

<sup>2</sup> Il est important de comprendre les propriétés physiques et chimiques du pétrole ou des hydrocarbures déversés, le degré d'altération et le calendrier de déploiement éventuel afin de mener un examen initial de la pertinence et de la viabilité du dispersant chimique comme option d'intervention. Les propriétés des hydrocarbures à prendre en considération sont la densité (souvent exprimée par la densité API), le degré d'altération, la viscosité, le point d'écoulement et l'épaisseur de la nappe (ce qui est important pour l'application en surface).

---

pour les hydrocarbures qui sont dans l'eau depuis moins de 72 à 96 heures, peuvent être appliqués rapidement à partir d'aéronefs, qui peuvent se déplacer beaucoup plus vite que les navires vers les lieux de déversement et entre ceux-ci. Une arrivée plus rapide à l'emplacement du déversement permet de commencer une intervention efficace avant que les nappes aient la possibilité de se propager, de se déplacer ou de se séparer en plus petites nappes de surface. L'efficacité des agents dispersants augmente lorsque l'énergie requise pour le mélange, sous forme de vagues, augmente, puisque plus cette énergie est grande, plus les gouttelettes d'hydrocarbures dispersées qui en résultent sont petites. Il importe de souligner que le « taux de rencontre », soit la zone traitée au fil du temps, est beaucoup plus grand par application aérienne que celui qui peut être obtenu à partir d'un navire de surface. L'injection sous-marine de dispersants peut également être utilisée pour traiter les rejets d'hydrocarbures provenant d'une source ponctuelle (p. ex. une éruption de puits) avant qu'ils n'atteignent la surface et forment une nappe étendue (SpillPrevention.org, 2014a). L'injection sous-marine de dispersants (ISMD) a un taux de rencontre maximal, car on applique les dispersants directement au point de rejet des hydrocarbures (NASEM, 2020). Les autres avantages associés à l'ISMD sont les suivants :

- réduit le besoin d'opérations de récupération en surface, de brûlage sur place et de dispersion en surface, diminuant ainsi le risque d'exposition et d'accidents pendant ces opérations;
- réduit le potentiel de composés organiques volatils (COV) à la surface (Gros et al., 2017);
- réduit la possibilité que les hydrocarbures atteignent le littoral (French McCay et al., 2018);
- un grand volume d'eau est disponible pour la dilution;
- grande efficacité – traitement d'hydrocarbures récemment déversés et non émulsifiés dans de fortes conditions turbulentes (Brandvik et al., 2016; 2019);
- injection à un endroit gérable, avec contrôle et précision;
- peut avoir lieu dans la plupart des conditions météorologiques, menant à des opérations 24 heures sur 24, 7 jours sur 7 (IOGP-IPIECA, 2015).

De plus, même si les températures froides peuvent nuire à la faisabilité de certaines options d'intervention sur le plan opérationnel, les évaluations indiquent que les températures plus froides ne réduisent pas la dispersibilité de nombreux hydrocarbures ni l'activité du dispersant. (Brown et Goodman, 1996, Owens et Belore, 2004, Sørstrøm et al., 2010; Faksness et al., 2017). Par conséquent, les dispersants chimiques sont une option d'intervention efficace en cas de déversement d'hydrocarbures dans des conditions d'eau froide.

### **Problèmes liés aux agents dispersants**

Malgré les avantages énumérés ci-dessus, les agents dispersants ont des limites et ne devraient être utilisés que lorsque cela est approprié, en fonction d'une AAEN.

Dans certains scénarios de déversement, il peut ne pas être nécessaire d'ajouter des dispersants compte tenu du devenir et du comportement des hydrocarbures déversés et/ou des conditions environnementales (p. ex. les hydrocarbures s'évaporent ou se dispersent naturellement, les conditions ne le permettent pas).

Comme il a été mentionné pour toutes les options d'intervention en cas de déversement, la période optimale pour l'application de dispersants dépend de l'altération des hydrocarbures, de l'épaisseur de la nappe et de l'émulsification. L'utilisation optimale des agents dispersants concerne le pétrole brut léger qui vient d'être rejeté (voir le tableau 2). Les dispersants sont



---

généralement moins efficaces pour le pétrole brut lourd et les hydrocarbures altérés ayant une viscosité plus élevée ou ceux qui sont sujets à former des émulsions (Walker et al., 2003; ASTM International, 2013).

Les effets potentiels des agents dispersants et des hydrocarbures dispersés dans la colonne d'eau sur l'écosystème marin constituent une préoccupation courante. L'utilisation de dispersants dans les zones côtières littorales, y compris les terres humides ou les marais salés, est limitée par la présence d'eaux peu profondes et une énergie des vagues limitée (Lee et al., 2015). De plus, l'efficacité des dispersants est réduite dans les milieux d'eau saumâtre ou d'eau douce, car les formulations disponibles sur le marché dans la majorité des réserves existantes sont fabriquées pour les milieux d'eau salée seulement (ITOPF, 2014).

Il faut établir un équilibre entre les effets environnementaux potentiels du déplacement des hydrocarbures de la surface vers la colonne d'eau en vue d'une dilution rapide (qui peut modifier les mécanismes d'exposition des organismes aquatiques) et les conséquences de ne pas traiter les hydrocarbures (cet équilibre est au cœur de l'AAEN). Un examen des effets écotoxicologiques potentiels et des impacts des hydrocarbures dispersés sur les espèces aquatiques marines est fourni dans les sections subséquentes du présent rapport.

## **CADRE DE RÉGLEMENTATION RELATIF À L'UTILISATION DE DISPERSANTS AU CANADA**

Au Canada, les dispersants sont reconnus depuis les années 1960 comme une mesure efficace de lutte contre les déversements d'hydrocarbures. La Direction des urgences environnementales d'Environnement Canada a été établie en 1972 et a adopté les « Règles d'emploi et d'admissibilité des dispersants pour traiter les nappes de pétrole » en 1973 (Environnement Canada, 1973).

En vertu de la *Loi sur les opérations pétrolières au Canada* (la *Loi*), le *Règlement établissant une liste des agents de traitement* a été adopté en 2016. Le terme « agent de traitement » (AT) s'applique à divers produits, notamment aux agents dispersants. Le rejet d'AT ou de toute substance nocive dans les eaux canadiennes est interdit par un certain nombre de lois environnementales fédérales, y compris la *Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrateurs*, la *Loi sur les pêches* et les dispositions sur l'immersion en mer de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* (LCPE 1999). Plus précisément, en cas de déversement d'hydrocarbures provenant d'une plateforme de forage en mer, la *Loi* lève les interdictions légales (annexes 1 et 2 de la *Loi*) qui empêcheraient autrement l'utilisation d'un AT si :

- l'AT est inscrit dans un règlement pris par le ministre de l'Environnement;
- l'utilisation de l'AT est permise en vertu d'une autorisation reçue de la part d'une commission responsable;
- en réponse à un déversement, l'agent principal de la conservation de la commission responsable établit que l'utilisation de l'AT est susceptible de créer un avantage environnemental net dans les circonstances particulières du déversement et accorde son approbation;
- l'AT est utilisé conformément aux conditions énoncées par l'agent principal de la conservation au moment du déversement.

Les AT indiqués dans le *Règlement* sont Corexit® EC9500A (dispersant) et Corexit® EC9580A (agent de nettoyage de surface). Corexit® EC9500A, un dispersant concentré de type III, est le

---

seul dispersant approuvé au Canada. À l'heure actuelle, l'utilisation de dispersants au Canada n'est réglementée que pour les sources extracôtières.

## **DEVENIR ET COMPORTEMENT**

### **PROPRIÉTÉS DES HYDROCARBURES QUI INFLUENT SUR LE DEVENIR ET LE TRANSPORT**

Les lois de la physique et de la chimie guident le devenir, le comportement et le transport des hydrocarbures, mais le devenir et le comportement sont également influencés par le type d'hydrocarbures (et ses propriétés), les conditions environnementales, les processus biologiques, les activités humaines et le temps (Daling et al., 1997). Les propriétés chimiques et physiques des hydrocarbures détermineront la façon dont ceux-ci seront altérés par les processus environnementaux, y compris l'évaporation, l'aérosolisation, l'oxydation photochimique, la dissolution, la biodégradation, l'agrégation et l'adhérence (NASEM, 2020).

Les caractéristiques chimiques du pétrole, y compris le poids moléculaire des hydrocarbures, l'abondance des éléments (y compris l'azote, le soufre et l'oxygène) et l'abondance relative des composés saturés et aromatiques, des résines et des asphaltènes, peuvent influencer sur le devenir et le transport des hydrocarbures (NASEM, 2020). De plus, les propriétés des hydrocarbures, comme la densité, la volatilité, la viscosité et le point d'écoulement (ITOPF, 2018), sont utiles pour comprendre comment les hydrocarbures peuvent subir des processus d'altération et de transport.

La taille des gouttelettes d'hydrocarbures est également un facteur important qui régit le devenir et le comportement des hydrocarbures dans l'environnement marin (NASEM, 2020). Les grosses gouttelettes d'hydrocarbures flottent mieux et remontent à la surface plus rapidement que les fines gouttelettes, qui devraient demeurer dans la colonne d'eau plus longtemps (CRRC, 2017a). Comme les petites gouttelettes (dont le rapport surface-volume est plus élevé) remontent à la surface à un rythme plus lent, elles perdent de plus en plus de composants solubles et subissent un processus de biodégradation accru pendant cette période, comparativement aux grosses gouttelettes, ce qui réduit les COV à la surface de l'eau (NASEM, 2020).

### **DEVENIR DES HYDROCARBURES**

La présente section décrit les processus types du devenir des hydrocarbures déversés (collectivement appelés « altérations ») et la façon dont ces processus peuvent être altérés par l'utilisation de dispersants chimiques. Il est important de reconnaître que les conditions environnementales, y compris (sans toutefois s'y limiter) la température de l'eau et de l'air, la profondeur de l'eau, la présence de glace, l'énergie requise pour le mélange et la salinité, ainsi que les propriétés des hydrocarbures et leur type, peuvent influencer sur les processus d'altération des hydrocarbures (CRRC, 2017a). L'examen des processus du devenir présenté ci-dessous porte sur les processus les plus touchés par l'utilisation de dispersants. Certains des processus qui ne sont pas pertinents pour les hydrocarbures dispersés ne sont pas abordés dans le présent document, mais le sont ailleurs (p. ex. Lee et al., 2015; CRRC, 2017a).

#### **Dispersion et dilution**

Les hydrocarbures déversés dans le milieu marin se dispersent et se diluent généralement au fil du temps (Lee et al., 2013). Selon l'énergie requise pour le mélange, l'application de dispersants chimiques sur les nappes de pétrole peut également améliorer le déplacement du pétrole vers la colonne d'eau, où il peut être dilué davantage (NRC, 2005).

---

## Évaporation

L'évaporation suppose la perte des composés volatils légers et solubles dans l'eau présents dans les hydrocarbures après un déversement (Stout et al., 2017). L'évaporation se produit rapidement et joue un rôle important dans la modification des propriétés physiques et chimiques des hydrocarbures et peut nuire à l'efficacité des agents dispersants. L'évaporation produit un résidu plus épais, plus dense et moins soluble que les hydrocarbures déversés initialement. L'utilisation de dispersants chimiques vise à disperser les hydrocarbures dans la colonne d'eau, réduisant ainsi potentiellement l'évaporation des composants volatils dans l'atmosphère.

## Aérosolisation

En ce qui concerne les hydrocarbures, l'aérosolisation peut se produire de deux façons différentes. Elle peut survenir lorsque les vagues poussent l'air à la surface de la colonne d'eau, ce qui produit des bulles. Celles-ci remontent ensuite la colonne d'eau et éclatent à la surface. Des bulles contenant des composés pétroliers peuvent alors libérer ces composés dans l'atmosphère. L'aérosolisation peut également se produire lorsque les composés évaporés du pétrole s'oxydent et créent des aérosols organiques secondaires. Les composés aérosolisés peuvent présenter des problèmes en ce qui concerne la qualité de l'air à proximité d'un déversement d'hydrocarbures (Middlebrook et al., 2012). La dispersion naturelle des hydrocarbures en mer peut produire des aérosols et dépend de l'état de la mer et d'autres conditions environnementales (Deane et Stokes, 2002).

En théorie, l'utilisation de dispersants chimiques vise à disperser les hydrocarbures dans la colonne d'eau, réduisant ainsi la formation d'aérosols. Cependant, de nouvelles données probantes découlant d'études en laboratoire indiquent que les dispersants augmentent l'aérosolisation des composés pétroliers en présence de vagues déferlantes. Selon les évaluations en laboratoire, l'aérosolisation accrue des hydrocarbures en présence de dispersants est considérée comme une fonction à la fois de la capacité du dispersant à disperser les hydrocarbures dans la colonne d'eau et de la capacité de flottaison des bulles contenant du pétrole (Ehrenhauser et al., 2014; Afshar-Mohajer et al., 2018). Le lien entre l'aérosolisation et l'utilisation de dispersants, ainsi que le devenir de toute gouttelette aérosolisée, nécessite une validation dans le cadre de scénarios réels et devrait faire l'objet de recherches dans l'avenir.

## Photomodification

La photomodification est l'altération des composants du pétrole par la lumière du soleil et peut se produire par des mécanismes directs et indirects, y compris la photodégradation (décomposition causée par la lumière du soleil) et la photooxydation (oxydation causée par la lumière du soleil) (voir NRC, 2005). Lorsque des composés dans le pétrole subissent une photooxydation, la composition du pétrole peut changer en raison de la génération de produits qui ne sont pas présents dans le pétrole déversé initialement (NRC, 2005; Ward et al., 2018). La photomodification peut se produire rapidement à la suite d'un déversement de pétrole et peut réduire la période optimale pour une application efficace de dispersants (NASEM, 2020).

Le taux de photooxydation dépend de la quantité de rayonnement incident, qui peut être touchée par les conditions météorologiques et la période de l'année, et de la composition chimique du pétrole (NASEM, 2020). De plus, certains composants du pétrole sont plus sensibles à la photooxydation que d'autres (Yang et al., 2015; Stout et Payne, 2016).

Les résultats de la photooxydation varient selon les hydrocarbures déversés et les conditions environnementales. D'après la documentation, la photooxydation peut contribuer à ce qui suit (Chapelle, 2001; Wang et Fingas, 2003; NRC, 2005; Yang et al., 2015; Lee et al., 2015) :

- 
- Possibilité d'augmentation des taux de biodégradation en raison de la biodisponibilité accrue des hydrocarbures.
  - Possibilité de sous-produits toxiques, surtout en raison des composés d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) qui subissent une photooxydation et/ou une photosensibilisation.
  - Les sous-produits peuvent comprendre des produits plus solubles dans l'eau ou des résidus de goudron et de gomme, selon les hydrocarbures déversés.

Certaines études ont montré que les dispersants peuvent accélérer la photodégradation des composants du pétrole (Zhao et al., 2016b; Fu et al., 2017). Dans une évaluation en laboratoire, Ward et al. (2018) ont montré que l'efficacité des dispersants était réduite pour les hydrocarbures qui avaient subi une photomodification, comparativement aux hydrocarbures qui n'avaient pas été exposés à la lumière du soleil.

## **Dissolution**

Les hydrocarbures sont formés de nombreux composés, dont certains peuvent être solubles dans l'eau. De nombreux facteurs influent sur la dissolution (solubilité) des hydrocarbures, y compris (sans toutefois s'y limiter) la température, la salinité, la pression et les propriétés chimiques et physiques des hydrocarbures (Ryerson et al., 2011; Gros et al., 2017; Jaggi et al., 2017). L'objectif principal des agents dispersants est de créer de plus fines gouttelettes occupant une surface accrue, favorisant ainsi la dissolution et d'autres processus (p. ex. biodégradation) (Atlas et Hazen, 2011; Ryerson et al., 2012; Bagby et al., 2017).

La dissolution est particulièrement importante dans les scénarios où les hydrocarbures se retrouvent moins facilement à la surface de l'eau (p. ex. rejets sous-marins, rejets d'hydrocarbures sous la glace), car les composés qui sont de plus en plus solubles dans l'eau peuvent également être volatils (Gros et al., 2016, 2017; NASEM, 2020). Les processus d'altération dans la colonne d'eau, y compris la dissolution, peuvent réduire le transfert de composés pétroliers volatils dans l'atmosphère (Gros et al., 2017). Les dispersants augmentent l'exposition aqueuse des hydrocarbures en accroissant la surface exposée à l'eau, ce qui pourrait améliorer la dissolution des hydrocarbures (Reddy et al., 2012; Ryerson et al., 2012; NASEM, 2020).

## **Émulsification**

Lorsque l'eau de mer et le pétrole se mélangent, des émulsions de type huileux, ou « eau dans l'huile » se forment. La capacité des types d'hydrocarbures de former des émulsions varie (veuillez consulter la section Types d'hydrocarbures et utilisation de dispersants). Les propriétés du pétrole émulsionné sont différentes de celles du pétrole rejeté initialement, le pétrole émulsionné adoptant des propriétés physiques semi-solides. Le pétrole émulsionné est plus visqueux que le pétrole initial, ce qui le rend plus difficile à disperser. L'émulsification peut également réduire le taux de biodégradation du pétrole (Lee et al., 2011a).

L'utilisation de dispersants chimiques peut réduire ou empêcher les émulsions de type huileux (souvent appelées « mousses »), car elle réduit la présence de pétrole à la surface de la mer, où l'émulsification se produit le plus souvent en raison du mélange. L'un des objectifs de l'injection de dispersants sous la surface est de réduire le mélange de pétrole et d'eau à mesure qu'il monte dans la colonne d'eau, réduisant ainsi l'émulsification. Bien que les dispersants chimiques puissent être utilisés pour le pétrole émulsionné, ils peuvent ne pas être aussi efficaces que pour le pétrole non émulsionné (Belore et al., 2008; NRC, 2014).

---

## Formation d'hydrates

Les hydrates de gaz sont des cristaux formés à partir d'eau et de gaz d'hydrocarbures, dans des conditions précises de pression et de température (Uchida et al., 2020). La formation d'hydrates de gaz est particulièrement pertinente pour les rejets sous-marins d'hydrocarbures en profondeur (> 300 m) dans des conditions de haute pression et de basse température. La formation d'hydrates de gaz peut avoir des répercussions sur le devenir et le transport des hydrocarbures dans la colonne d'eau (voir Johansen et al., 2003; Warzinski et al., 2014). On ne s'attend pas à ce que les agents dispersants aient une grande incidence sur la formation d'hydrates dans un scénario de déversement sous-marin (NASEM, 2020).

## Agrégats hydrocarbures-particules

Le terme « agrégats hydrocarbures-particules (AHP) » englobe de manière générale l'interaction des hydrocarbures avec les matières inorganiques et organiques dans l'environnement et comprend notamment les agrégats hydrocarbures-minéraux et les agrégats hydrocarbures-sédiments (Fitzpatrick et al., 2015; Zhao et al., 2016b, 2017). Par définition, les AHP sont de petite taille (de 20 à 100 µm) et sont dominés par les résidus d'hydrocarbures, ainsi que par les matières inorganiques et organiques (Quigg et al., 2020).

La formation d'AHP a une incidence sur la flottabilité des gouttelettes d'hydrocarbures, ce qui favorise le transport dans la colonne d'eau et les sédiments par les courants (Lee et al., 2003a). La formation d'AHP peut améliorer la dissolution et la biodégradation des hydrocarbures (Lee et al., 1997; Weise et al., 1999; Khelifa et al., 2002; Aveyard et al., 2003; Ajijolaiya et al., 2006; Gong et al., 2014). Il y a un lien positif entre la formation d'AHP et la dispersion des hydrocarbures. Tout d'abord, la formation d'AHP améliore la dispersion des hydrocarbures (Lee, 2002; Owens et Lee, 2003). En même temps, la fragmentation des hydrocarbures en gouttelettes plus fines par l'entremise de la dispersion (naturelle ou chimique) soutient plus facilement la formation d'AHP (Gong et al., 2014; Gustitus et al., 2017). Selon la documentation, l'utilisation de dispersants chimiques est en synergie avec la dispersion des agrégats hydrocarbures-minéraux et des AHP (Li et al., 2007; Khelifa et al., 2008; Wang et al., 2013).

L'utilisation de dispersants favorise la formation de gouttelettes d'hydrocarbures plus fines, qui sont plus sujettes à la formation d'AHP (Quigg et al., 2020), ce qui peut entraîner une dissolution et une biodégradation accrues des composants du pétrole.

## Neige marine hydrocarbonée

Le terme « neige marine hydrocarbonée » est utilisé pour décrire un agrégat de pétrole et de matières organiques (p. ex. bactéries, phytoplancton) (Passow et al., 2012; Fu et al., 2014; Daly et al., 2016; Passow et Ziervogel, 2016). La neige marine est présente naturellement dans l'océan en raison de la pluie continue de détritiques principalement organiques qui tombent des couches supérieures de la colonne d'eau (Alldredge, 2001). La neige marine hydrocarbonée se forme lorsque des composants du pétrole (hydrocarbures) sont adsorbés sur des particules organiques ou se retrouvent piégés dans des matrices de neige marine (Wirth et al., 2018). Par définition, comparativement aux AHP (agrégats hydrocarbures-particules), la neige marine hydrocarbonée a une taille plus grande (> 0,5 mm) et est dominée par les particules organiques (Daly et al., 2016; Passow et Ziervogel, 2016; Quigg et al., 2020).

Après le déversement de Deepwater Horizon, on a observé de la neige marine hydrocarbonée. On a émis l'hypothèse que la neige marine hydrocarbonée emprisonnait des particules et des matières organiques supplémentaires au moyen d'un processus appelé *Marine Oil Snow Sedimentation and Flocculent Accumulation* (MOSSFA – sédimentation et floculation dans la neige marine hydrocarbonée) (Passow et al., 2012; White et al., 2012; Montagna et al., 2013;

---

Kinner et al., 2014; Romero et al., 2015). Ce processus a entraîné une augmentation des taux d'accumulation de sédiments à la suite du déversement de DWH (Brooks et al., 2015). Selon les évaluations effectuées à la suite de ce déversement, la formation de neige marine hydrocarbonée semble être influencée par la dynamique du plancton, les éléments nutritifs et les minéraux en suspension dans la colonne d'eau (Daly et al., 2016). Des incertitudes demeurent quant au lien entre les dispersants chimiques, le processus de MOSSFA et la formation de neige marine (Passow et al., 2017). L'importance des études en laboratoire qui font état d'un lien positif entre les agents dispersants et la formation de neige marine a été remise en question en raison de la pertinence des conditions expérimentales utilisées par rapport à celles susceptibles d'être présentes sur le terrain pendant les opérations d'intervention réelles (Lee et al., 2013; Prince et al., 2016; Brakstad et al., 2018). À l'heure actuelle, il semble que les agents dispersants peuvent augmenter ou diminuer la probabilité d'un événement de neige marine hydrocarbonée à la suite d'un déversement, selon les conditions environnementales et le type/degré d'altération des hydrocarbures.

Les dispersants peuvent soutenir la formation de neige marine et le transport des hydrocarbures vers les profondeurs océaniques; d'autres études sont en cours pour valider et évaluer l'importance écologique de ce phénomène dans des conditions réelles (NASSEM, 2020).

## **Biodégradation**

Les mélanges d'hydrocarbures représentent des sources d'énergie pour les communautés microbiennes (Prince et al., 2016). On estime que la biodégradation aérobie devrait se produire rapidement dans des scénarios réels de déversement de pétrole, car le pétrole se disperse et se dilue naturellement et est par la suite dégradé par des microbes (Brakstad et al., 2014). Pour qu'il y ait biodégradation, les composés pétroliers doivent rencontrer des consommateurs microbiens dans l'environnement marin. La biodégradation des composés pétroliers peut se produire lorsque les composés se trouvent dans la phase aqueuse ou à l'interface pétrole-eau, ce qui rend les fractions dissoutes et dispersées du pétrole très sensibles à la biodégradation (CRRC, 2017a; Brakstad et al., 2018).

Les taux de biodégradation dépendent de divers facteurs environnementaux et écologiques. Les structures des communautés microbiennes varient dans les milieux marins d'une région géographique à l'autre (CRRC, 2017a), mais les microbes qui dégradent le pétrole sont répandus à l'échelle mondiale et comprennent les bactéries, les archées méthanogènes et les champignons (Head et al., 2003; 2006). Les microbes capables de dégrader le pétrole ont évolué et se sont adaptés au fil du temps en réponse aux suintements naturels de pétrole (Atlas, 1995).

La température et la profondeur de l'eau sont deux facteurs clés liés à la biodégradation dans le milieu marin, car elles influent sur la viabilité des communautés microbiennes (CRRC, 2017a). La température est une condition environnementale particulièrement importante pour la biodégradation. Les températures optimales pour les taux de dégradation des hydrocarbures dans le milieu marin sont de l'ordre de 15 à 20 degrés Celsius (°C) (Das et Chandran, 2011). Toutefois, Hazen et al. (2010) ont mesuré la demi-vie de biodégradation des n-alcane, d'une durée de quelques jours, dans le panache sous-marin dispersé et dilué (de 2 à 442 parties par milliard [ppb]) de la plateforme Deepwater Horizon à une profondeur de 1 100 à 1 220 m et à 5 °C. Les communautés microbiennes en eau froide, y compris celles de l'Arctique, ont affiché des capacités de biodégradation semblables à celles des communautés microbiennes résidant dans les mers tempérées (Brakstad et Bonaunet, 2006; Brakstad et al., 2014; McFarlin et al., 2014).

---

Des études menées par Stewart et Marks (1978) et Yeung et al. (2015) ont montré la présence généralisée de microbes dégradant le pétrole dans l'eau et les sédiments de la côte est du Canada, et Greer et al. (2014) ont décrit les communautés microbiennes capables de dégrader le pétrole dans l'eau de mer et la glace de l'Arctique canadien. Pour déterminer l'importance de l'atténuation naturelle, les taux de dégradation des hydrocarbures ont été quantifiés pour les communautés microbiennes indigènes dans les eaux de l'océan Pacifique et de l'océan Atlantique du Canada (Tremblay et al., 2017; 2019).

La capacité des agents dispersants de fragmenter les hydrocarbures en gouttelettes plus fines offre une plus grande surface pour la colonisation microbienne et soutient la biodégradation (Brakstad et al., 2014, Prince et Butler, 2014; Prince et al., 2016; Ribicic et al., 2018). Dans une évaluation effectuée en laboratoire, l'ajout d'un dispersant a permis d'améliorer les taux de dégradation du pétrole brut près de la surface dans des conditions simulées en eau de mer à proximité d'installations de production de pétrole brut et de gaz naturel au large de l'est du Canada (Tremblay et al., 2017).

Il a également été montré que les formulations de dispersants améliorent la biodégradation en servant de source alimentaire pour les communautés microbiennes (Lee et al., 1985; Varadaraj et al., 1995). En outre, la formation d'AHP améliore la biodégradation des hydrocarbures – et l'application de dispersants soutient la formation d'AHP (Lee et al., 1997; Weise et al., 1999; Khelifa et al., 2002; Aveyard et al., 2003; Ajijolaiya et al., 2006; Gong et al., 2014).

L'impact des dispersants chimiques sur les taux de biodégradation dans le cadre des évaluations menées en laboratoire a permis d'expliquer les résultats variables (Macnaughton et al., 2003; Kleindienest et al., 2015). Les écarts entre les résultats des scénarios du monde réel et ceux établis en laboratoire sont généralement attribués à la conception des études et aux méthodes de laboratoire qui ne représentent pas les réalités des scénarios du monde réel, particulièrement en ce qui concerne les concentrations et la dilution des hydrocarbures (Lee et al., 2013; Prince et al., 2016).

### **Lien entre les processus d'altération et les dispersants chimiques**

Comme il est mentionné dans la section Considérations environnementales relatives à l'utilisation de dispersants, les processus d'altération des hydrocarbures peuvent réduire l'efficacité des dispersants – définie sur le plan opérationnel comme la quantité de pétrole transférée dans la colonne d'eau par rapport à ce qui reste à la surface. L'efficacité de l'utilisation de dispersants en cas de déversement d'hydrocarbures dépend de divers facteurs, dont la composition des hydrocarbures, le taux de dissipation de l'énergie, l'altération des hydrocarbures, le type d'agent dispersant et la quantité appliquée, la température et la salinité de l'eau (Chen et al., 2012). Par exemple, à mesure qu'il y a altération des hydrocarbures, leur viscosité augmente, ce qui complexifie leur dispersion chimique. De façon générale, l'évaporation des composants volatils produit un résidu d'hydrocarbures ayant une viscosité plus élevée, une solubilité plus faible et une densité plus grande, ce qui est plus difficile à disperser. Selon leur type, les hydrocarbures altérés peuvent également former des émulsions qui sont également difficiles à disperser chimiquement. D'après les données probantes examinées, les agents dispersants peuvent améliorer la dispersion, la dilution, la dissolution, la photooxydation et la biodégradation des hydrocarbures, ainsi que la formation d'agrégats hydrocarbures-particules et la formation de neige marine hydrocarbonée. Par ailleurs, en facilitant le transport des hydrocarbures dans la colonne d'eau, les dispersants peuvent réduire l'évaporation et peut-être l'aérosolisation des hydrocarbures à la surface.

---

## TRANSPORT DES HYDROCARBURES ET UTILISATION DE DISPERSANTS

### Rejet en surface

En cas de rejet d'hydrocarbures en surface, une nappe ou un reflet se formera à la surface de la colonne d'eau. Le comportement et les caractéristiques uniques de cette nappe dépendent du type d'hydrocarbures rejetés et des conditions environnementales. En général, les hydrocarbures se dispersent naturellement et se séparent en plus fines gouttelettes par l'énergie des vagues et le mélange qui s'ensuit. Les fines gouttelettes d'hydrocarbures seront ensuite entraînées de la surface de l'eau vers la colonne d'eau par l'énergie des vagues, la turbulence et la circulation de Langmuir (NASEM, 2020). L'application (pulvérisation) de dispersants sur les nappes de pétrole de surface à partir de navires de surface et/ou d'aéronefs améliore la dispersion naturelle du pétrole, facilitant son transport de la surface de la mer vers la colonne d'eau. Les dispersants à la surface des gouttelettes d'hydrocarbures favorisent la rupture par écoulement, soit la formation de microfils en raison de la déformation des gouttelettes par la contrainte de cisaillement lorsqu'elles se déplacent dans la colonne d'eau, ce qui mène à la formation de microgouttelettes (Zhao et al., 2017). Bien que ce processus réduise la présence d'hydrocarbures à la surface de l'eau, il augmente la concentration d'hydrocarbures dans la colonne d'eau. Cela peut entraîner une augmentation des composants solubles du pétrole dans la colonne d'eau supérieure (CRRC, 2017b). Le pétrole dispersé sera transporté verticalement et horizontalement dans la colonne d'eau en raison des vagues, du vent et des courants océaniques (USGAO, 2012). Le mélange horizontal est plus important que le mélange vertical dans les eaux océaniques et peut avoir des répercussions sur le transport du pétrole dispersé (CRRC, 2017b). Le transport du pétrole dispersé résultant de l'utilisation de dispersants de surface dépend fortement des conditions environnementales du lieu de rejet (CRRC, 2017b).

### Rejet sous la surface

Un rejet d'hydrocarbures sous la surface provoque immédiatement la montée des hydrocarbures dans la colonne d'eau et crée un panache de la source jusqu'à la surface. À mesure que le panache de « pétrole brut » (mélange de composants gazeux et pétroliers) s'élève dans la colonne d'eau, les composants du pétrole de faible poids moléculaire (<C10) se dissolvent dans l'eau de mer. L'ISMD sert à appliquer directement des dispersants dans la colonne d'eau. Comme on l'a observé pendant l'incident de Deepwater Horizon, après l'ISMD, une couche d'intrusion latérale peut se former dans la colonne d'eau, où des gouttelettes d'hydrocarbures (selon la taille des gouttelettes) et des gaz dissous sont entraînés et transportés par les courants sous-marins. La couche d'intrusion latérale peut piéger les gouttelettes d'hydrocarbures et le pétrole dissous, réduisant ainsi le risque que le pétrole atteigne la surface de la mer (NASEM, 2020). Les conditions environnementales, y compris les courants, la température, la salinité et la profondeur, combinées au type d'hydrocarbures rejetés et à la pression du rejet, influent sur le comportement et la formation du panache (USGAO, 2012).

L'ISMD a été utilisée pour la première fois en tant que mesure d'intervention à la suite du déversement de DWH en 2010. Contrairement à l'application de dispersants en surface sur une vaste zone d'une nappe, l'application sous-marine de dispersants est concentrée au point de rejet des hydrocarbures, où la turbulence du jet de pétrole et de gaz peut aider à la formation d'un grand nombre de gouttelettes de pétrole et de bulles de gaz (NASEM, 2020). Les recherches actuelles indiquent également que l'efficacité de l'ISMD ne dépend pas de la pression de l'eau (en profondeur) (Brandvik et al., 2016; 2019). Le taux de contact entre le pétrole et le dispersant est plus élevé pour l'ISMD que pour l'épandage aérien sur une nappe de



---

pétrole de surface, car le dispersant est appliqué directement sur le flux de pétrole à son point de rejet. L'ISMD peut donc être fondée sur un rapport dispersant-pétrole (RDP) plus faible que celui de l'application en surface (un RDP de 1:100 a été prouvé efficace en laboratoire). L'ISMD vise à réduire la taille des gouttelettes et à retarder et/ou arrêter la montée des gouttelettes de pétrole, ce qui facilite la biodégradation et réduit l'étendue des nappes de surface.

Selon les modèles et les expériences, l'application de dispersants suivant un rejet de pétrole sous-marin réduit la taille des gouttelettes de pétrole de 5 à 10 fois (NASEM, 2020). Le pétrole dispersé chimiquement à la suite d'un rejet sous-marin est moins susceptible de former des nappes à la surface de l'eau en raison de la taille plus petite des gouttelettes et de la faible remontée des fines gouttelettes dans la colonne d'eau, qui se dispersent sur une plus grande surface (USGAO, 2012). Par exemple, la séparation horizontale du pétrole dispersé dans la colonne d'eau peut se produire en présence d'un courant transversal (CRRC, 2017b). Plus la montée verticale des gouttelettes de pétrole dans la colonne d'eau est longue, plus les processus d'altération peuvent survenir, ce qui comprend (sans s'y limiter) la biodégradation, la dissolution et la formation de neige marine hydrocarbonée.

Au cours de l'intervention menée à la suite du déversement de DWH, les concentrations de pétrole dispersé mesurées étaient constamment inférieures à 5 ppm à une distance de 1 km de la tête de puits (Coelho et al., 2011). La trajectoire du pétrole qui remonte à la surface en raison de l'ISMD est influencée par les courants océaniques ainsi que par la flottabilité des gouttelettes de pétrole dispersées. Comparativement aux opérations de surface, l'un des avantages de l'ISMD tient au fait qu'elle peut être appliquée dans presque toutes les conditions météorologiques, 24 heures sur 24, et qu'elle utilise moins d'agents dispersants et peut réduire les besoins opérationnels (y compris le personnel et l'équipement). Gros et al. (2017) ont également signalé que l'ISMD réduit probablement le risque d'exposition des intervenants aux vapeurs d'hydrocarbures à la surface.

Une récente évaluation comparative des risques a permis de conclure que l'ISMD avait entraîné une diminution mesurable de l'étendue des nappes de surface et des déversements de pétrole sur le littoral, une biodégradation accrue du pétrole en profondeur et une diminution des émissions de COV dans l'atmosphère (French McCay et al., 2018).

## **CONSIDÉRATIONS ENVIRONNEMENTALES RELATIVES À L'EAU FROIDE**

Les caractéristiques des milieux d'eau froide (notamment les régions arctiques et subarctiques), y compris les températures de l'air plus froides et la présence de glace, peuvent influencer sur le devenir et le comportement des hydrocarbures (NRC, 2014). Collectivement, les caractéristiques des milieux d'eau froide peuvent avoir une incidence sur les propriétés physiques des hydrocarbures, ce qui pourrait entraîner une augmentation de leur viscosité et une diminution de leur propagation, réduisant ainsi la taille des zones contaminées (NRC, 2014). Le point d'écoulement, c'est-à-dire la température à laquelle le liquide perd ses caractéristiques d'écoulement, peut représenter un problème à des températures froides, selon les propriétés des hydrocarbures. Ceux-ci sont moins susceptibles de s'évaporer, de se disperser et d'émulsifier lorsqu'ils sont emprisonnés dans la glace, ce qui peut prolonger la persistance des hydrocarbures dans l'environnement (NRC, 2014). Cette réduction du taux d'altération des hydrocarbures peut prolonger la période d'utilisation des dispersants (Brandvik et Faksness, 2009). La glace peut se comporter comme un obstacle naturel au transport et à la propagation des hydrocarbures, réduisant ainsi la probabilité que les hydrocarbures déversés en mer atteignent les milieux riverains. Au bout du compte, l'hydrodynamique des milieux d'eau froide peut jouer un rôle important dans la dispersion des hydrocarbures.

---

En ce qui concerne l'utilisation de dispersants, il a été démontré que les produits Corexit 9500 et 9527 permettaient de disperser le pétrole brut Alaskan North Slope ayant été récemment déversé et altéré dans des conditions environnementales d'eau froide (Belore et al., 2009; Trudel et al., 2010). Bien que les conditions environnementales extrêmes (courtes périodes d'ensoleillement, températures glaciales, etc.) puissent réduire la faisabilité opérationnelle de l'application de dispersants dans les régions éloignées de l'Arctique, les évaluations indiquent que les températures plus froides ne réduisent pas la dispersibilité de nombreux hydrocarbures ni l'activité du dispersant (Brown et Goodman, 1996; Owens et Belore, 2004; Sørstrøm et al., 2010; Faksness et al., 2017). Même si la présence de glace peut réduire l'efficacité de l'application de dispersants sur les hydrocarbures de surface en raison de son action en tant que barrière naturelle qui entrave l'énergie des vagues et le mélange qui s'ensuit dans des milieux d'eau froide, des données probantes laissent entendre que les petits morceaux de glace peuvent également contribuer au mélange et au processus de dispersion (Owens et Belore, 2004; Brandvik et al., 2010). De plus, des études menées sur le terrain dans l'Arctique ont validé l'utilisation du souffle de l'hélice d'un navire pour fournir les niveaux d'énergie requis pour le mélange en vue de l'utilisation de dispersants (Daling et al., 2009). Des études ont également indiqué que les brise-glaces pouvaient améliorer efficacement le traitement des hydrocarbures dans les chenaux entre les glaces flottantes et au-dessus et en dessous de la glace solide (Spring et al., 2006, Nedwed et al., 2007).

## **RÉSUMÉ : COMMENT L'UTILISATION DE DISPERSANTS INFLUE SUR LE DEVENIR ET LE COMPORTEMENT DES HYDROCARBURES**

L'application de dispersants sur les nappes de pétrole de surface facilite le transport du pétrole de la surface de l'eau vers la colonne d'eau tout en diluant simultanément le pétrole – ce qui le prépare plus facilement à la dégradation microbienne (Lee et al., 2015). Sur le plan de la protection de l'environnement, cela réduit le risque que le pétrole atteigne les zones côtières littorales, les marais, les estuaires et les rivages et réduit également l'exposition au pétrole pour les espèces en surface et celles vivant sous la surface (détails supplémentaires dans les sections subséquentes) (Lee et al., 2015). Bien que les dispersants n'éliminent pas le pétrole de l'environnement, ils en modifient les propriétés chimiques et physiques, ce qui altère par la suite son transport, son devenir et ses effets potentiels (NRC, 2005).

La concentration de dispersants associée au pétrole changera au fil du temps. Il semble y avoir des scénarios généraux qui ont une incidence sur l'association et la dissociation des agents dispersants et du pétrole, à savoir l'élimination des agents dispersants en raison du cisaillement (c.-à-d. rupture par écoulement), la lixiviation des molécules de surfactants à partir des gouttelettes de pétrole, la rétention de surface dans les nappes de pétrole et la rétention dans la glace. Les mécanismes régissant les pertes de dispersants causées par le pétrole dispersé ne sont pas bien compris et des recherches supplémentaires seraient bénéfiques.

L'injection sous-marine de dispersants vise à accélérer la dispersion et la décomposition des hydrocarbures en gouttelettes plus fines à la source d'un rejet. La surface accrue des fines gouttelettes d'hydrocarbures, associée à une plus longue période dans la colonne d'eau, pourrait également favoriser une plus grande biodégradation (NASEM, 2020). L'ISMD peut entraîner une dilution immédiate des dispersants dans la colonne d'eau, et une partie des dispersants reste dans la colonne d'eau (p. ex. couches d'intrusion) ou est retenue dans les sédiments (NASEM, 2020). L'utilisation de dispersants en cas de rejet sous-marin permet éventuellement aux courants de transporter les gouttelettes d'hydrocarbures loin du lieu du rejet (NASEM, 2020). La montée lente des fines gouttelettes d'hydrocarbures résultant de l'utilisation de dispersants mène à une dilution spatiale du panache de pétrole lorsqu'il atteint la surface et à une réduction des niveaux de COV (NASEM, 2020).

Le tableau 3 présente un résumé du devenir, du comportement et des caractéristiques de transport du pétrole dispersé et non dispersé.

Tableau 3 : Résumé du devenir et du comportement du pétrole, avec ou sans utilisation de dispersants.

Pétrole	Pétrole dispersé chimiquement
<p>Nappe à la surface</p> <p>Processus d'altération potentiels (p. ex. dispersion naturelle, dissolution, dilution, évaporation, volatilisation, aérosolisation, biodégradation, formation d'agrégats hydrocarbures-particules et formation de neige marine)</p> <p>Transport du pétrole principalement par le vent, les courants et l'énergie des vagues</p> <p>Risque accru d'impacts sur les espèces qui vivent à la surface de l'eau ou qui se servent de cette surface</p> <p>Risque accru de migration vers les plages, les rivages, les côtes et les sédiments littoraux et d'impacts sur ceux-ci</p> <p>Possibilité de transport vers les sédiments par l'entremise du processus de MOSSFA</p>	<p>Moins de pétrole à la surface de l'eau puisqu'il est transporté de la surface vers la colonne d'eau ou maintenu dans la colonne d'eau (ISMD)</p> <p>Taux accrus de dispersion, de dissolution, de dilution, de biodégradation et de formation d'agrégats hydrocarbures-particules</p> <p>Peut augmenter les taux d'aérosolisation, de formation de neige marine hydrocarbonée et de photooxydation</p> <p>Diminution de l'évaporation</p> <p>Transport du pétrole dispersé principalement par les courants dominants</p> <p>Possibilité de transport du pétrole vers les sédiments par l'entremise du processus de MOSSFA</p> <p>Risque accru d'impacts sur les espèces qui habitent la colonne d'eau (pélagiques)</p> <p>Risque moindre de répercussions sur les espèces en surface</p> <p>Risque moindre de migration vers les plages, les rivages et les côtes vulnérables et d'impacts sur ceux-ci</p>

### SÉQUENCES DES EFFETS, COMPOSANTES BIOLOGIQUES PRÉOCCUPANTES ET VOIES D'EXPOSITION

Dans le cadre des programmes du MPO, les séquences des effets sont des modèles conceptuels qui représentent les relations de cause à effet entre les activités humaines, leurs facteurs de stress connexes et leurs impacts (O et al., 2015; Hannah et al., 2020). Les séquences des effets constituent des caractéristiques clés du Cadre d'évaluation du risque écologique (CERE) du MPO, décrit dans O et al. (2015). Selon le CERE, trois catégories de modèles de séquences des effets sont en cours d'élaboration dans le cadre des programmes du MPO, mais ces modèles comportent tous deux composantes principales, soit un diagramme qui illustre les relations entre les activités humaines, les facteurs de stress et les impacts sur les composantes écologiques et un document à l'appui qui décrit les relations prévues entre ces éléments, ainsi que la justification et les sources d'information utilisées pour leur sélection (Gouvernement du Canada, 2012). Hannah et al. (2020) notent que les modèles de séquences des effets sont principalement utilisés dans la phase d'établissement de la portée, avant la réalisation d'évaluations plus complètes comme l'évaluation du risque écologique, l'évaluation de l'impact sur l'environnement et l'évaluation des effets cumulatifs, puisque les séquences des effets décrivent les facteurs de stress et les effets qui pourraient être pris en compte dans de

---

telles évaluations, mais ne comprennent pas d'évaluations de l'impact relatif ou absolu, de l'ampleur du changement ou du risque. Par conséquent, pour comprendre les effets du pétrole dispersé sur le biote marin, les modèles de séquences des effets peuvent être utilisés au mieux pour fournir une orientation initiale dans le cadre d'études plus exhaustives et/ou propres à un emplacement.

En ce qui concerne les modèles de séquences des effets, il importe de souligner la distinction entre les définitions des termes « effet » et « impact » qui sont courantes dans le cadre du travail d'établissement des séquences des effets du MPO. Ce travail repose sur les définitions fournies par Boehlert et Gill (2010), selon lesquelles les **effets** comprennent « la vaste gamme de changements possibles et mesurables qui peuvent être observés », tandis que les **impacts** sont « des effets qui, avec un certain degré de certitude, atteignent un niveau d'importance écologique délétère ». Autrement dit, les effets sont des changements, tandis que les impacts sont des effets ou des changements qui ont des conséquences négatives. Ainsi, même si les modèles de séquences des effets peuvent décrire comment certains effets peuvent se manifester à partir des facteurs de stress, ils ne permettent pas de déterminer si ces effets sont suffisamment importants pour devenir des impacts. Cette détermination se fait dans le cadre d'évaluations du risque ou de l'impact. Toutefois, les modèles de séquences des effets peuvent au départ éclairer de telles évaluations.

L'élaboration de modèles de séquences des effets du pétrole dispersé ne fait pas partie de la portée actuelle des travaux, mais serait utile pour orienter l'élaboration d'outils et d'approches d'évaluation et de surveillance qui permettent de mieux comprendre les effets et les impacts du pétrole dispersé sur le biote marin. À la suite de l'examen actuel des processus et de l'état des connaissances du Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS), il pourrait y avoir suffisamment de renseignements pour élaborer des modèles de séquences des effets pour le pétrole dispersé dans les écosystèmes marins. De plus, une fois établis, ces modèles pourraient être utilisés pour éclairer le processus d'AAEN, où ils pourraient améliorer la compréhension des relations ou des liens potentiels entre le pétrole dispersé et les effets ou les impacts sur les composantes écologiques/biologiques marines et les ressources marines.

La séquence des effets n'est pas un terme ni un concept utilisé dans les approches normalisées d'évaluation du risque écologique (ERE) lié aux facteurs de stress chimiques qui sont appliquées aux écosystèmes aquatiques (voir notamment : Environnement Canada, 2012 (et les lignes directrices subséquentes relatives aux ERE); CCME, 2020; Chapman, 2011; ACO, 2008; Suter, 2007; EPA des États-Unis, 1998). Comme il a été mentionné, les séquences des effets constituent une caractéristique clé du CERE du MPO décrit dans O et al. (2015). En ce qui concerne les méthodes et les outils, le CERE (et les approches sur lesquelles il repose) est très différent des approches d'ERE utilisées pour évaluer l'exposition aux produits chimiques. Le CERE est principalement une approche qualitative de notation et de classement fondée sur l'exposition hypothétique aux facteurs de stress et à leurs effets et la détermination des conséquences éventuelles. En comparaison, l'approche relative à l'ERE intègre les estimations de l'exposition aux produits chimiques dans les milieux environnementaux et pour le biote ainsi que les estimations de la toxicité pour des composantes biologiques d'intérêt.

Les concepts clés de l'ERE des sites aquatiques contaminés et chimiques qui ont trait à la détermination des récepteurs préoccupants (RP) et des voies d'exposition préoccupantes offrent un cadre de référence utile pour comprendre les effets et les impacts potentiels liés au pétrole dispersé et au biote marin (résumés dans les sections subséquentes du présent document). Avant de déterminer les effets et/ou les impacts potentiels du pétrole dispersé sur le biote marin, il est important de cerner d'abord les principales composantes biologiques marines préoccupantes (c.-à-d. les récepteurs), ainsi que les moyens par lesquels ces composantes biologiques peuvent entrer en contact avec le pétrole dispersé (c.-à-d. voies d'exposition). La

---

section sur les impacts traite des effets et des impacts potentiels du pétrole dispersé sur le biote marin, ainsi que de leur pertinence écologique.

## **DÉTERMINATION DES COMPOSANTES BIOLOGIQUES (RÉCEPTEURS PRÉOCCUPANTS)**

Dans les ERE ayant trait à la contamination chimique, « RP » est le terme utilisé pour décrire les « principales composantes biologiques » de l'écosystème qui peuvent être touchées par l'exposition aux produits chimiques et qui peuvent justifier une évaluation pour déterminer si des impacts se produiront. Par souci d'uniformité avec la terminologie normalisée des ERE, « RP » est le terme utilisé dans le présent document pour désigner les principales composantes biologiques marines préoccupantes.

Les RP peuvent être identifiés à différents niveaux de l'organisation biologique; il peut s'agir d'organismes, d'espèces, de populations, de communautés, d'habitats ou d'écosystèmes individuels (Environnement Canada, 2012). Le niveau d'organisation biologique qui s'applique à un RP donné est étroitement lié aux objectifs de protection écologique souhaités pour les RP ou est harmonisé avec ceux-ci. Par exemple, si l'objectif de protection consiste à avoir une communauté benthique diversifiée qui maintient sa structure et sa fonction écologiques, alors les invertébrés benthiques seraient évalués au niveau de la communauté de l'organisation biologique. Pour les RP des niveaux trophiques inférieurs, comme les invertébrés benthiques, le phytoplancton, le zooplancton et la plupart des poissons et des mollusques, le niveau d'organisation biologique évalué est généralement le niveau de la communauté (Environnement Canada, 2012; Suter et al., 2000). Le niveau de la communauté est également considéré comme le niveau d'organisation biologique pertinent lorsqu'on dispose de données limitées sur l'écotoxicité des produits chimiques d'intérêt pour un RP en particulier. En ce qui a trait aux récepteurs des niveaux trophiques supérieurs (généralement les oiseaux et les mammifères), les RP sont habituellement évalués au niveau de la population<sup>3</sup> de l'organisation biologique. Certaines espèces d'oiseaux ou de mammifères sont généralement évaluées comme des RP de substitution qui représentent une guildes alimentaire (oiseaux ou mammifères) ou une niche écologique donnée. Les organismes individuels seraient évalués seulement si les RP étaient des espèces rares, menacées ou en voie de disparition (Environnement Canada, 2012).

En ce qui concerne les impacts des hydrocarbures dispersés dans le milieu marin, la plupart des RP seraient évalués au niveau de la population ou de la communauté, à moins que l'on sache que des espèces en péril sont présentes dans une zone d'impact.

La prise en compte des RP potentiels est intrinsèquement liée au site ou à la zone d'étude et reflète une certaine compréhension des attributs écologiques particuliers de la zone d'intérêt. Dans les ERE, de nombreux facteurs sont pris en considération au moment de déterminer les RP. Dans le cadre d'un scénario de panache d'hydrocarbures dispersés dans le milieu marin, les considérations clés liées à la détermination des RP comprendraient les suivantes :

- Type d'habitat marin et conditions générales de l'habitat dans la zone touchée. Par exemple :

---

<sup>3</sup> La définition de « population » peut varier grandement. En général, une population est un groupe d'individus de la même espèce qui vivent ensemble et se reproduisent entre eux. L'établissement de limites numériques quant au nombre d'individus qui composent une population est intrinsèquement difficile à réaliser et varierait grandement selon l'espèce et les caractéristiques de son cycle biologique.

- 
- Haute mer
  - Estuaire
  - Zone côtière
  - Marais salé
  - Échancrures, comme les baies, les ports, les anses, les zones intertidales et les zones subtidales
  - Conditions du substrat (fond dur ou meuble)
  - Etc.
- Hydrodynamique de la zone marine touchée (p. ex. vagues, courants, énergie marine, énergie éolienne, marées et profondeur de l'eau).
  - Inventaires ou relevés d'espèces marines connues pour la zone touchée, y compris toute étude existante sur des espèces vulnérables ou sensibles (évaluations de la vulnérabilité), des espèces en péril et/ou des ressources à risque (p. ex. les RAR, ce qui peut comprendre l'emplacement de ressources qui sont importantes sur le plan archéologique, culturel ou socioéconomique, en plus de l'emplacement de ressources importantes sur le plan écologique).
  - Représentation des divers niveaux trophiques et habitats et des diverses guildes alimentaires propres à la zone touchée;
  - Espèces qui peuvent fournir un habitat essentiel à d'autres espèces (p. ex. herbiers de zostères ou forêts de varech).
  - Données concernant les caractéristiques comportementales, physiologiques et liées au cycle de vie du biote potentiellement touché qui augmenteraient ou diminueraient le potentiel d'exposition aux hydrocarbures dispersés. Par exemple :
    - Préférences au chapitre de l'alimentation et de l'habitat
    - Caractéristiques d'utilisation de l'habitat
    - Comportements/stratégies d'alimentation
    - Aires ou lieux d'alimentation ou de reproduction
    - Stratégies/modes de reproduction
    - Mobilité
    - Poids
    - Temps probablement passé dans la zone touchée par rapport aux autres zones
    - Comportements uniques du biote migrateur par rapport au biote résident en ce qui concerne le toilettage et l'alimentation).
  - Propriétés physicochimiques, devenir/comportement dans l'environnement et propriétés toxicologiques des hydrocarbures dispersés, ce qui comprend les éléments suivants :
    - Persistance des produits chimiques présents dans les mélanges de pétrole dispersé.
    - Potentiel de bioaccumulation et/ou de bioamplification des produits chimiques des hydrocarbures dispersés dans les réseaux trophiques aquatiques marins.
    - Toute sensibilité connue de certaines espèces marines aux produits chimiques présents dans les mélanges d'hydrocarbures dispersés).
  - Disponibilité de données écotoxicologiques fiables en milieu marin sur le pétrole dispersé relativement au biote marin potentiellement touché.
  - Considérations socioéconomiques (p. ex. des espèces marines importantes sur le plan commercial ou importantes en général sont-elles présentes dans la zone touchée?).
-

---

Au bout du compte, les RP marins qui seraient identifiés en ce qui a trait aux impacts des hydrocarbures dispersés sont ceux qui sont connus ou que l'on s'attend à observer dans la zone touchée, qui présentent un risque élevé d'entrer en contact avec les hydrocarbures dispersés (potentiel d'exposition élevé) et/ou qui ont une sensibilité connue aux produits chimiques présents dans les hydrocarbures dispersés. Les RP qui répondent à ces conditions générales sont plus susceptibles de subir des effets négatifs que ceux qui sont moins exposés aux produits ou qui y sont moins sensibles.

Comme les caractéristiques d'un panache d'hydrocarbures dispersés peuvent changer rapidement en peu de temps, la détermination des RP devrait se faire de manière souple et itérative et tenir compte des facteurs temporels et spatiaux qui peuvent influencer sur l'importance ou la sensibilité de certains RP par rapport à d'autres.

Les grandes catégories de RP marins présentées ci-dessous sont potentiellement préoccupantes en ce qui concerne les effets des hydrocarbures dispersés sur le biote marin et représentent les principaux niveaux trophiques du réseau trophique marin. Ces catégories sont principalement fondées sur les éléments à considérer en vue de la détermination des RP dans l'ERE, l'AAEN et l'évaluation de l'atténuation des impacts en cas de déversement. Les catégories présentées ci-dessous reflètent également (en partie) les groupes et les sous-groupes de composantes biologiques marines établis par Thornborough et al. (2017) (groupes et sous-groupes de niveaux 1 et 2) et Hannah et al. (2017) et les composantes valorisées de l'écosystème (CVE) décrites dans O et al. (2015).

- Communautés microbiennes (pélagiques et benthiques);
- Phytoplancton
- Algues/varech (pélagiques, benthiques, fixés aux surfaces dures);
- Macrophytes et autres végétaux marins (vasculaires benthiques et non vasculaires);
- Zooplancton (pélagique);
- Stades de vie planctoniques (œufs, larves) pour les espèces de poissons et d'invertébrés (méroplancton);
- Macroinvertébrés pélagiques (y compris les cnidaires, les mollusques, les crustacés);
- Invertébrés benthiques (vivant dans les roches, endofaune et épifaune, y compris les macroinvertébrés);
- Poissons à nageoires (pélagiques, démersaux, semi-démersaux, vivant dans les sédiments);
- Oiseaux de mer;
- Mammifères marins (y compris les baleines à dents et à fanons (cétacés), les pinnipèdes et les mustélidés);
- Reptiles marins (tortues).

D'autres regroupements et catégorisations sont certainement possibles au besoin, car ces catégories sont générales et s'appliquent globalement à la plupart des endroits dans les eaux canadiennes. Les modifications apportées aux catégories et à tout groupe ou sous-groupe connexe seraient propres à l'emplacement des déversements de pétrole et aux limites spatiales et temporelles des panaches d'hydrocarbures dispersés. Selon le scénario des impacts en question, la détermination d'autres sous-groupes et catégories de RP pourraient également tenir compte (ou tenir davantage compte) des guildes alimentaires, des stratégies

---

d'alimentation, des stratégies de reproduction, des habitudes de migration (verticale, saisonnière) et des stratégies de réponse aux facteurs de stress comportementaux (p. ex. évitement, enfouissement, fermeture de la coquille).

## **DÉTERMINATION DES VOIES D'EXPOSITION AUX HYDROCARBURES DISPERSÉS POUR LES PRINCIPAUX RÉCEPTEURS PRÉOCCUPANTS**

Les voies d'exposition représentent la façon dont un organisme entre en contact avec un produit chimique dans un milieu environnemental. Elles représentent également la façon dont un produit chimique pénètre dans l'organisme à partir de ce milieu. La possibilité que l'exposition à des produits chimiques, quel que soit le milieu, ait des effets néfastes sur la santé est directement liée aux voies d'exposition. S'il n'y a pas de voie d'exposition possible à un produit chimique, peu importe son potentiel toxique ou sa concentration dans un milieu donné, il n'y a pas de risque que ce produit chimique ait des effets nocifs sur la santé. Par conséquent, s'il n'y a pas de voie d'exposition possible aux produits chimiques présents dans les hydrocarbures dispersés pour les RP marins, il ne peut y avoir d'effets nocifs potentiels découlant de ces produits chimiques.

Le tableau 4 décrit les voies d'exposition les plus probables pour les RP marins qui peuvent entrer en contact avec des hydrocarbures dispersés. L'importance relative de ces voies d'exposition variera considérablement d'une espèce à l'autre, selon les groupes de RP. Il faut reconnaître que les voies d'exposition entre le biote marin et les hydrocarbures dispersés sont les mêmes que celles qui existent entre le biote marin et les hydrocarbures non dispersés (non traités). Toutefois, l'utilisation de dispersants chimiques peut modifier l'importance relative et l'ampleur des principales voies d'exposition par rapport à un scénario d'exposition du biote marin à des hydrocarbures non traités.

*Tableau 4 : Principales voies d'exposition aux hydrocarbures non traitées et aux hydrocarbures dispersés pour les récepteurs préoccupants marins.*

<b>Groupe de récepteurs</b>	<b>Principales voies d'exposition</b>
Communautés microbiennes (pélagiques et benthiques)	Absorption directe par les membranes cellulaires à la suite du contact direct avec l'eau de mer, les sédiments ou les gouttelettes (pendant la respiration microbienne, la décomposition et d'autres processus microbiens)
Phytoplancton et algues (pélagiques et benthiques)	Absorption directe par les membranes/parois cellulaires à la suite du contact direct avec l'eau de mer, les sédiments ou les gouttelettes
Macrophytes et autres végétaux marins (vasculaires benthiques et non vasculaires)	Absorption directe par les membranes/parois cellulaires dans les tissus foliaires à la suite du contact direct avec l'eau de mer, les eaux interstitielles des sédiments ou les gouttelettes; absorption par les racines à partir des sédiments et des eaux interstitielles des sédiments
Zooplancton (pélagique)	Absorption directe par les membranes cellulaires à la suite du contact direct avec l'eau de mer, les sédiments ou les gouttelettes; ingestion de nourriture, de proies, d'eau, de détritiques ou de



Groupe de récepteurs	Principales voies d'exposition
	gouttelettes; contact direct des branchies et des autres surfaces respiratoires avec l'eau et les sédiments
Stades de vie planctoniques (œufs, larves) pour les espèces de poissons et d'invertébrés (méroplancton)	Absorption directe par les surfaces des membranes à la suite du contact direct avec l'eau de mer, les sédiments ou les gouttelettes; ingestion de nourriture, de proies, d'eau, de détritiques ou de gouttelettes; contact direct des branchies et des autres surfaces respiratoires avec l'eau et les sédiments; absorption par le micropyle pendant et peu après la fécondation
Macroinvertébrés pélagiques (y compris les cnidaires, les mollusques, les crustacés)	Absorption directe par les surfaces des membranes à la suite du contact direct avec l'eau de mer, les sédiments ou les gouttelettes; ingestion de nourriture, de proies, d'eau, de détritiques ou de gouttelettes; alimentation par filtration de l'eau de mer; respiration par les branchies ou les autres surfaces respiratoires
Invertébrés benthiques (vivant dans les roches, endofaune et épifaune, y compris les macroinvertébrés; comprend des organismes benthiques comme des bivalves, d'autres mollusques, des crustacés, des vers, des échinodermes, des cnidaires, des spongiaires, des coraux et des ascidies)	Alimentation par filtration de l'eau de mer; ingestion de sédiments, d'eau, de nourriture, de proies, de détritiques ou de gouttelettes; respiration par les branchies ou les autres surfaces respiratoires; ingestion des eaux interstitielles des sédiments; contact direct avec les sédiments, l'eau de mer ou les eaux interstitielles; absorption par le micropyle pendant et peu après la fécondation
Poissons à nageoires (pélagiques, démersaux, semi-démersaux, vivant dans les sédiments)	Respiration par les branchies; contact de la peau avec l'eau de mer, des sédiments ou des gouttelettes; ingestion de nourriture, de proies, d'eau, de détritiques, de gouttelettes ou de sédiments
Oiseaux de mer	Contact des plumes et de la peau (ce qui comprend l'adhérence) avec des gouttelettes de pétrole dispersé, ainsi qu'avec de l'eau et des sédiments touchés; ingestion de pétrole dispersé en raison du lissage des plumes; ingestion de nourriture, de proies, d'eau ou de gouttelettes; inhalation de substances volatiles et d'aérosols présents dans les hydrocarbures dispersés; aspiration des hydrocarbures dispersés à la surface de l'eau; ingestion accidentelle d'eau de mer et de sédiments; ou transfert du pétrole des plumes aux œufs en développement

Groupe de récepteurs	Principales voies d'exposition
Mammifères marins (y compris les baleines à dents et à fanons (cétacés), les pinnipèdes et les mustélidés)	<p>Contact de la peau et/ou de la fourrure (ce qui comprend l'adhérence) avec des gouttelettes de pétrole dispersé, de l'eau, des sédiments; ingestion de pétrole dispersé en raison du toilettage; ingestion de nourriture, de proies, d'eau ou de gouttelettes; inhalation de substances volatiles et d'aérosols présents dans le pétrole dispersé; aspiration de pétrole dispersé à la surface de l'eau; ingestion accidentelle d'eau de mer et de sédiments</p> <p>Le pétrole dispersé est moins susceptible d'adhérer à la peau lisse de certaines espèces de mammifères marins, comparativement aux espèces à la peau rugueuse ou à fourrure ou à celles dépourvues d'une couche de graisse (Engelhardt, 1983; Lee et al., 2015).</p>
Reptiles marins (tortues)	<p>Contact cutané (dont l'adhérence) avec des gouttelettes d'hydrocarbures dispersés, ainsi qu'avec de l'eau et des sédiments touchés; ingestion de nourriture, de proies, d'eau ou de gouttelettes; inhalation de substances volatiles et d'aérosols présents dans les hydrocarbures; aspiration des hydrocarbures dispersés à la surface de l'eau</p>

Sources: [Ecobox de l'EPA des États-Unis](#); Suter II, 2007; Schoof, 2003; Environnement Canada, 2012; BC SAB, 2008; Hannah et al., 2017; Thornborough et al., 2017; Boehm et Page, 2007; Dupuis et Ucan-Marin, 2015; IPIECA, 2016a,b; Lee et al., 2015; Rosenberger et al., 2017; NASEM, 2020; Harris et al., 2011; Geraci et St Aubin, 1988; Law et al., 2011; Hook et al., 2016; Engelhardt, 1983; NOAA, 2019; 2020.

En général, l'absorption directe de substances pétrolières par les membranes cellulaires de nombreux types de RP est facilitée par les propriétés lipophiles/hydrophobes des substances contenues dans les hydrocarbures non traités tout comme dans les hydrocarbures dispersés et par le fait que les membranes cellulaires sont composées de structures riches en lipides.

Pour de nombreuses espèces de vertébrés et d'invertébrés marins, il se peut que certaines substances présentes dans le pétrole chimiquement dispersé (et non traité) (en particulier les substances lipophiles ayant tendance à se bioaccumuler dans l'organisme d'origine) puissent être transférées dans les œufs ou les embryons, selon la stratégie de reproduction utilisée.

### **EFFET DES DISPERSANTS CHIMIQUES SUR LES VOIES D'EXPOSITION POTENTIELLES ENTRE LES SUBSTANCES PÉTROLIÈRES DISPERSÉES ET LES RÉCÉPTEURS PRÉOCCUPANTS**

Les voies d'exposition entre le biote marin et les hydrocarbures dispersés sont les mêmes que celles qui existent entre le biote marin et les hydrocarbures non dispersés. Toutefois, l'utilisation de dispersants chimiques peut modifier l'importance relative et l'ampleur des principales voies d'exposition par rapport à un scénario d'exposition du biote marin à des hydrocarbures non dispersés.

---

Comparativement aux panaches ou aux nappes d'hydrocarbures non dispersés, l'utilisation de dispersants chimiques devrait entraîner des quantités relativement plus élevées de gouttelettes d'hydrocarbures (et de substances pétrolières dissoutes ou adaptées à l'eau) dans la colonne d'eau et des quantités relativement plus faibles d'hydrocarbures à la surface de l'eau.

L'utilisation de dispersants peut également améliorer ou accroître la formation d'agrégats hydrocarbures-particules et de neige marine hydrocarbonée qui facilitent le transport des substances pétrolières de la colonne d'eau vers les sédiments (NASEM, 2020; Daly et al., 2016). Ce processus du devenir peut être plus important dans le cas d'un rejet d'hydrocarbures sous-marin soutenu et d'un scénario d'application sous-marine de dispersants (NASEM, 2020).

À la suite de l'application de dispersants, les panaches occuperont généralement une plus grande surface que les panaches ou nappes d'hydrocarbures non dispersés, bien que les concentrations de gouttelettes d'hydrocarbures et de substances pétrolières soient généralement plus faibles dans un panache d'hydrocarbures dispersés que dans un panache d'hydrocarbures non dispersés.

En général, on s'attend à ce que le pétrole dispersé chimiquement (par rapport au pétrole non dispersé) influe sur les voies d'exposition entre les substances pétrolières et le biote marin de la façon suivante :

- Réduction de l'importance et/ou de l'ampleur des voies d'exposition en ce qui concerne le contact avec des substances pétrolières à la surface de l'eau. Cela devrait comprendre ce qui suit :
  - réduction de l'importance de la voie d'inhalation des substances volatiles;
  - réduction de l'importance de la voie d'aspiration du pétrole;
  - réduction de l'importance des voies de contact cutané et d'adhérence à la peau;
  - réduction de l'importance des voies d'ingestion du pétrole par les oiseaux et les mammifères au moment du lissage des plumes et du toilettage.
- Augmentation potentielle de l'importance et/ou de l'ampleur des voies d'exposition des organismes pélagiques ou des organismes à ce stade de vie aux substances pétrolières dissoutes et adaptées à l'eau et aux gouttelettes d'hydrocarbures dans la colonne d'eau. Cela devrait comprendre ce qui suit :
  - importance accrue du contact direct de la peau ou des membranes avec l'eau de mer touchée, ainsi que du contact de la peau ou des membranes avec des gouttelettes;
  - importance accrue de la voie de respiration par les branchies ou d'autres surfaces respiratoires;
  - importance accrue des voies d'ingestion de nourriture, de proies, d'eau, de détritiques ou de gouttelettes;
  - importance accrue des voies d'alimentation par filtration.
- Augmentation potentielle de l'importance et/ou de l'ampleur des voies d'exposition des organismes démersaux et benthiques ou des organismes à ces stades de vie aux substances pétrolières dans les eaux interstitielles ou les sédiments et/ou aux gouttelettes d'hydrocarbures. Toutefois, ce ne serait le cas que si les conditions favorisaient la formation de neige marine hydrocarbonée et des taux relativement élevés de dépôt sur les sédiments marins. Cela devrait comprendre ce qui suit :
  - importance accrue du contact direct de la peau ou des membranes avec les eaux interstitielles et les sédiments touchés, ainsi que du contact de la peau ou des membranes avec des gouttelettes;
  - importance accrue des voies d'ingestion de proies, de sédiments, d'eau interstitielle, de gouttelettes ou de détritiques;

- 
- importance accrue des sédiments pour les voies d'absorption par les racines des macrophytes (si le dépôt de neige marine se produit dans des eaux suffisamment peu profondes pour que des macrophytes soient présents);
  - importance accrue des voies d'alimentation par filtration pour les organismes benthiques.
  - Il peut également y avoir une augmentation de l'importance et/ou de l'ampleur des voies d'exposition par ingestion pour les oiseaux et les mammifères plongeurs qui se nourrissent d'organismes benthiques.

Il faut reconnaître que les altérations causées par les dispersants aux voies d'exposition entre le biote marin et les substances pétrolières peuvent être nombreuses et très variables et qu'elles dépendent grandement de nombreux facteurs complexes et interdépendants liés aux conditions biophysiques marines, aux caractéristiques de l'habitat marin, à l'hydrodynamique marine, au type de pétrole déversé et à sa nature et aux changements dans sa biodisponibilité potentielle. Les effets des dispersants sur la biodisponibilité des substances pétrolières sont abordés dans la section sur les impacts.

En ce qui concerne les voies d'exposition par inhalation pour les reptiles, les oiseaux et les mammifères marins, la façon dont l'application de dispersants sur les hydrocarbures influe sur la formation d'aérosols n'est pas bien comprise. Étant donné que les dispersants font entrer les hydrocarbures dans la colonne d'eau, on s'attendrait à ce que le potentiel de formation de pétrole de surface et d'aérosols soit réduit par rapport aux hydrocarbures non dispersés. Toutefois, certaines études en laboratoire indiquent que les dispersants peuvent augmenter temporairement l'aérosolisation des substances pétrolières, ce qui peut entraîner une augmentation subséquente de l'importance des voies d'exposition par inhalation pendant la ou les périodes de formation d'aérosols (p. ex. Ehrenhauser et al., 2014; Afshar-Mohajer et al., 2019; Sampath et al., 2019; Afshar-Mohajer et al., 2020).

La pertinence écologique de la façon dont les dispersants peuvent modifier l'importance relative et l'ampleur des voies d'exposition entre le biote marin et les substances pétrolières n'est pas bien comprise. Néanmoins, la réduction générale de l'importance et de l'ampleur des voies d'exposition au pétrole à la surface de l'eau, parallèlement à l'augmentation de l'importance et de l'ampleur des voies d'exposition dans la colonne d'eau, ferait en sorte que, pendant une partie ou la totalité de leur cycle de vie, les organismes pélagiques soient exposés davantage aux substances pétrolières que les organismes qui interagissent avec la surface de l'eau. Toutefois, on s'attend à ce qu'il s'agisse d'un événement d'exposition temporaire et de courte durée, compte tenu de la dilution importante et rapide des substances pétrolières qui se produit suivant l'utilisation de dispersants dans des conditions naturelles (p. ex. Bejarano et al., 2014a,b; Lee et al., 2013).

## IMPACTS

### INTRODUCTION

La présente section réunit les renseignements disponibles qui visent à déterminer si les hydrocarbures dispersés chimiquement sont plus ou moins toxiques que les hydrocarbures non traités pour le biote marin.

Pour faciliter le traitement de cette question fondamentale, des définitions précises des termes « effet » et « impact » ont été adoptées d'après Boehlert et Gill (2010) (et ont déjà été présentées dans la section sur les séquences des effets) : les effets comprennent « la vaste gamme de changements possibles et mesurables qui peuvent être observés », tandis que les

---

impacts sont « des effets qui, avec un certain degré de certitude, atteignent un niveau d'importance écologique délétère ». Autrement dit, les effets sont des changements, tandis que les impacts sont des effets ou des changements qui ont des conséquences négatives.

En cas de déversement d'hydrocarbures en mer, l'utilisation potentielle de dispersants est soigneusement évaluée compte tenu des caractéristiques propres au site dans le cadre du processus d'AAEN. Par la suite, le potentiel d'effets et/ou d'impacts des hydrocarbures (et des hydrocarbures dispersés) sur le biote marin dépend entièrement des conditions du lieu du déversement et des nombreux facteurs environnementaux et hydrodynamiques, ainsi que de l'écologie de la zone où le déversement s'est produit.

Lorsqu'on examine les impacts des hydrocarbures dispersés par rapport à ceux des hydrocarbures non traités, il importe de garder à l'esprit certaines caractéristiques clés du devenir et du comportement des hydrocarbures dispersés (expliquées dans la section Contexte). Les dispersants n'éliminent pas les hydrocarbures du milieu marin; ils modifient le devenir, le transport et la biodisponibilité des substances présentes dans un mélange d'hydrocarbures (NRC, 2005).

Du point de vue de la vulnérabilité écologique, on suppose que toutes les composantes du milieu marin sont vulnérables à un certain degré dans un scénario de déversement d'hydrocarbures (Thornborough et al., 2017). Le cadre établi par Thornborough et al. (2017) jette les bases de l'évaluation de la vulnérabilité du biote marin aux déversements d'hydrocarbures en fonction de critères liés à l'exposition, à la sensibilité et au rétablissement touchant les différents groupes de composantes biologiques. Les critères liés à l'exposition et à la sensibilité aux hydrocarbures déversés, énoncés par Thornborough et al. (2017), ont été pris en compte dans l'analyse sur les effets et les impacts des hydrocarbures dispersés. Les considérations relatives au rétablissement sont abordées dans la section Rétablissement du présent document.

Le cadre élaboré par Thornborough et al. (2017) établit des critères qui permettent d'évaluer la sensibilité mécanique et chimique des espèces en fonction de leurs caractéristiques physiologiques. Les critères de sensibilité mécanique comprennent la perte d'isolation et la réduction de l'alimentation ou de la photosynthèse, tandis que les critères de sensibilité chimique comprennent la dégradation attribuable à la toxicité. Ce cadre repose en partie sur l'indice de sensibilité environnementale (*Environmental Sensitivity Index* – ESI) de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), qui appuie la détermination des composantes biologiques vulnérables. L'ESI de la NOAA indique que le risque associé au pétrole pour les composantes biologiques est plus grand dans les conditions suivantes :

- De nombreux individus sont concentrés dans une petite zone, comme une zone de chasse au phoque ou une baie où la sauvagine se concentre pendant la migration.
- Les premiers stades de vie sont présents dans certaines zones, comme les roqueries, les frayères utilisées par les poissons anadromes ou les plages de nidification des tortues.
- Le pétrole touche des zones importantes pour des stades de vie précis ou pour la migration, comme les sites d'alimentation ou d'hivernage.
- Des zones précises sont d'une importance capitale pour la propagation d'une espèce (p. ex. aires de croissance, aires de ponte privilégiées).
- Une espèce particulière est menacée ou en voie de disparition.
- Un pourcentage important de la population animale ou végétale est susceptible d'être exposé aux hydrocarbures.

---

Les espèces qui sont plus sensibles aux substances pétrolières sont plus susceptibles de subir des impacts tels que l'infécondité, l'incapacité de se nourrir, des troubles neurologiques et la mortalité (Reich et al., 2014).

Bon nombre des caractéristiques liées à la sensibilité sont prises en compte lors de la détermination des composantes biologiques préoccupantes dans un milieu marin récepteur (voir la section sur les séquences des effets).

En général, les effets et les impacts des hydrocarbures et des hydrocarbures dispersés chimiquement sur le biote marin sont très variables et dépendent des voies d'exposition, du degré et de la durée de l'exposition, des concentrations de substances pétrolières dans le milieu d'exposition, de la biodisponibilité des substances pétrolières pour les organismes marins exposés et de la sensibilité des espèces (CRRC, 2018; NASEM, 2020). Les impacts potentiels des hydrocarbures dispersés sur le biote marin sont propres aux conditions de chaque scénario de déversement et d'application de dispersants. Comme il est décrit dans les sections subséquentes, les organismes marins réagissent de la même façon et présentent la même gamme d'effets après avoir été exposés à des hydrocarbures dispersés qu'après avoir été exposés à des hydrocarbures non traités.

## **BIODISPONIBILITÉ**

La biodisponibilité d'une substance donnée constitue une propriété toxicologique importante, car elle détermine la quantité réelle de substance qui peut pénétrer dans les cellules et les tissus d'un organisme à partir de la voie d'exposition avec laquelle l'organisme a été en contact. La biodisponibilité peut être une variable clé qui influe sur la quantité d'exposition ou la dose reçue par l'organisme, tout comme les variables relatives à la fréquence et à la durée de l'exposition.

Étant donné que les agents dispersants décomposent les hydrocarbures en gouttelettes plus fines et en microgouttelettes, lesquelles ont un plus grand rapport surface-volume que les gouttelettes d'hydrocarbures non traités, la biodisponibilité des contaminants associés au pétrole pour les organismes marins peut augmenter lorsque des dispersants sont appliqués (USGAO, 2012). En outre, à mesure que la concentration de microgouttelettes augmente, la quantité de substances pétrolières qui pénètrent dans la fraction adaptée à l'eau (WAF) (qui comprend les microgouttelettes) et la fraction dissoute peut également augmenter (Ramachandran et al., 2004a; Lee et al., 2011b). Il est bien établi que les substances pétrolières dissoutes présentent le taux de biodisponibilité le plus élevé pour les organismes aquatiques, par rapport aux substances particulaires ou aux gouttelettes d'hydrocarbures (Dupuis et Ucan-Marin, 2015). Cependant, de fines gouttelettes et particules peuvent être facilement ingérées par certains organismes pélagiques. Les gouttelettes agissent également comme source de substances pétrolières dissoutes et maintiennent les concentrations d'hydrocarbures dissous au moyen de la répartition à l'équilibre entre les gouttelettes et la phase dissoute.

La concentration de microgouttelettes peut varier considérablement dans diverses WAF, selon l'efficacité des agents dispersants et la dynamique locale de mélange en milieu marin. Selon la NASEM (2020), un certain nombre d'études ont révélé que la majorité des substances pétrolières présentes dans les WAF dispersées n'étaient pas dissoutes, et il est donc impossible de supposer de façon fiable que la WAF des hydrocarbures dispersés (ou d'hydrocarbures non traités) est entièrement biodisponible. Autrement dit, la WAF n'est pas égale à la fraction biodisponible. Cependant, la présence de gouttelettes et de microgouttelettes alimente et maintient la fraction d'hydrocarbures dissous par l'entremise de la répartition à l'équilibre.

---

## CONSIDÉRATIONS RELATIVES AU TEMPS D'EXPOSITION

Il est bien connu que l'augmentation de la durée d'exposition accroît habituellement la toxicité de la concentration aqueuse donnée d'une substance. Les temps et les concentrations d'exposition peuvent varier de manière extrême pendant les scénarios de déversement et d'application de dispersants. Les fractions de substances pétrolières dissoutes et adaptées à l'eau présentes dans la colonne d'eau après l'application de dispersants se diluent généralement de façon considérable et rapide (souvent en quelques heures) à des concentrations inférieures aux seuils de toxicité et dans la plage inférieure de parties par million (ppm) (Lee et al., 2013; Bejarano et al., 2014a,b).

L'importance de la dilution des hydrocarbures en mer à la suite d'un déversement a été bien documentée par Wade et al. (2016). Cette étude a comparé les concentrations de fond des hydrocarbures pétroliers totaux (HPT) et des HAP dans des échantillons d'eau prélevés dans le golfe du Mexique avant le déversement à celles d'échantillons prélevés pendant et après l'incident de Deepwater Horizon (plus de 20 000 échantillons provenant de 13 000 stations situées de quelques mètres à plus de 800 km de la tête de puits, dans toutes les directions). Comme on pouvait s'y attendre, les concentrations les plus élevées d'HPT et d'HAP se trouvaient généralement dans les eaux de surface en raison des nappes, dans la couche d'eau profonde ou à proximité de la tête de puits. Sur les 13 172 concentrations d'HPT mesurées dans les échantillons d'eau, 84 % étaient inférieures à 1 µg/L (fond). Sur les 16 557 concentrations d'HAP mesurées dans les échantillons d'eau, 79 % étaient inférieures à 0,056 µg/L (blanc de terrain médian et fond). Le pourcentage d'échantillons sous les niveaux de fond a augmenté rapidement après le recouvrement du puits.

## TOXICITÉ DES HYDROCARBURES NON TRAITÉS ET DES HYDROCARBURES DISPERSÉS EN MILIEU AQUATIQUE

Dans la documentation, de nombreux ouvrages traitent de divers aspects et enjeux liés aux méthodes et aux protocoles normalisés d'essais de toxicité en milieu aquatique, ce qui crée des problèmes pour différencier les effets biologiques d'un déversement d'hydrocarbures dans le cadre duquel on utilise ou non des dispersants, selon les conditions sur le terrain, et extrapoler les résultats de toxicité en laboratoire en fonction des conditions sur le terrain complexes qui existent dans un scénario de déversement d'hydrocarbures, où des dispersants peuvent être appliqués. Bien qu'un examen détaillé de ces enjeux et problèmes ne fasse pas partie de la portée du présent document de recherche du SCCS, il importe de reconnaître que de nombreuses études de toxicité en milieu aquatique menée en laboratoire relativement à des hydrocarbures chimiquement dispersés et non traités ont produit des résultats contradictoires par rapport à d'autres études semblables. Ainsi, pour évaluer ces études, il est important d'adopter une approche de pondération des éléments probants et de mener une évaluation quantitative et/ou qualitative de la fiabilité et de la pertinence écologique (p. ex. Moermond et al., 2016; Hanson et al., 2017). Une telle approche permettrait de déterminer les études qui présentaient peut-être des lacunes telles que des conceptions expérimentales inappropriées, un manque de données chimiques mesurées déclarées ou d'autres questions méthodologiques qui peuvent rendre une étude moins fiable pour déterminer si des dispersants devraient être appliqués ou non à la suite d'un déversement d'hydrocarbures.

Bon nombre de ces problèmes et enjeux compliquent les communications aux décideurs et au public au sujet de la toxicité des hydrocarbures pour le biote marin. Par exemple, il y a eu un manque d'uniformité dans la communication de la toxicité des hydrocarbures dispersés et des impacts connexes, certaines études de toxicité ayant fait état d'expositions mesurées au fil du temps, tandis que d'autres n'ont porté que sur des expositions nominales. Cela peut nuire à la comparabilité des études. La façon dont l'exposition aux hydrocarbures est représentée et

---

déclarée doit absolument être prise en compte dans le cadre de l'examen et de l'interprétation des études de toxicité des hydrocarbures dispersés et non traités.

La NASEM (2020) et Adams et al. (2017) ont récemment examiné les différentes méthodes et les divers protocoles utilisés dans les expériences en laboratoire sur la toxicité des hydrocarbures dans l'eau. Ils ont mentionné en particulier l'utilisation du protocole normalisé du CROSERF (*Chemical Response to Oil Spills: Ecological Research Forum*) (Aurand et Coelho, 2005) et les diverses modifications apportées à cette procédure utilisée par une multitude de chercheurs en vue de la production de solutions WAF pour les hydrocarbures et de solutions CEWAF (fraction adaptée à l'eau améliorée chimiquement) pour les hydrocarbures et les dispersants dans le cadre des essais de toxicité en laboratoire.

Selon les résultats des recherches de la NASEM (2020) et d'Adams et al. (2017), les études examinées employaient une grande diversité de méthodes d'essai de toxicité et présentaient des différences importantes en ce qui concerne les méthodes de préparation des milieux d'essai, les espèces mises à l'essai, les méthodes d'exposition, les durées d'exposition, les concentrations nominales d'eau pour les hydrocarbures ou les hydrocarbures dispersés, les rapports dispersant-hydrocarbures, les analyses chimiques, les conditions expérimentales (comme la température, la salinité, le pH) et les paramètres toxicologiques qui ont été évalués. Pour un grand nombre de ces études, il y avait également un manque de renseignements détaillés sur les méthodes, un manque de données chimiques analytiques mesurées pour les solutions testées (comme l'ont également souligné Coelho et al., 2013), un recours à des méthodes inappropriées dans certains cas, une absence de justification pour les modifications apportées aux protocoles normalisés et une utilisation incohérente de la terminologie. La majorité des études de toxicité publiées ont généralement duré de 24 à 96 heures, ce qui reflète les conceptions expérimentales permettant de générer des valeurs normalisées de toxicité en milieu aquatique comme les CE50 (concentrations effectives de 50 %) et les CL50 (concentrations létales de 50 %), mais ne reflète pas la durée pendant laquelle les niveaux d'hydrocarbures dispersés demeurent élevés dans l'eau de mer. Dans un certain nombre d'études existantes, on n'a testé que les niveaux d'exposition unique plutôt que les niveaux d'exposition multiple, ce qui empêche de déterminer les relations exposition-réaction. Ces facteurs nuisent aux comparaisons directes entre les études sur la toxicité des hydrocarbures pour les organismes marins. Ils nuisent également à la capacité d'utiliser les données publiées sur la toxicité en milieu aquatique pour déterminer si les hydrocarbures dispersés chimiquement sont plus ou moins toxiques que les hydrocarbures non traités. De plus, il est évident que de nombreuses études en laboratoire ont été menées en fonction de concentrations d'hydrocarbures beaucoup plus élevées que celles auxquelles on pourrait s'attendre dans le cadre des opérations d'intervention en cas de déversement d'hydrocarbures. Comme le soulignent Coelho et al. (2013), les essais de toxicité des hydrocarbures dispersés (et des hydrocarbures non traités) exigent qu'on adhère strictement à des protocoles normalisés afin que les résultats des études de toxicité puissent être utilisés pour évaluer les effets potentiels « réels » des hydrocarbures et des hydrocarbures dispersés dans les écosystèmes marins.

Dans leur évaluation des avantages et des inconvénients de diverses méthodes utilisées par les chercheurs pour préparer les solutions WAF et CEWAF de pétrole en vue des essais de toxicité, la NASEM (2020) et Adams et al. (2017) ont fourni un certain nombre de renseignements sur l'influence des microgouttelettes sur la WAF/CEWAF et les fractions dissoutes des substances pétrolières ou leur rôle. Voici certaines des conclusions principales :

- La concentration des microgouttelettes n'a pas d'effet sur la concentration dissoute des substances pétrolières à l'équilibre. Autrement dit, la séparation de la WAF du pétrole en vrac n'a pas d'effet marqué sur les concentrations dissoutes des substances pétrolières.



- 
- Différents types de WAF afficheront les mêmes concentrations dissoutes puisque, si une partie de la phase pétrolière est éliminée, cela n'a pas d'incidence sur la concentration dissoute à l'équilibre. Cependant, différents types de WAF peuvent avoir des concentrations totales de substances pétrolières différentes si la concentration de microgouttelettes est plus élevée dans un type de WAF que dans l'autre (p. ex. CEWAF par rapport à WAF).
  - Par conséquent, il est possible que les concentrations dissoutes de substances pétrolières ne diminuent pas lorsqu'une WAF subit une dilution en série. Cela pose problème dans les essais de toxicité à dilution variable lorsqu'on suppose qu'un facteur de dilution de la WAF s'applique également aux concentrations de substances dans la fraction dissoute. Les microgouttelettes d'hydrocarbures peuvent agir comme une source de constituants dissous qui atteignent l'équilibre après chaque dilution. Ainsi, les concentrations dissoutes à l'équilibre sont plus élevées que ce qui peut être prédit par le seul facteur de dilution.

La NASEM (2020) et Adams et al. (2017) ont recommandé de mener d'autres recherches afin d'améliorer les méthodes normalisées en vue de la préparation et de la caractérisation des solutions d'essai; les protocoles chimiques analytiques pour caractériser pleinement la composition des hydrocarbures et leurs concentrations dans les milieux d'exposition testés; et les conceptions expérimentales d'essais de toxicité. La NASEM (2020) a conclu que les conceptions d'essai de toxicité à charge variable constituaient la méthode la plus robuste et la plus fiable pour les études en laboratoire portant sur la toxicité des hydrocarbures et des hydrocarbures dispersés, comparativement aux conceptions d'essai de toxicité à dilution variable. En effet, selon les conclusions de l'examen de la NASEM, les conceptions d'essai à dilution variable ne permettent pas de déterminer sans ambiguïté si les hydrocarbures dispersés (représentés par la CEWAF) sont plus toxiques que les hydrocarbures non traités (représenté par la WAF). Cela est en grande partie attribuable à l'influence des microgouttelettes sur les concentrations dissoutes de substances pétrolières, comme il a été mentionné précédemment. Diverses autres études ont également examiné les méthodes et les conditions utilisées dans les essais de toxicité des hydrocarbures en milieu aquatique et ont abouti à des conclusions semblables (p. ex. Aurand et Coelho, 2005; NRC, 2005; Coelho et al., 2013; Bejarano et al., 2014b; Redman et Parkerton, 2015).

Les études en laboratoire qui mettent à l'essai des concentrations de substances pétrolières représentatives du milieu sont souvent incapables de produire une relation exposition-réaction. Par conséquent, des niveaux d'exposition plus élevés que ceux qui sont réalistes ou pertinents dans le milieu doivent souvent être utilisés dans les expériences en laboratoire afin de pouvoir générer des renseignements sur l'exposition-réaction. Pour régler ce problème, l'application de modèles de toxicité des hydrocarbures en milieu aquatique (comportant des données de laboratoire expérimentales utilisées pour appuyer les efforts de modélisation et calibrer et valider les résultats du modèle), reposant sur des concentrations réalistes pour le milieu, a été proposée par la NASEM (2020) en tant qu'approche la plus robuste et la plus fiable pour comprendre la toxicité des hydrocarbures dispersés et déterminer s'ils sont plus ou moins toxique que les hydrocarbures non traités. Accompagnée de modèles axés sur le devenir dans l'environnement pour évaluer l'exposition associée aux diverses options d'intervention, y compris l'utilisation de dispersants, cette approche serait plus pratique et plus facile à appliquer pour concevoir des études de toxicité en laboratoire qui visent à représenter ou à reproduire les conditions d'exposition aux hydrocarbures et aux hydrocarbures dispersés qui se produisent sur le terrain.

À la suite d'un examen des modèles utilisés pour prédire la toxicité des hydrocarbures (y compris les HAP) en milieu aquatique, la NASEM (2020) a préconisé l'adoption d'une approche liée aux unités toxiques (UT), en plus d'un modèle des valeurs lipidiques cibles concernant l'effet narcotique (MVLCE), pour prédire la toxicité des substances pétrolières. Cependant, il

---

faut reconnaître que les UT sont le plus souvent appliquées lorsque le paramètre mesuré est la létalité aiguë ou la narcose. Les UT peuvent s'appliquer moins bien à d'autres types de paramètres et peuvent simplifier à outrance l'expression de la toxicité en milieu aquatique lorsqu'elles sont appliquées à d'autres effets aigus, à des effets chroniques et à des effets tardifs (p. ex. Greer et al., 2012; McIntosh et al., 2010). On a souligné que le modèle [PETROTOX](#) (Redman et al., 2012; 2017) utilisait les UT et le MVLCEN depuis un certain nombre d'années dans divers cadres d'évaluation des hydrocarbures et programmes d'établissement de points de repère au Canada (p. ex. Approche pour le secteur pétrolier en vertu de la LCPE; Atlantic Risk-Based Corrective Action).

### **Résumé des données expérimentales des études de toxicité des hydrocarbures dispersés en milieu aquatique – les hydrocarbures dispersés chimiquement sont-ils plus toxiques que les hydrocarbures non traités?**

L'un des principaux résultats de l'examen des données de laboratoire disponibles sur la toxicité mené par la NASEM (2020) a été la conclusion selon laquelle, à des charges inférieures à environ 100 mg/L, lorsque les solutions sont à l'équilibre, la toxicité de la WAF (hydrocarbures non traités) est équivalente à la toxicité de la CEWAF (hydrocarbures dispersés). Bien que les solutions CEWAF aient atteint l'équilibre plus rapidement que les solutions WAF en raison de la plus grande surface de microgouttelettes d'hydrocarbures et de l'augmentation des concentrations de microgouttelettes, à des charges inférieures à 100 mg de pétrole/L, à l'équilibre, l'ajout d'un dispersant n'a pas d'effet sur la toxicité des hydrocarbures. Il a également été noté que les concentrations d'hydrocarbures mesurées dans l'eau pendant les déversements étaient généralement bien inférieures à 100 mg/L. Lorsque les charges sont supérieures à 100 mg/L, la toxicité de la CEWAF est supérieure à celle de la WAF par un facteur d'au moins 3. Cette toxicité accrue de la CEWAF a été attribuée soit à la présence de concentrations de microgouttelettes plus élevées dans la CEWAF que dans la WAF, soit à la toxicité potentielle du dispersant lui-même (c.-à-d. que, à des charges supérieures à 100 mg d'hydrocarbures/L et en fonction du plus haut rapport dispersant-pétrole des études examinées (1:20), la concentration du dispersant serait supérieure à la concentration dangereuse estimée pour 5 % des espèces (CD5) en ce qui concerne les dispersants actuellement approuvés). À des charges d'hydrocarbures bien inférieures à 100 mg/L, qui sont courantes dans les scénarios de déversement, la toxicité potentielle du dispersant serait généralement inférieure aux valeurs de CD5 pour les dispersants.

La conclusion de la NASEM (2020) correspond aux conclusions tirées dans le cadre d'examens antérieurs de la toxicité des hydrocarbures dispersés et des hydrocarbures non traités. Par exemple, Lee et al. (2015) ont conclu que la toxicité découlant des mélanges d'hydrocarbures dispersés était réputée être une fonction des hydrocarbures et n'était pas le résultat de l'ajout d'un dispersant chimique. Les dispersants (selon les concentrations utilisées dans les opérations d'intervention [c.-à-d. de 1 à 5 mg/L]) ne modifient pas la toxicité des substances dans le pétrole, mais modifient le potentiel d'exposition et la biodisponibilité des substances pétrolières. Les dispersants ne créent pas de synergie avec les substances pétrolières ou ne servent pas d'additifs et ne modifient pas non plus la toxicité chimique des substances présentes dans les hydrocarbures (Adams et al., 2014; Hemmer et al., 2011).

### **PRINCIPAUX PARAMÈTRES BIOLOGIQUES LIÉS AUX IMPACTS DES HYDROCARBURES DISPERSÉS**

La croissance, la reproduction et la survie (mortalité) constituent les principaux paramètres biologiques d'intérêt en ce qui concerne les hydrocarbures dispersés chimiquement et le biote marin. Ces paramètres reflètent généralement les niveaux d'organisation biologique pertinents

---

pour les évaluations du risque écologique (ERE) des facteurs de stress chimiques et les objectifs types de protection écologique lorsqu'on évalue la contamination de l'environnement (c.-à-d. la protection des populations et des communautés, sauf lorsque des espèces en péril font l'objet de l'évaluation, auquel cas les organismes individuels et/ou leur habitat essentiel sont habituellement ciblés). La prise en compte des impacts des hydrocarbures dispersés sur les récepteurs sensibles, comme les espèces en péril, est importante pour la prise de décisions et devrait comprendre l'examen des impacts potentiels sur les espèces en péril et leur habitat essentiel.

Ces paramètres biologiques sont également reflétés dans le Cadre d'évaluation du risque écologique (CERE) du MPO (O et al., 2015) et sont conformes aux définitions des catégories d'effets directs énoncées dans un récent document du MPO décrivant les modèles conceptuels des séquences des effets biologiques/écologiques pour le transport maritime commercial au Canada (p. ex. Hannah et al., 2020).

Les paramètres de survie, de croissance et de reproduction ont toujours été et continuent d'être les paramètres biologiques les plus importants dans l'ERE, en grande partie parce que ces types de paramètres sont extrapolés plus facilement et intuitivement pour estimer les effets potentiels sur les populations ou les communautés (Dillon, 2013). Autrement dit, ces paramètres ont des conséquences suffisamment graves pour que les répercussions d'une diminution de la reproduction ou de la croissance ou d'une augmentation de la mortalité puissent être observées chez les populations ou les communautés touchées. À l'inverse, il est beaucoup plus difficile d'extrapoler l'importance biologique des paramètres ayant des conséquences moins graves (comme les changements biochimiques, physiologiques ou comportementaux chez certains organismes) pour les niveaux supérieurs de l'organisation biologique, puisque les conséquences de ces effets (qui ne sont pas nécessairement des effets négatifs, mais qui peuvent simplement être des changements causés par les contaminants) sont plus incertaines à plus grande échelle biologique (Dillon, 2013). Toutefois, les paramètres ayant des conséquences moins graves, comme les réactions biochimiques, physiologiques et comportementales, ne devraient pas nécessairement être écartés, surtout s'ils peuvent mener directement ou indirectement à des réactions qui ont une incidence sur la survie, la croissance, la reproduction ou l'immigration des organismes (Allard et al., 2010). Ces paramètres dont la gravité est moindre peuvent avoir des conséquences néfastes pour une population si de nombreux organismes sont exposés et touchés.

Les paramètres cancérigènes ne sont pas pris en compte dans le présent document (même si des tumeurs sont souvent observées chez les poissons après une exposition à des HAP, qui figurent parmi les substances préoccupantes dans les mélanges d'hydrocarbures dispersés), et le cancer n'est généralement pas considéré comme un paramètre d'intérêt dans les ERE. Le cancer n'est généralement considéré comme un paramètre pertinent que s'il a des répercussions sur la reproduction (à l'exception peut-être des espèces menacées ou en voie de disparition). En outre, en raison de la courte durée de vie de nombreux organismes marins, d'autres types d'effets néfastes peuvent se manifester avant que des effets cancérigènes ne se fassent sentir. Les paramètres comportementaux ne sont pas non plus pris en compte dans le présent document. Bien que les changements comportementaux causés par les produits chimiques puissent avoir une incidence sur les populations du biote marin, les mesures normalisées de ces types d'effets au niveau de la population ne sont généralement pas disponibles.

---

## **PRINCIPAUX DOMAINES D'INCERTITUDE CONCERNANT LES RÉPERCUSSIONS DES HYDROCARBURES DISPERSÉS SUR LE BIOTE MARIN**

Bien que, dans les sous-sections précédentes du présent document, on ait relevé d'importants domaines d'incertitude à l'égard des essais de toxicité en laboratoire concernant les hydrocarbures et les hydrocarbures dispersés, de nombreux autres domaines d'incertitude ont également nui à la capacité d'extrapoler les données de laboratoire sur les impacts des hydrocarbures dispersés et de les appliquer à un milieu marin et de tirer des conclusions fiables sur la probabilité que les hydrocarbures dispersés aient des impacts sur le biote marin et sur l'importance de ces impacts.

Ces nombreuses incertitudes empêchent souvent les données de laboratoire sur la toxicité de prédire avec exactitude ce qui peut se produire sur le terrain. De plus, la pertinence écologique incertaine de nombreux résultats d'études en laboratoire limite leur application en ce qui a trait à la prévision ou à la compréhension des impacts des hydrocarbures dispersés dans l'environnement marin. L'incertitude quant à la pertinence écologique n'est pas propre à l'étude des hydrocarbures et des dispersants; il s'agit plutôt d'un problème courant qui touche l'utilisation de la plupart des données écotoxicologiques (p. ex. Moermond et al., 2016; Hanson et al., 2017). En général, les études de toxicité mentionnées dans la documentation devraient faire l'objet d'une évaluation sur le plan de la pertinence et de la fiabilité avant d'être utilisées pour déterminer si la toxicité des hydrocarbures dispersés diffère de celle des hydrocarbures non traités.

Bien qu'une analyse ou un examen des considérations générales relatives à la pertinence écologique pour les données écotoxicologiques ne fasse pas partie de la portée du présent examen du SCCS, il importe que la pertinence écologique des données soit soigneusement examinée chaque fois que des données écotoxicologiques sont utilisées pour tirer des conclusions sur la probabilité que les hydrocarbures dispersés aient des impacts sur le biote marin et sur l'importance de ces impacts.

Parmi les autres domaines d'incertitude clés choisis, mentionnons les suivants :

- Dans la documentation, il y a un manque général d'exemples directement comparables où les répercussions des déversements d'hydrocarbures ont été mesurées et documentées sur le terrain dans des conditions où les hydrocarbures déversés n'ont pas été traités avec des agents dispersants et là où ils ont été traités.
- Extrapolation des données des études en laboratoire (habituellement axées sur l'exposition à la WAF ou à la CEWAF) et application de celles-ci en milieu marin, où l'exposition n'est pas limitée à la WAF ou à la CEWAF, mais peut comprendre un certain nombre de voies d'exposition supplémentaires par l'eau, les sédiments et les aliments (Lee et al., 2015; NASEM, 2020).
- Complexité et variabilité des propriétés chimiques et toxicologiques des hydrocarbures. Les hydrocarbures sont un mélange complexe de milliers de composés aux propriétés physiques, chimiques et toxicologiques très variées (Lee et al., 2015). Pour de nombreuses substances présentes dans le pétrole, ces propriétés ne sont pas bien comprises ou caractérisées.
- Il y a un manque de données tirées des conditions d'exposition qui saisissent le réalisme environnemental de la plupart des déversements d'hydrocarbures et qui tiennent compte des processus dominants du devenir qui se produisent dans l'eau de mer, y compris, au minimum, les processus de dilution, de mélange, de transport et de biodégradation (p. ex. Aurand et Coelho, 2005; Bejarano et al., 2014a,b).

- 
- On estime que les durées d'exposition aux hydrocarbures dispersés en milieu marin sont généralement courtes (Lee et al., 2013; Bejarano et al., 2014a,b) et qu'elles varient grandement d'une espèce marine exposée à l'autre. Il est donc difficile d'extrapoler les résultats des essais de toxicité en laboratoire (qui évaluent habituellement des durées de 24 à 96 heures) et de les appliquer au milieu marin.
  - À l'exception d'un nombre relativement faible d'espèces, la sensibilité des espèces marines/stades de vie potentiellement exposés tant aux hydrocarbures non traités qu'aux hydrocarbures dispersés n'est pas bien comprise.
  - On ne comprend pas bien si le comportement d'évitement de nombreux organismes marins (en particulier certains organismes pélagiques ayant des capacités chimiosensibles) à l'égard des déversements d'hydrocarbures se produit à un degré semblable dans un scénario d'hydrocarbures dispersés.
  - L'application de dispersants à la suite d'un déversement d'hydrocarbures devrait accroître la concentration de gouttelettes et de microgouttelettes d'hydrocarbures dans les quelques mètres d'eau près de la surface, où les HAP se dissoudraient à partir des gouttelettes et des microgouttelettes pour augmenter les concentrations de HAP dissous qui peuvent être disponibles pour les réactions photochimiques (NASEM, 2020). Cependant, la présence accrue de gouttelettes et de microgouttelettes d'hydrocarbures peut également modifier la pénétration et l'atténuation des rayons ultraviolets dans la colonne d'eau, ce qui peut altérer le potentiel de phototoxicité (NASEM, 2020).
  - Bien que de nombreux rapports laissent entendre que les HAP sont probablement la cause d'une grande partie de la toxicité des mélanges d'hydrocarbures et d'hydrocarbures dispersés (p. ex. Gulec et Holdway, 2000; Ramachandran et al., 2004b; NRC, 2005; Couillard et al., 2005; Milinkovitch et al., 2011; Adams et al., 2014), un certain nombre d'autres composés d'hydrocarbures contribuent aussi probablement à la toxicité du pétrole en milieu aquatique (NRC, 2005; Lee et al., 2015).
  - On a signalé que l'utilisation de dispersants augmentait la masse de pétrole atteignant les sédiments par la formation de neige marine hydrocarbonée (Daly et al., 2016; Vonk et al., 2015). La biodisponibilité et la toxicité des hydrocarbures pour les organismes benthiques dépendent d'un certain nombre de facteurs environnementaux, comme la teneur en carbone organique des sédiments et les concentrations de substances pétrolières dans les eaux interstitielles (EPA des États-Unis, 2003; 2010; 2016a,b; Di Toro et al., 1991; Redman et al., 2014). Des progrès dans l'élaboration de modèles axés sur le devenir dans l'environnement permettant d'estimer avec une confiance raisonnable le dépôt de gouttelettes d'hydrocarbures dans les sédiments sont nécessaires pour évaluer l'effet des agents dispersants sur les communautés benthiques (NASEM, 2020).
  - Les impacts potentiels de la photosensibilisation des HAP (y compris les processus de photodégradation), leur importance environnementale et l'effet de l'exposition aux composés de HAP photosensibles et/ou à leurs produits de photodégradation sur la toxicité pour la vie aquatique ne sont pas bien compris. La phototoxicité de certains HAP est bien documentée, y compris dans certaines études qui ont évalué l'utilisation de dispersants (p. ex. Incardona et al., 2012; Alloy et al., 2017; Barron, 2017; Barron et al., 2020; Bridges et al., 2018; Finch et Stubblefield, 2016; Finch et al., 2017a,b, 2018; Nordborg et al., 2018; Overmans et al., 2018; Salvo et al., 2016); toutefois, peu d'études ont été menées jusqu'à maintenant en milieu marin.
  - Le potentiel de phototoxicité des HAP (en raison des réactions découlant de la photosensibilisation et/ou de la photodégradation) associé à l'utilisation de dispersants ne

---

peut pas actuellement être pris en compte dans les approches existantes axées sur la modélisation du devenir et de la toxicité des hydrocarbures ou les approches expérimentales actuelles relatives aux essais de toxicité en milieu aquatique (NASEM, 2020). Cependant, certains modèles, comme le Phototoxic Target Lipid Model (Marzooghi et al., 2017; 2018), qui est fondé sur le MVLCEN utilisé dans PETROTOX, semblent prometteurs quant à la capacité de traiter le potentiel de phototoxicité des HAP dans les mélanges d'hydrocarbures non traités et les hydrocarbures dispersés.

- On craint que les méthodes actuelles d'évaluation sur le terrain ne soient pas adéquates pour détecter l'importance des effets retardés potentiels, en raison de la dispersion et du délai prolongé entre l'exposition à des stades sensibles de la vie et les changements des caractéristiques de la population qui peuvent être mesurés chez les organismes plus âgés.

La question générale de l'extrapolation de la toxicité mérite d'être analysée dans le contexte des impacts des hydrocarbures dispersés. Les enjeux qui ont une incidence sur l'extrapolation des données sur la toxicité des hydrocarbures dispersés sont les mêmes que ceux qui touchent l'extrapolation de la toxicité dans les ERE.

La grande majorité des données sur la toxicité portant sur le biote marin et les hydrocarbures dispersés concernent les effets qui peuvent se produire chez certains organismes ou groupes d'organismes. Ces données doivent ensuite être extrapolées à l'échelle d'une population ou d'une communauté afin d'évaluer les impacts et les risques potentiels des hydrocarbures dispersés pour le biote marin. Toutefois, on ne peut présumer que les impacts mesurés ou prévus sur les individus entraîneront des changements négatifs au niveau de la population ou de la communauté, en raison des nombreux mécanismes compensatoires qui sont présents dans les systèmes écologiques (Fairbrother, 2001), y compris les processus d'acclimatation et d'adaptation, mais également des redondances naturelles dans la structure et la fonction écologiques, et la migration et la dévalaison des individus dans une population donnée.

Il existe un certain nombre d'incertitudes inhérentes dans l'interprétation et l'extrapolation des données sur la toxicité portant sur le biote marin et les hydrocarbures dispersés chimiquement, notamment les suivantes (Allard et al., 2010) :

- extrapolation de l'exposition à de fortes doses utilisée dans les essais de toxicité et application en milieu marin, où l'exposition est plus faible;
- extrapolation des résultats des essais de toxicité chez les espèces utilisées le plus couramment en laboratoire (dans des conditions de laboratoire contrôlées) et application de ces résultats aux espèces vivant librement dans un environnement où les facteurs de stress sont multiples;
- extrapolation des résultats des populations d'essai homogènes et application de ceux-ci à des populations sauvages plus variables;
- variations entre les espèces et les taxons au chapitre des réactions;
- extrapolation de la toxicité, passant d'une toxicité aiguë à une toxicité chronique;
- difficultés à mesurer ou à confirmer les changements sur le terrain par rapport à ceux qui sont prédits d'après l'extrapolation des résultats des essais de toxicité en laboratoire.

## **RÉSUMÉ DES IMPACTS DES HYDROCARBURES DISPERSÉS**

Le bref résumé qui suit est en grande partie fondé sur la méta-analyse fournie par la NASEM (2020). Cet exercice a permis de s'assurer qu'un grand nombre d'études de toxicité en laboratoire satisfaisaient aux exigences minimales en matière de qualité et visait à déterminer

soigneusement quelles publications appuyaient une compréhension de la toxicité des hydrocarbures dispersés chimiquement par rapport aux hydrocarbures non traités (p. ex. les études étaient des publications originales, contenaient des descriptions complètes des procédures d'essai et des méthodes d'analyse, utilisaient des paramètres biologiques appropriés et rapportaient les valeurs de toxicité en tant que concentrations mesurées).

La figure 2 (tirée de Beyer et al., 2016) présente un résumé illustratif des types d'impacts qui peuvent survenir dans le biote marin après une exposition à des hydrocarbures non traités ou dispersés. Cette figure est fondée sur les résultats de nombreuses études menées après l'événement de DWH.

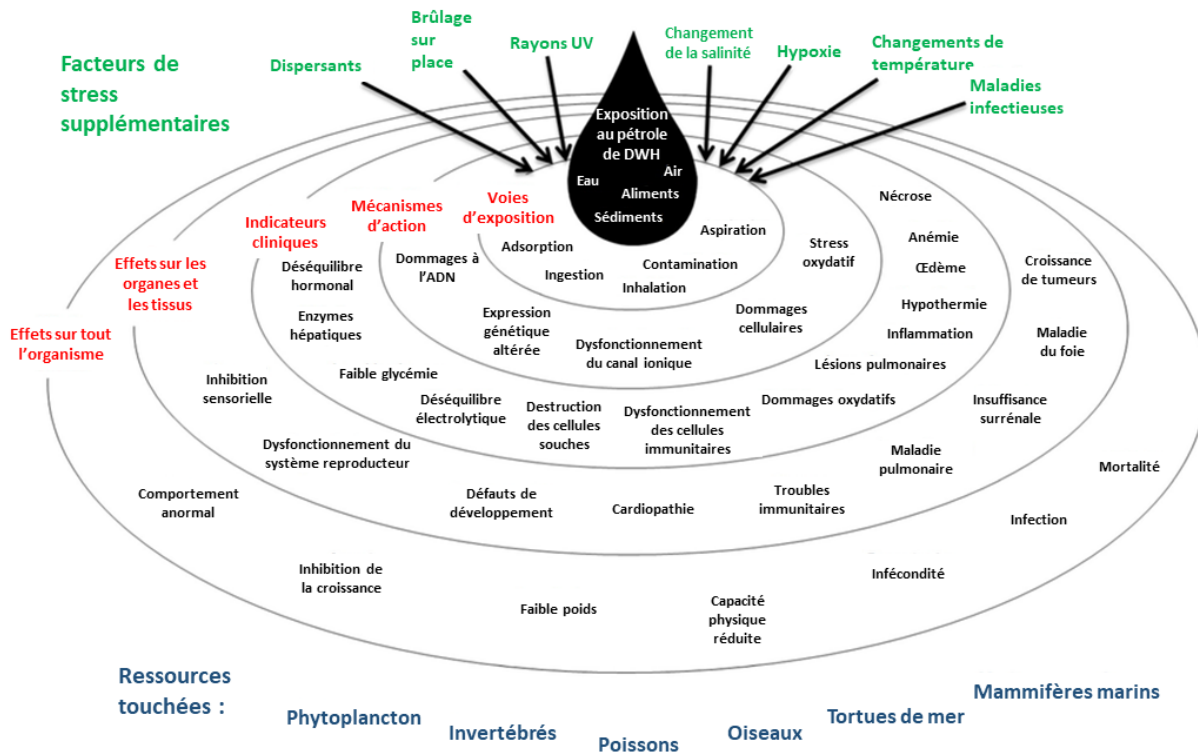


Figure 2 : Impacts potentiels des hydrocarbures sur le biote marin.

Bon nombre des types d'effets illustrés à la figure 2 ne devraient pas se produire immédiatement ou même peu de temps après l'exposition des organismes marins aux hydrocarbures dispersés. Certains types d'effets chez certains organismes peuvent être retardés et se manifester à des moments variables suivant l'exposition. Le potentiel d'effets tardifs dépend des espèces et des effets et varie grandement d'un biote marin à l'autre.

### Espèces d'eau arctique/froide et espèces d'eau profonde

Il semble que les espèces d'eau froide ont généralement une sensibilité aux substances pétrolières (hydrocarbures non traités et hydrocarbures dispersés) semblable à celle des espèces vivant en eau tempérée en ce qui concerne les effets aigus (les effets chroniques sont moins bien caractérisés entre les espèces d'eau froide et les espèces d'eau tempérée) (de Hoop et al., 2011; Norwegian Research Council, 2012; Gardiner et al., 2013; Bejarano et al., 2017; Frometa et al., 2017; Knap et al., 2017; McConville et al., 2018).

---

Cependant, certaines études ont révélé qu'une plus longue période pouvait s'écouler avant que les espèces d'eau froide affichent les effets de l'exposition aux hydrocarbures ou aux hydrocarbures dispersés, comparativement aux espèces d'eau tempérée (Chapman et Riddle, 2005; Gardiner et al., 2013; Hansen et al., 2013; Olsen et al., 2011). On croit que cela est attribuable à des adaptations morphologiques et physiologiques servant à la survie en eau froide, comme des réserves accrues de lipides et des taux métaboliques plus faibles (de Hoop et al., 2011). On croit que les différences observées au chapitre de la sensibilité des espèces aux hydrocarbures dispersés chimiquement dans l'Arctique ou d'autres milieux d'eau froide, par rapport aux espèces vivant dans des milieux plus tempérés, sont davantage fonction de facteurs liés à l'exposition que d'une plus grande sensibilité aux effets toxiques des substances pétrolières (Lee et al., 2015; CRRC, 2018).

En ce qui concerne les espèces d'eau profonde, même l'information de base sur la physiologie et l'écologie de la plupart des espèces est lacunaire. Cependant, des données empiriques limitées laissent entendre que la sensibilité des espèces d'eau profonde aux substances pétrolières est comparable à celle des espèces d'eau tempérée et peu profonde (p. ex. Frometa et al., 2017; Knap et al., 2017; McConville et al., 2018).

### **Oiseaux de mer**

Les répercussions des hydrocarbures sur les espèces d'oiseaux marins sont bien documentées dans la littérature (p. ex. Duerr et al., 2011; Jenssen, 1994; Jenssen et Ekker, 1991; NRC, 2005; O'Hara et Morandin, 2010; Whitmer et al., 2017). Le mazoutage des plumes est particulièrement préoccupant, car il peut avoir une incidence négative sur la capacité d'un oiseau de voler, de flotter et de contrôler sa température corporelle (Lee et al., 2015). Les oiseaux mazoutés sont également exposés à un risque de noyade, de famine et d'hypothermie (NASEM, 2020). L'ingestion de pétrole peut causer de l'anémie, une pneumonie, une irritation intestinale, des dommages aux reins, une altération de la chimie du sang, une diminution de la croissance et des problèmes liés à la reproduction pour de nombreuses espèces d'oiseaux marins (Lee et al., 2015).

On croit généralement que les dispersants chimiques d'hydrocarbures réduisent l'impact des déversements de pétrole sur les oiseaux de mer en diminuant la zone de nappes de pétrole de surface vers laquelle les oiseaux peuvent être attirés. Toutefois, selon certaines études, si les oiseaux étaient exposés à du pétrole dispersé chimiquement, les effets pourraient être semblables à ceux du pétrole dispersé physiquement ou non traité, car le pétrole dispersé chimiquement réduit également les propriétés d'imperméabilisation des plumes, ce qui peut avoir une incidence sur la flottabilité et la thermorégulation (Duerr et al., 2011; Whitmer et al., 2017). Whitmer et al. (2017) n'ont observé aucune différence importante dans l'imperméabilisation des plumes entre les guillemots marmettes (*Uria aalge*) exposés au pétrole et ceux exposés au pétrole et à des dispersants.

Pour de nombreuses espèces d'oiseaux marins qui interagissent avec la surface de l'eau, l'utilisation de dispersants peut entraîner des effets physiques/mécaniques plus importants sur le plan biologique que les effets toxicologiques des hydrocarbures dispersés.

### **Reptiles marins (tortues)**

Le pétrole peut avoir des effets physiques et toxicologiques sur les tortues de mer (Wallace et al., 2020), les effets physiques étant les plus fréquemment étudiés et signalés dans la documentation (Wallace et al., 2020). L'exposition à des hydrocarbures a été associée à une augmentation de la mortalité des nouveau-nés, à des nouveau-nés plus petits et à une augmentation du taux de respiration chez les tortues de mer (RPI, 1991).



---

Certaines études ont documenté l'exposition aux hydrocarbures chez les tortues, mais n'ont pas fait état d'effets toxicologiques ou d'autres impacts. Du pétrole était présent dans le nez, la bouche et le tube digestif des tortues de mer après le déversement d'Ixtoc I et celui de DWH (Hall et al., 1983; Mitchelmore et al., 2017). À la suite du déversement de DHP, les concentrations de HAP dans les tissus des tortues visiblement mazoutées étaient plus élevées que celles des tortues non mazoutées (Ylitalo et al., 2017).

Un nombre très limité d'études sur les tortues ont examiné les effets des dispersants ou des hydrocarbures dispersés (Wallace et al., 2020). Dans le cadre d'une évaluation en laboratoire, Harms et al. (2019) ont constaté que les nouveau-nés de tortues caouannes présentaient des anomalies clinicopathologiques aiguës plus importantes, y compris l'incapacité de prendre du poids, lorsqu'ils étaient exposés à des combinaisons de pétrole brut et de dispersants plutôt qu'à du pétrole ou à des dispersants de manière directe.

### **Mammifères marins**

Il existe un vaste ensemble de connaissances sur les effets des hydrocarbures non traité sur les mammifères marins, découlant en grande partie de recherches menées à la suite d'importants déversements de pétrole (p. ex. *Exxon Valdez*). Cependant, dans la documentation, il semble y avoir très peu d'information sur les effets des hydrocarbures dispersés sur les mammifères marins. L'incident de DWH (dans le cadre duquel on a recouru à de grands volumes de dispersants) a permis de mieux comprendre les impacts possibles. Par exemple, le pétrole chimiquement dispersé était cytotoxique et génotoxique pour les cellules de la peau des cachalots (Wise et al., 2018). Des effets sublétaux de l'exposition aux hydrocarbures ont été observés dans deux études sur des grands dauphins (*Tursiops truncatus*) à la suite du déversement de DWH. Ce déversement a contribué à l'augmentation de la mortalité des dauphins en Louisiane, au Mississippi et en Alabama de 2010 à 2014 (Schwacke et al., 2014; Mullin et al., 2017). D'autres incidents de déversement importants comme celui de l'*Exxon Valdez* fournissent des renseignements propres à l'incident sur les impacts pour les mammifères marins, mais n'avaient pas nécessité l'utilisation de dispersants.

Il est bien connu que de nombreuses espèces de mammifères affichent un comportement d'évitement (dans la mesure du possible) à l'égard des nappes d'hydrocarbures non traités. Cependant, on en sait peu sur le comportement d'évitement des mammifères marins en ce qui a trait aux panaches d'hydrocarbures dispersés. Cette lacune dans les connaissances pourrait être examinée plus à fond sur le terrain à la suite d'un déversement majeur dans le cadre duquel des dispersants sont appliqués. Des recherches prioritaires sont justifiées pour les espèces de mammifères vulnérables qui se trouvent fréquemment dans des zones où la probabilité d'un déversement est élevée.

### **Poissons marins**

Les vertébrés marins, comme les poissons, tendent à être mieux en mesure de métaboliser et d'éliminer les substances pétrolières (comme les HAP), comparativement aux invertébrés, et ont donc tendance à bioaccumuler ces composés à un degré relatif moindre (Rust et al., 2004; Murawski et al., 2020).

Les effets des hydrocarbures non traités sur les espèces de poissons marins ont été bien étudiés. En général, l'exposition au pétrole peut avoir divers impacts létaux et sublétaux sur les poissons, y compris la mortalité, la réduction des taux de croissance, l'augmentation des taux de maladies infectieuses et les troubles de reproduction (Dupuis et Ucan-Marin, 2015). Il a été démontré que certains composants du pétrole, en particulier ceux qui ont un faible poids moléculaire (p. ex. BTEX, alcanes à chaîne courte), causent une létalité aiguë chez les espèces

---

de poissons (Lee et al., 2015). Les embryons de poissons semblent être le stade de vie le plus sensible à l'exposition (Lee et al., 2015; Hodson et al., 2017).

La toxicité des embryons chez les espèces de poissons semble avoir une forte corrélation avec la phase dissoute des substances pétrolières plutôt qu'avec les gouttelettes ou les particules d'hydrocarbures (p. ex. Carls et al., 2008; Olsvik et al., 2011). Toutefois, les gouttelettes peuvent adhérer aux branchies et aux œufs de certaines espèces de poissons et peuvent contribuer à l'exposition aux hydrocarbures (Ramachandran et al., 2004a; Sørhus et al., 2015).

Une étude évaluant la toxicité des hydrocarbures dispersés chimiquement sur les embryons de hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*) a indiqué comme effets la maladie du sac bleu et une réduction du nombre d'embryons normalement éclos (Greer et al., 2012). Les hydrocarbures dispersés chimiquement ont réduit la croissance des larves de truite mouchetée (*Cynoscion nebulosus*) (Brewton et al., 2013).

Dans une étude sur les jeunes lompes (*Cyclopterus lumpus*), les CE50 (narcose) pour les hydrocarbures chimiquement dispersés étaient les mêmes que les CE50 pour les hydrocarbures mécaniquement dispersés, mais la mortalité aiguë était plus évidente pour la dispersion chimique que la dispersion mécanique (Frantzen et al., 2015). Il n'y avait pas de différence importante en ce qui a trait aux lésions des branchies, à la nage ou aux comportements alimentaires.

Gardiner et al. (2013) ont mesuré des valeurs de CL50 de 80 ppb pour les HAP chez les jeunes morues polaires exposées à des hydrocarbures dispersés physiquement (WAF) et de 1 640 ppb pour les HAP chez les jeunes morues exposées à des hydrocarbures dispersés chimiquement (CEWAF), ce qui indique une plus faible toxicité aiguë du traitement chimique.

Une mortalité plus élevée a été observée chez les jeunes mulets porcs (*Liza Ramada*) exposés à des hydrocarbures dispersés chimiquement par rapport à ceux exposés à la fraction hydrosoluble des hydrocarbures non traités (Milinkovitch et al., 2011).

### **Invertébrés marins (benthiques et pélagiques, non planctoniques)**

Les invertébrés marins bioaccumulent plus facilement les composants du pétrole que les vertébrés, car ils métabolisent ces composants de façon inefficace, comparativement aux espèces de vertébrés (Rust et al., 2004; Murawski et al., 2020).

En général, les substances pétrolières en phase dissoute semblent plus biodisponibles pour les invertébrés (selon la stratégie d'alimentation) que les gouttelettes ou les particules d'hydrocarbures (Dupuis et Ucan-Marin, 2015). À l'instar des poissons, le stade embryonnaire des invertébrés semble être le plus sensible à l'exposition aux hydrocarbures (NASEM, 2020). Les études sur les invertébrés menées à la suite du déversement de DWH n'ont pas révélé d'effets négatifs directs sur le crabe bleu et les huîtres (Fulford et al., 2014; La Peyre et al., 2014). On a observé une baisse des taux de croissance, de fixation et de survie chez les larves d'huîtres (*Crassostrea virginica*) à la suite d'une exposition à des hydrocarbures dispersés chimiquement (Vignier et al., 2016). Les taux de croissance de la balane (*Amphibalanus improvisus*) ont été réduits après une exposition à du pétrole brut dispersé chimiquement à des concentrations que l'on trouve couramment dans la colonne d'eau après une application de dispersants à la suite d'un déversement de pétrole brut (Almeda et al., 2014). L'exposition à la combinaison de pétrole et de dispersants a entraîné une mortalité et des anomalies marquées chez les méduses (*Aurelia spp.*) (Echols et al., 2016).

Il a été démontré que le pétrole déposé sur les sédiments avait une incidence négative sur les espèces benthiques et les espèces de coraux (p. ex. White et al., 2012; Montagna et al., 2013; Fisher et al., 2014; van Eenennaam et al., 2018).

---

Des taux de survie plus faibles, des taux d'alimentation réduits et un développement larvaire plus lent ont été observés chez les larves de crevettes nordiques (*P. borealis*) à la suite d'une exposition de 24 heures à des hydrocarbures dispersés chimiquement par rapport à des hydrocarbures dispersés mécaniquement (Arnberg et al., 2019). Une étude sur les jeunes crabes de boue (*Rhithropanopeus harrisi*) a révélé que la mortalité aiguë des crabes augmentait à la suite de l'exposition à des hydrocarbures dispersés chimiquement par rapport aux hydrocarbures non dispersés (Anderson et al., 2014).

Aucune différence n'a été observée dans les réactions sublétales à court ou à long terme chez les pétoncles d'Islande (*Chlamys islandica*) exposés à des hydrocarbures dispersés chimiquement et à des hydrocarbures dispersés mécaniquement (Frantzen et al., 2016). Cohen et al. (2014) ont constaté que la toxicité du pétrole brut et celle du pétrole brut dispersé chimiquement étaient semblables pour le copépode, *Labidocera Aestiva*, et que l'exposition aiguë au pétrole brut et/ou au pétrole brut dispersé avait nui à la nage pour cette espèce.

### **Organismes marins pélagiques planctoniques**

L'exposition à du pétrole chimiquement dispersé peut avoir des effets sublétaux et létaux sur les espèces pélagiques planctoniques (Ozhan et al., 2014; Garr et al., 2014; Almeda et al., 2013; 2014), mais la toxicité varie considérablement d'une espèce à l'autre et dépend de nombreux facteurs. Quelques exemples tirés de la documentation sont brièvement décrits ci-dessous.

Le phytoplancton semble être touché par un mode d'action similaire qu'il s'agisse d'hydrocarbures dispersés ou d'hydrocarbures non traités; les gènes régulant la membrane cellulaire sont affectés par l'exposition (Hook et Osborn, 2012).

Garr et al. (2014) ont étudié la toxicité aiguë du pétrole (couche goudronneuse et pétrole brut MC252), d'un dispersant (Corexit 9500A) et du pétrole dispersé sur l'inhibition de la croissance (CI50) et la motilité de deux espèces de microalgues marines, *Isochrysis Galbana* et *Chaetoceros sp.* Il n'y a pas eu d'impact significatif sur la division cellulaire (croissance) ou la motilité des deux espèces lorsqu'elles ont été exposées aux deux types de pétrole non traité. L'exposition au pétrole dispersé a causé une inhibition de la division cellulaire et de la motilité dans les 24 heures, *Chaetoceros sp.* y étant plus sensible que *I. Galbana*.

Les taux de croissance de la larve tornaria (*Schizocardium sp.*) ont été réduits après une exposition à du pétrole brut dispersé chimiquement à des concentrations que l'on trouve couramment dans la colonne d'eau après l'application de dispersants à la suite d'un déversement de pétrole brut (Almeda et al., 2014).

L'exposition aux composants du pétrole et aux dispersants peut entraîner divers effets chez les copépodes marins, notamment la narcose et des effets sur l'alimentation, la reproduction et le développement. (p. ex. Suderman et Marcus, 2002; Barata et al., 2005; Bellas et Thor, 2007; Calbet et al., 2007; Saiz et al., 2009; Seuront, 2011). Une étude menée sur des copépodes calanoïdes (*C. glacialis*) a révélé que la létalité (fondée sur les HAP) était semblable à la suite d'une exposition, que les hydrocarbures soient dispersés chimiquement ou physiquement (Gardiner et al., 2013). Toutefois, les hydrocarbures dispersés physiquement étaient plus toxiques que ceux dispersés chimiquement (d'après les hydrocarbures pétroliers totaux) (Gardiner et al., 2013).

### **Coraux**

Des préoccupations du public au sujet de l'impact potentiel des hydrocarbures et des hydrocarbures dispersés chimiquement sur les coraux ont été soulevées à la suite du déversement de Deepwater Horizon. Bien que des communautés de coraux saines aient été

---

observées à tous les sites situés à plus de 20 km du puits Macondo, les colonies de coraux d'un site situé à 11 km au sud-ouest du puits Macondo présentaient des signes de stress généralisés, y compris, à des degrés variables, la perte de tissus, l'élargissement des sclérites, la production excessive de mucus, la décoloration des ophiures commensales et le recouvrement par du floc brun. L'analyse des biomarqueurs hopanoïdes du pétrole, isolés du floc, a fourni de solides données probantes selon lesquelles cette matière contenait du pétrole provenant du panache rejeté par le puits Macondo (White et al., 2012).

Des effets néfastes ont été observés chez les espèces de coraux d'eau profonde exposées à des hydrocarbures dispersés chimiquement dans le cadre d'études en laboratoire. Frometa et al. (2017) ont évalué la vulnérabilité des octocoraux (*Swiftia exserta*) au pétrole et aux agents dispersants à l'aide d'essais de toxicité en laboratoire de 96 heures portant sur des fractions adaptées à l'eau (WAF) du pétrole de DWH, le dispersant Corexit® 9500 et la combinaison de pétrole et de dispersants (CEWAF). La mortalité de certains fragments s'est produite dans les 48 heures suivant les traitements effectués à l'aide de l'agent dispersant uniquement et les traitements pétrole-dispersant (CEWAF), tandis que le groupe des WAF est demeuré relativement peu touché. Cette étude indique que les combinaisons de pétrole et de dispersants sont plus toxiques pour les octocoraux que l'exposition au pétrole seul. Ces résultats sont conformes à ceux des études antérieures de Goodbody-Gringley et al. (2013), qui ont révélé que le pétrole de Deepwater Horizon et le dispersant chimique Corexit® 9500 avaient réduit les taux de fixation et de survie des larves de *P. astreoides* et de *M. faveolata*.

Epstein et al. (2000) ont évalué les effets des agents dispersants de troisième génération (Inipol IP-90, Petrotech PTI-25, Bioreico R-93, Biosolve et Emulgal C-100) sur les larves planula des coraux de pierre de la mer Rouge (*Stylophora pistillata*) et des coraux mous (*Heteroxenia fuscescense*) dans le cadre d'essais biologiques à court terme (de 2 à 96 heures). Alors que les traitements liés à la WAF du pétrole ont entraîné une réduction des taux de fixation seulement chez les larves planula, les traitements par tous les agents dispersants testés ont causé une diminution supplémentaire des taux de fixation. L'exposition à des hydrocarbures dispersés a entraîné une augmentation spectaculaire de la toxicité pour les deux espèces de larves de coraux. De plus, les traitements combinés effectués à l'aide de dispersants et de WAF ont causé des déformations morphologiques des larves, une perte du comportement de nage normal et une dégénérescence rapide des tissus. Les auteurs ont suggéré d'éviter l'utilisation de dispersants chimiques pour les déversements ayant lieu à proximité ou à l'intérieur des habitats des récifs coralliens.

De nombreuses espèces de coraux d'eau froide sont communes dans tout le Canada atlantique, tant dans les eaux peu profondes que dans les eaux profondes. Les vastes chenaux profonds de la pente continentale au large de la Nouvelle-Écosse et de Terre-Neuve abritent la plus grande abondance et la plus grande diversité de coraux d'eau profonde du Canada atlantique. Compte tenu de la profondeur à laquelle se trouvent ces espèces, il est peu probable que les coraux soient exposés à des hydrocarbures dispersés chimiquement à la suite d'une application en surface. Cependant, les coraux peuvent être exposés à des hydrocarbures et à des hydrocarbures dispersés en cas d'éruption sous-marine.

## RÉTABLISSEMENT

Le rétablissement à la suite d'un déversement d'hydrocarbures à la suite dépend de nombreux facteurs, notamment le type d'hydrocarbures déversés et les conditions environnementales présentes dans un scénario de déversement. Les méthodes d'intervention en cas de déversement, y compris les agents dispersants, sont prises en compte et font partie de l'AAEN dans un scénario de déversement. Des événements antérieurs de déversement et des études

---

expérimentales au Canada et à l'étranger ont permis de mieux comprendre le devenir et les effets des hydrocarbures déversés dans des milieux d'eau froide et les impacts de l'utilisation de dispersants (Lee et al., 2020). Les leçons tirées de ces événements contribuent à une compréhension plus solide du potentiel de rétablissement des écosystèmes à la suite d'un déversement de pétrole et peuvent servir à éclairer l'AAEN lors de l'évaluation de l'utilisation de dispersants comme mesure d'intervention.

## **DÉVERSEMENT DE L'ARROW**

Le déversement de l'Arrow survenu en 1970 au large des côtes de la Nouvelle-Écosse a mené au déversement de 9 500 tonnes de mazout C d'un pétrolier, ce qui a entraîné un mazoutage généralisé des rives dans la région de la baie Chedabucto. D'après les rapports existants, il était évident que le mazout C dans les eaux côtières froides était trop visqueux pour permettre une dispersion chimique efficace. Comme un secteur de la baie Chedabucto (Black Duck Cove) n'a pas été assaini ni surveillé au fil du temps, l'intervention à la suite du déversement de l'Arrow est devenue une étude de cas classique pour montrer le rôle essentiel que l'atténuation naturelle peut jouer dans l'assainissement des zones littorales et des plages mazoutées (Lee et al., 2020).

Au cours de la décennie qui a suivi le déversement, des différences au chapitre des effets biologiques ont été observées dans les communautés biologiques intertidales entre les sites assainis et les sites de référence (voir Thomas, 1977; 1978; Gilfillan et Vandermeulen, 1978). Selon les évaluations du rétablissement, la concentration d'hydrocarbures dans l'eau est revenue aux niveaux antérieurs au déversement dans l'année qui a suivi. Le mazout a été nettoyé des rives au moyen d'activités d'assainissement et de l'atténuation naturelle (Owens, 2009), mais il a persisté dans les sédiments de la baie Chedabucto pendant des décennies après le déversement (Vandermeulen et Singh, 1994; Owens et al., 2008). Des différences concernant les effets biologiques dans les communautés biologiques intertidales entre les sites assainis et les sites de référence étaient encore observées dix ans plus tard (voir Thomas, 1977; 1978; Gilfillan et Vandermeulen, 1978). Du mazout résiduel est toujours présent dans les sédiments de Black Duck Cove cinquante ans après le déversement. Malgré la persistance du pétrole dans les zones de Black Duck Cove, les communautés benthiques se sont rétablies (Lee et al., 1999; 2003). Le pétrole présent dans les sédiments a subi des processus d'altération, en particulier la biodégradation, et a une faible toxicité en milieu aquatique (Lee et al., 1999; 2020; Prince et al., 2003). Dans le cas des déversements d'hydrocarbures en mer, l'application de dispersants pourrait réduire leur présence et la persistance du pétrole.

## **EXPÉRIENCE SUR LE DÉVERSEMENT DE PÉTROLE À L'ÎLE DE BAFFIN (BIOS)**

L'expérience sur le déversement de pétrole à l'île de Baffin (BIOS) menée dans l'Arctique canadien a porté sur les impacts écologiques du pétrole brut sur les rives et les zones littorales, avec ou sans utilisation de dispersants. Une évaluation de l'eau, des sédiments et de la faune benthique avant le rejet délibéré de pétrole brut a permis de déterminer que les concentrations d'hydrocarbures s'établissaient à des niveaux de fond très faibles (Cretney et al., 1987 a,b,c). Dans l'étude sur les zones littorales, les concentrations d'hydrocarbures ont été diluées pour atteindre les niveaux de fond dans les jours qui ont suivi le rejet. L'exposition aux hydrocarbures dispersés chimiquement a entraîné des effets comportementaux et physiologiques aigus chez diverses espèces, y compris une réduction à court terme de l'abondance (Sergy et Blackall, 1987). Les réactions de la faune benthique comprenaient la sortie des sédiments et/ou l'immobilisation des invertébrés benthiques et épibenthiques, réactions qui ont cessé dans les deux semaines. Au bout du compte, peu de changements ont été observés dans les populations et la structure des communautés de l'endofaune, de l'épifaune et des macroalgues

---

deux ans après le déversement (Cross et Thomson, 1987; Cross et al., 1987a; Cross et al., 1987b). La persistance du pétrole, tant dispersé que non dispersé, dans les sédiments a été attribuée à des effets sublétaux observés chez certaines espèces pendant une période d'un à deux ans (p. ex. condition du bivalve *Macoma calcaerea* et diminution de la densité du polychète *Spio spp*). (Cross et Martin, 1983). À certains endroits et en présence de sédiments contaminés, la charge corporelle du benthos se nourrissant de dépôts était élevée deux ans après le déversement (Humphrey et al., 1987).

Selon cette expérience, les impacts du pétrole dispersé et non dispersé étaient mineurs et à court terme pour divers organismes benthiques. L'injection sous-marine de pétrole dispersé a entraîné des réactions à court terme chez les organismes benthiques, le rétablissement ayant eu lieu dans les deux semaines. Les réactions à long terme chez les espèces étaient sublétales et n'ont été observées que chez quelques espèces. Dans l'ensemble, les résultats de l'expérience BIOS appuient la notion selon laquelle l'utilisation de dispersants chimiques ne devrait pas entraîner de conséquences importantes au niveau de la population ou de la communauté lorsque l'application se fait dans la zone littorale.

### **Sea Empress**

Le 15 février 1996, le pétrolier *Sea Empress* s'est échoué au sud-ouest du pays de Galles, au Royaume-Uni. Les dommages causés ont mené au déversement de 72 000 tonnes de pétrole brut Forties et de 370 tonnes de mazout lourd dans la mer. L'application d'agents dispersants, la récupération mécanique et les estacades de protection ont été utilisées comme options d'intervention. La récupération mécanique du pétrole en mer n'a permis d'éliminer que 1 à 2 % du pétrole déversé, car les opérations ont été entravées par de forts vents (> 15 nœuds) pendant la majeure partie de la période de récupération. Il a été décidé d'épandre, à partir d'aéronefs, les dispersants sur des nappes de pétrole de surface ciblées par des systèmes de télédétection afin d'assurer des taux maximaux de contact avec le pétrole (Lunel et al., 1995). Un vaste programme de surveillance après le déversement a permis de conclure que l'utilisation ciblée de dispersants avait probablement empêché de 57 000 à 110 000 tonnes d'émulsion d'avoir un impact sur le rivage et d'entraîner potentiellement des impacts beaucoup plus importants sur les oiseaux de mer, les échassiers côtiers, les invertébrés et les vertébrés intertidaux et les zones de loisirs (Lunel et al., 1995, 1997). On a jugé que les avantages de l'utilisation de dispersants l'emportaient sur les inconvénients éventuels associés aux concentrations élevées de pétrole dans la colonne d'eau.

Les impacts biologiques ont été évidents après le déversement du *Sea Empress*. Les concentrations d'hydrocarbures dans l'eau de mer étaient élevées par rapport aux niveaux de fond après le déversement. Peu après le déversement, les mollusques, les crustacés et certaines espèces de poissons ont affiché des niveaux élevés d'hydrocarbures, les mollusques présentant les niveaux les plus élevés; toutefois, la mortalité massive des poissons à nageoires, des crustacés et des mollusques causée par le déversement n'a pas été consignée après l'événement (Edwards et White, 1999). Il a été reconnu qu'un grand nombre de mollusques bivalves, d'étoiles de mer et d'oursins-cœur morts ou moribonds s'étaient échoués sur la rive près du déversement et présentaient de fortes concentrations d'hydrocarbures dans les tissus, ce qui laissait entendre que cela découlait du déversement. Divers effets sublétaux et chroniques ont été évalués chez différentes espèces (p. ex. moules, espèces de poissons, arénicoles, amphipodes). Des études sur des espèces de poissons (plie, lompénie) ont montré que, même s'il y a eu induction de niveaux élevés d'adduits d'ADN dans des sites très pollués peu après le déversement, les effets n'ont pas persisté jusqu'en 1997.

Un an après le déversement, les communautés d'amphipodes et de crustacés étaient clairsemées près du site d'échouement, mais elles semblaient s'être rétablies à la plupart des

---

endroits où des relevés ont été effectués. Selon l'échantillonnage des organismes benthiques, les effets biologiques se limitaient à l'absence d'amphipodes à de nombreux endroits (Edwards et White, 1999). La population de l'étoile coussin, une espèce rare, a connu une réduction par rapport aux populations antérieures au déversement, mais le rétablissement de cette espèce a été jugé presque complet en 1998. Certaines espèces des côtes rocheuses ont subi des effets négatifs, surtout dans les zones fortement contaminées; toutefois, les relevés effectués en mars 1997 ont indiqué le rétablissement général de la faune vivant dans les crevasses, les crampons et les algues (Edwards et White, 1999). Le rétablissement de la végétation des marais salés était variable; certaines espèces se sont rétablies, tandis que d'autres ont connu un dépérissement (Edwards et White, 1999).

Le déversement a eu des répercussions sur un habitat important pour les oiseaux; un grand nombre d'espèces d'oiseaux, y compris la macreuse noire (*Melanitta nigra*) qui utilisait le site comme lieu d'hivernage, ont subi des effets mortels. On suppose que la majorité des macreuses noires qui habitaient le site où le déversement a eu lieu sont mortes en mer ou se sont échouées. Leur population a diminué au cours des années qui ont suivi. Une comparaison des données recueillies à la suite du déversement et du dénombrement des espèces d'oiseaux et de leur taux de reproduction avant le déversement laisse croire que les populations d'oiseaux et le taux de nidification n'ont pas diminué à la suite du déversement (Edwards et White, 1999). La surveillance n'a pas révélé d'effets négatifs sur les espèces de mammifères marins, y compris les cétacés et les phoques gris (Edwards et White, 1999).

La principale constatation découlant de cet incident est la quantité moindre de pétrole qui a atteint le rivage et les sédiments littoraux à la suite de la dispersion naturelle et chimique. Il est entendu que l'utilisation de dispersants, ainsi que les conditions environnementales optimales (p. ex. forts vents) et d'autres opérations d'intervention en cas de déversement, a grandement réduit le volume estimé de pétrole pouvant atteindre le rivage.

## DEEPWATER HORIZON

Le déversement de DWH est le plus important déversement accidentel d'hydrocarbures en mer de l'histoire. L'événement a entraîné le déversement d'environ 500 000 tonnes de pétrole brut léger Macondo dans le golfe du Mexique (Fingas, 2013). Des mesures d'intervention multiples ont été utilisées, y compris des dispersants appliqués en surface et injectés sous la surface, soit Corexit 9500 et Corexit 9527. L'ampleur des effets sur le biote marin était variable.

Dans le cadre de l'examen des espèces touchées mené par Schwing et al. (2020), la Gulf of Mexico Research Initiative a établi un résumé des taux de rétablissement pour les groupes biologiques étudiés pendant et après le déversement de DWH en fonction de divers types d'impacts (Schwing et al., 2020) (tableau 5). Dans le cadre de cette évaluation, le rétablissement est défini comme la période dont a besoin chaque groupe pour revenir à l'état antérieur au déversement de DWH ou atteindre un état stable (nouvel état normal) (Schwing et al., 2020). L'étude a conclu que les microbes étaient susceptibles de présenter la période de résilience la plus courte après un déversement de pétrole, tandis que les coraux étaient susceptibles de présenter la période de rétablissement la plus longue (Schwing et al., 2020). Ces conclusions concordent avec celles d'autres publications; plus précisément, les temps de rétablissement en eaux profondes devraient être longs, compte tenu des niveaux de recrutement et des taux de croissance plus faibles du biote présent (Hook et al., 2016; Rohal et al., 2020), et, peu importe l'exposition ou la sensibilité de certaines espèces, le phytoplancton semble généralement présenter des taux de rétablissement élevés lorsqu'il est exposé à des hydrocarbures (Hannah et al., 2017).

En outre, les grands organismes, en particulier les mammifères marins, ont une longue durée de vie et croissent lentement au niveau de la communauté. Ces caractéristiques donnent à penser que la période de rétablissement sera plus longue en cas de déversement d'hydrocarbures (Schwing et al., 2020).

Tableau 5 : Taux de résilience du biote marin benthique en eaux profondes dans le golfe du Mexique (adaptation de Schwing et al., 2020).

Groupe	Résilience (années)	Documents de référence
Microbes	<2	Mason et al., 2014; Overholt et al., 2019
Foraminifères	<3	Schwing et al., 2015, Schwing et al., 2017, 2018; Schwing et Machain-Castillo, 2020
Méiofaune	<4	Montagna et al., 2017; Schwing et Machain-Castillo, 2020
Macrofaune	<4	Montagna et al., 2017; Schwing et Machain-Castillo, 2020
Mégafaune	<7	Mcclain et al., 2019
Coraux	10-30	Girard et al., 2018

## VULNÉRABILITÉ DU BIOTE

Les écosystèmes sont soumis à des perturbations naturelles et anthropiques, dont font partie les déversements d'hydrocarbures (NRC, 2013). Comme il a été précisé précédemment, on suppose que toutes les composantes du milieu marin sont vulnérables à un certain degré dans un scénario de déversement, mais la vulnérabilité du biote marin dépend de l'exposition, de la sensibilité et des facteurs de rétablissement des espèces. L'échelle des impacts et la rapidité du rétablissement varient en fonction de la quantité de pétrole déversé et de l'ampleur des mesures d'intervention ou de l'intensité du traitement (NASEM, 2020). Le niveau de pertinence biologique est un facteur de rétablissement important (p. ex. espèce, communauté, population). La protection au niveau de l'espèce est plus pertinente pour les espèces en voie de disparition, rares ou protégées par le gouvernement fédéral (Environnement Canada, 2012). Le rétablissement à long terme (ou la capacité d'adaptation ou la résilience) d'une population à la suite d'un déversement dépend de divers facteurs propres à l'espèce, notamment les suivants (Thornborough et al., 2017) :

- sensibilité des organismes;
- santé de l'habitat;
- statut de la population;



- 
- capacité de reproduction;
  - aire de répartition géographique dans la région;
  - capacité de métaboliser, d'excréter ou d'éliminer autrement les hydrocarbures;
  - association étroite avec les sédiments.

De brèves expositions aux composants du pétrole peuvent causer des effets aigus et tardifs sur le biote marin à la suite d'un déversement (voir NASEM, 2020). Il est difficile de déterminer la résilience ou le rétablissement d'une espèce, d'une communauté ou d'une population en cas d'exposition à des hydrocarbures ou à des hydrocarbures dispersés sans disposer de données de référence adéquates. Dans de nombreux cas, les données de référence sont limitées ou manquantes en ce qui concerne le lieu des déversements, ce qui complexifie de plus en plus l'établissement des considérations et des compromis en matière d'intervention (Lee et al., 2015).

La capacité d'une communauté/population à se rétablir à la suite d'un déversement de pétrole dépend de nombreux facteurs et peut être influencée par la présence d'autres facteurs de stress dans l'environnement (Lee et al., 2015). Les renseignements sont limités en ce qui a trait aux différences au chapitre du potentiel de rétablissement entre le biote exposé à des hydrocarbures dispersés par rapport aux hydrocarbures non dispersés. Toutefois, des conclusions générales peuvent être tirées de la documentation, des événements de déversement antérieurs et des études expérimentales, et des inférences peuvent être faites en fonction des vastes impacts relatifs des hydrocarbures et des hydrocarbures dispersés sur les divers habitats et les différentes espèces du milieu marin (Law et al., 2011; Azimuth et SNC Lavalin, 2019).

## **IMPACTS ET RÉTABLISSEMENT**

Dans un scénario de déversement de pétrole, les impacts sont le plus souvent associés à la présence de pétrole à la surface de l'eau et aux zones littorales mazoutées. Le pétrole à la surface de l'eau augmente particulièrement le risque pour les espèces en surface, y compris les oiseaux de mer et les mammifères. Les habitats littoraux, y compris les habitats protégés des vagues ou les zones subtidales, présentent des caractéristiques environnementales qui peuvent renforcer la persistance du pétrole pendant de longues périodes (p. ex. pétrole dans les sédiments). Dans les habitats littoraux abrités, l'énergie limitée des vagues restreint également le nettoyage et la dilution du pétrole et peut en entraîner la persistance. Les substrats de la zone intertidale (p. ex. mares rocheuses, roches, crevasses) peuvent également piéger le pétrole et contribuer à sa persistance. Une étude approfondie menée par les Aberdeen University Research and Industrial Services (AURIS) a révélé que la période de rétablissement des rives rocheuses pouvait aller jusqu'à trois ans, tandis que, dans le cas des marais salés, elle pouvait aller jusqu'à cinq ans (Sell et al., 1995).

La persistance du pétrole dans les zones littorales a été observée des décennies après les déversements (p. ex. le déversement de l'*Arrow* au large de la Nouvelle-Écosse et celui de l'*Exxon Valdez* en Alaska). La persistance d'hydrocarbures le long des rivages et dans les sédiments est préoccupante parce qu'elle peut avoir des répercussions sur les invertébrés sessiles et ceux qui se déplacent lentement et peut-être aussi sur les organismes des niveaux trophiques supérieurs (Peterson et al., 2003; Ballachey et al., 2014). De plus, les hydrocarbures qui persistent peut représenter une source chronique de pétrole pour diverses espèces littorales; les organismes qui sont davantage exposés aux sédiments ou aux rivages contaminés par le pétrole, surtout aux premiers stades de leur vie, courent un risque plus élevé de ressentir des effets néfastes (Lee et al., 2015).

---

Les déversements historiques et les modèles montrent que l'application de dispersants (en surface et sous-marine) peut aider à diminuer l'étendue de pétrole en surface et le transport du pétrole vers les rivages, ce qui peut réduire le risque d'exposition des espèces en surface et des habitats littoraux vulnérables, y compris les rivages (NASEM, 2020). Les dispersants chimiques, en améliorant la dispersion et la dilution des hydrocarbures, modifient l'importance et l'ampleur relative des principales voies d'exposition du biote par rapport aux hydrocarbures non traités. En bref, ils réduisent le risque d'exposition pour les espèces en surface et les milieux littoraux (p. ex. rivages), tout en augmentant potentiellement l'exposition pour le biote dans la colonne d'eau ou sur le fond marin.

Les impacts du pétrole dans les eaux profondes de l'océan sont généralement plus aigus et moins courants, car les hydrocarbures se diluent rapidement et ce processus peut être amélioré par les agents dispersants. Cependant, ceux-ci peuvent accroître l'exposition à court terme aux hydrocarbures (et peut-être leur toxicité) en rendant leurs composants plus biodisponibles pour les espèces qui résident dans la colonne d'eau ou sur le fond marin.

L'exposition des organismes benthiques résidant sur le fond marin est préoccupante, car il est plus probable qu'ils seront exposés aux résidus de pétrole en raison de la formation de neige marine (matière du processus de MOSSFA) qui transporte les hydrocarbures vers le fond marin (Vonk et al., 2015; Daly et al., 2016). Dans le cas d'une éruption sous-marine, les organismes benthiques peuvent également être exposés à des résidus et être exposés à court terme à des concentrations élevées de composés pétroliers solubles dans l'eau (Lee et al., 2013). Étant donné que la toxicité est surtout associée aux hydrocarbures mêmes plutôt qu'aux agents dispersants ajoutés, les études ont été principalement axées sur la persistance et les effets du pétrole résiduel plutôt que sur les impacts potentiels à long terme du pétrole dispersé chimiquement (Lee et al., 2015).

## RÉSUMÉ

- Les dispersants modifient le devenir et le transport des hydrocarbures et l'exposition à ces derniers dans le milieu marin, ce qui influe sur les effets et les impacts que les hydrocarbures peuvent avoir sur le biote marin.
- Les résidus de pétrole peuvent persister pendant de longues périodes dans les zones littorales et intertidales, ce qui peut avoir des effets chroniques sur les organismes marins.
- Les dispersants contribuent à la dilution rapide des hydrocarbures dans la colonne d'eau, réduisant ainsi le risque de mazoutage des rivages et des sédiments littoraux et les effets biologiques subséquents dans ces milieux.
- La dispersion rapide des hydrocarbures dans les eaux de surface peut accroître les risques d'exposition à des concentrations toxiques d'hydrocarbures pétroliers pour les espèces qui fréquentent ces eaux. Ces espèces comprennent le plancton et les embryons de poissons, ce qui augmente le potentiel d'effets tardifs sur le recrutement et l'importance des classes d'âge.
- La leçon à retenir est que les dispersants contribuent à la dilution des hydrocarbures dans la colonne d'eau, ce qui accélère la biodégradation et réduit le risque d'impacts à long terme sur le milieu marin.

## SURVEILLANCE

La surveillance vise deux objectifs : évaluer l'efficacité des dispersants appliqués en ce qui a trait à la dispersion du pétrole et évaluer les effets environnementaux du pétrole dispersé sur la

qualité de l'eau et la vie aquatique. La surveillance associée à l'évaluation de l'efficacité de l'application de dispersants est appelée « surveillance opérationnelle », tandis que la surveillance relative aux effets environnementaux est appelée « surveillance environnementale ». Les paramètres et les conditions d'utilisation des agents dispersants sont abordés dans la section Contexte. Les renseignements sur la façon d'élaborer et d'exécuter un programme de surveillance des déversements d'hydrocarbures sont résumés dans les documents suivants : Law et al., 2011, 2014; AMSA, 2016; et IPIECA, 2020. Ces rapports indiquent clairement qu'un bon programme de surveillance contient les éléments présentés à la figure 3. La description détaillée de toutes les étapes et les phases nécessaires d'un programme de surveillance des déversements d'hydrocarbures dépasse la portée du présent rapport.

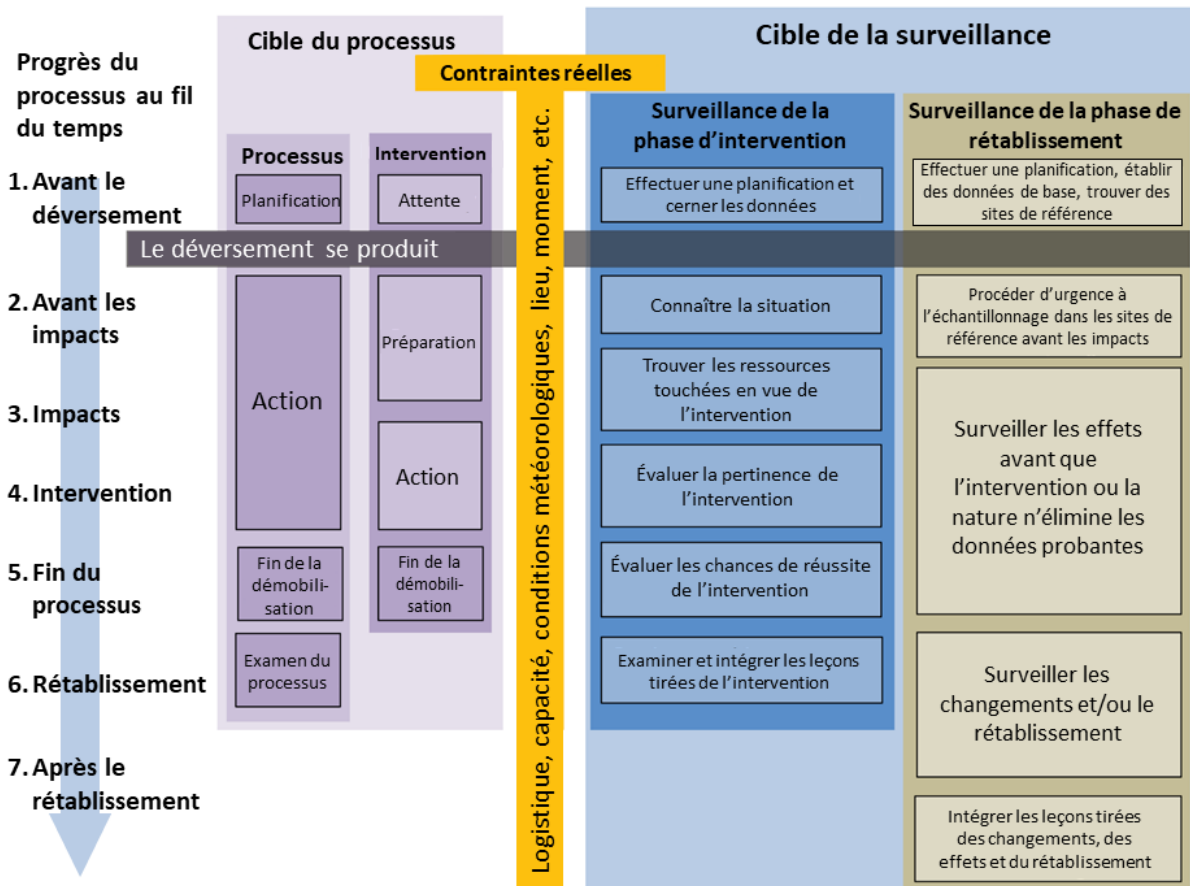


Figure 3 : Description d'un programme de surveillance des déversements d'hydrocarbures (source : AMSA, 2016). La surveillance opérationnelle équivaut à la surveillance de la phase d'intervention et la surveillance environnementale équivaut à la surveillance de la phase de rétablissement.

## SURVEILLANCE OPÉRATIONNELLE

La surveillance opérationnelle ou la surveillance de la phase d'intervention est nécessaire pour déterminer l'efficacité de l'application de dispersants. Le protocole conçu par la Garde côtière américaine (USCG), la National Oceanic and Atmospheric Agency (NOAA), l'Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis, les Centers for Disease Control and Prevention (CDC) et le Bureau of Safety and Environmental Enforcement (BSEE) (NOAA, 2006; 2019) constitue l'une des méthodes les plus reconnues pour surveiller l'application de dispersants.

---

La collaboration de ces organismes a mené à l'élaboration du protocole Special Monitoring of Applied Response Technologies (SMART). Le protocole SMART utilise trois niveaux de surveillance (Walker et al., 2003; SpillPrevention.org, 2014b) :

- Niveau I – Observations visuelles (survol) par des observateurs formés.
- Niveau II – Niveau I, plus un échantillonnage en temps réel dans la colonne d'eau à une seule profondeur.
- Niveau III – Niveaux I et II, plus une surveillance dans la colonne d'eau à plusieurs profondeurs, de 1 à 10 m sous la surface de l'eau.
- Le protocole SMART a d'abord été envisagé pour une portée géographique et une durée limitées, mais il a évolué au fil du temps (BenKinney et al., 2011; Bejarano et al., 2013).

À la suite de l'éruption de Deepwater Horizon, l'application sous-marine de dispersants a été utilisée pour la première fois, et ce, en grande quantité. En se fondant sur les leçons apprises, la National Response Team (NRT) a élaboré un document d'orientation intitulé *Environmental Monitoring for Atypical Dispersant Operations: Including Guidance for Subsea Application and Prolonged Surface Application* (NRT, 2013) à l'intention des équipes régionales d'intervention et des parties responsables. De plus, l'American Petroleum Institute – API (2020) a également élaboré un « plan modèle » pour la surveillance sous-marine des dispersants qui pourrait être utilisé par ses sociétés membres afin d'établir des plans d'intervention des installations ou des plans d'action en cas de déversement. Ce document d'orientation est destiné aux équipes régionales d'intervention, mais il contient également des lignes directrices à l'intention expresse des parties responsables PR. Ces deux documents présentent des méthodes normalisées pour surveiller l'efficacité de l'injection sous-marine de dispersants afin d'éclairer la prise de décisions opérationnelles en matière d'intervention en cas de déversement d'hydrocarbures par le commandement unifié.

## Relevés préalables à l'application de dispersants

Les relevés préalables à l'application de dispersants visent à confirmer qu'il n'y a pas d'espèces ni de récepteurs écologiques sensibles à proximité de l'endroit où les agents dispersants seront appliqués, à effectuer un échantillonnage de référence de l'eau et des récepteurs et à documenter les conditions environnementales dans la zone où les dispersants seront appliqués (PWS RCAC, 2016). Ces relevés sont effectués avant que les agents dispersants ne soient appliqués (p. ex. dans le cadre des efforts de planification de la préparation) pour aider à informer les décideurs sur les avantages nets de l'utilisation de dispersants. Par conséquent, ils sont souvent menés dans des délais très serrés. Des détails supplémentaires sur la surveillance avant les déversements sont présentés dans la prochaine section (Surveillance environnementale). Ces relevés doivent être effectués par des observateurs formés et devraient documenter la présence, l'emplacement et l'abondance des ressources biologiques à proximité des sites d'application de dispersants proposés. Un échantillonnage de l'eau devrait être fait, dans la mesure du possible, pour recueillir des données sur la qualité de l'eau (y compris le pH, la salinité, la température, etc.) ainsi que sur les concentrations d'hydrocarbures pétroliers dans la colonne d'eau. Il est important de documenter cette information, car elle permettra de caractériser les ressources biologiques qui pourraient être touchées par l'application de dispersants.

### Niveau I

La surveillance de niveau I comprend la surveillance visuelle de l'application de dispersants et l'évaluation visuelle de l'efficacité des dispersants. Les observateurs utilisent des photographies

---

et des instruments de télédétection avancés pour évaluer l'efficacité des dispersants. Pour que l'application de dispersants soit considérée comme efficace, un changement d'apparence de la nappe devrait être visible pour les observateurs formés. S'il n'y a pas de changement dans l'apparence ou la couverture du pétrole, ou si le dispersant s'écoule du pétrole et forme un panache blanc laiteux dans l'eau, l'application de dispersants est considérée comme inefficace (ITOPF, 2014). Des lignes directrices sur la surveillance de niveau I sont fournies dans le document *Dispersant Job Aid* et le protocole SMART de la NOAA. Le document *Dispersant Job Aid* de la NOAA comprend des figures de référence normalisées qui montrent des exemples d'application efficace et inefficace de dispersants. L'une des conclusions tirées de l'incident de Deepwater Horizon est que les observateurs doivent être formés selon la même norme et suivre régulièrement une formation de recyclage pour maintenir cet ensemble de compétences qui peuvent s'étioler (Fingas et Banta, 2014).

## Niveau II

La surveillance de niveau II comprend la surveillance de niveau I, plus l'utilisation d'instruments remorqués pour mesurer l'efficacité de l'application de dispersants et du prélèvement d'échantillons d'eau en vue d'une analyse en laboratoire ultérieure. Un ou plusieurs fluorimètres sont remorqués derrière un ou des bateaux d'échantillonnage à une profondeur de plus d'un mètre sous la nappe. Les fluorimètres sont utilisés pour mesurer la variation des concentrations d'hydrocarbures sous la surface. La dispersion est mesurée en fonction de la forte augmentation de la concentration mesurée détectée par le fluorimètre par rapport à la concentration mesurée dans la colonne d'eau avant l'application de dispersants. Les mesures du fluorimètre ne peuvent fournir que des mesures relatives et ne peuvent pas donner de mesures quantitatives de la concentration des hydrocarbures dispersés dans la colonne d'eau. Par conséquent, il est recommandé de prélever des échantillons d'eau pendant la mesure aux fins d'analyse.

Dans leur document de 2014, Fingas et Banta proposent une nouvelle méthode pour la surveillance de niveau II, qui comprend le remorquage d'instruments de mesure et d'échantillonnage à des profondeurs de 2 et 5 m sous la nappe avant et après l'application de dispersants. Ils ont recommandé que les instruments de mesure comprennent une unité de mesure des particules et un fluorimètre. L'utilisation d'une unité de mesure des particules atténue certaines des limites cernées dans les cas où l'on se fie uniquement aux fluorimètres qui ne détectent que les HAP. Les données de DWH laissent entendre qu'une lecture élevée du fluorimètre n'équivaut pas à une dispersion élevée. Au cours de l'incident de DWH, on s'est rendu compte que la taille des particules (Li et al., 2009; Li et al., 2011) constituait un paramètre clé pour évaluer l'efficacité de l'application de dispersants et le potentiel du pétrole de remonter à la surface, et pour établir une distinction entre l'entraînement physique et la dispersion chimique.

## Niveau III

Le protocole SMART définit la surveillance de niveau III comme la série de mesures de surveillance de niveau I et II, à laquelle s'ajoutent la surveillance dans la colonne d'eau à des profondeurs multiples allant de 1 à 10 m sous la surface de l'eau et un laboratoire portatif permettant de fournir des données sur la température de l'eau, le pH, la conductivité, l'oxygène dissous et la turbidité. Le niveau III sert à recueillir des renseignements sur le transport et la dispersion dans la colonne d'eau, afin de vérifier que les hydrocarbures se dispersent vers les eaux de fond. En plus des données sur la qualité de l'eau, les échantillons d'eau prélevés devraient être analysés pour déterminer s'ils contiennent des hydrocarbures pétroliers et des HAP, et peuvent également être utilisés pour effectuer des essais de toxicité. De plus, l'eau

---

devrait être analysée pour déterminer les concentrations de dispersants seulement (si la composition chimique des dispersants est connue et qu'il existe des méthodes d'analyse pour les substances dispersantes).

## **SURVEILLANCE ENVIRONNEMENTALE**

La surveillance environnementale ou la surveillance de la phase de rétablissement comprend des activités qui permettent de recueillir et de compiler des données environnementales sur une période calculée en mois ou en années et de caractériser les conditions dans une région où des agents dispersants peuvent avoir été appliqués ou ont été appliqués.

La surveillance environnementale sera présentée en trois étapes, c'est-à-dire :

1. la surveillance avant le déversement;
2. la surveillance pendant le déversement;
3. la surveillance après le déversement.

La surveillance préalable au déversement sert à recueillir des données environnementales, écologiques et biologiques de référence pour une région donnée. Les données ne devraient pas concerner uniquement des données écologiques et biologiques, mais devraient aussi comprendre des données économiques, sociales, récréatives et autochtones afin de mieux comprendre quelles sont les ressources dans la région (NRC, 2013). L'expertise scientifique et technique est offerte par des experts du gouvernement, du milieu universitaire et de la gestion des ressources qui participent à la recherche et à la surveillance (IPIECA, 2020). Leur participation à la surveillance avant le déversement, leur connaissance des besoins en matière de données sur l'intervention en cas de déversement et leur participation aux exercices d'intervention en cas de déversement peuvent grandement améliorer les décisions liées à la gestion des déversements (IPIECA, 2020).

L'adoption d'une approche axée sur les services écosystémiques est également recommandée, car elle aide à cibler les biens et services fournis par l'écosystème touché qui sont à risque (NRC, 2013). Dans le cadre de l'initiative de planification d'intervention régionale du Plan de protection des océans, une partie de ces données sont recueillies par le MPO et Environnement et Changement climatique Canada (ECCC). Le MPO a élaboré un cadre d'évaluation de la vulnérabilité des composantes biologiques aux déversements d'hydrocarbures provenant de navires, lequel pourrait fournir une orientation sur la surveillance effectuée avant et après un déversement (MPO, 2017). En ce qui concerne la surveillance préalable au déversement, on recommande de recueillir des données de référence sur les concentrations d'hydrocarbures dans l'eau. Pour les zones où l'application sous-marine de dispersants pourrait être envisagée, la surveillance préalable au déversement devrait tenir compte des ressources (p. ex. récréatives, économiques, biologiques, écologiques) qui sont potentiellement à risque dans les zones où l'utilisation sous-marine de dispersants peut être prise en compte ou non pour orienter les compromis.

La période de surveillance pendant le déversement est très limitée, puisque les données sont nécessaires pour prendre une décision quant à l'utilisation de dispersants en fonction de l'évaluation des impacts potentiels des hydrocarbures dispersés. Selon Bejarano et al. (2014), une stratégie de surveillance efficace devrait viser trois priorités :

1. déterminer, consulter et examiner les données de référence préexistantes et cerner toute lacune potentielle dans ces données;
2. recueillir des données au moment du déversement (p. ex. échantillons de pétrole déversé en vue de leur analyse);

- 
3. recueillir des données de référence supplémentaires (p. ex. échantillons d'eau, de sédiments et de biote et échantillons prélevés sur les rivages) à des endroits choisis. Ces endroits comprendraient les sites susceptibles d'être exposés au pétrole rejeté et les sites de référence.

Une surveillance après le déversement serait effectuée pour évaluer les sensibilités écologiques et d'autres facteurs liés à l'efficacité des dispersants et/ou à leurs effets sur l'environnement et la vie aquatique (Law et al., 2011). Selon l'analyse documentaire et la compréhension du mode d'action des dispersants, les impacts des hydrocarbures dispersés sur le biote marin devraient être aigus et à court terme, mais des effets tardifs découlant de l'exposition aux hydrocarbures pourraient également se produire. De plus, le pétrole qui persiste dans l'environnement, par exemple dans les sédiments, peut également être une source chronique d'exposition aux hydrocarbures pour les organismes, ce qui augmente le potentiel d'effets à long terme. On dispose de moins de renseignements pour évaluer les impacts à long terme des hydrocarbures dispersés dans le milieu marin. Il est donc difficile de surveiller les impacts à long terme suivant un déversement. Ce qui complique la situation, c'est que la surveillance à long terme peut être entravée davantage par le manque éventuel de données de référence sur les espèces et la possibilité d'impacts exacerbés par d'autres facteurs de stress dans l'environnement. L'obtention de données de référence au niveau de la population et/ou de l'espèce (pour les espèces en voie de disparition ou protégées) est particulièrement utile pour la surveillance environnementale à court et à long terme.

Le programme de surveillance après le déversement dépend fortement des produits déversés, de la nature du déversement, des mesures d'intervention prises (y compris l'application de dispersants en surface et l'application sous-marine de dispersants) et des ressources dans la zone. Il dépend également des composantes biologiques préoccupantes qui ont été cernées pendant la surveillance de base. De plus, la surveillance après le déversement devrait tenir compte des données de référence disponibles, le cas échéant, pour permettre de comparer les ensembles de données avant et après le déversement. En ce qui concerne l'application sous-marine, un plan de surveillance après le déversement devrait comprendre la caractérisation du site, l'échantillonnage du pétrole à la source, l'échantillonnage et la surveillance de l'eau, ainsi que l'échantillonnage et la surveillance des sédiments.

Boehm et al. (2013) énoncent les questions qui peuvent aider à définir les objectifs de la surveillance :

1. À quel taux et dans quelle mesure les hydrocarbures déversés s'altéreront-ils?
2. Quelles sont les concentrations d'hydrocarbures auxquelles les récepteurs préoccupants sont exposés dans l'eau, sur le littoral et dans les sédiments? Ces niveaux d'exposition dépassent-ils les concentrations de référence ou de base ou les repères toxicologiques?
3. Quels habitats ont été touchés par le déversement et dans quelle mesure?
4. Quelles espèces aquatiques ont été touchées et dans quelle mesure?
5. À quel taux les concentrations et la toxicité connexe diminuent-elles en raison de l'atténuation naturelle ou des efforts de rétablissement?
6. Par quelles mesures les effets et le rétablissement devraient-ils être évalués?

Enfin, la surveillance après le déversement devrait tenir compte des paramètres de surveillance. Ceux-ci devraient être déterminés en fonction des impacts et du rétablissement de la vie marine dans la zone, ainsi que des détails entourant le scénario de déversement.

La figure 4 présente un exemple détaillé des exigences en matière de surveillance suivant l'utilisation de dispersants dans le cadre d'une intervention en cas de déversement d'hydrocarbures (tirée du document de l'IPIECA, 2020).

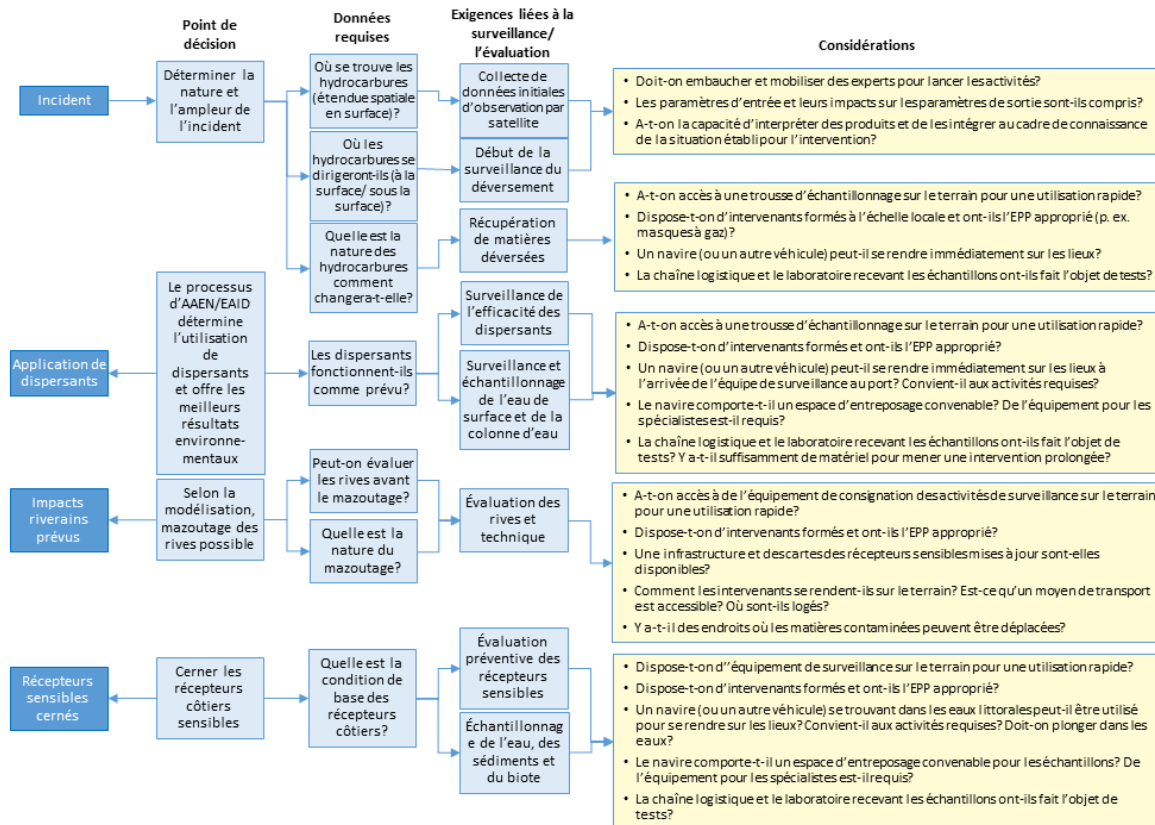


Figure 4 : Exigences et considérations relatives à la surveillance lors de l'utilisation de dispersants (tirée du document de l'IPIECA, 2020).

## INJECTION SOUS-MARINE DE DISPERSANTS

À la suite du déversement de Deepwater Horizon, des directives supplémentaires ont été élaborées en ce qui a trait à l'application sous-marine de dispersants (NRT, 2013). La première étape de l'injection sous-marine est semblable à celle de l'application en surface, en ce sens qu'il faut recueillir des données de référence avant le déversement. En ce qui concerne la surveillance sous-marine des dispersants, des efforts supplémentaires sont requis pour recueillir les bonnes données de référence, car elles sont requises non seulement pour la surface de l'eau, mais également pour toute la colonne d'eau.

Selon la NRT (2013), un plan de surveillance pour l'application sous-marine de dispersants devrait comprendre les éléments suivants :

- caractérisation du site;
- échantillonnage du pétrole à la source;
- échantillonnage et surveillance de l'eau et des sédiments;
- échantillonnage et surveillance des sédiments.



---

La caractérisation du site comprend la détermination du débit du déversement de pétrole et sa réévaluation à intervalles périodiques. Il faut aussi préparer et approuver le processus d'AAEN pour établir si l'on doit procéder à une application sous-marine. Dans le cadre du processus d'AAEN, le plan lié à la méthode d'application des dispersants, au type et à la quantité de dispersants à utiliser, sera documenté.

L'échantillonnage du pétrole à la source comprend le prélèvement d'échantillons, puis l'analyse du pétrole. Des échantillons devraient être prélevés à la source pour déterminer les propriétés chimiques du pétrole et établir sa caractérisation. Des renseignements supplémentaires sur le prélèvement d'échantillons à la source et leur analyse sont présentés en détail dans le document du NRC de 2013.

L'une des principales raisons de la surveillance de l'application sous-marine de dispersants consiste à comprendre le devenir et le comportement des hydrocarbures dispersés. C'est à ce moment-là que l'échantillonnage et la surveillance de l'eau et des sédiments entrent en jeu. Pour répondre aux exigences de l'intervention, il faut mener une combinaison d'activités de modélisation du devenir et de la trajectoire des déversements d'hydrocarbures, de collecte de données en temps réel et d'échantillonnage de l'eau. Il faut recueillir des données océanographiques pour exécuter et étalonner les modèles du devenir et de la trajectoire. Les renseignements nécessaires à la collecte sont décrits dans la section Modélisation de la trajectoire. En ce qui concerne l'application sous-marine de dispersants, la distribution de la taille des gouttelettes d'hydrocarbures est un indicateur de l'efficacité des dispersants. À l'aide de divers analyseurs de la taille des gouttelettes, les changements relatifs de la taille des gouttelettes par rapport à leur taille avant l'application de dispersants fournissent une indication de l'efficacité des dispersants.

La collecte continue et ponctuelle de données sur la colonne d'eau constitue une exigence relative à la surveillance sous-marine des dispersants. Au minimum, des données sur la conductivité, la température et la profondeur, ainsi que les données du fluorimètre, devraient être recueillies. Le fluorimètre fournit des données sur la possibilité d'un panache dispersé et la conductivité, tandis que les données sur la température et la profondeur fournissent des renseignements supplémentaires pouvant être utilisés dans les modèles océanographiques et les modèles du devenir et de la trajectoire. Des échantillons d'eau distincts devraient être prélevés à des profondeurs précises dans toute la colonne d'eau et analysés dans un laboratoire afin de déterminer les concentrations d'hydrocarbures et d'hydrocarbures dispersés dans l'eau. Ces échantillons pourraient également servir à déterminer les effets des hydrocarbures dispersés sur la vie marine.

La surveillance et l'échantillonnage des sédiments devraient être effectués dans certaines situations afin d'évaluer l'efficacité des dispersants et la sédimentation des hydrocarbures. L'échantillonnage et l'analyse des sédiments devraient également comprendre des sites de référence afin de comparer les zones à proximité de la source de rejet et celles qui sont éloignées de la source.

---

## MODÉLISATION DE LA TRAJECTOIRE

Les modèles du devenir et de la trajectoire des déversements d'hydrocarbures sont des outils complexes qui doivent intégrer plusieurs processus différents afin de prédire où les hydrocarbures se dirigeront lorsqu'ils seront rejetés et comment il se comportera. Pour prédire la direction que prendra le pétrole rejeté, on se fonde sur les courants, le vent, les vagues, les propriétés du pétrole et d'autres facteurs environnementaux (Drozdowski et al., 2011). La prévision est plus compliquée dans l'Arctique canadien en raison de la présence de glace, des données d'observation limitées sur les courants océaniques et de la difficulté à surveiller le déversement en temps réel. Les éruptions en eaux profondes posent également une difficulté en ce qui a trait à la modélisation, car il peut y avoir des courants différents dans ces eaux comparativement à la surface de l'eau et ceux-ci peuvent avoir une incidence sur le devenir et la trajectoire des hydrocarbures déversés.

Les modèles de trajectoire utilisent un « scénario » pour définir l'emplacement du rejet, le volume et le type de produit rejeté et d'autres paramètres d'entrée dans le cadre d'une simulation de déversement. Les modèles de trajectoire peuvent être utilisés pendant la préparation et la planification en cas de déversement, ce qui comprend les évaluations du risque, pour déterminer où un déversement hypothétique pourrait se diriger compte tenu de certaines conditions et ils sont utilisés lorsqu'un déversement se produit pour déterminer les impacts potentiels et les mesures d'intervention. Deux principaux types de modèles sont utilisés : les modèles déterministes et les modèles stochastiques.

La modélisation déterministe est utilisée pour un scénario particulier, en fonction d'une date, d'une heure et d'un emplacement connus. Au cours d'un déversement réel, une modélisation déterministe sert à établir le devenir et la trajectoire du pétrole. En ce qui concerne les évaluations du risque et la préparation et la planification en cas de déversement qui pourrait se produire à diverses dates et dans diverses conditions environnementales, les scénarios sont exécutés à l'aide d'un modèle stochastique. L'approche stochastique est une analyse statistique des résultats générés à partir de nombreuses trajectoires individuelles différentes d'un même déversement, chaque trajectoire ayant une heure de début de déversement différente choisie au hasard dans une période pluriannuelle. Les heures de début aléatoires permettent d'analyser le même scénario de déversement dans des conditions de vent et de courant variables (Creber et al., 2017).

## CONSIDÉRATIONS RELATIVES AU MODÈLE DE TRAJECTOIRE

Les données entrées dans les modèles de trajectoire comprennent le scénario, les données environnementales, les propriétés du pétrole déversé et les seuils pétroliers utilisés pour déterminer les impacts (Dillon, 2017b). La majorité des données d'entrée pour les modèles de trajectoire sont assez spécialisées et exigent une bonne compréhension des formats de fichiers de données complexes, des conventions scientifiques et de la préparation. Chaque modèle de trajectoire pourrait également exiger l'entrée de différents fichiers. La modélisation de la trajectoire qui intègre l'utilisation de dispersants est importante pour éclairer la prise de décisions. Des renseignements supplémentaires sur les considérations relatives au modèle de trajectoire se trouvent dans les ouvrages de French McCay (2004) et de Drozdowski et al. (2011) et d'autres renseignements sur les déversements d'hydrocarbures sous-marins figurent dans le document de Murray et al. de 2020.

## Renseignements sur les déversements d'hydrocarbures

Dans un modèle du devenir et de la trajectoire d'un déversement, les renseignements présentent des détails sur l'emplacement et la date du rejet, ainsi que le volume et le type de

---

pétrole déversé. Au début d'un déversement, il pourrait y avoir plusieurs problèmes associés à l'obtention de renseignements, dont le fait de disposer seulement de renseignements limités sur le volume rejeté et la difficulté à obtenir une analyse détaillée du pétrole rejeté. Pendant le déversement de Deepwater Horizon, le volume d'hydrocarbures rejetés est demeuré inconnu tout au long de l'intervention et de la modélisation de la trajectoire du déversement (Lui et al., 2011).

Il est essentiel de préciser les propriétés physiques et chimiques du pétrole déversé dans tout modèle de trajectoire pour obtenir des prévisions exactes et fiables du devenir du pétrole. Pour procéder à une simulation exacte de l'évaporation, de la dispersion et de la dissolution du pétrole, il faut une quantification exacte de ses composants du pétrole. Ces composants peuvent être classés en quatre groupes en fonction de leur composition chimique : composés saturés, composés aromatiques, résines et asphaltènes. Les composés saturés et aromatiques sont les plus préoccupants pour ce qui est de la toxicité pour les humains et de la toxicité écologique, tandis que les asphaltènes jouent un rôle important dans l'émulsification du pétrole lorsque les fractions légères s'évaporent. Les fractions saturées et aromatiques sont plus solubles et mobiles dans l'eau et plus sensibles à la dégradation. Les résines et les asphaltènes sont généralement insolubles dans l'eau et moins susceptibles de se dégrader (Murray et al., 2020).

La [Base de données d'Environnement Canada sur le pétrole brut et les produits pétroliers](#), qui a récemment été mise à jour, constitue l'une des meilleures ressources concernant les paramètres physiques et chimiques décrivant les produits pétroliers bruts et raffinés. En outre, plusieurs études récentes portant sur le devenir et le comportement du pétrole ont été publiées par le Centre de recherche sur le pétrole, le gaz et autres sources d'énergie extracôtières du MPO.

### **Distribution de la taille des gouttelettes d'hydrocarbures**

La distribution de la taille des gouttelettes (DTG) d'hydrocarbures constitue une considération importante pour le transport et le devenir des hydrocarbures rejetés (NASEM, 2020). L'augmentation de la proportion de petites gouttelettes accroît la surface par unité de masse du pétrole et peut accroître sa dissolution dans la colonne d'eau (Zhao et al., 2014). Les calculs des modèles du devenir et de la trajectoire, tant pour les déversements en surface que pour les éruptions en eaux profondes, sont influencés par la DTG, et l'exactitude du modèle dépend de la mesure dans laquelle celui-ci peut représenter la taille des gouttelettes d'hydrocarbures (Nissanka et Yapa, 2018). Les premiers modèles du devenir et de la trajectoire des déversements d'hydrocarbures ne tenaient pas compte de l'importance de la DTG. Ils reposaient sur un nombre limité de formules de DTG mesurées expérimentalement ou de formules empiriques simples, sans tenir compte de la séparation et de la coalescence des gouttelettes. L'incident de DWH a suscité un intérêt considérable pour la DTG et, les calculs de la DTG ont depuis été améliorés, surtout en ce qui concerne les éruptions sous-marines.

Les calculs de la DTG diffèrent selon qu'il s'agit d'un rejet en surface ou d'une éruption sous-marine, car les nappes de surface, comparativement aux rejets sous-marins, sont exposées à des vagues déferlantes ainsi qu'à la dynamique des ondes de surface qui modifie la DTG. Cependant, plusieurs études récentes ont montré que les méthodes servant à calculer la DTG dans le cadre de déversements sous-marins pouvaient être adaptées pour être utilisées dans des modèles portant sur les nappes de pétrole de surface (Johansen et al., 2015; Nissanka et Yapa, 2017, 2018). Par exemple, Socolofsky et al. (2015) ont comparé les modèles de prévision des déversements d'hydrocarbures pour les scénarios d'éruption accidentelle avec et sans injection sous-marine de dispersants chimiques et ont indiqué que le diamètre volumétrique

---

médian des gouttelettes à la source du pétrole était plus petit lorsque des dispersants étaient appliqués (0,01 à 0,8 mm) que lorsqu'il n'y avait aucun traitement (0,3 à 6 mm).

La plupart des modèles de déversement en surface ont toujours reposé sur le modèle de Delvigne et Sweeny (1988). L'une des limites de ce modèle tient au fait qu'il prend en compte la viscosité; il ne tient pas compte de la tension interfaciale eau-pétrole (NASEM, 2020), qui est un élément clé. Récemment, des modèles d'équilibre de la population ont été élaborés pour déterminer la DTG; ces modèles prennent en compte les mécanismes qui décomposent le pétrole en fines gouttelettes tout en tenant compte des forces qui résistent à la décomposition (Zhao et al., 2014). Un modèle numérique récemment créé, VDROP, est capable de simuler la distribution de la taille des gouttelettes de pétrole dispersé à l'état transitoire et stable (Zhao et al., 2014). Le modèle tient compte à la fois de la résistance attribuable à la viscosité du panache dispersé et de la tension interfaciale. Les concepteurs du modèle VDROP ont validé son rendement à l'aide des résultats expérimentaux tirés de 25 études différentes qui ont été résumées dans la documentation (Zhao et al., 2015). Les auteurs ont souligné que les résultats du modèle VDROP concordaient bien avec les données expérimentales.

En ce qui concerne les rejets sous-marins, des études expérimentales et sur le terrain ont montré que les jets/panaches sous-marins forment des gouttelettes (Wang et al., 2018; Nissanka et Yapa, 2018). Au cours d'un rejet sous-marin, le pétrole se sépare d'abord en fines gouttelettes en raison de l'instabilité, puis celles-ci continuent de se décomposer et de se reformer en raison de la turbulence dans le jet/panache jusqu'à ce qu'elles atteignent un état stable (Bandara et Yapa, 2011). Dans le cas d'un déversement sous-marin en eaux profondes, les gouttelettes se déplaceront en trois dimensions à mesure qu'elles remontent dans la colonne d'eau (NASEM, 2020). Des modèles du transport et du devenir des gouttelettes ont été élaborés pour mieux comprendre comment ces processus fonctionnent et savoir comment mieux prédire la trajectoire et le devenir des hydrocarbures. Les modèles du devenir et de la trajectoire des déversements sous-marins utilisent deux méthodes principales pour calculer la DTG, soit les modèles de l'équilibre et les modèles de la dynamique de la population.

Les modèles de l'équilibre établissent une seule distribution qui est considérée comme la DTG d'hydrocarbures à l'état stable. Ces modèles sont généralement obtenus par l'attribution d'une distribution statistique à la DTG observée expérimentalement. Contrairement au modèle de l'équilibre, le modèle de la dynamique de la population (aussi appelé modèle phénoménologique) calcule les changements de la DTG en fonction de la dynamique de séparation et de coalescence des gouttelettes. L'avantage tient au fait que les modèles de la dynamique de la population peuvent établir la DTG intermédiaire qui mène ensuite à une DTG à l'équilibre. Zhao et al. (2015) ont modifié leur modèle VDROP (appelé VDROP-J), qui peut être utilisé pour simuler la DTG à partir d'un rejet sous-marin.

Bien que les données expérimentales soient importantes pour comprendre les caractéristiques de la formation et de la séparation des gouttelettes, il faut faire preuve de prudence lorsqu'on les utilise, car la plupart proviennent d'expériences en laboratoire et ne fournissent que des données qualitatives (Nissanka et Yapa, 2018). Les expériences sur le terrain concernant des déversements d'hydrocarbures sous-marins sont difficiles à mener, et il est peu probable que l'on obtienne l'approbation réglementaire pour les effectuer. La meilleure expérience sur le terrain liée aux déversements d'hydrocarbures sous-marins en eaux profondes a été l'expérience de Deepspill (Johansen et al., 2001). Pour cette expérience, du pétrole et du gaz ont été rejetés à une profondeur d'environ 850 m, et le transport du pétrole et du gaz à partir du rejet a été mesuré. Les résultats ont été largement utilisés pour étalonner et valider les modèles de déversement d'hydrocarbures sous-marin en eaux profondes. Il y a peu de données sur la DTG d'hydrocarbures dans le cadre du déversement de Deepwater Horizon (Zhao et al., 2015).

---

Des recherches supplémentaires sont nécessaires afin d'étalonner la taille des gouttelettes pour les modèles de rejet sous-marin.

La National Academy of Science (NASEM, 2020) recommande d'envisager de mesurer la DTG en temps réel à la source en cas de rejet sous-marin.

## **Courant**

Pour modéliser adéquatement un déversement d'hydrocarbures, des données sur la circulation hydrodynamique ou océanique sont requises. Les courants océaniques varient à la fois dans le temps et dans l'espace et, par conséquent, des données sur le courant à un seul endroit ou pour une période ponctuelle ne permettent pas d'effectuer le suivi d'un déversement sur plus de quelques kilomètres ou heures (Drozdowski et al., 2011). Pour les rejets en surface, un modèle hydrodynamique adéquat suffit, mais, en ce qui a trait aux rejets sous la surface (y compris les éruptions sous-marines), il faut un modèle axé sur les courants océaniques profonds et les courants de surface.

Pour simuler la trajectoire et le devenir des déversements d'hydrocarbures, il faut définir les courants dans toute la zone où le pétrole pourrait se déplacer. Les observations sur le courant, comme celles recueillies par les instruments déployés sur le terrain, n'ont pas une couverture spatiale suffisante pour établir adéquatement un modèle de déversement d'hydrocarbures. En plus de la couverture spatiale complète, lorsqu'on modélise un déversement sur une longue période, il faut un champ qui s'étend sur une longue période afin de saisir la variabilité qui se produit sur des échelles mensuelles, saisonnières, annuelles ou décennales. Un modèle hydrodynamique appliqué à la zone d'intérêt représente la meilleure solution pour répondre aux exigences spatiales et temporelles liées aux tâches de modélisation des déversements.

Une approche courante relative à la modélisation hydrodynamique consiste à faire une simulation rétrospective en fonction d'une période pluriannuelle récente et à utiliser les données sur le courant recueillies par des instruments dans le cadre d'un processus d'assimilation des données afin d'améliorer l'exactitude du modèle hydrodynamique. Ces types de produits associés au modèle hydrodynamique ne sont pas facilement accessibles dans de nombreuses régions du monde. Une autre approche relative à la modélisation hydrodynamique dans une région, en particulier là où les marées ou les forts apports saisonniers d'eau douce sont des facteurs importants, consiste à utiliser un modèle hydrodynamique pour simuler les courants pour une période d'un an en fonction des marées et des apports fluviaux. Cette approche est plus facile à mettre en œuvre que la simulation rétrospective à long terme et elle fournit un modèle hydrodynamique bien adapté à l'approche de modélisation stochastique puisqu'il varie selon le mois et la saison et présente une couverture spatiale contiguë (Dillon, 2019).

D'autres processus océanographiques qui influent sur le courant dans une région peuvent être importants et devraient être inclus dans le modèle hydrodynamique, dans la mesure du possible, par exemple un courant généré par la différence de densité des masses d'eau, lorsque les différences de densité déterminent les mouvements de l'eau.

## **Vent**

Pour simuler la trajectoire et le devenir des déversements, il faut définir un champ de vent très dynamique et variable pour toute la zone où les hydrocarbures peuvent se déplacer. Les observations tirées d'expériences et de déversements réels indiquent que la dérive du vent peut être de 1 à 6 % de la vitesse du vent, pour une moyenne de 3 % (NOAA, 2002; Drozdowski et al., 2011). Il existe des sources publiques de données sur le vent, tenues à jour par des organismes gouvernementaux canadiens et américains, qui fournissent les données nécessaires à la modélisation de la trajectoire. Pour produire des modèles exacts du devenir et

---

de la trajectoire du pétrole à la surface de l'eau, il faut une représentation efficace du vent dans le modèle. En raison de la disponibilité limitée d'ensembles de données sur les vents de terre, les modèles océaniques s'appuient sur les résultats des modèles atmosphériques qui peuvent fournir des prévisions (jusqu'à 10 jours) ou des simulations rétrospectives qui peuvent remonter à plusieurs décennies.

Les données sur les prévisions du vent fournies par les organismes gouvernementaux du Canada et des États-Unis sont adéquates pendant les premiers jours d'un déversement, mais les modélisateurs devraient savoir que les prévisions changent, qu'elles comportent toutes des erreurs qui s'aggraveront avec le temps (Lui et al., 2011) et que les zones de couverture sont limitées (p. ex. anses et baies).

Les données proviennent de bouées ou d'instruments fixes où la vitesse et la direction du vent ont été enregistrées pendant plusieurs années, ou sont tirées des résultats de modèles météorologiques qui génèrent la vitesse et la direction du vent dans une grille normale à partir d'une simulation sur plusieurs années. Cette simulation sur plusieurs années convient pour les modèles à long terme du devenir et de la trajectoire des déversements d'hydrocarbures où les rejets pourraient se produire sur des jours ou des semaines (Dillon, 2019).

## Vagues

Les vagues qui se brisent à la surface de l'océan sont importantes dans la modélisation des déversements, car elles peuvent entraîner le pétrole qui est à la surface dans la colonne d'eau. Selon les essais sur le terrain, la vitesse optimale du vent pour l'application de dispersants se situe entre 4 et 12 m/s, soit une hauteur de vague de 0,3 à 2,5 m. Si la vitesse est plus élevée, les hydrocarbures seront principalement submergés (ITOPF, 2014). Selon la taille des gouttelettes générées par le processus d'entraînement, le pétrole pourrait demeurer submergé dans l'eau pendant un certain temps ou il pourrait refaire surface (Creber et al., 2017). Le pétrole qui est entraîné dans la colonne d'eau ne subira pas forcément non plus d'évaporation. Il existe plusieurs méthodes pour générer des données sur les vagues, y compris l'utilisation de modèles de vagues (p. ex. Simulating Waves Nearshore (SWAN) (Dillon, 2019)) ou de méthodes créées par l'United States Army Corps of Engineers (US COE) (US COE, 2002).

## Glace

La présence de glace a un effet important et direct sur le transport et le devenir des hydrocarbures déversés. En effet, la glace peut protéger le pétrole de l'action du vent et des vagues, ce qui peut ralentir sa propagation et son altération. Lorsque du pétrole est rejeté en présence de glace de mer, plusieurs interactions peuvent se produire, notamment les suivantes (Drozdowski et al., 2011) :

- dépôt du pétrole sur la surface de la glace;
- absorption du pétrole dans la neige;
- encapsulation du pétrole dans la glace;
- piégeage du pétrole dans les chenaux ou dans les eaux libres entre les glaces flottantes;
- piégeage du pétrole sous la glace dans les crêtes et les quilles;
- accumulation et piégeage du pétrole dans la glace de rive.

Lors de la modélisation des déversements d'hydrocarbures dans les eaux couvertes de glace, il est essentiel d'utiliser un modèle combiné axé sur l'hydrodynamique et la glace. Le Service canadien des glaces d'ECCC fournit des cartes quotidiennes des glaces. Ces cartes ont une

---

résolution de 10 à 100 km et simulent l'épaisseur moyenne de la glace et sa concentration pour diverses catégories de glace. En ce qui a trait à la modélisation des interactions pétrole-glace, un modèle ayant une résolution de 100 m ou moins pour la glace est idéal (Drozdowski et al., 2011).

La modélisation des gouttelettes d'hydrocarbures dans la colonne d'eau est généralement effectuée à l'aide d'une approche lagrangienne, où chaque gouttelette est suivie individuellement à mesure qu'elle se déplace dans la colonne d'eau. Boufadel et al. (2018) ont examiné les renseignements disponibles et analysé les approches de modélisation des gouttelettes d'hydrocarbures sous la glace. L'étude a révélé que la couche limite entre l'eau et la glace génère une vitesse descendante pouvant atteindre 0,2 % de la vitesse du courant horizontal et qui est généralement supérieure à la vitesse ascendante des gouttelettes plus fines. Cela laisse entendre que les modèles précédents de déversement ont peut-être surestimé le nombre de fines gouttelettes d'hydrocarbures (< 70 µm) à l'interface entre l'eau et la glace.

### **Température, salinité et particules totales en suspension**

La température et la salinité de l'eau sont des paramètres importants qui sont utilisés dans les modèles de trajectoire des hydrocarbures pour effectuer divers calculs relatifs au devenir du pétrole. Le pétrole entraîné dans la colonne d'eau sous forme de gouttelettes est transporté vers le haut par des forces de flottaison agissant sur chaque gouttelette, et la densité de l'eau (déterminée par la température et la salinité) est un élément clé du calcul (Creber et al., 2017). La température et la salinité de l'eau varient sur les plans horizontal, vertical et temporel dans la colonne d'eau. Les données sur la température et la salinité sont disponibles auprès du MPO (MPO, 2009) ainsi que dans le *World Ocean Atlas* (Locarnini et al., 2013; Zweng et al., 2013), mais la résolution spatiale est limitée.

Le dépôt d'hydrocarbures sur le fond marin se fait principalement par adhérence ou sorption sur des particules en suspension ou des débris, puis par incorporation des sédiments dans les hydrocarbures. La sédimentation des gouttelettes d'hydrocarbures se produit lorsque la gravité de l'hydrocarbure en question augmente par rapport à celle de l'eau environnante.

### **MODÈLES DE TRAJECTOIRE ET DE DÉVERSEMENT D'HYDROCARBURES DISPONIBLES**

Un certain nombre de modèles de trajectoire et de déversement d'hydrocarbures sont disponibles au Canada. La présente analyse est axée sur les modèles existants qui ont été utilisés au Canada, lorsque des renseignements sur le modèle en question ont pu être trouvés, ainsi que sur les détails des modèles de trajectoire qui ont été publiés.

#### **Oil Spill Contingency and Response (OSCAR)**

L'[Oil Spill Contingency and Response \(OSCAR\)](#) est un modèle/outil de simulation du devenir et de la trajectoire des déversements d'hydrocarbures mis au point par la SINTEF et disponible à des fins commerciales. Les détails du modèle OSCAR figurent dans Aamo et al. (1997) et Reed et al. (1995). OSCAR peut modéliser un rejet accidentel provenant d'une plateforme extracôtière ou d'un navire ou peut être utilisé pour effectuer une planification d'urgence (approche stochastique). Les stratégies d'intervention, y compris l'application de dispersants, peuvent être simulées dans le modèle OSCAR.

Le modèle tient compte de l'altération des hydrocarbures (à l'aide d'une base de données), d'un modèle du devenir des produits chimiques, d'un modèle d'intervention en cas de déversement d'hydrocarbures, d'un modèle d'exposition biologique pour les poissons et les autres espèces

---

marines et d'un modèle d'advection tridimensionnel (Drozdowski et al., 2011). OSCAR simule les processus du devenir du pétrole, y compris la propagation et l'advection en surface, l'entraînement dans la colonne d'eau, l'émulsification, la volatilisation et l'interaction avec le rivage. Le modèle d'altération des hydrocarbures d'OSCAR a été amélioré à l'aide de résultats expérimentaux produits par la SINTEF.

OSCAR intègre la glace dans la simulation du modèle. La couverture de glace a une incidence sur l'altération, la propagation et l'évaporation des hydrocarbures de surface, ainsi que sur la dérive des hydrocarbures déversés avec la glace (Daae et al., 2011). OSCAR peut simuler des hydrocarbures emprisonnés sous la glace, pris entre les glaces flottantes et flottant à la surface. Le taux de dérive avec la glace comprend des modifications pour tenir compte de l'effet de Coriolis. OSCAR dispose d'un modèle DeepBlow qui simule le devenir et le transport des hydrocarbures en cas de rejet sous-marin. Il peut simuler la trajectoire du panache en multiples phases, y compris le pétrole et le gaz.

OSCAR est actuellement le modèle de planification du devenir et de la trajectoire des déversements d'hydrocarbures utilisé par Oil Spill Response Limited (OSRL), qui détient la réserve mondiale d'agents de dispersion des déversements d'hydrocarbures (OSR, 2021). OSCAR est utilisé pour élaborer les plans d'urgence en cas de déversement d'hydrocarbures et les évaluations de l'impact sur l'environnement.

## **OILMAP et SIMAP**

[OILMAP](#) est un modèle du devenir et de la trajectoire des déversements d'hydrocarbures élaboré par le RPS Group qui est utilisé dans le cadre des interventions en cas de déversement d'hydrocarbures et de la planification d'urgence. OILMAP est utilisé par ECCC ainsi que par des organismes canadiens accrédités d'intervention en cas de déversement d'hydrocarbures (p. ex. Point Tupper Marine Services, Atlantic Environmental Response Team, Western Canada Marine Response Corporation) et OSRL à l'échelle mondiale. OILMAP comprend des algorithmes pour la propagation, l'évaporation, l'émulsification et l'entraînement du pétrole, le mazoutage des rivages et l'interaction pétrole-glace. En plus du modèle du devenir et de la trajectoire des déversements d'hydrocarbures, OILMAP comporte une fonction de retour en arrière qui permet de suivre les nappes de pétrole de manière rétroactive pour déterminer l'origine d'une nappe, ainsi qu'une fonction de modélisation stochastique en vue de la planification d'urgence (RPS, 2016). OILMAP intègre les activités d'intervention, y compris la mise en place d'estacades flottantes, la récupération mécanique, le brûlage sur place et l'application de dispersants.

OILMAP est un modèle tridimensionnel du devenir et de la trajectoire qui permet de suivre les mouvements du pétrole en surface et sous la surface et de déterminer sa distribution à la surface de l'eau, dans l'atmosphère, dans la colonne d'eau et sur les rivages. OILMAP peut effectuer le suivi du pétrole entraîné dans la colonne d'eau et peut prédire si le pétrole refera surface et en faire le suivi. OILMAP peut simuler des déversements en surface et sous la surface.

La glace est intégrée à OILMAP à l'aide de polygones fondés sur le système d'information géographique qui indiquent le pourcentage de couverture de glace. Si la couverture de glace est inférieure à 30 %, aucun impact sur le devenir et la trajectoire des hydrocarbures n'est modélisé. Si les concentrations de glace vont de 30 à 80 %, il y a une réduction de l'advection, de l'évaporation, de l'entraînement et de la propagation des hydrocarbures. Dans les eaux glacées dont la couverture est supérieure à 80 %, les hydrocarbures se déplacent complètement avec la glace et il n'y a pas d'évaporation ni d'entraînement modélisés par OILMAP.



---

OILMAP Deep est un modèle de champ proche utilisé pour simuler les rejets de pétrole et de gaz sous la surface. Les paramètres de sortie d'OILMAP Deep peuvent s'intégrer à OILMAP en vue d'une simulation en champ lointain du déversement. OILMAP Deep modélise les panaches de pétrole et de gaz et la taille des gouttelettes pour un scénario précis. Un module de traitement sous-marin à l'aide d'agents dispersants qui intègre les effets de ce type de traitement variant dans le temps est également disponible. OILMAP Deep a servi à la planification d'urgence et aux évaluations de l'impact sur l'environnement de l'exploitation pétrolière et gazière au large de la Nouvelle-Écosse (Horn et French-McCay, 2014). Des détails supplémentaires sur la théorie relative à OILMAP Deep sont disponibles dans Crowley et al., 2014; Spaulding et al., 2015, 2017.

RPS a mis au point une version avancée d'OILMAP appelée *Integrated Oil Spill Impact Model System* (SIMAP). Tout comme OILMAP, SIMAP est un modèle tridimensionnel du devenir physique qui calcule la distribution du pétrole et des composants pétroliers à la surface de l'eau, sur les rivages, dans la colonne d'eau et dans les sédiments (Creber et al., 2017). Il utilise les mêmes algorithmes du devenir et de la trajectoire des hydrocarbures qu'OILMAP, mais il a la capacité d'intégrer différentes bases de données environnementales et biologiques dans le modèle pour déterminer l'impact que le déversement pourrait avoir sur les habitats et la vie biologique. Des descriptions détaillées du modèle SIMAP, y compris les hypothèses sous-jacentes et les algorithmes, figurent dans les documents suivants : French McCay, 2002; 2003; 2004. Le modèle SIMAP a été validé à l'aide de plus de 20 études de cas portant sur plusieurs déversements importants (French et Rines, 1997; French McCay, 2003; 2004; French McCay et Rowe, 2004) ainsi que des essais de déversement conçus pour vérifier le modèle (French et Rines, 1997).

Les tableaux 5.1a et 5.1b du rapport *The Use of Dispersants in Marine Oil Spill Response* (2020) de la National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine présentent en détail un résumé des devenirs et des effets intégrés dans OILMAP/SIMAP.

## **SPILLCALC**

[SPILLCALC](#) est le modèle commercial du devenir et de la trajectoire des déversements d'hydrocarbures élaboré par Tetra Tech. Il s'agit d'un modèle à pas de temps qui calcule le mouvement et l'altération des hydrocarbures pétroliers déversés. SPILLCALC obtient ses données sur les courants à partir du modèle hydrodynamique tridimensionnel exclusif de Tetra Tech, H3D, qui fournit des renseignements sur les courants variant dans le temps et dans l'espace dans toute la colonne d'eau. SPILLCALC peut utiliser d'autres sources de données hydrodynamiques provenant d'autres modèles que H3D. SPILLCALC obtient les conditions des vagues à l'aide du modèle de simulation des vagues SWAN. SPILLCALC simule le pétrole rejeté à la surface de l'eau au moyen d'éléments lagrangiens (appelés « nappettes »). Il peut être exécuté en mode déterministe ou stochastique, et comprend des algorithmes pour la propagation, l'évaporation, l'émulsification, la dispersion verticale et la remontée à la surface, l'écoulement vers le fond et l'immersion, la biodégradation, l'interaction pétrole-sédiments, le mazoutage des rivages et l'interaction pétrole-glace (Stronach et Hospital, 2014). Les effets environnementaux et biologiques ne sont pas pris en compte dans le modèle SPILLCALC.

Ce modèle comprend des données sur la glace puisqu'il extrait des renseignements quotidiens à cet égard à partir de diverses sources, y compris le Service canadien des glaces. La glace est ensuite intégrée au modèle hydrodynamique afin de modéliser son mouvement (Dillon, 2019). La récupération des hydrocarbures déversés peut être modélisée dans SPILLCALC et comprend la mise en place d'estacades, la récupération mécanique, l'application de dispersants et le brûlage sur place. Il ne comporte pas de module qui peut simuler les rejets de puits sous-

---

marins. Des renseignements supplémentaires sur le modèle SPILLCALC figurent dans Hospital et al., 2015; Dillon, 2019.

## **COSMoS**

COSMoS (*Canadian Oil Spill Modelling Suite*) est une suite logicielle en cours d'élaboration à Environnement et Changement climatique Canada qui sera utilisée sur le plan opérationnel pour modéliser la trajectoire des nappes de pétrole ainsi que le devenir et le comportement de base, comme la propagation, l'évaporation, l'entraînement et l'émulsification du pétrole, la perte de masse du pétrole échoué sur les rives, et des changements touchant la densité, la viscosité et la composition (Barker et al., 2020; Chang et al., 2020; Marcotte et al., 2016). Élaboré par le Centre canadien de prévision météorologique et environnementale (CCPME), le modèle COSMoS accède directement aux meilleures données prévisionnelles des modèles liés aux glaces, aux océans, aux vagues et à l'atmosphère disponibles à tout moment pour les régions d'intérêt canadien. À l'instar d'autres modèles opérationnels de déversement d'hydrocarbures, COSMoS offre deux modes par défaut pour les déversements d'hydrocarbures, soit le rejet instantané (c.-à-d. tous les éléments lagrangiens rejetés à un pas de temps précis) et le rejet continu (c.-à-d. le taux de rejet constant sur une période déterminée).

## **RÉSUMÉ**

Les dispersants constituent une option d'intervention pour atténuer les effets des déversements d'hydrocarbures sur le milieu marin, que ces derniers soient rejetés en surface ou sous la surface. Les dispersants peuvent être utilisés dans les climats froids et les eaux envahies par les glaces, particulièrement lorsque les autres options d'intervention sont limitées.

Lorsque le pétrole est rejeté dans l'eau, il se disperse naturellement. Les dispersants améliorent ce processus en accroissant la formation de fines gouttelettes d'hydrocarbures qui permettent au pétrole de se propager verticalement et horizontalement dans la colonne d'eau. La dissolution, la dilution et la biodégradation sont ensuite facilitées dans un plus grand volume d'eau, comparativement à l'atténuation naturelle. L'utilisation efficace de dispersants réduit le risque de collision des gouttelettes d'hydrocarbures et, par conséquent, le risque de coalescence et de reformation des nappes de surface.

L'utilisation de dispersants réduit l'exposition des organismes aux hydrocarbures à la surface de l'eau, sur les rives et dans les zones intertidales. Au début, après l'application de dispersants, les organismes sous la surface peuvent être temporairement exposés à des concentrations accrues d'hydrocarbures dispersés chimiquement. On a constaté que les hydrocarbures dispersés chimiquement présentaient une toxicité en milieu aquatique semblable à celle des hydrocarbures seuls, mais la durée et l'intensité de l'exposition d'un organisme sont atténuées par la dilution rapide des hydrocarbures dispersés chimiquement. Il a été démontré que les espèces d'eau froide dans les eaux canadiennes présentaient des sensibilités semblables à celles des espèces d'eau tempérée en ce qui a trait à la toxicité aiguë tant des hydrocarbures dispersés chimiquement que des hydrocarbures non traités.

Les organismes marins peuvent être touchés par les hydrocarbures non traités et les hydrocarbures dispersés chimiquement en raison non seulement des composants toxiques du pétrole, mais aussi des interactions physiques, chimiques et biologiques. Les essais de toxicité en laboratoire fournissent des renseignements essentiels sur les impacts des hydrocarbures et des hydrocarbures dispersés chimiquement, mais ils sont limités en ce qui concerne la reproduction de la complexité des conditions des eaux libres. Les résultats des expériences en laboratoire peuvent être intégrés aux modèles afin de pouvoir prédire les effets potentiels sur

---

les individus, les populations et les écosystèmes lorsque tous les paramètres sont pris en compte.

Pendant et après l'application de dispersants, il serait bon d'effectuer une surveillance du déversement et de l'environnement. Les exigences relatives à la surveillance varieront en fonction du site, de l'incident et du contexte du déversement. La surveillance opérationnelle, qui permet d'évaluer l'efficacité de l'application de dispersants pendant les opérations d'intervention, est nécessaire pour déterminer quand les opérations d'application devraient cesser. La surveillance environnementale propre à l'incident, qui permet d'évaluer les impacts et le rétablissement de l'environnement à la suite du déversement, est effectuée pendant et après les opérations d'intervention.

## RÉFÉRENCES CITÉES

- Aamo, O.M., M. Reed et K. Downing (1997). Oil spill contingency and response (OSCAR) model system: sensitivity studies, International Oil Spill Conference, 1997(1), p. 429-438. American Petroleum Institute.
- ACO (2008). [Cadre décisionnel pour Canada-Ontario concernant l'évaluation des sédiments contaminés des Grands Lacs](#), n° au catalogue : En164-14/2007F, PIBS n° 6223f, mars 2008.
- Adams, J., K. Charbonneau, D. Tuori, R.S. Brown et P.V. Hodson (2017). [Examen des méthodes de mesure de la toxicité pour les organismes aquatiques de la fraction adaptée à l'eau \(WAF\) et de la fraction adaptée à l'eau améliorée chimiquement \(CEWAF\) du pétrole](#), Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2017/064. xii + 128 pages.
- Adams, J., M. Swezey et P.V. Hodson (2014). [Oil and oil dispersant do not cause synergistic toxicity to fish embryos](#). Environ. Toxicol. Chem., vol. 33, n° 1, p. 107-114.
- Afshar-Mohajer, N., A. Lam, D. Lakshman, J. Katz, A.M. Rule et K. Koehler (2020). [Impact of dispersant on crude oil content of airborne fine particulate matter emitted from seawater after an oil spill](#). Chemosphere, vol. 256, 127063.
- Afshar-Mohajer, N., C. Li, A.M. Rule, J. Katz et K. Koehler (2018). [A laboratory study of particulate and gaseous emissions from crude oil and crude oil-dispersant contaminated seawater due to breaking waves](#). Atmos. Environ., vol. 179, p. 177-186.
- Afshar-Mohajer, N., M. A. Fox et K. Koehler (2019). [The human health risk estimation of inhaled oil spill emissions with and without adding dispersant](#). Sci. Total Environ., vol. 654, p. 924-932.
- Ajjolaiya, L.O., P.S. Hill, A. Khelifa, R.M. Islam et K. Lee (2006). [Laboratory investigation of the effects of mineral size and concentration on the formation of oil-mineral aggregates](#). Marine Poll. Bull., vol. 52, n° 8, p. 920-927.
- Allard, P., A. Fairbrother, B.K. Hope, R.N. Hull, M.S. Johnson, L. Kapustka, G. Mann, B. McDonald et B.E. Sample (2010). [Recommendations for the development and application of wildlife toxicity reference values](#). Integr. Environ. Assess. Manag., vol. 6, n° 1, p. 28-37.
- Allredge, A. (2001). [Particle aggregation dynamics](#). Encyclopedia of Ocean Sciences, p. 2090-2097.
- Alloy, M., D. Baxter, J. Stieglitz, E. Mager, R. Hoenig, D. Benetti, M. Grosell, J. Oris et A. Roberts (2016). [Ultraviolet radiation enhances the toxicity of Deepwater Horizon oil to mahi-mahi \(Coryphaena hippurus\) embryos](#). Environ. Sci. Technol., vol. 50, n° 4, p. 2011-2017.

- 
- Alloy, M., T.R. Garner, K. Bridges, C. Mansfield, M. Carney, H. Forth, M. Krasnec, C. Lay, R. Takeshita, J. Morris et S. Bonnot (2017). [Co-exposure to sunlight enhances the toxicity of naturally weathered Deepwater Horizon oil to early lifestage red drum \(\*Sciaenops ocellatus\*\) and speckled seatrout \(\*Cynoscion nebulosus\*\)](#). Environ. Toxicol. Chem., vol. 36, n° 3, p. 780-785.
- Almeda, R., S. Bona, C.R. Foster et E.J. Buskey (2014). « [Dispersant Corexit 9500A and chemically dispersed crude oil decreases the growth rates of meroplanktonic barnacle nauplii \(\*Amphibalanus improvisus\*\) and tornaria larvae \(\*Schizocardium sp.\*\)](#) », Mar. Environ. Res., vol. 99, p. 212-217.
- Almeda, R., Z. Wambaugh, Z. Wang, C. Hyatt, Z. Liu et E.J. Buskey (2013). « [Interactions between zooplankton and crude oil: toxic effects and bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons](#) », PLoS One, vol. 8, p. e67212.
- American Petroleum Institute (2012). [Fact Sheet No. 6: Assessing Dispersant Use Trade-offs](#).
- AMSA (2016). [Oil Spill Monitoring Handbook](#), CSIRO Publishing, Victoria, Australie.
- Anderson, J.A., A.J. Kuhl et A.N. Anderson (2014). « [Toxicity of oil and dispersed oil on juvenile mud crabs, \*Rhithropanopeus harrisi\*](#) », Bull. Environ. Contam. Toxicol., vol. 92, n° 4, p. 375-380.
- API. 2012. [Fact Sheet No. 10: Dispersant Use in the Arctic Environment](#).
- Arnberg, M., F. Keitel-Gröner, S. Westerlund, S. Ramanand, R.K. Bechmann et T. Baussant (2019). « [Exposure to chemically-dispersed oil is more harmful to early developmental stages of the Northern shrimp \*Pandalus borealis\* than mechanically-dispersed oil](#) », Marine Poll. Bull., vol. 145, p. 409-417.
- ARPEL (2007). [Guideline for the Use of Dispersants on Oil Spills](#).
- ASTM International (2013). [ASTM F2532-13, Standard Guide for Determining Net Environmental Benefit of Dispersant Use](#).
- Atlas, R.M (1995). « [Petroleum biodegradation and oil spill bioremediation](#) », Marine Poll. Bull., vol. 31, p. 178-182.
- ATLAS, R.M. et T.C. HAZEN (2011). « [Oil biodegradation and bioremediation: A tale of the two worst spills in US history](#) », Environ. Sci. Technol., vol. 45, n° 16, p. 6709-6715.
- Aurand, D. et G. Coelho (2005). [Cooperative aquatic toxicity testing of dispersed oil and the chemical response to oil spills: Ecological Effects Research Forum \(CROSERF\)](#), rapport technique 07-03, Lusby (MD).
- Aveyard, R., B.P. Binks et J.H. Clint (2003). « [Emulsions stabilised solely by colloidal particles](#) », Adv. Colloid Interface Sci., vol. 100, p. 503-546.
- Azimuth et SNC Lavalin (2019). Technical Guidance for Environmental Monitoring and Impact Assessment of Marine Oil Spills (ébauche), document préparé pour Pêches et Océans Canada.
- Bagby, S.C., C.M. Reddy, C. Aeppli, G.B. Fisher et D.L. Valentine (2017). « [Persistence and biodegradation of oil at the ocean floor following Deepwater Horizon](#) », Proceedings of the National Academy of Sciences, vol. 114, n° 1, p. E9-E18.
- Ballachey, B.E., J.L. Bodkin, D. Esler et S.D. Rice (2014). Lessons from the 1989 Exxon Valdez oil spill: A biological perspective, CRC Press, Boca Raton (FL), États-Unis.

- 
- Bandara, U.C. et P.D. Yapa (2011). « Bubble Sizes, Breakup, and Coalescence in Deepwater Gas/Oil Plumes », *J. Hydraul. Eng.*, vol. 137, p. 729-738.
- Barata, C., A. Calbet, E. Saiz, L. Ortiz et J.M. Bayona (2005). « [Predicting single and mixture toxicity of petrogenic polycyclic aromatic hydrocarbons to the copepod \*Oithona davisae\*](#) », *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 24, n° 11, p. 2992-2999.
- Barker, C., V. Kourafalou, C.J. Beegle-Krause, M. Boufadel, M. Bourassa, S. Buschang, Y. Androulidakis, E. Chassignet, K. Dagestad, D. Danmeier, A. Dissanayake, J. Galt, G. Jacobs, G. Marcotte, T. Özgökmen, N. Pinardi, R. Schiller, S. Socolofsky, D. Thrift-Viveros, B. Zelenke, A. Zhang, Y. Zheng (2020). « [Progress in Operational Modeling in Support of Oil Spill Response](#) », *J. of Mar. Sci. and Eng.*, vol. 8, n° 9, p. 668.
- Barron, M.G. 2017. « [Photoenhanced toxicity of petroleum to aquatic invertebrates and fish](#) », *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, vol. 73, p. 40-46.
- Barron, M.G., S. C. Chiasson Et A. C. Bejarano (2020). « Ecotoxicology Of Deep Ocean Spills », Dans Murawski, S.A., C.H. Ainsworth, S. Gilbert, D.J. Hollander, C.B. Paris, M. Schlüter et D.L. Wetzel (dir.), *Deep Oil Spills – Facts, Fate, and Effects* (p. 466-479). Springer International.
- BC SAB (2008). Report on: Detailed Ecological Risk Assessment (DERA) in British Columbia. Guide technique. Présenté au : ministère de l'Environnement de la C.-B. Présenté par : Science Advisory Board for Contaminated Sites in British Columbia.
- Bejarano, A.C., V. Chu, J. Dahlin et J. Farr (2014a). « [Development and application of DTox: A quantitative database of the toxicity of dispersants and chemically dispersed oil](#) », *Int. Oil Spill Conf. Proc.*, vol. 2014, n° 1, p. 733-746, American Petroleum Institute.
- Bejarano, A.C., J.R. Clark et G.M. Coelho (2014b). « [Issues and challenges with oil toxicity data and implications for their use in decision making: A quantitative review](#) », *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 33, n° 4, p. 732-742.
- Bejarano, A.C., W.W. Gardiner, M.G. Barron et J.Q. Word (2017). « [Relative sensitivity of Arctic species to physically and chemically dispersed oil determined from three hydrocarbon measures of aquatic toxicity](#) », *Mar. Poll. Bull.*, vol. 122, n°s 1 et 2, p. 316-322.
- Bejarano, A.C., E. Levine et A.J. Mearns (2013). « [Effectiveness and potential ecological effects of offshore surface dispersant use during the Deepwater Horizon oil spill: a retrospective analysis of monitoring data](#) », *Environ. Monit. Assess.*, vol. 185, n° 12, p. 10281-10295.
- Bellas, J. et P. Thor (2007). « [Effects of selected PAHs on reproduction and survival of the calanoid copepod \*Acartia tonsa\*](#) », *Ecotoxicology*, vol. 16, n° 6, p. 465-474.
- Belore, R., A. Lewis, A. Guarino et J. Mullin (2008). « [Dispersant effectiveness testing on viscous, US outer continental shelf crude oils and water-in-oil emulsions at Ohmsett](#) », *Int. Oil Spill Conf. Proc.*, vol. 2008, n° 1, p. 823-828, American Petroleum Institute.
- Belore, R.C., K. Trudel, J.V. Mullin et A. Guarino (2009). « [Large-scale cold water dispersant effectiveness experiments with Alaskan crude oils and Corexit 9500 and 9527 dispersants](#) », *Marine Poll. Bull.*, vol. 58, p. 118-128.
- Benkinney, M., B. Parscal, C. Huber, B. Wood, M. Russell, A. Nevin et M. Gass (2011). « Getting SMARTer: Recommendations for Improving SMART Monitoring Procedures Based on Experiences from the Deepwater Horizon Response: Scientific Support for Deepwater Horizon (DWH) Aerial Dispersant Operations », *Int. Oil Spill Conf. Proc.*, vol. 2011, n° 1, abs349, American Petroleum Institute.
-

- 
- Beyer, J., H. Trannum, T. Bakke et P. Hodson (2016). « [Environmental effects of the Deepwater Horizon oil spill: A review](#) », Mar. Poll. Bull., vol. 110, n° 1, p. 28-51.
- Blondina, G.J., M.M. Singer, I. Lee, M.T. Ouano, M. Hodgins, R.S. Tjeerdema et M.L. Sowby (1999). « [Influence of salinity on petroleum accommodation by dispersants](#) », Spill Sci. Technol. Bull., vol. 5, n° 2, p. 127-134.
- Boehlert, G.W. et A.B. Gill (2010). « [Environmental and ecological effects of ocean renewable energy development: a current synthesis](#) », Oceanography, vol 23, n° 2, p. 68-81.
- Boehm, P.D. et D.S. Page (2007). « [Exposure elements in oil spill risk and natural resource damage assessments: a review](#) », Hum. Ecol. Risk. Assess., vol. 13, n° 2, p. 418-448.
- Boehm, P.D., E.R. Gundlach et D.S. Page « Chapter 2, The Phases of an Oil Spill and Scientific Studies of Spill Effects », dans Oil in the Environment: Legacies and Lessons of the Exxon Valdez Spill, Cambridge University Press, New York (NY).
- Boufadel, M.C., F. Cui, J. Katz, T. Nedwed et K. Lee (2018). « [On the transport and modeling of dispersed oil under ice](#) », Mar. Poll. Bull., vol. 135, p. 569-580.
- Brandvik, P.J., E.J. Davies, C. Bradly, C. Storey et F. Leirvik (2016). [Subsurface oil releases-Verification of dispersant effectiveness under high pressure](#), rapport de la SINTEF (A27469), SINTEF Ocean.
- Brandvik, P.J., C. Storey, E.J. Davies et Ø. Johansen (2019). « [Combined releases of oil and gas under pressure: the influence of live oil and natural gas on initial oil droplet formation](#) », Mar. Poll. Bull., vol. 140, p. 485-492.
- Brewton, R.A., R. Fulford et R.J. Griffitt (2013). « [Gene expression and growth as indicators of effects of the BP Deepwater Horizon oil spill on spotted seatrout \(Cynoscion nebulosus\)](#) », J. Toxicol. Environ. Health, partie A, vol. 76, n° 21, p. 1198-1209.
- Bridges, K.N., C.R. Lay, M.M. Alloy, M.L. Gielazyn, J.M. Morris, H.P. Forth, R. Takeshita, C.L. Travers, J.T. Oris et A.P. Roberts (2018). « [Estimating incident ultraviolet radiation exposure in the northern Gulf of Mexico during the Deepwater Horizon oil spill](#) », Environ. Toxicol. Chem., vol. 37, n° 6, p. 1679-1687.
- BP (2010). [Deepwater Horizon Accident Investigation Report](#).
- Brakstad, O.G. et K. Bonaunet (2006). « [Biodegradation of petroleum hydrocarbons in seawater at low temperatures \(0–5 C\) and bacterial communities associated with degradation](#) », Biodegradation, vol. 17, n° 1, p. 71-82.
- Brakstad, O.G., P.S. Daling, L.G. Faksness, I.K. Almås, S.H. Vang, L. Syslak et F. Leirvik (2014). « [Depletion and biodegradation of hydrocarbons in dispersions and emulsions of the Macondo 252 oil generated in an oil-on-seawater mesocosm flume basin](#) », Mar. Poll. Bull., vol. 84, n°s 1 et 2, p. 125-134.
- Brakstad, O.G., A. Lewis et C.J. Beegle-Krause (2018). « [A critical review of marine snow in the context of oil spills and oil spill dispersant treatment with focus on the Deepwater Horizon oil spill](#) », Mar. Poll. Bull., vol. 135, p. 346-356.
- Brandvik, P.J. et L.G. Faksness (2009). « [Weathering processes in Arctic oil spills: Meso-scale experiments with different ice conditions](#) », Cold Reg. Sci. Technol., vol. 55, n° 1, p. 160-166.

- 
- Brandvik, P.J., J.L.M. Resby, P. S. Daling, F. Leirvik et J. Fritt-Rasmussen (2010). [Meso-scale weathering of oil as a function of ice conditions. Oil properties, Dispersibility and In Situ Burnability of Weathered Oil as a Function of Time](#), SINTEF Materials and Chemistry, Oil in Ice, JIP Report No. 19, 116 pages.
- Brooks, G.R., R.A. Larson, P.T. Schwing, I. Romero, C. Moore, G.J. Reichart, T. Jilbert, J.P. Chanton, D.W. Hastings, W.A. Overholt et K.P. Marks (2015). « [Sedimentation pulse in the NE Gulf of Mexico following the 2010 DWH blowout](#) », PLoS One, vol. 10, n° 7, p. e0132341.
- Brown, H.M. et R.H. Goodman (1996). The use of dispersants in broken ice, Proceedings of the 19th Arctic and Marine Oilspill Program (AMOP) Technical Seminar on Environmental Contamination and Response, Environnement Canada, Ottawa (Ontario).
- Calbet, A., E. Saiz et C. Barata (2007). « Lethal and sublethal effects of naphthalene and 1, 2-dimethylnaphthalene on the marine copepod *Paracartia grani* », Mar. Biol., vol. 151, n° 1, p. 195-204.
- Carls, M.G., L. Holland, M. Larsen, T.K. Collier, N.L. Scholz et J.P. Incardona (2008). « [Fish embryos are damaged by dissolved PAHs, not oil particles](#) », Aquat. Toxicol., vol. 88, n° 2, p. 121-127.
- CCME (2020). [Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique](#), PN 1586, ISBN 978-1-77202-045-8.
- Chapelle, F. H. (2001). Ground-Water Microbiology and Geochemistry, John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Chang, K.H., G. Marcotte, P. Pestieau, E. Legault-Ouellet, Y. Pelletier (2020). « [Non-linear source term and scenario for an operational oil spill model](#) », SN Appl. Sci., vol. 2, n° 2003.
- Chapman, P.M. (2011). Cadre d'évaluation et de gestion des sites aquatiques contaminés, conformément au Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCFC), Golder Associés Ltée, Burnaby (C.-B.), Canada.
- Chapman, P.M. et M.J. Riddle (2005). « [Toxic effects of contaminants in polar marine environments](#) », Environ. Sci. Technol., vol. 39, n° 9, p. 200A-206A.
- Chen, B., B. Zhang, P. Li, Q. Cai, W. Lin et B. Liu (2012). From Challenges to Opportunities: Towards Future Strategies and a Decision Support Framework for Oil Spill Preparedness and Response in Offshore Newfoundland and Labrador, Université Memorial, St. John's (T.-N.-L).
- Coastal Response Research Center (CRRC) (2017a). [State-of the Science of Dispersants and Dispersed Oil \(DDO\) in U.S. Arctic Waters: Degradation and Fate](#).
- Coastal Response Research Center (CRRC) (2017b). [State-of the Science of Dispersants and Dispersed Oil \(DDO\) in U.S. Arctic Waters: Physical Transport and Chemical Behavior](#).
- Coastal Response Research Center (CRRC) (2018). [State of the Science of Dispersants and Dispersed Oil \(DDO\) in U.S. Arctic Waters: Eco-Toxicity and Sublethal Impacts](#).
- Coelho, G., D. Aurand, A. Slaughter, L. Robinson et B.C. Jones (2011). « Rapid toxicity evaluations of several dispersants: a comparison of results », Int. Oil Spill Conf. Proc., vol. 2011, n° 1, abs416, American Petroleum Institute.
- Coelho, G., J. Clark et D. Aurand (2013). « [Toxicity testing of dispersed oil requires adherence to standardized protocols to assess potential real world effects](#) », Environ. Pollut., vol. 177, p. 185-188.
-

- 
- Cohen, J.H., L.R. McCormick et S.M. Burkhardt (2014). « [Effects of dispersant and oil on survival and swimming activity in a marine copepod](#) », Bull. Environ. Contam. Toxicol., vol. 92, n° 4, p. 381-387.
- Congrès Des États-Unis (2011). [House Committee On Natural Resources. Final report of the President's National Commission on the BP Deepwater Horizon Oil Spill and Offshore Drilling: oversight hearing before the Committee on Natural Resources, U.S. House of Representatives, One Hundred Twelfth Congress, first session, Wednesday, January 26 2011](#), Washington, U.S. G.P.O. For sale by the Supt. of Docs., consulté à la Bibliothèque du Congrès.
- Couillard, C.M., K. Lee, B. Légaré et T.L. King (2005). « [Effect of dispersant on the composition of the water-accommodated fraction of crude oil and its toxicity to larval marine fish](#) », Environ. Toxicol. Chem., vol. 24, n° 6, p. 1496-1504.
- Creber, D.J., C. Galagan et D. Poole (2017). « Probability of Exposure Model for Area Risk Assessment of Ship-Source Oil Spills in Canadian Waters », dans Proceedings of the 40th Arctic and Marine Oil Spill Program (AMOP) Technical Seminar, Division de la science des urgences, Environnement Canada, Ottawa (Ontario), Canada.
- Cretny, W.J. (1987b). « Hydrocarbon biogeochemical setting of the Baffin Island oil spill experimental sites. II: Water », Arctic, vol. 40 (suppl. 1), p. 66-70.
- Cretny, W.J., D.R. Green, B.R. Fowler, B. Humphrey, F.R. Engelhardt, R.J. Nordstrom, M. Simon, D.L. Feist et P.D. Boehm (1987c). « Hydrocarbon biogeochemical setting of the Baffin Island oil spill experimental sites. III: Biota », Arctic, vol. 40 (suppl. 1), p. 71-79.
- Cretny, W.J., D.R. Green, B.R. Fowler, B. Humphrey, D.L. Feist et P.D. Boehm (1987a). « Hydrocarbon biogeochemical setting of the Baffin Island oil spill experimental sites. I: Sediments », Arctic, vol. 40 (suppl. 1), p. 51-65.
- Cross, W.E. et C.M. Martin (1983). In situ studies of effects of oil and chemically treated oil on primary productivity of ice algae and on under-ice meiofaunal and macrofaunal communities. Special studies – 1983 study results, Baffin Island Oil Spill Project Working Report 82-7, Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, 103 pages.
- Cross, W.E. et D.H. Thompson (1987). « [Effects of experimental releases of oil and dispersed oil on Arctic nearshore macrobenthos](#). I. Infauna », Arctic, vol. 40 (suppl. 1), p. 184-200.
- Cross, W.E., C.M. Martin. et D.H. Thompson (1987b). « [Effects of experimental releases of oil and dispersed oil on Arctic nearshore macrobenthos](#). II; Epibenthos », Arctic, vol. 40 (suppl. 1), p. 201-210.
- Cross, W.E., R.T. Wilce et M.F. Fabijan (1987b). « [Effects of experimental releases of oil and dispersed oil on Arctic nearshore macrobenthos](#). III; Macroalgae », Arctic, vol. 40 (suppl. 1), p. 211-219.
- Crowley, D., D. Mendelsohn, N.W. Mulanaphy, Z. Li et M. Spaulding (2014). « Modeling subsurface dispersant applications for response planning and preparation », Int. Oil Spill Conf. Proc., vol. 2014, n° 1, p. 933-948, American Petroleum Institute.
- Daae, R.L, L.G. Faksness, I. Durgut, P.J. Brandvik et F. Leirvifk (2011). Modelling of oil in ice with OSCAR. Report No. 35, SINTEF Materials and Chemistry, Marine Environmental Technology, Trondheim, Norvège.



- 
- Daling, P.S., O.M. Aamo, A. Lewis et T. Strøm-Kristiansen (1997). « SINTEF/IKU Oil-Weathering Model: Predicting Oils' Properties at Sea », Int. Oil Spill Conf., vol. 1997, p. 297-307.
- Daling, P.S. et T. Strøm (1999). « [Weathering of oils at sea: model/field data comparisons](#) », Spill Science & Technology Bulletin, vol. 5, n° 1, p. 63-74.
- Daling, P.S., P.J. Brandvik, F. Leirvik, A. Holumsnes et C. Rasmussen (2009). « Development and field testing of a flexible system for application of dispersants on oil spills in ice », dans Proceedings of the 33rd Arctic and Marine Oilspill Program Technical Seminar on Environmental Contamination and Response, volume 2, p. 1332.
- Daly, K.L., U. Passow, J. Chanton et D. Hollander (2016). « [Assessing the impacts of oil-associated marine snow formation and sedimentation during and after the Deepwater Horizon oil spill](#) », Anthropocene, vol. 13, p.18-33.
- Das, N. et P. Chandran (2011). « [Microbial degradation of petroleum hydrocarbon contaminants: an overview](#) », Biotechnol. Res. Int., vol. 2011.
- Deane, G.B. et M.D. Stokes (2002). « [Scale dependence of bubble creation mechanisms in breaking waves](#) », Nature, vol. 418, n° 6900, p. 839-844.
- De Hoop, L., A.M. Schipper, R.S. Leuven, M.A. Huijbregts, G.H. Olsen, M.G. Smit, et A.J. Hendriks (2011). « [Sensitivity of polar and temperate marine organisms to oil components](#) », Environ. Sci. Technol., vol. 45, n° 20, p. 9017-9023.
- Delorenzo, M. E., P. B. Key, K. W. Chung, E. Pisarski, B. Shaddrix, E. F. Wirth, P. L. Pennington, J. Wade, M. Franco et M.H. Fulton (2018). « [Comparative toxicity of two chemical dispersants and dispersed oil in estuarine organisms](#) », Arch. Environ. Contam. Toxicol., vol. 74, n° 3, p. 414-430.
- Delvigne, G.A.L. et C. Sweeney (1988). « [Natural dispersion of oil](#) », Oil and Chemical Pollution, vol. 4, n° 4, p. 281-310.
- Dillon Groupe Conseil Limitée (2013). Recommended Default Terrestrial Toxicity Reference Values for FCSAP Projects, document FINAL présenté à l'équipe de soutien des experts du PASCFC d'Environnement Canada (mars 2013), préparé par Dillon Groupe Conseil Limitée.
- Dillon Groupe Conseil Limitée (2016). Use of Dispersants in Response to Oil Spills, rapport de Dillon Groupe Conseil Limitée à l'intention de TPSGC, 112 pages.
- Dillon Groupe Conseil Limitée (2017a). Dispersant Use Framework: ALERT.
- Dillon Groupe Conseil Limitée (2017b). Méthodologie d'analyse des risques liés aux déversements d'hydrocarbures provenant des navires dans les eaux canadiennes, Document d'orientation, rapport de Dillon Groupe Conseil Limitée à l'intention de Transports Canada, 33 pages.
- Dillon Groupe Conseil Limitée (2019). Regional Risk Assessment Methodology Development for Ship-Source Oil Spills in Canadian Waters, Transports Canada, Ottawa, Canada.
- Di Toro, D.M., C.S. Zarba, D.J. Hansen, W.J. Berry, R.C. Swartz, C.E. Cowan, S.P. Pavlou, H.E. Allen, N.A. Thomas et P.R. Paquin (1991). « Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning », Environ. Toxicol. Chem., vol. 10, n° 12, p. 1541-1583.
- Drozdowski, A., S. Nudds, C.G. Hannah, H. Niu, I. Peterson et W. Perrie (2011). « Review of Oil Spill Trajectory Modelling in the Presence of Ice », Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci., vol. 274, vi + 84 pages.
-

- 
- Duerr, R.S., J.G. Massey, M.H. Ziccardi et Y.N. Addassi (2011). « Physical effects of Prudhoe Bay crude oil water accommodated fractions (WAF) and Corexit 9500 chemically enhanced water accommodated fractions (CEWAF) on common murre feathers and California sea otter hair », Int. Oil Spill Conf. Proc.
- Dupuis, A. et F. Ucan-Marin (2015). [Analyse documentaire de la toxicologie aquatique des huiles de pétrole : un aperçu des propriétés du pétrole et de ses effets sur le biote aquatique](#), Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2015/007, vi + 55 pages.
- Echols, B.S., A.J. Smith, P.R. Gardinali et G.M. Rand (2016). « [The use of ephyrae of a scyphozoan jellyfish, Aurelia aurita, in the aquatic toxicological assessment of Macondo oils from the Deepwater Horizon incident](#) », Chemosphere, vol. 144, p. 1893-1900.
- Edwards, R. et I. White (1999). « The Sea Empress Oil Spill: Environmental Impact and Recovery », Int. Oil Spill Conf., vol. 1999, n° 1, p. 97-102.
- Ehrenhauser, F.S., P. Avij, X. Shu, V. Dugas, I. Woodson, T. Liyana-Arachchi, Z. Zhang, F.R. Hung et K.T. Valsaraj (2014). « [Bubble bursting as an aerosol generation mechanism during an oil spill in the deep-sea environment: laboratory experimental demonstration of the transport pathway](#) », Environ Sci Process Impacts, vol. 16, n° 1, p. 65-73.
- Engelhardt, R.R. (1983). « [Petroleum effects on marine mammals](#) », Aquat. Toxicol., vol. 4, n° 3, p. 199-217.
- Environnement Canada (1973). [Règles d'emploi et d'admissibilité des dispersants pour traiter les nappes de pétrole](#).
- Environnement Canada (2012). Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCF) : document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique, préparé pour Environnement Canada par Azimuth Consulting Group.
- Environmental Protection Agency Des États-Unis (EPA des États-Unis) (1998). Guidelines for ecological risk assessment, Risk Assessment Forum, Environmental Protection Agency des États-Unis.
- Environmental Protection Agency Des États-Unis (EPA des États-Unis) (2003). Procedures for the Derivation of Equilibrium Partitioning Sediment Benchmarks (ESBs) for the Protection of Benthic Organisms: PAH Mixtures, EPA 600/R-02/013, rapport technique, Washington (DC), Environmental Protection Agency des États-Unis.
- Environmental Protection Agency Des États-Unis (EPA des États-Unis) (2010). [Explanation of PAH Benchmark Calculations Using EPA PAH ESB Approach](#).
- Environmental Protection Agency Des États-Unis (EPA des États-Unis). (2016a). [EPA Response to BP Spill in the Gulf of Mexico: Sediment Benchmarks for Aquatic Life](#).
- Environmental Protection Agency Des États-Unis (EPA des États-Unis). (2016b). [EPA Response to BP Spill in the Gulf of Mexico: Water Quality Benchmarks for Aquatic Life](#).
- Epstein, N., R.P.M. Bak et B. Rinkevich (2000). « [Toxicity of third generation dispersants and dispersed Egyptian crude oil on Red Sea coral larvae](#) », Mar. Poll. Bull., vol. 40, n° 6, p. 497-503.
- European Maritime Safety Agency (EMSA) (2010). Manual on the Applicability of Oil Spill Dispersants - Version 2, 108 pages.
- Fairbrother, A. (2001). « Putting the impacts of environmental contamination in perspective », dans SHORE RE et BA RATTNER (dir.), Ecotoxicology of wild mammals. Ecological and environmental toxicology series, John Wiley, Chichester, R.-U.
-

- 
- Faksness, L.G., R.C. Belore, J. Mccourt, M. Johnsen, T.A. Pettersen et P.S. Daling (2017). « Effectiveness of chemical dispersants used in broken ice conditions », *Int. Oil Spill Conf. Proc.*, vol. 2017, n° 1, p. 1543-1558.
- Finch, B. E. et W.A. Stubblefield (2016). « [Photo-enhanced toxicity of fluoranthene to Gulf of Mexico marine organisms at different larval ages and ultraviolet light intensities](#) », *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 35, n° 5, p. 1113-1122.
- Finch, B.E., S. Marzooghi, D.M. Di Toro et W.A. Stubblefield (2017a). « [Phototoxic potential of undispersed and dispersed fresh and weathered Macondo crude oils to Gulf of Mexico Marine Organisms](#) », *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 36, n° 10, p. 2640-2650.
- Finch, B.E., S. Marzooghi., D.M. Di Toro et W.A. Stubblefield (2017b). « [Evaluation of the phototoxicity of unsubstituted and alkylated polycyclic aromatic hydrocarbons to mysid shrimp \(\*Americamysis bahia\*\): Validation of predictive models](#) », *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 36, p. 2043-2049.
- Finch, B.E., E.S. Stefansson, C.J. Langdon, S.M. Pargee et W.A. Stubblefield (2018). « [Photo-enhanced toxicity of undispersed and dispersed weathered Macondo crude oil to Pacific \(\*Crassostrea gigas\*\) and eastern oyster \(\*Crassostrea virginica\*\) larvae](#) », *Mar. Poll. Bull.*, vol. 133, p. 828-834.
- Fingas, M. (2013). « MACONDO well blowout mass balance: A chemical view », *Proceedings of Arctic and Marine Oil Spill Program (AMOP) Technical Seminar*, p. 75-102.
- Fingas, M. et J. Banta (2014). « A proposed new dispersant monitoring protocol », *Proceedings of the 37th Arctic and Marine Oilspill Program (AMOP) Technical Seminar on Environmental Contamination and Response*, Environnement Canada, Ottawa (Ontario).
- Fisher, C.R., P.Y. Hsing, C.L. Kaiser, D.R. Yoerger, H.H. Roberts, W.W. Shedd, E.E. Cordes, T.M. Shank, S.P. Berlet, M.G. Saunders et E.A. Larcom (2014). « Footprint of Deepwater Horizon blowout impact to deep-water coral communities », *Proc. Natl. Acad. Sci.*, vol. 111, n° 32, p. 11744-11749.
- Fitzpatrick, F.A., M.C. Boufadel, R. Johnson, K. Lee, T.P. Graan, A.C. Bejarano, Z. Zhu, D. Waterman, D.M. Capone, E. Hayter et S.K. Hamilton (2015). *Oil-Particle Interactions and Submergence from Crude Oil Spills in Marine and Freshwater Environments: Review of the Science and Future Science Needs*, département de l'Intérieur des États-Unis, US Geological Survey.
- Frantzen, M., B.H. Hansen, P. Geraudie, J. Palerud, I.B. Falk-Petersen, G.H. Olsen et L. Camus (2015). « [Acute and long-term biological effects of mechanically and chemically dispersed oil on lump sucker \(\*Cyclopterus lumpus\*\)](#) », *Mar. Environ. Res.*, vol. 105, p. 8-19.
- Frantzen, M., F. Regoli, W.G. Ambrose Jr, J. Nahrgang, P. Geraudie, M. Benedetti et L. Camus (2016). « [Biological effects of mechanically and chemically dispersed oil on the Icelandic scallop \(\*Chlamys islandica\*\)](#) », *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, vol. 127, p. 95-107.
- French, D.P. et H.M. Rines (1997). « Validation and use of spill impact modeling for impact assessment », *In Int. Oil Spill Conf.*, vol. 1997, n° 1, p. 829-834, American Petroleum Institute.
- French Mccay, D. et J.J. Rowe (2004). « Evaluation of bird impacts in historical oil spill cases using the SIMAP oil spill model », *Proceedings of the 27th Arctic and Marine Oilspill Program (AMOP) Technical Seminar*, vol. 1, p. 421-452.
-

- 
- French Mccay, D., D. Crowley, J.J. Rowe, M. Bock, H. Robinson, R. Wenning, A.H. Walker, J. Joeckel, T.J. Nedwed et T.F. Parkerton (2018). « Comparative Risk Assessment of spill response options for a deepwater oil well blowout: Part 1. Oil spill modeling », *Mar. Poll. Bull.*, vol. 133, p. 1001-1015.
- French Mccay, D.P. (2002). « [Development and Application of an Oil Toxicity and Exposure Model, OilToxEx](#) », *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 21, n° 10, p. 2080-2094.
- French Mccay, D.P. (2003). « [Development and Application of Damage Assessment Modeling: Example Assessment for the North Cape Oil Spill](#) », *Mar. Poll. Bull.*, vol. 47, p. 341-359.
- French Mccay, D.P. (2004). « [Oil spill impact modeling: Development and validation](#) », *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 23, n° 10, p. 2441-2456.
- Frometa, J., M.E. Delorenzo, E.C. Pisarski et P.J. Etnoyer (2017). « [Toxicity of oil and dispersant on the deep water gorgonian octocoral \*Swiftia exserta\*, with implications for the effects of the Deepwater Horizon oil spill](#) », *Mar. Poll. Bull.*, vol. 122, n°s 1 et 2, p. 91-99.
- Fu, J., Y. Gong, Z. Cai, S.E. O'reilly et D. Zhao (2017). « [Mechanistic investigation into sunlight-facilitated photodegradation of pyrene in seawater with oil dispersants](#) », *Mar. Poll. Bull.*, vol. 114, n° 2, p. 751-758.
- Fu, J., Y. Gong, X. Zhao, S.E. O'reilly et D. Zhao (2014). « [Effects of oil and dispersant on formation of marine oil snow and transport of oil hydrocarbons](#) », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 48, n° 24, p. 14392-14399.
- Fulford, R.S., R. Griffit, N. Brown-Peterson, H. Perry et G. Sanchez-Rubio (2014). « Impacts of the Deepwater Horizon oil spill on blue crab, *Callinectes sapidus*, larval settlement in Mississippi » dans *Impacts of Oil Spill Disasters on Marine Fisheries in North America*, p. 247-261.
- Gardiner, W.W., J.Q. Word, J.D. Word, R.A. Perkins, K.M. Mcfarlin, B.W. Hester, L.S. Word et C.M. Ray (2013). « [The acute toxicity of chemically and physically dispersed crude oil to key arctic species under arctic conditions during the open water season](#) », *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 32, n° 10, p. 2284-2300.
- Garr, A.L., S. Laramore et W. Krebs (2014). « [Toxic effects of oil and dispersant on marine microalgae](#) », *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, vol. 93, n° 6, p. 654-659.
- George-Ares, A., R.R. Lessard, G.P. Canevari, K.W. Becker et R.J. Fiocco (2001). « Modification of the dispersant Corexit® 9500 for use in freshwater », *Int. Oil Spill Conf.*, vol. 2, p. 1209-1211, American Petroleum Institute.
- Geraci, J.R. et D.J.S. Aubin (1988). « Synthesis of effects of oil on marine mammals » (p. 99-0049), département de l'Intérieur, Minerals Management Service, Atlantic OCS Region.
- Gilfillan, E.S. et J.H. Vandermeulen (1978). « [Alterations in growth and physiology in chronically oiled soft-shelled clams, \*Mya arenaria\*, chronically oiled with Bunker C from Chedabucto Bay, Nova Scotia, 1970—1976](#) », *J. Fish. Res. Bd Can.*, vol. 35, p. 630-636.
- Gong, Y., X. Zhao, Z. Cai, S.E. O'reilly, X. Hao et D. Zhao (2014). « [A review of oil, dispersed oil and sediment interactions in the aquatic environment: influence on the fate, transport and remediation of oil spills](#) », *Mar. Poll. Bull.*, vol. 79, n°s 1 et 2, p. 16-33.
- Goodbody-Gringley, G., D.L. Wetzel, D. Gillon, E. Pulster, A. Miller et K.B. Ritchie (2013). « [Toxicity of Deepwater Horizon source oil and the chemical dispersant, Corexit® 9500, to coral larvae](#) », *PLoS One*, vol. 8, n° 1, p. e45574.
-

- 
- Gouvernement du Canada (2012). [Séquences des effets - Directives nationales](#), Pêches et Océans Canada, 33 pages.
- Greer, C.D., P.V. Hodson, Z. Li, T. King et K. Lee (2012). « [Toxicity of crude oil chemically dispersed in a wave tank to Atlantic herring \(\*Clupea harengus\*\) embryos](#) », *Env. Tox. Chem.*, vol. 31, p. 1324-1333.
- Greer, C.W., J. Wyglinski, C. Michel, N. Fortin, S. Sanschagrin, A. Niemi, L.G. Whyte, T.L. King, K. Lee et E. Yergeau (2014). « Natural attenuation potential for oil in ice in Canadian Arctic marine environment », dans *Proceedings of the 37th Arctic and Marine Oilspill Program (AMOP) Technical Seminar on Environmental Contamination and Response*, Environnement Canada, Alberta (Alberta), p. 666-681.
- Gros, J., C.M. Reddy, R.K. Nelson, S.A. Socolofsky et J.S. Arey (2016). « [Simulating gas-liquid- water partitioning and fluid properties of petroleum under pressure: implications for deep-sea blowouts](#) », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 50, n° 14, p. 7397-7408.
- Gros, J., S.A. Socolofsky, A.L. Dissanayake, I. Jun, L. Zhao, M.C. Boufadel, C.M. Reddy et J.S. Arey (2017). « [Petroleum dynamics in the sea and influence of subsea dispersant injection during Deepwater Horizon](#) », *Proc. Natl. Acad. Sci.*, vol. 114, n° 38, p. 10065-10070.
- Gulec, I. et D. Holdway (2000). « [Toxicity of crude oil and dispersed crude oil to ghost shrimp \*Palaemon serenus\* and larvae of Australian bass \*Macquaria novemaculeata\*](#) », *Environ. Toxicol.*, vol. 15, p. 91-98.
- Gustitus, S.A., G.F. John et T.P. Clement (2017). « [Effects of weathering on the dispersion of crude oil through oil-mineral aggregation](#) », *Sci. Total Environ.*, vol. 587-588, p. 36-46.
- Hall, R.J., A.A. Belisle et L. Sileo (1983). « [Residues of petroleum hydrocarbons in tissues of sea turtles exposed to the Ixtoc I oil spill](#) », *J. Wildl. Dis.*, vol. 19, n° 2, p. 106.
- Hannah, L., C. St. Germain, S. Jeffery, S. Patton et M. O (2017). [Évaluation de la demande de la Région du Pacifique pour un Cadre national d'évaluation de la vulnérabilité des composantes biologiques du milieu marin aux déversements d'hydrocarbures provenant de navires](#), Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2017/057, ix + 145 pages.
- Hannah, L., K. Thornborough, C.C. Murray, J. Nelson, A. Locke, J. Mortimor et J. Lawson (2020). [Modèles conceptuels de séquences des effets pour la navigation maritime commerciale au Canada : effets biologiques et écologiques](#), Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech.2020/077, ix + 212 pages.
- Hansen, B.H., D. Altin, I.B. Øverjordet, T. Jager et T. Nordtug (2013). « [Acute exposure of water soluble fractions of marine diesel on Arctic \*Calanus glacialis\* and boreal \*Calanus finmarchicus\*: Effects on survival and biomarker response](#) », *Sci. Total Environ.*, vol. 449, p. 276-284.
- Hanson, M.L., B.A. Wolff, J.W. Green, M. Kivi, G.H. Panter, M.S.J. Warne, M. Ågerstrand et J.P. Sumpter (2017). « [How we can make ecotoxicology more valuable to environmental protection](#) », *Sci. Total Environ.*, vol. 578, p. 228-235.
- Harms, C.A., P. McClellan-Green, M.H. Godfrey, E.F. Christiansen, H.J. Broadhurst et C.A. Godard-Codding (2019). « [Crude oil and dispersant cause acute clinicopathological abnormalities in hatchling loggerhead sea turtles \(\*Caretta caretta\*\)](#) », *Front.Vet.Sci.*, vol. 6, p. 344.
- Harris, K.A., L.M. Nichol et P.S. Ross (2011). « [Hydrocarbon concentrations and patterns in free-ranging sea otters \(\*Enhydra lutris\*\) from British Columbia, Canada](#) », *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 30, p. 2184-2193.
-

- 
- Hazen, T.C., E.A. Dubinsky, T.Z. Desantis, G.L. Andersen, Y.M. Piceno, N. Singh, J.K. Jansson, A. Probst, S.E. Borglin, J.L. Fortney et W.T. Stringfellow (2010). « [Deep-sea oil plume enriches indigenous oil-degrading bacteria](#) », Science, vol. 330, p. 204-208.
- Head, I.M., D.M. Jones et S.R. Larter (2003). « [Biological activity in the deep subsurface and the origin of heavy oil](#) », Nature, vol. 426, n° 6964, p. 344-352.
- Head, I.M., D.M. Jones et W.F. Röling (2006). « [Marine microorganisms make a meal of oil](#) », Nat. Rev. Microbiol., vol. 4, n° 3, p. 173-182.
- Hemmer, M.J., M.G. Barron et R.M. Greene (2011). « [Comparative toxicity of eight oil dispersants, Louisiana sweet crude oil \(LSC\), and chemically dispersed LSC to two aquatic test species](#) », Environ. Toxicol. Chem., vol. 30, n° 10, p. 2244-2252.
- Hodson, P.V. (2017). « [The toxicity to fish embryos of PAH in crude and refined oils](#) », Arch. Environ. Contam. Toxicol., vol. 73, n° 1, p. 12-18.
- Hook, S., G. Batley, M. Holloway, A. Ross Et P. Irving (2016). Oil spill monitoring handbook, Csiro Publishing, Australie.
- Hook, S.E. Et H.L. Osborn (2012). « [Comparison of toxicity and transcriptomic profiles in a diatom exposed to oil, dispersants, dispersed oil](#) », Aquat. Toxicol., vol. 124, p. 139-151.
- Horn, M. et D.P. French-Mccay (2014). Trajectory modelling in support of the Shelburne basin exploration drilling program. Model Description, Approach, and Summary of Results. 2013-212.
- Hospital, A., J.A. Stronach, M.W. Mccarthy et M. Johncox (2015). « [Spill response evaluation using an oil spill model](#) », Aquatic Procedia, vol. 3, p. 2-14.
- Huber, C., A. Steen et B. Parscal (2014). « [Does Wave Height Matter for Effective Surface Dispersant Application?](#) », Int. Oil Spill Conf. Proc., vol. 2014, n° 1, p. 747-761, American Petroleum Institute.
- Humphrey, B., P.D. Boehm, M.C. Hamilton et R.J. Norstrom (1987). « [The fate of chemically dispersed and untreated crude oil in Arctic benthic biota](#) », Arctic, vol. 40 (suppl. 1), p. 149-161.
- Incardona, J.P., L.D. Gardner, T.L. Linbo, T.L. Brown, A.J. Esbaugh, E.M. Mager, J.D. Stieglitz, B.L. French, J.S. Labenia, C.A. Laetz et M. Tagal (2014). « [Deepwater Horizon crude oil impacts the developing hearts of large predatory pelagic fish](#) », Proc Natl Acad Sci., vol. 111, n° 15, p. E1510-E1518.
- IOGP-IEPCA (2015). [Report 520: Oil spill preparedness and response: an introduction.](#)
- International Association Of Oil And Gas Producers (IPIECA) (2001). [Dispersants and Their Role in Oil Spill Response](#), 2<sup>e</sup> édition, 40 pages.
- International Association Of Oil And Gas Producers (IPIECA) (2016a). [Impacts of oil spills on shorelines. Good practice guidelines for incident management and emergency response personnel.](#)
- International Association Of Oil And Gas Producers (IPIECA) (2016b). [Impacts of oil spills on marine ecology. Good practice guidelines for incident management and emergency response personnel.](#)
- International Association Of Oil And Gas Producers (Ipieca) (2020). [Oil spill monitoring and sampling' technical support document.](#)
-

- 
- International Tanker Owners Pollution Federation (ITOPF) (2014). [Technical Information Paper 4: Use of Dispersants to Treat Oil Spills](#), 12 pages.
- International Tanker Owners Pollution Federation (ITOPF) (2018). [Promoting Effective Spill Response Handbook](#).
- Jaggi, A., R.W. Snowdon, A. Stopford, J.R. Radović, T.B. Oldenburg et S.R. Larter (2017). « [Experimental simulation of crude oil-water partitioning behavior of BTEX compounds during a deep submarine oil spill](#) », *Org. Geochem.*, vol. 108, p. 1-8.
- Jenssen, B.M. (1994). « [Review article: Effects of oil pollution, chemically treated oil, and cleaning on thermal balance of birds](#) », *Environ. Pollut.*, vol. 86, n° 2, p. 207-215.
- Jenssen, B.M. Et M. Ekker (1991). « Effects of plumage contamination with crude oil dispersant mixtures on thermoregulation in common eiders and mallards », *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, vol 20, n° 3, p. 398-403.
- Johansen, Ø., H. Rye Et C. Cooper (2003). « DeepSpill—field study of a simulated oil and gas blowout in deep water », *Spill Sci. Tech. Bull.*, vol. 8, n°s 5 et 6, p. 433-443.
- Johansen, Ø., M. Reed Et N.R. Bodsberg (2015). « [Natural dispersion revisited](#) », *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 93, p. 20-26.
- Johansen, Ø., H. Rye, A.G. Melbye, H.V. Jensen, B. Serigstad et T. Knutsen (2001). Deep Spill JIP experimental discharges of gas and oil at Helland Hansen-June 2000, SINTEF Rep. 5TF66F01082, SINTEF Applied Chemistry, Trondheim, Norvège.
- Khelifa, A., B. Fieldhouse, Z. Wang, C. Yang, M. Landriault, C.E. Brown et M. Fingas (2008). « [Effects of chemical dispersant on oil sedimentation due to oil-SPM flocculation: Experiments with the NIST standard reference material 1941](#) », *Int. Oil Spill Conf.*, vol. 2008, n° 1, p. 627-631, American Petroleum Institute.
- Khelifa, A., P. Stoffyn-Egli, P.S. Hill et K. Lee (2002). « [Characteristics of oil droplets stabilized by mineral particles: effects of oil type and temperature](#) », *Spill Sci. Technol. Bull.*, vol. 8, n° 1, p. 19-30.
- Kinner, N.E., L. Belden et P. Kinner (2014). « [Unexpected sink for Deepwater Horizon oil may influence future spill response: Town hall: Marine oil snow sedimentation and flocculent accumulation \(MOSSFA\)](#) », *Eos*, vol. 95, n° 21, p. 176
- Kleindienst, S., M. Seidel, K. Ziervogel, S. Grim, K. Loftis, S. Harrison, S.Y. Malkin, M.J. Perkins, J. Field, M.L. Sogin et T. Dittmar (2015). « [Chemical dispersants can suppress the activity of natural oil-degrading microorganisms](#) », *Proc. Natl. Acad. Sci.*, vol. 112, n° 48, p. 14900-14905.
- Knap, A., N.R. Turner, G. Bera, D.A. Renegar, T. Frank, J. Sericano et B.M. Riegl (2017). « [Short-term toxicity of 1-methylnaphthalene to \*Americamysis bahia\* and 5 deep-sea crustaceans](#) », *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 36, n° 12, p. 3415-3423.
- La Peyre, J.F., S. Casas et S. Miles (2014). Oyster responses to the Deepwater Horizon oil spill across coastal Louisiana: examining oyster health and hydrocarbon bioaccumulation. Impacts of oil spill disasters on marine habitats and fisheries in North America, CRC Press, Boca Raton, Floride.
- Law, A.R., J. Brant, M. Kirby, J. Lee, D. Morris et J. Rees (2014). Guidelines for the environmental monitoring and impact assessment associated with subsea oil releases and dispersant use in UK waters, Science Series Technical Report, Lowestoft, R.-U., Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science.
-

- 
- Law, R.J., M.F. Kirby, J. Moore, J. Barry, M. Sapp et J. Balaam (2011). PREMIAM – Pollution Response in Emergencies Marine Impact Assessment and Monitoring: Post-incident monitoring guidelines, Science Series Technical Report, Cefas, Lowestoft, 146, 164 pages.
- Lee, K. (2002). « [Oil-particle interactions in aquatic environments: Influence on the transport, fate, effect and remediation of oil spills](#) », Spill Sci. Technol. Bull., vol. 8, n° 1, p. 3-8.
- Lee, K., M. Boudreau, J. Bugden, L. Burridge, S.E. Cobanli, S. Courtenay, S. Grenon, B. Hollebhone, P. Kepkey, Z. Li et M. Lyons (2011A). State of knowledge review of fate and effect of oil in the arctic marine environment, rapport préparé pour l'Office national de l'énergie du Canada.
- Lee, K., M. Boufadel, B. Chen, J. Foght, P. Hodson, S. Swanson et A. Venosa (2015). [Expert panel report on the behaviour and environmental impacts of crude oil released into aqueous environments](#), Société royale du Canada, Ottawa (Ontario).
- Lee, K., T. King, B. Robinson, Z. Li, L. Burridge, M. Lyons, D. Wong, K. Mackeigan, S. Courtenay, S. Johnson et M. Boudreau (2011B). « [Toxicity effects of chemically-dispersed crude oil on fish](#) », Int. Oil Spill Conf., vol. 163, p. 17.
- Lee, K., T. Lunel, P. Wood, R. Swannell et P. Stoffyn-Egli (1997). « [Shoreline cleanup by acceleration of clay-oil flocculation processes](#) », Int. Oil Spill Conf., vol. 1997, n° 1, p. 235-240, American Petroleum Institute.
- Lee, K., T. Nedwed, R.C. Prince et D. Palandro (2013). « [Lab tests on the biodegradation of chemically dispersed oil should consider the rapid dilution that occurs at sea](#) », Marine Poll. Bull., vol. 73, n° 1, p. 314-318.
- Lee, K., P. Stoffyn-Egli, G.H. Tremblay, E.H. Owens, G.A. Sergy, C.C. Guénette et R.C. Prince (2003). « [Oil-mineral aggregate formation on oiled beaches: natural attenuation and sediment relocation](#) », Spill Sci. Technol. Bull., vol. 8, n° 3, p. 285-296.
- Lee, K., P.G. Wells et D.C. Gordon (2020). « [Reflecting on an anniversary. The 1970 SS Arrow oil spill in Chedabucto Bay, Nova Scotia, Canada](#) », Mar. Poll. Bull., vol. 157, p. 111332.
- Lee, K., G.D. Wohlgeschaffen, G.H. Tremblay, J.H. Vandermeulen, D.C. Mossman, J.E.H. Wilson, K.G. Doe, P.M. Jackman, R.C. Prince, R.M. Garrett et C.E. Haith (1999). « [Natural recovery reduces impact of the 1970 Arrow oil spill](#) », Int. Oil Spill Conf., vol. 1999, n° 1, p. 1075-1078, American Petroleum Institute.
- Lee, K., C.S. Wong, W.J. Cretney, F.A. Whitney, T.R. Parsons, C.M. Lalli et J. Wu (1985). « [Microbial response to crude oil and Corexit 9527: SEAFLEXES enclosure study](#) », Microb. Ecol., vol. 11, n° 4, p. 337-351.
- Lehtinen, C.M. et A.M. Vesala (1984). « Effectiveness of oil spill dispersants at low salinities and low water temperatures », dans Oil Spill Chemical Dispersants: Research, Experience, and Recommendations, ASTM International.
- Lessard, R.R. et G. Demarco (2000). « [The significance of oil spill dispersants](#) », Spill Sci. Technol. Bull., vol. 6, n° 1, p. 59-68.
- Lewis, A., P.S. Daling, T. Strøm-Kristiansen, A.B. Nordvik et R.J. Fiocco (1995). « [Weathering and chemical dispersion of oil at sea](#) », Proc. Int. Oil Spill Conf., vol. 1995, n° 1, p. 157-164.
- Li, Z., K. Lee, T. King, M.C. Boufadel et A.D. Venosa (2009). « [Evaluating chemical dispersant efficacy in an experimental wave tank: 2—Significant factors determining in situ oil droplet size distribution](#) », Environ. Eng. Sci., vol. 26, n° 9, p. 1407-1418.
-



- 
- Li, Z., K. Lee, T. King, H. Niu, M.C. Boufadel et A.D. Venosa (2011). « [Application of entropy analysis of in situ droplet-size spectra in evaluation of oil chemical dispersion efficacy](#) », Mar. Poll. Bull., vol. 62, n° 10, p. 2129-2136.
- Li, Z., P. Kepkay, K. Lee, T. King, M.C. Boufadel et A.D. Venosa (2007). « [Effects of chemical dispersants and mineral fines on crude oil dispersion in a wave tank under breaking waves](#) », Mar. Poll. Bull., vol. 54, n° 7, p. 983-993.
- Locarnini, R. A., A.V. Mishonov, J.I. Antonov, T.P. Boyer, H.E. Garcia, O.K. Baranova, M.M. Zweng, C.R. Paver, J.R. Reagan, D.R. Johnson, M. Hamilton Et D. Seidov (2013). World Ocean Atlas 2013, Volume 1: Temperature, NOAA Atlas NESDIS, 40 pages.
- Lui, Y., A. Macfadyen, Z. Ji et R.H. Weisberg (2011). [Monitoring and Modeling the Deepwater Horizon Oil Spill. A record-breaking enterprise](#), American Geophysical Union, 140 pages.
- Liu, Y., R.H. Weisberg, C. Hu et L. Zheng (2011). « [Tracking the Deepwater Horizon oil spill: A modeling perspective](#) », Eos, Transactions American Geophysical Union, vol. 92, n° 6, p. 45-46.
- Lunel, T., J. Rusin, N. Bailey, C. Halliwell et L. Davies (1997). « [The net environmental benefit of a successful dispersant operation at the Sea Empress incident](#) », Int. Oil Spill Conf., vol. 1997, n° 1, p. 185-194, American Petroleum Institute.
- Lunel, T., R. Swannell, J. Rusin, P. Wood, N. Bailey, C. Halliwell, L. Davies, M. Sommerville, A. Dobie, D. Mitchell et M. McDonagh (1995). « [Monitoring the effectiveness of response operations during the Sea Empress incident: a key component of the successful counter-pollution response](#) », Spill Sci. Technol. Bull., vol. 2, n°s 2 et 3, p. 99-112.
- Macnaughton, S.J., R. Swannell, F. Daniel et L. Bristow (2003). « [Biodegradation of dispersed Forties crude and Alaskan North Slope oils in microcosms under simulated marine conditions](#) », Spill Sci. Technol. Bull., vol. 8, n° 2, p. 179-186.
- Marcotte, G., P. Bourgouin, G. Mercier, J.-P. Gauthier, P. Pellerin, G. Smith, K. Onu et C.E. Brown (2016). « Canadian Oil Spill Modelling Suite: An overview », dans Proceedings of the 39th Arctic Marine Oil Spill Program Technical Seminar on Environmental Contamination and Response, Environnement Canada, Halifax (N.-É.), Canada, p. 1026-1034.
- Martinelli, F.N. et D. Cormack (1979). Investigation of the effects of oil viscosity and water-in-oil emulsion formation on dispersant efficiency (n° PB-83-264275), Warren Spring Lab, Stevenage (R.-U.).
- Marzooghi, S., B.E. Finch, W.A. Stubblefield et D.M. Di Toro (2018). « [Predicting phototoxicity of alkylated PAHs, mixtures of PAHs, and water accommodated fractions \(WAF\) of neat and weathered petroleum with the phototoxic target lipid model](#) », Environ. Toxicol. Chem., vol. 37, n° 8, p. 2165-2174.
- Marzooghi, S., B.E. Finch, W.A. Stubblefield, O. Dmitrenko, S.L. Neal et D.M. Di Toro (2017). « [Phototoxic target lipid model of single polycyclic aromatic hydrocarbons](#) », Environ. Toxicol. Chem., vol. 36, n° 4, p. 926-937.
- Mconville, M.M., J.P. Roberts, M. Boulais, B. Woodall, J.D. Butler, A.D. Redman, T.F. Parkerton, W.R. Arnold, J. Guyomarch, S. Lefloch et J. Bytingsvik (2018). « [The sensitivity of a deep-sea fish species \(\*Anoplopoma fimbria\*\) to oil-associated aromatic compounds, dispersant, and Alaskan North Slope crude oil](#) », Environ. Toxicol. Chem., vol. 37, n° 8, p. 2210-2221.
- Mcfarlin, K.M., R.C. Prince, R. Perkins et M.B. Leigh (2014). « [Biodegradation of dispersed oil in Arctic seawater at -1°C](#) », PLoS One, vol. 9, n° 1.
-

- 
- Mcintosh, S., T. King, D. Wu et P.V. Hodson (2010). « [Toxicity of dispersed crude oil to early life stages of Atlantic herring \(\*Clupea harengus\*\)](#) », Environ Toxicol. Chem., vol. 29, p. 1160-1167
- Middlebrook, A.M., D.M. Murphy, R. Ahmadov, E.L. Atlas, R. Bahreini, D.R. Blake, J. Brioude, J.A. De Gouw, F.C. Fehsenfeld, G.J. Frost et J.S. Holloway (2012). « [Air quality implications of the Deepwater Horizon oil spill](#) », Proc. Natl. Acad. Sci., vol. 109, n° 50, p. 20280-20285.
- Milinkovitch, T., R. Kanan, H. Thomas-Guyon et S. Le Floch (2011). « [Effects of dispersed oil exposure on the bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons and the mortality of juvenile \*Liza ramada\*](#) », Sci. Total Environ., vol. 409, n° 9, p. 1643-1650.
- Ministère des Pêches et Océans Canada (MPO) (2009). [Profils de l'étendue des données pour la C.-B.](#)
- Ministère des Pêches et Océans Canada (MPO) (2014). [Examen scientifique de l'analyse des avantages nets pour l'environnement de l'utilisation de dispersants dans l'intervention en cas de déversement de pétrole provenant des installations pétrolières et gazières sur les Grands Bancs de Terre-Neuve](#), Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2014/032.
- Ministère des Pêches et Océans Canada (MPO) (2017). [Cadre d'évaluation de la vulnérabilité des composantes biologiques aux déversements d'hydrocarbures provenant de navires](#), Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 22017/032.
- Mitchelmore, C.L., C.A. Bishop et T.K. Collier (2017). « Toxicological estimation of mortality of oceanic sea turtles oiled during the Deepwater Horizon oil spill », Endanger. Species Res., vol. 33, p. 39-50.
- Moermond, C.T., R. Kase, M. Korkaric et M. Ågerstrand (2016). « [CRED: Criteria for reporting and evaluating ecotoxicity data](#) », Environ. Toxicol. Chem., vol. 35, n° 5, p. 1297-309.
- Montagna, P.A., J.G. Baguley, C. Cooksey, I. Hartwell, L.J. Hyde, J.L. Hyland, R.D. Kalke, L.M. Kracker, M. Reuscher et A.C. Rhodes (2013). « [Deep-sea benthic footprint of the Deepwater Horizon blowout](#) », PLoS One, vol. 8, n° 8, p. e70540.
- Mukherjee, B., J. Turner et B.A. Wrenn (2011). « [Effect of oil composition on chemical dispersion of crude oil](#) », Environ. Eng. Sci., vol. 28, n° 7, p. 497-506.
- Mullin, K.D., T. McDonald, R.S. Wells, B.C. Balmer, T. Speakman, C. Sinclair, E.S. Zolman, F. Hornsby, S.M. McBride, K.A. Wilkinson et L.H. Schwacke (2017). « [Density, abundance, survival, and ranging patterns of common bottlenose dolphins \(\*Tursiops truncatus\*\) in Mississippi Sound following the Deepwater Horizon oil spill](#) », PLoS One, vol. 12, n° 10, p. e0186265.
- Murawski, S.A., J.P. Kilborn, D. Chagaris, D. Donaldson, F. Hernandez, T. Macdonald, C. Newton, E. Peebles et K.L. Robinson (2020). « [A Synthesis of Deepwater Horizon Impacts on Coastal and Nearshore Living Marine Resources](#) », Front. Mar. Sci., vol. 7, p. 1212.
- Murray, K.J., P.D. Boehm et R.C. Prince (2020). « The Importance of Understanding Transport and Degradation of Oil and Gasses from Deep-Sea Blowouts », dans Deep Oil Spills, p. 86-106, Springer, Cham, Suisse.
- Mustapha, D.S. et K.A. Bawa-Allah (2020). « [Differential toxicities of anionic and nonionic surfactants in fish](#) », Environ. Sci. Pollut. Res., vol. 27, n° 14, p. 16754-16762.
- MYERS, D. (2006). Surfactant Science and Technology, troisième édition, John Wiley and Sons, Inc., Hoboken (NJ).
-

- 
- National Academies Of Sciences, Engineering, And Medicine (NASEM) (2020). [The Use of Dispersants in Marine Oil Spill Response](#), The National Academies Press, Washington (DC).
- National Oceanic And Atmospheric Administration (NOAA) (2002). [Trajectory Analysis Handbook](#), NOAA Ocean Service, Office of Response and Restoration, Seattle, Washington.
- National Oceanic And Atmospheric Administration (NOAA) (2006). [Special Monitoring of Applied Response Technologies](#), version 8, Seattle (WA).
- National Oceanic And Atmospheric Administration (NOAA) (2013). [Oil Types](#).
- National Oceanic And Atmospheric Administration (NOAA) (2019). [How Oil Harms Animals and Plants in Marine Environments](#), NOAA Office of Response and Restoration.
- National Oceanic And Atmospheric Administration (NOAA) (2019). [SMART](#).
- National Oceanic And Atmospheric Administration (NOAA) (2020). [How Oil Spills Affect Fish and Whales](#).
- National Oceanic And Atmospheric Administration (NOAA), EMERGENCY RESPONSE DIVISION (2015). Chemical Aquatic Fate and Effects (CAFE) Database, version 1.1, Seattle (WA), États-Unis, p. 40, appendices.
- National Research Council (NRC) (1989). [Using Oil Spill Dispersants on the Sea](#), The National Academies Press, Washington (DC).
- National Research Council (NRC) (2005). [Oil Spill Dispersants: Efficacy and effects](#), The National Academies Press, Washington (DC).
- National Research Council (NRC) (2013). [An Ecosystem Services Approach to Assessing the Impacts of the Deepwater Horizon Oil Spill in the Gulf of Mexico](#), The National Academies Press, Washington (DC).
- National Research Council (NRC) (2014). [Responding to Oil Spills in the U.S. Arctic Marine Environment](#), The National Academies Press, Washington (DC).
- National Response Team (NRT) (2013). [Environmental Monitoring for Atypical Dispersant Operations](#), Washington (DC), 25 pages.
- Nedwed, T.J., W. Spring, R. Belore et D. Blanchet (2007). « Basin-scale testing of ASD icebreaker enhanced chemical dispersion of oil spills », Arctic and Marine Oilspill Program (AMOP) Technical Seminar, vol. 30, n° 1, p. 151.
- NFR (Norwegian Research Council) (2012). Long Term Environmental Impact of Discharges from the Norwegian Petroleum Industry. Review of a 10-year research program, Oslo, Norvège, Norwegian Research Council.
- Nissanka, I.D. et P.D. Yapa (2017). « [Oil slicks on water surface: Breakup, coalescence, and droplet formation under breaking waves](#) », Mar. Pollut. Bull., vol. 114, p. 480-493.
- Nissanka, I.D. et P.D. Yapa (2018). « [Calculation of oil droplet size distribution in ocean oil spills: A review](#) », Mar. Poll. Bull., vol. 135, p. 723-734
- Nordborg, F. M., F. Flores, D.L. Brinkman, S. Agustí et A.P. Negri (2018). « [Phototoxic effects of two common marine fuels on the settlement success of the coral \*Acropora tenuis\*](#) », Scientific Reports, vol. 8, n° 1, p. 8635.

- 
- O'hara, P.D. et L.A. Morandin (2010). « [Effects of sheens associated with offshore oil and gas development on the feather microstructure of pelagic seabirds](#) », Mar. Poll. Bull., vol. 60, n° 5, p. 672-678
- Oil Spill Response (OSR) (2021). [Oil Spill Modelling Services](#).
- Olsen, G.H., M.G. Smit, J. Carroll, I. Jæger, T. Smith et L. Camus (2011). « [Arctic versus temperate comparison of risk assessment metrics for 2-methyl-naphthalene](#) », Mar. Environ. Res., vol. 72, n° 4, p. 179-187.
- Olsvik, P.A., B.H. Hansen, T. Nordtug, M. Moren, E. Holen et K.K. Lie (2011). « [Transcriptional evidence for low contribution of oil droplets to acute toxicity from dispersed oil in first feeding Atlantic cod \(Gadus morhua\) larvae](#) », Comp. Biochem. Physiol. C Toxicol. Pharmacol., vol. 154, n° 4, p. 333-345.
- O, M., R. Martone, L. Hannah, L. Greig, J. Boutillier et S. Patton (2015). [Cadre d'évaluation du risque écologique pour la gestion écosystémique des océans dans la région du Pacifique](#), Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2014/072, vii + 59 pages.
- Overmans, S., M. Nordborg, R. Díaz-Rúa, D.L. Brinkman, A.P. Negri et S. Agustí (2018). « [Phototoxic effects of PAH and UVA exposure on molecular responses and developmental success in coral larvae](#) », Aquat. Toxicol., vol. 198, p. 165-174.
- Owens C.K. et R.S. Belore (2004). « Dispersant Effectiveness Testing in Cold Water and Brash Ice », Proceedings of the 27th Arctic and Marine Oilspill Program (AMOP), vol. 35, n° 35, p. 819-839.
- Owens, E.H. et K. Lee (2003). « [Interaction of oil and mineral fines on shorelines: review and assessment](#) », Mar. Poll. Bull., vol. 47, n°s 9 à 12, p. 397-405.
- Owens, E. (2009). Shoreline response and long-term oil behaviour studies following the 1970 Arrow spill in Chedabucto Bay, NS.
- Owens, E., R. Prince et R. Taylor (2008). « Nature attenuation of heavy oil on coarse sediment beaches: results from Black Duck Cove, Nova Scotia Canada over 35 years following the Arrow oil spill », dans Proceedings of the 31st Arctic and Marine Oilspill Program (AMOP) Technical Seminar on Environmental Contamination and Response, Alberta, Canada, p. 585-599.
- Özhan, K., S.M. Miles, H. Gao et S. Bargu (2014). « [Relative phytoplankton growth responses to physically and chemically dispersed South Louisiana sweet crude oil](#) », Environ. Monit. Assess., vol. 186, n° 6, p. 3941-3956.
- Passow, U. et K. Ziervogel (2016). « [Marine snow sedimented oil released during the Deepwater Horizon spill](#) », Oceanography, vol. 29, n° 3, p. 118-125.
- Passow, U., J. Sweet et A. Quigg (2017). « [How the dispersant Corexit impacts the formation of sinking marine oil snow](#) », Mar. Poll. Bull., vol. 125, n°s 1 et 2, p. 139-145.
- Passow, U., K. Ziervogel, V. Asper et A. Diercks (2012). « [Marine snow formation in the aftermath of the Deepwater Horizon oil spill in the Gulf of Mexico](#) », Environ. Res. Lett., vol. 7, n° 3, p. 035301.
- Payne, J.R., C.R. Phillips, M. Floyd, G. Longmire, J. Fernández et L.M. Flaherty (1985). « [Estimating dispersant effectiveness under low temperature-low salinity conditions](#) », Int. Oil Spill Conf., vol. 1985, n° 1, p. 638-638, American Petroleum Institute.

- 
- Peterson, C.H., S.D. Rice, J.W. Short, D. Esler, J.L. Bodkin, B.E. Ballachey et D.B. Irons (2003). « [Long-term ecosystem response to the Exxon Valdez oil spill](#) », Science, vol. 302, n° 5653, p. 2082-2086.
- Porter, M.R. (1991). Handbook of Surfactants, Blackie and Sons, Ltd., Glasgow, Écosse.
- Prince, R.C. et J.D. Butler (2014). « [A protocol for assessing the effectiveness of oil spill dispersants in stimulating the biodegradation of oil](#) », Environ. Sci. Pollut. Res., vol. 21, n° 16, p. 9506-9510.
- Prince, R.C., T.S. Coolbaugh et T.F. Parkerton (2016). « [Oil dispersants do facilitate biodegradation of spilled oil](#) », Proc.Natl. Acad. Sci., vol. 113, n° 11, p. E1421-E1421.
- Prince, R.C., R.M. Garrett, R.E. Bare, M.J. Grossman, T. Townsend, J.M. Suflita, K. Lee, E.H. Owens, G.A. Sergy, J.F. Braddock et J.E. Lindstrom (2003). « [The roles of photooxidation and biodegradation in long-term weathering of crude and heavy fuel oils](#) », Spill Sci. Technol. Bull., vol. 8, n° 2, p. 145-156.
- Prince William Sound Regional Citizen's Advisory Council (PWS RCAC) (2016). [Prince William Sound Dispersants Monitoring Protocol: Implementation and Enhancements of SMART](#), dir. E. DeCola, contributeurs techniques, M. Fingas et J Banta.
- Quigg, A., U. Passow, K.L. Daly, A. Burd, D.J. Hollander, P.T. Schwing et K. Lee (2020). « [Marine oil snow sedimentation and flocculent accumulation \(MOSSFA\) events: learning from the past to predict the future](#) », dans Deep Oil Spills, p. 196-220, Springer, Cham.
- Ramachandran, S.D., C.W. Khan, P.V. Hodson, K. Lee et T. King (2004A). « Role of droplets in promoting uptake of PAHs by fish exposed to chemically dispersed crude oil », Proceedings of the 27th Arctic and Marine Oilspill Program (AMOP), vol. 2, p. 765-772, Environnement Canada.
- Ramachandran, S.D., P.V. Hodson, C.W. Khan et K. Lee (2004B). « [Oil dispersant increases PAH uptake by fish exposed to crude oil](#) », Ecotoxicol. Environ. Saf., vol. 59, n° 3, p. 300-308.
- Reddy, C.M., J.S. Arey, J.S. Seewald, S.P. Sylva, K.L. Lemkau, R.K. Nelson, C.A. Carmichael, C.P. McIntyre, J. Fenwick, G.T. Ventura et B.A. Van Mooy (2012). « [Composition and fate of gas and oil released to the water column during the Deepwater Horizon oil spill](#) », Proc. Natl. Acad. Sci., vol. 109, n° 50, p. 20229-20234.
- Redman, A.D., T.F. Parkerton, M.H. Comber, M.L. Paumen, C.V. Eadsforth, B. Dmytrasz, D. King, C.S. Warren, K. Den Haan et N. Djemel (2014). « [PETRORISK: A risk assessment framework for petroleum substances](#) », Integr. Environ. Assess. Manag., vol. 10, n° 3, p. 437-448.
- Redman, A.D. et T.F. Parkerton (2015). « [Guidance for improving comparability and relevance of oil toxicity tests](#) », Mar. Poll. Bull., vol. 98, n°s 1 et 2, p. 156-170.
- Redman, A.D., T.F. Parkerton, M. Leon Paumen, J.D. Butler, D.J. Letinski et K. Den Haan (2017). « [A re-evaluation of PETROTOX for predicting acute and chronic toxicity of petroleum substances](#) », Environ. Toxicol. Chem., vol. 36, n° 8, p. 2245-2252.
- Redman, A.D., T.F. Parkerton, J.A. Mcgrath et D.M. Di Toro (2012). « [PETROTOX: An aquatic toxicity model for petroleum substances](#) », Environ. Toxicol. Chem., vol. 31, n° 11, p. 2498-2506.
- Reed, M., O.M. Aamo et P.S. Daling (1995). « [Quantitative analysis of alternate oil spill response strategies using OSCAR](#) », Spill Sci. Technol. Bull., vol. 2, n° 1, p. 67-74.
-

- 
- Reich, D.A., R. Balouskus, D.F. Mccay, J. Fontenault, J. Rowe, Z. Singer-Leavitt, D.S. Etkin, J. Michel, Z. Nixon, C. Boring et M. Mcbrien (2014). Assessment of marine oil spill risk and environmental vulnerability for the state of Alaska, document préparé par RPS ASA Environmental Research Consulting, Research Planning, Inc. et Louis Berger Group, Inc. pour la National Oceanic and Atmospheric Administration.
- Ribicic, D., R. Netzer, T.C. Hazen, S.M. Techtmann, F. Drabløs et O.G. Brakstad (2018). « [Microbial community and metagenome dynamics during biodegradation of dispersed oil reveals potential key-players in cold Norwegian seawater](#) », Mar. Poll. Bull., vol. 129, n° 1, p. 370-378.
- Rohal, M., N. Barrera, E. Escobar-Briones, G. Brooks, D. Hollander, R. Larson, P.A. Montagna, M. Pryor, I.C. Romero et P. Schwing (2020). « [How quickly will the offshore ecosystem recover from the 2010 Deepwater Horizon oil spill? Lessons learned from the 1979 Ixtoc-1 oil well blowout](#) », Ecol. Indic., vol. 117, p. 106593.
- Romero, I.C., P.T. Schwing, G.R. Brooks, R.A. Larson, D.W. Hastings, G. Ellis, E.A. Goddard et D.J. Hollander (2015). « [Hydrocarbons in deep-sea sediments following the 2010 Deepwater Horizon blowout in the northeast Gulf of Mexico](#) », PLoS One, vol. 10, n° 5, p. e0128371.
- Rosenberger, A.L.J., M. Macduffee, A.G. Rosenberger et P.S. Ross (2017). « [Oil spills and marine mammals in British Columbia, Canada: development and application of a risk-based conceptual framework](#) », Arch. of Env. Cont. Tox., vol. 73, p. 131-153.
- Rouse, J.D., D.A. Sabatini, J.M. Sufliata et J.H. Harwell (1994). « [Influence of surfactants on microbial degradation of organic compounds](#) », Crit. Rev. Environ Sci. Technol., vol. 24, n° 4, p. 325-370.
- RPI (Research Planning, INC.) (1991). Sea Turtles and Oil—A Synopsis of the Available Literature, RPI/R/91/10/14-9, document préparé pour la National Oceanic and Atmospheric Administration, Seattle (WA).
- RPS (2016). OILMAP Version 7 Technical User's Manual (July 2016), South Kingston (RI).
- Rust, A.J., R.M. Burgess, B.J. Brownawell et A.E. Mcelroy (2004). « [Relationship between metabolism and bioaccumulation of benzo \[a\] pyrene in benthic invertebrates](#) », Environ.Toxicol. Chem., vol. 23, n° 11, p. 2587-2593.
- Ryerson, T.B., K.C. Aikin, W.M. Angevine, E.L. Atlas, D.R. Blake, C.A. Brock, F.C. Fehsenfeld, R.S. Gao, J.A. De Gouw, D.W. Fahey et J.S. Holloway (2011). « [Atmospheric emissions from the Deepwater Horizon spill constrain air-water partitioning, hydrocarbon fate, and leak rate](#) », Geophys. Res. Lett., vol. 38, n° 7.
- Ryerson, T.B., R. Camilli, J.D. Kessler, E.B. Kujawinski, C.M. Reddy, D.L. Valentine, E. Atlas, D.R. Blake, J. De Gouw, S. Meinardi et D.D. Parrish (2012). « [Chemical data quantify Deepwater Horizon hydrocarbon flow rate and environmental distribution](#) », Proc. Natl. Acad. Sci., vol. 109, n° 50, p. 20246-20253.
- Saiz, E., J. Movilla, L. Yebra, C. Barata et A. Calbet (2009). « [Lethal and sublethal effects of naphthalene and 1, 2-dimethylnaphthalene on naupliar and adult stages of the marine cyclopoid copepod Oithona davisae](#) », Environ. Poll., vol. 157, n° 4, p. 1219-1226.
- Salvo, L.M., D. Severino, H.C.S. De Assis et J.R.M. Da Silva (2016). « [Photochemical degradation increases polycyclic aromatic hydrocarbon \(PAH\) toxicity to the grouper Epinephelus marginatus as assessed by multiple biomarkers](#) », Chemosphere, vol. 144, p. 540-547.
-

- 
- Sampath, K., N. Afshar-Mohajer, L.D. Chandrala, W.S. Heo, J. Gilbert, D. Austin, K. Koehler et J. Katz (2019). « [Aerosolization of crude oil-dispersant slicks due to bubble bursting](#) », J. Geophys. Res. Atmos., vol. 124, n° 10, p. 5555-5578.
- Scholz, D., S.R. Warren, H. Stout, G. Hogue, A.H. Walker et P. McGowan (2003). « Spill Response Decision-Making in Relation to Wildlife Resources and Oil Spill Applied Technologies », Int. Oil Spill Conf., vol. 2003, n° 1, p. 311-318, American Petroleum Institute.
- Schoof, R.A. (2003). Guide for incorporating bioavailability adjustments into human health and ecological risk assessments at Department of Defense facilities. Part 2: Technical background document for assessing metals bioavailability, mise à jour préparé pour le Tri-Service Ecological Risk Assessment Workgroup.
- Schwacke, L.H., C.R. Smith, F.I. Townsend, R.S. Wells, L.B. Hart, B.C. Balmer, T.K. Collier, S. De Guise, M.M. Fry, L.J. Guillette Jr Et S.V. Lamb (2014). « [Health of common bottlenose dolphins \(\*Tursiops truncatus\*\) in Barataria Bay, Louisiana, following the Deepwater Horizon oil spill](#) », Environ. Sci. Technol., vol. 48, n° 1, p. 93-103.
- Schwing, P.T. et M.L. Machain-Castillo (2020). « Impact and Resilience of Benthic Foraminifera in the Aftermath of the Deepwater Horizon and Ixtoc 1 Oil Spills », dans Deep Oil Spills, p. 374-387, Springer, Cham.
- Sell, D., L. Conway, T. Clark, G.B. Picken, J.M. Baker, G.M. Dunnet, A.D. McIntyre et R.B. Clark (1995). « Scientific criteria to optimize oil spill cleanup », Int. Oil Spill Conf., vol. 1995, n° 1, p. 595-610, American Petroleum Institute.
- Sergy, G.A. et P.J. Blackall (1987). « [Design and conclusions of the Baffin Island oil spill project](#) », Arctic, p. 1-9.
- Seuront, L. (2011). « [Behavioral fractality in marine copepods: Endogenous rhythms versus exogenous stressors](#) », Physica A., vol. 390, n° 2, p. 250-256.
- S.L. Ross Environmental Research Limited (SL ROSS) (2010). Literature Review of Chemical Oil Spill Dispersants Herders in Fresh and Brackish Waters, département de l'Intérieur des États-Unis, Minerals Management Service.
- Socolofsky, S.A., E.E. Adams, M.C. Boufadel, Z.M. Aman, Ø. Johansen, W.J. Konkel, D. Lindo, M.N. Madsen, E.W. North, C.B. Paris et D. Rasmussen (2015). « [Intercomparison of oil spill prediction models for accidental blowout scenarios with and without subsea chemical dispersant injection](#) », Mar. Poll. Bull., vol. 96, n°s 1 et 2, p. 110-126.
- Sørhus, E., R.B. Edvardsen, Ø. Karlsen, T. Nordtug, T. Van Der Meeren, A. Thorsen, C. Harman, S. Jentoft et S. Meier (2015). « [Unexpected interaction with dispersed crude oil droplets drives severe toxicity in Atlantic haddock embryos](#) », PLoS One, vol. 10, n° 4, p. e0124376.
- Sørstrøm, S.E., P.J. Brandvik, I. Buist, P. Daling, D. Dickins, L.G. Faksness, S. Potter, J. Fritt-Rasmussen et I. Singaas (2010). [Joint industry program on oil spill contingency for Arctic and ice-covered waters: Summary report](#), SINTEF Materials and Chemistry, Oil in Ice, JIP Report No. 32, 40 pages.
- Spaulding, M., Z. Li, D. Mendelsohn, D. Crowley, D. French-Mccay et A. Bird (2017). « [Application of an integrated blowout model system, OILMAP DEEP, to the Deepwater Horizon \(DWH\) spill](#) », Mar. Poll. Bull., vol. 120, n°s 1 et 2, p. 37-50.
-

- 
- Spaulding, M.S., D. Mendelsohn, D. Crowley, Z. Li et A. Bird (2015). Draft Technical Reports for Deepwater Horizon Water Column Injury Assessment: WC\_TR.13: Application of OILMAP DEEP to the Deepwater Horizon Blowout.
- SPILL PREVENTION.ORG (2014a). [Introduction to Dispersants](#).
- SPILL PREVENTION.ORG (2014b). Dispersant Use Approvals in the United States.
- SPRING, W., T. NEDWED et R. BELORE (juillet 2006). « Icebreaker enhanced chemical dispersion of oil spills », dans Proceedings of the 29th Arctic and Marine Oil spill Program (AMOP) Technical Seminar, Environnement Canada.
- Stewart, J.E. et L.J. Marks (1978). « [Distribution and abundance of hydrocarbon-utilizing bacteria in sediments of Chedabucto Bay, Nova Scotia, in 1976](#) », Journal of the Fisheries Board of Canada, vol. 35, n° 5, p. 581-584.
- Stout, S.A. et J.R. Payne (2016). « [Chemical composition of floating and sunken in-situ burn residues from the Deepwater Horizon oil spill](#) », Mar. Poll. Bull., vol. 108, nos 1 et 2, p. 186-202.
- Stout, S.A., S. Rouhani, B. Liu, J. Oehrig, R.W. Ricker, G. Baker et C. Lewis (2017). « [Assessing the footprint and volume of oil deposited in deep-sea sediments following the Deepwater Horizon oil spill](#) », Mar. Poll. Bull., vol. 114, n° 1, p. 327-342.
- Strøm-Kristiansen, T., A. Lewis, P.S. Daling, J.N. Hokstad et I. Singsaas (1997). « [Weathering and dispersion of naphthenic, asphaltenic, and waxy crude oils](#) », Int. Oil Spill Conf., vol. 1997, n° 1, p. 631-636, American Petroleum Institute.
- Stronach, J.A. (2014). « The Implementation of Molecular Diffusion to Simulate the Fate and Behaviour of a Diluted Bitumen Oil Spill and its Application to Stochastic Modelling », dans Proceedings of the 37th Arctic and Marine Oil spill Program (AMOP) Technical Seminar, Environnement Canada.
- Suderman, B.L. et N.H. Marcus (2002). « [The effects of Orimulsion and Fuel Oil# 6 on the hatching success of copepod resting eggs in the seabed of Tampa Bay, Florida](#) », Environ. Pollut., vol. 120, n° 3, p. 787-795.
- Suter II, G. (2007). Ecological Risk Assessment, deuxième édition, CRC Press.
- Suter II, G.W., R.A. Efroymson, B.E. Sample et D.S. Jones (2000). Ecological risk assessment for contaminated sites, Lewis Publishers, 438 pages.
- Thomas, M.L. (1977). « Long term biological effects of Bunker C oil in the intertidal zone », dans Fate and Effects of Petroleum Hydrocarbons in Marine Ecosystems and Organisms, p. 238-245, Pergamon.
- Thomas, M.L. (1978). « [Comparison of oiled and unoiled intertidal communities in Chedabucto Bay, Nova Scotia](#) », Journal of the Fisheries Board of Canada, vol. 35, n° 5, p. 707-716.
- Thornborough, K., C. St Germain et L. Hannah (2017). [Cadre d'évaluation de la vulnérabilité des composantes biologiques du milieu marin aux déversements d'hydrocarbures provenant de navires](#), Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2017/038, vi + 24 pages.
- Tözüm-Calgan, S.R.D. et N.Z. Atay-Güneyman (1994). « [The effects of an anionic and a non-ionic surfactant on growth and nitrogen fixing ability of a cyanobacterium, Gloeocapsa](#) », J. Environ. Sci. Health A., vol. 29, n° 2, p. 355-369.
-



- 
- Tremblay, J., N. Fortin, M. Elias, J. Wasserscheid, T.L. King, K. Lee et C.W. Greer (2019). « [Metagenomic and metatranscriptomic responses of natural oil degrading bacteria in the presence of dispersants](#) », Environ. Microbiol., vol. 21, n° 7, p. 2307-2319.
- Tremblay, J., E. Yergeau, N. Fortin, S. Cobanli, M. Elias, T.L. King, K. Lee et C.W. Greer (2017). « [Chemical dispersants enhance the activity of oil-and gas condensate-degrading marine bacteria](#) », ISME J., vol. 11, n° 12, p. 2793-2808.
- Trudel, K., R.C. Belore, J.V. Mullin et A. Guarino (2010). « [Oil viscosity limitation on dispersibility of crude oil under simulated at-sea conditions in a large wave tank](#) », Mar. Poll. Bull., vol. 60, p. 1606-1614.
- Turner, M., J. Skinner, J. Roberts, R. Harvey et S.L Ross Environmental Research Ltd. (2010). Review of Offshore Oil-spill Prevention and Remediation Requirements and Practices in Newfoundland and Labrador, St. John's, gouvernement de Terre-Neuve-et-Labrador.
- Uchida, T., I. Nagamine, I. Yabe, T. Fukumaki, A. Oyama, B. Yoza, N. Tenma et S.M. Masutani (2020). « [Dissolution Process Observation of Methane Bubbles in the Deep Ocean Simulator Facility](#) », Energies, vol. 13, n° 15, p. 3938.
- United States Government Accountability Office (USGAO) (2012). Report to Congressional Requesters: Oil Dispersants: Additional Research Needed, Particularly on Subsurface and Arctic Applications.
- Us Army Corps Of Engineers (US COE) (2002). « Coastal Engineer Manual 1110-2-1100, U.S. Army Corps of Engineers, Washington, D.C. (in 6 volumes); Meteorology and Wave Climate », dans Coastal Engineering Manual, Part II.
- USCG (2003). Oil Spill Response Offshore, In-Situ Burn Operations Manual, Report No. CG-D-06-03, Groton (CT), USCG.
- U.S. Fish And Wildlife Service (USFWS) (2003). [Best practices for migratory bird care during oil spill response.](#)
- Vandermeulen, J.H. et J.G. Singh (1994). « [Arrow oil spill, 1970–90: Persistence of 20-yr weathered bunker C fuel oil](#) », J. Fish. Aquat. Sci., vol. 51, n° 4, p. 845-855.
- Van Eenennaam, J.S., S. Rahsepar, J.R. Radović, T.B. Oldenburg, J. Wonink, A.A. Langenhoff, A.J. Murk et E.M. Foekema (2018). « [Marine snow increases the adverse effects of oil on benthic invertebrates](#) », Mar. Poll. Bull., vol. 126, p. 339-348.
- Varadaraj, R., M.L. Robbins, J. Bock, S. Pace et D. Macdonald (1995). « [Dispersion and biodegradation of oil spills on water](#) », Int. Oil Spill Conf., vol. 1995, n° 1, p. 101-106, American Petroleum Institute.
- Vignier, J., P. Soudant, F.L.E. Chu, J.M. Morris, M.W. Carney, C.R. Lay, M.O. Krasnec, R. Robert et A.K. Volety (2016). « [Lethal and sub-lethal effects of Deepwater Horizon slick oil and dispersant on oyster \(Crassostrea virginica\) larvae](#) », Mar. Environ. Res., vol. 120, p. 20-31
- Vonk, S.M., D.J. Hollander et A.J. Murk (2015). « [Was the extreme and wide-spread marine oil-snow sedimentation and flocculent accumulation \(MOSSFA\) event during the Deepwater Horizon blow-out unique?](#) », Mar. Poll. Bull., vol. 100, n° 1, p. 5-12.
- Wade, T.L., J.L. Sericano, S.T. Sweet, A.H. Knap et N.L. Guinasso Jr (2016). « [Spatial and temporal distribution of water column total polycyclic aromatic hydrocarbons \(PAH\) and total petroleum hydrocarbons \(TPH\) from the Deepwater Horizon \(Macondo\) incident](#) », Mar. Poll. Bull., vol. 103, nos 1 et 2, p. 286-293.
-

- 
- Walker, A.H., J. Michel, B. Benggio, B. Mcketrick, D. Scholz, J. Boyd et W. Walker (2003). [Selection Guide for Oil Spill Applied Technologies: Vol. 1-Decision Making.](#)
- Wallace, B.P., B.A. Stacy, E. Cuevas, C. Holyoake, P.H. Lara, A.C.J. Marcondes, J.D. Miller, H. Nijkamp, N.J. Pilcher, I. Robinson et N. Rutherford (2020). « [Oil spills and sea turtles: documented effects and considerations for response and assessment efforts](#) », *Endanger. Species Res.*, vol. 41, p. 17-37.
- Wang, B., S.A. Socolofsky, C.C. Lai, E.E. Adams et M.C. Boufadel (2018). « [Behavior and dynamics of bubble breakup in gas pipeline leaks and accidental subsea oil well blowouts](#) », *Mar. Poll. Bull.*, vol. 131, p. 72-86.
- Wang, W., Y. Zheng et K. Lee (2013). « [Chemical dispersion of oil with mineral fines in a low temperature environment](#) », *Mar. Poll. Bull.*, vol. 72, n° 1, p. 205-212.
- Wang, Z. et M.F. Fingas (2003). « [Development of oil hydrocarbon fingerprinting and identification techniques](#) », *Marine Poll. Bull.*, vol. 47, n°s 9 à 12, p. 423-452.
- Ward, C.P., C.M. Sharpless, D.L. Valentine, D.P. French-Mccay, C. Aeppli, H.K. White, R.P. Rodgers, K.M. Gosselin, R.K. Nelson et C.M. Reddy (2018). « [Partial photochemical oxidation was a dominant fate of Deepwater Horizon surface oil](#) », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 52, n° 4, p. 1797-1805.
- Warzinski, R.P., R. Lynn, I. Haljasmaa, I. Leifer, F. Shaffer, B.J. Anderson et J.S. Levine (2014). « [Dynamic morphology of gas hydrate on a methane bubble in water: Observations and new insights for hydrate film models](#) », *Geophys. Res. Lett.*, vol. 41, n° 19, p. 6841-6847.
- Weise, A.M., C. Nalewajko et K. Lee (1999). « [Oil-mineral fine interactions facilitate oil biodegradation in seawater](#) », *Environ. Technol.*, vol. 20, n° 8, p. 811-824.
- Wells, P.G. (2017). « [The iconic Torrey Canyon oil spill of 1967-Marking its legacy](#) », *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 115, n°s 1 et 2, p. 1-2.
- White, H.K., P.Y. Hsing, W. Cho, T.M. Shank, E.E. Cordes, A.M. Quattrini, R.K. Nelson, R. Camilli, A.W. Demopoulos, C.R. German et J.M. Brooks (2012). « [Impact of the Deepwater Horizon oil spill on a deep-water coral community in the Gulf of Mexico](#) », *Proc. Natl. Acad. Sci.*, vol. 109, n° 50, p. 20303-20308.
- Whitmer, E.R., B.A. Elias, D.J. Harvey et M.H. Ziccardi (2018). « [An experimental study of the effects of chemically dispersed oil on feather structure and waterproofing in Common Murres \(Uria aalge\)](#) », *J. Wildl. Dis.*, vol. 54, n° 2, p. 315-328.
- Wirth, M.A., U. Passow, J. Jeschek, I. Hand et D.E. Schulz-Bull (2018). « [Partitioning of oil compounds into marine oil snow: insights into prevailing mechanisms and dispersant effects](#) », *Mar. Chem.*, vol. 206, p. 62-73.
- Wise, C.F., J.T. Wise, S.S. Wise et J.P. Wise Sr (2018). « [Chemically dispersed oil is cytotoxic and genotoxic to sperm whale skin cells](#) », *Comp. Biochem. Physiol. C Toxicol.*, vol. 208, p. 64-70.
- Word, J.Q., J.R. Clark et L.S. Word (2015). « [Comparison of the acute toxicity of Corexit 9500 and household cleaning products](#) », *Hum Ecol Risk Assess.*, vol. 21, n° 3, p. 707-725.
- Yang, Z., B.P. Hollebone, Z. Wang, C. Yang, C. Brown, G. Zhang, M. Landriault et X. Ruan (2015). « [A preliminary study for the photolysis behavior of biodiesel and its blends with petroleum oil in simulated freshwater](#) », *Fuel*, vol. 139, p. 248-256.

- 
- Yeung, C.W., K. Lee, S. Cobanli, T. King, J. Bugden, L.G. Whyte et C.W. Greer (2015). « [Characterization of the microbial community structure and the physicochemical properties of produced water and seawater from the Hibernia oil production platform](#) », Environ. Sci. Pollut. Res., vol. 22, n° 22, p. 17697-17715.
- Ylitalo, G.M., T.K. Collier, B.F. Anulacion, K. Juaira, R.H. Boyer, D.A. Da Silva, J.L. Keene et B.A. Stacy (2017). « [Determining oil and dispersant exposure in sea turtles from the northern Gulf of Mexico resulting from the Deepwater Horizon oil spill](#) », Endanger. Species Res., vol. 33, p. 9-24.
- Zhao, L., M.C. Boufadel, E. Adams, S.A. Socolofsky, T. King, K. Lee et T. Nedwed (2015). « [Simulation of scenarios of oil droplet formation from the Deepwater Horizon blowout](#) », Mar. Poll. Bull., vol. 101, n° 1, p. 304-319.
- Zhao, L., M.C. Boufadel, X. Geng, K. Lee, T. King, B. Robinson et F. Fitzpatrick (2016a). « [ADROP: A predictive model for the formation of oil particle aggregates \(OPAs\)](#) », Mar. Poll. Bull., vol. 106, nos 1 et 2, p. 245-259.
- Zhao, L., M.C. Boufadel, J. Katz, G. Haspel, K. Lee, T. King et B. Robinson (2017). « [A new mechanism of sediment attachment to oil in turbulent flows: Projectile particles](#) », Environ. Sci. Technol., vol. 51, n° 19, p. 11020-11028.
- Zhao, L., F. Gao, M.C. Boufadel, T. King, B. Robinson et K. Lee (2017). « [Effects of tip streaming on the prediction of droplet size distribution in the presence of dispersants during subsea blowouts](#) », Int. Oil Spill Conf. Proc., vol. 2017, n° 1, p. 1212-1229.
- Zhao, L., J. Torlapati, M.C. Boufadel, T. King, B. Robinson et K. Lee (2014). « [VDROP: A comprehensive model for droplet formation of oils and gases in liquids-Incorporation of the interfacial tension and droplet viscosity](#) », Chem. Eng. J., vol. 253, p. 93-106.
- Zhao, X., W. Liu, J. Fu, Z. Cai, S.E. O'reilly et D. Zhao (2016b). « [Dispersion, sorption and photodegradation of petroleum hydrocarbons in dispersant-seawater-sediment systems](#) », Mar. Poll. Bull., vol. 109, n° 1, p. 526-538.
- Zweng, M.M, J.R. Reagan, J.I. Antonov, R.A. Locarnini, A.V. Mishonov, T.P. Boyer, H.E. Garcia, O.K. Baranova, D.R. Johnson, D. Seidov et M.M. Biddle (2013). World Ocean Atlas 2013, Volume 2: Salinity, S. Levitus (dir.), A. Mishonov (dir. technique); NOAA Atlas NESDIS 74, 39 pages.