

Cusson M, Archambault P, Lemarchand K, Verreault J et Pelletier É. 2017. Toxicité des hydrocarbures et impacts des déversements sur les organismes marins et leur environnement. Dans : Archambault P, et al. éds. Les hydrocarbures dans le golfe du Saint-Laurent : enjeux sociaux, économiques et environnementaux. Notre Golfe, Rimouski, p. 95-131.

LES HYDROCARBURES DANS LE GOLFE DU SAINT-LAURENT

Enjeux sociaux, économiques et environnementaux

© Notre Golfe, 2017

ISBN : 978-2-9817103-0-7

Citation du document :

Archambault P, Schloss IR, Grant C, Plante S (2017) Les hydrocarbures dans le golfe du Saint-Laurent - Enjeux sociaux, économiques et environnementaux. Notre Golfe, Rimouski, Qc, Canada, 324 p.

Photo de couverture, mise en page graphique et recherche iconographiques :

Carole Petetin - carolepetetin.com

Le centre administratif de Notre Golfe se situe à l'Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec, Canada.

Le réseau intersectoriel Notre Golfe est appuyé par le programme Appui aux réseaux d'innovation du Fonds de recherche du Québec - Nature et technologies.

Fonds de recherche
sur la nature
et les technologies
Québec 

Les hydrocarbures dans le golfe du Saint-Laurent

Enjeux sociaux, économiques et environnementaux

SOUS LA DIRECTION DE

Philippe Archambault

Irene R. Schloss

Cindy Grant

Steve Plante





CHAPITRE 3

Toxicité des hydrocarbures et impacts des déversements sur les organismes marins et leur environnement

PAR Mathieu Cusson

Département des sciences fondamentales, Université du Québec à Chicoutimi

Philippe Archambault

Département de biologie, Université Laval

Karine Lemarchand

Institut des sciences de la mer de Rimouski, Université du Québec à Rimouski

Jonathan Verreault

Département des sciences biologiques, Université du Québec à Montréal,
Centre de recherche en toxicologie de l'environnement (TOXEN)

Émilien Pelletier

Institut des sciences de la mer de Rimouski, Université du Québec à Rimouski

Les risques liés aux déversements opérationnels et accidentels d'hydrocarbures seront intensifiés par l'augmentation des besoins mondiaux en pétrole. Les accidents, bien que rares, se multiplient et causent d'innombrables effets sur l'environnement et sur les organismes qui s'y trouvent.

Ce chapitre fait un survol de l'impact potentiel des hydrocarbures sur les organismes et sur les habitats ainsi que des conséquences sur le fonctionnement et les services écologiques que procurent les écosystèmes marins. La nature et le comportement des pétroles déversés ainsi que les risques associés aux méthodes d'intervention, par exemple l'utilisation de dispersants ou le nettoyage physique, y sont abordés. Les voies d'exposition des divers organismes (microorganismes, phytoplancton, zooplancton, invertébrés, oiseaux et mammifères marins) et les effets sur leur population sont illustrés en prenant exemple parmi les événements malheureux de l'échouage de l'*Exxon Valdez* en 1989 ou de l'explosion de la plateforme *Deepwater Horizon* en 2010. L'influence des conditions de déversement sur la résilience des écosystèmes touchés sera abordée.

Photo : Louisiana Gohsep /
FlickrR

FAITS MARQUANTS

- Les techniques de traitement des nappes d'hydrocarbures en mer et de nettoyage sur les rivages ont peu évolué depuis 20 ans, et demeurent extrêmement coûteuses et laborieuses.
- Lors d'un déversement, le comportement des hydrocarbures et leur biodégradation changent dans le temps et dépendent grandement des conditions environnementales et météorologiques, particulièrement en présence de glace.
- Les hydrocarbures et les dispersants ont des impacts variables sur les organismes marins qui peuvent perdurer plusieurs décennies.
- Les effets négatifs des dispersants sur les organismes marins remettent en question les gains supposés de leur utilisation.

INTRODUCTION

L'intensification du trafic pétrolier dans le monde est influencée par des besoins énergétiques mondiaux toujours croissants. En dépit du développement constant des énergies renouvelables non fossiles, les projections de la demande en pétrole et du transport maritime associé restent élevées : une augmentation de 18,4% entre 2014 et 2040 est prévue selon l'Organisation des pays exportateurs de pétrole (2015). Au Canada, l'un des principaux pays producteurs de produits pétroliers, la majorité du transport du lieu d'extraction vers les raffineries

se fait par voie terrestre. Les projets de transport par oléoduc vers l'ouest (projets *Northern Gateway* et *Trans Mountain*, vers le Pacifique) et vers l'Est canadien (projet *Énergie Est*, vers l'Atlantique), s'ils sont réalisés, viendront augmenter sensiblement le transport des hydrocarbures par voie maritime. Même si ces projets n'ont pas tous se réaliser, le transport de produits pétroliers est en forte augmentation. En effet, des augmentations de 40% des exportations par oléoduc (2010-2014) et de 300% par chemin de fer (2012-2014)

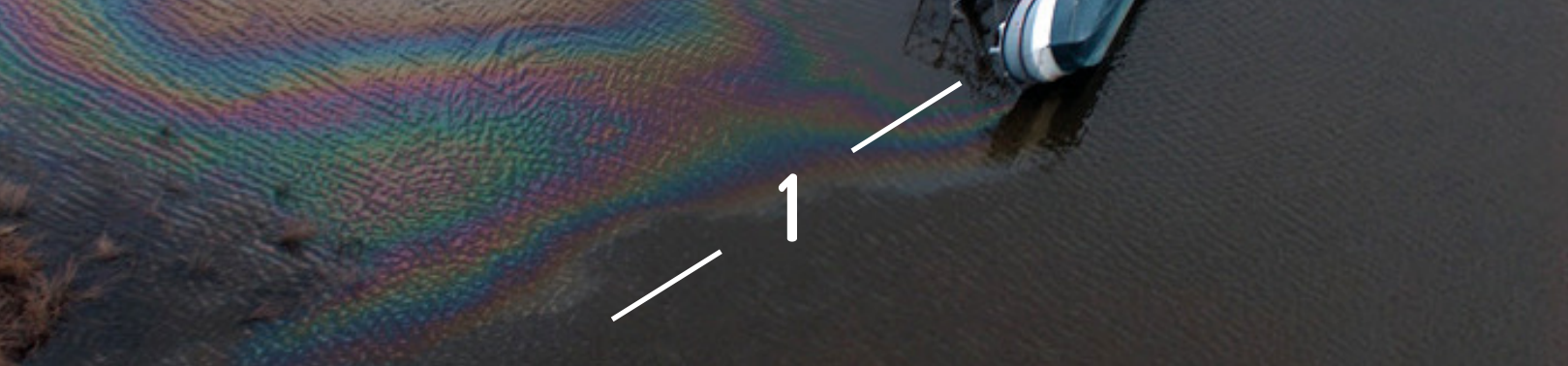
Aucun déversement majeur (>700 tonnes) n'a encore atteint l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent.

sont observées (Office national de l'énergie, 2016). De plus, les projections d'augmentation de la production de pétrole au Canada entre 2013 et 2035 atteignent 75 %, quoique la conjoncture économique laisse croire que cet objectif ne serait pas atteint (Office national de l'énergie, 2013). Il est aussi possible qu'un transport plus fréquent et important des produits pétroliers se fasse sur la voie maritime du Saint-Laurent (Shields, 2016), en partie destinés aux raffineries des provinces atlantiques ou des États américains. Ces produits transiteront à travers les écosystèmes fluviaux, estuariens et marins fragiles du Saint-Laurent. De plus, les installations actuelles ou projetées nécessaires au transit de ces produits viendront ajouter aux risques de déversements accidentels ou opérationnels dans l'écosystème aquatique du bassin versant du Saint-Laurent. Les pressions additionnelles sur le milieu incluraient une multitude d'autres sources de stress, dont le bruit, la lumière, les vagues, les collisions entre les animaux marins et les bateaux ainsi que l'introduction de nouvelles espèces invasives, qui peuvent tous affecter les écosystèmes et leurs constituants (Québec, 2014; Schloss *et al.*, 2017, cet ouvrage).

Les divers paliers de gouvernement ont clairement fait la promotion de leurs stratégies de développement, notamment avec la Stratégie maritime du Québec, sur l'axe du transport du Saint-Laurent, entre autres pour le transport des hydro-

carbures. Qu'en est-il cependant de l'impact éventuel des produits pétroliers sur les écosystèmes du Saint-Laurent? Aucun déversement majeur (>700 tonnes) n'a encore atteint l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent, mais deux déversements mineurs ont donné lieu à quelques publications scientifiques (Pelletier *et al.*, 1991; Siron *et al.*, 1991). Les impacts biologiques des accidents pétroliers sont le plus souvent étudiés en mésocosmes (Siron *et al.*, 1993; Sargian *et al.*, 2005; Rodríguez-Blanco *et al.*, 2010) et les travaux expérimentaux aux écosystèmes naturels restent limités, car seulement quelques espèces peuvent être étudiées simultanément, et ce, pour une période de temps limitée. L'acquisition de connaissances sur les impacts en milieu naturel sur les organismes marins est opportuniste et se limite aux accidents de déversement, comme ceux de l'*Exxon Valdez* ou de *Deepwater Horizon*.

Dans ce chapitre, nous présentons une revue de la documentation scientifique des impacts potentiels des hydrocarbures sur les organismes et sur les habitats ainsi que des conséquences sur le fonctionnement et les services écologiques que procurent les écosystèmes marins. Nous aborderons ces impacts en discutant d'abord de la nature et du comportement des pétroles déversés. Nous discuterons ensuite des risques associés aux méthodes d'intervention, dont l'utilisation de dispersants ou le nettoyage physique. /



LES TYPES DE PÉTROLE DÉVERSÉ ET LE COMPORTEMENT DANS L'ENVIRONNEMENT

LES TYPES DE PÉTROLE

Le pétrole brut conventionnel est décrit comme celui pouvant être extrait de puits conventionnels verticaux et aussi horizontaux par simple pompage en exerçant une différence de pression. Les pétroles non conventionnels sont obtenus par des techniques de fracturation des formations rocheuses (formation de Bakken) et incluent aussi le bitume tiré des sables et des schistes bitumineux. Les différents types de pétrole brut sont des mélanges très complexes de milliers d'hydrocarbures qui ne peuvent être séparés et caractérisés que par l'utilisation des techniques analytiques les plus avancées, comme la chromatographie liquide et gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (Cho *et al.*, 2012).

Il existe quatre grandes classes de molécules chimiques qui composent les pétroles bruts : les saturés, les aromatiques, les résines et les asphaltènes (SARA). La composition de chacune de ces classes ainsi que leur proportion relative dans le mélange total du pétrole sont deux facteurs déterminants sur le comportement environnemental et sur la toxicité du produit étudié.

Deux propriétés physiques du pétrole dictent son comportement en milieu aquatique : sa densité et sa viscosité. La densité est la mesure de la masse par

rapport au volume et s'exprime en g/cm^3 . Dans l'industrie pétrolière, la densité des hydrocarbures liquides est donnée en degré API (*American Petroleum Institute gravity*). Il s'agit d'une mesure pratique de densité permettant de classer les pétroles et leurs sous-produits les uns par rapport aux autres. Les bruts légers ont un degré API au-dessus de 31,1; celui des bruts moyens entre 22,3 et 31,3; celui des bruts lourds est inférieur à 22,3 (le plus souvent entre 10 et 15); et celui du bitume se situe entre 5 et 10 (Lee *et al.*, 2015). À noter que l'eau douce à 15°C a un degré API de 10. Les pétroles avec un degré API inférieur à 10 auront tendance à couler au fond d'un cours d'eau. La densité est peu ou pas influencée par la température.

La seconde propriété fondamentale influençant le comportement du pétrole est sa viscosité. La viscosité ($mPa \cdot s$) se définit comme la résistance à l'écoulement d'un fluide. La viscosité est fonction de la température et influence directement la vitesse d'étalement d'une nappe de pétrole ainsi que sa tendance à former une émulsion (incorporation d'eau dans la masse de pétrole) (Lee *et al.*, 2015). Tout comme la densité, la viscosité d'un pétrole brut augmente avec l'évaporation des fractions légères. À titre d'exemple, le tableau 3.1 montre l'évolution de la densité de certains pétroles en fonction de leur vieillis-

sement (perte de masse par évaporation). Le pétrole lourd et le dilbit (bitume dilué) atteignent des densités proches ou supérieures à 1,0 avec des pertes de masse entre 19 et 30%. En milieu naturel, la for-

mation d'une émulsion stable (eau dans le pétrole) et la capture de matière particulaire en suspension augmentent encore plus la densité et entraînent la sédimentation de ces pétroles vers les fonds marins.

Tableau 3.1

Comparaison des densités (g/cm^3) à 15°C de différents pétroles bruts avec vieillissement. (Tiré de NAS, 2016.)

Type de pétrole brut	Densité au départ avant évaporation (g/cm^3)	Densité après vieillissement de 24 h (g/cm^3 , % masse perdue)	Densité après vieillissement de 96 h (g/cm^3 , % masse perdue)
Brut léger ⁱ	0,77	0,80 (25 %)	0,84 (64 %)
Brut intermédiaire ⁱⁱ	0,85	0,87 (10 %)	0,90 (32 %)
Brut lourd ⁱⁱⁱ	0,94	0,97 (10 %)	0,98 (19 %)
Dilbit ^{iv}	0,92	0,98 (15 %)	1,002 (30 %)
Bitume	0,998	1,002 (1 %)	1,004 (2 %)

ⁱScotia Light
ⁱⁱWest Texas Intermediate
ⁱⁱⁱSockeye Sour
^{iv}Cold Lake Blend

LE COMPORTEMENT EN MILIEU MARIN

De façon générale, les principaux phénomènes physiques et chimiques qui surviennent quand une nappe de pétrole se forme en mer sont l'évaporation, l'étalement, l'émulsification, la dissolution, la dispersion, la sédimentation et la biodégradation. La figure 3.1 schématise le processus de vieillissement du pétrole en mer en fonction du temps et montre l'importance relative des mécanismes en action.

L'**évaporation** est le principal processus d'altération en matière de perte massique. Le rendement varie entre 10 et 40 % pour un brut conventionnel en fonction de la composition du produit et de la volatilité de ses composés. Dans le cas des pétroles non conventionnels, le phénomène correspond à la perte rapide de la fraction du diluant très volatile, dont la proportion peut varier de 20 à 30 %. Le

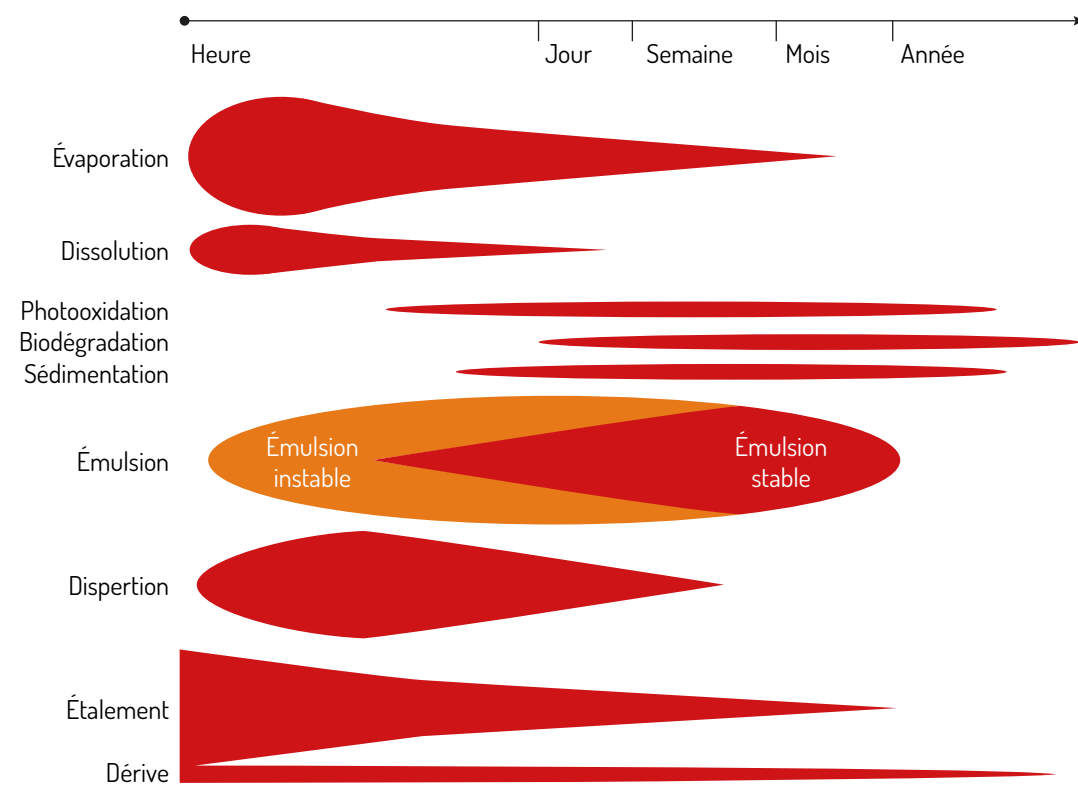
principal facteur qui influence l'évaporation est la température, mais il faut aussi tenir compte de la force du vent ainsi que de l'action des courants et des vagues qui augmentent la surface d'évaporation au début du processus (Fingas, 2011).

L'**étalement** des hydrocarbures à la surface de l'eau est directement lié à leur viscosité et à l'énergie disponible en surface. Les pétroles légers et intermédiaires s'étalent rapidement sur de grandes surfaces, même à basse température, et l'action combinée du vent et des courants est déterminante. Le vent, les vagues et les cellules de circulation Langmuir ont tendance à morce-

Le principal facteur qui influence l'évaporation est la température, mais il faut aussi tenir compte de la force du vent ainsi que de l'action des courants et des vagues.

Figure 3.1
Échelle temporelle et importance relative des principaux processus d'altération et de transport des produits pétroliers.

(Traduit et adapté de AMAP 2010.)



ler la nappe en formant de longs rubans parallèles plus ou moins réguliers, ce qui rend souvent difficile l'observation de l'évolution du déversement et de la taille de la nappe de pétrole. Le vent contribue aussi à la formation d'une émulsion, d'abord par la dispersion de fines gouttelettes de pétrole dans l'eau et, ensuite, par l'incorporation d'eau dans le pétrole pour former une mousse plus ou moins visqueuse. Cette mousse tend à flotter juste sous la surface de l'eau, rendant son déplacement difficilement observable (Fingas, 2013). Le mazout lourd, très visqueux à basse température, prend un certain temps à couvrir une surface maximale. Deux vitesses d'étalement semblent observables : un étalement rapide d'une mince couche iridescente associée à des compo-

sés légers et un étalement lent d'une masse plus visqueuse et noire correspondant aux composés plus lourds du mélange.

Si l'énergie cinétique à la surface de la mer est suffisante (p. ex., un vent léger et des vaguelettes), il y a formation d'une émulsion, c'est-à-dire une incorporation de gouttelettes d'eau dans le pétrole qui forme une substance visqueuse et brune plus ou moins mélangée aux particules en suspension et aux débris flottants. **L'émulsification** est un processus particulièrement rapide et efficace en eau de mer. La viscosité d'une émulsion peut être augmentée jusqu'à un facteur de 800 à 1000, en fonction de la catégorie de pétrole, alors que les processus d'étalement et d'évaporation sont réduits de plusieurs ordres de

LES QUATRE GRANDES CLASSES DE MOLÉCULES CHIMIQUES QUI COMPOSENT LES PÉTROLES BRUTS

La classe des **saturés** comprend des molécules ayant des chaînes contenant seulement des atomes de carbone et d'hydrogène, attachés les uns aux autres par des liens simples, qui peuvent être linéaires ou cycliques avec de multiples possibilités de chaînes latérales. Cette classe compte les paraffines, les isoparaffines, les cycloparaffines et les oléfines. Toutes ces molécules sont peu solubles dans l'eau et sont considérées comme peu toxiques et facilement dégradées par les microorganismes (Lee *et al.*, 2015).

La classe des **aromatiques** comprend une grande famille de composés cycliques et planaires basés sur la structure du benzène. La fusion de deux ou plusieurs cycles du benzène et l'addition de chaînes aliphatiques latérales sur les cycles conduisent à une profusion de structures aromatiques. Les plus simples, dont le toluène, le xylène et les naphthalènes, sont

relativement solubles dans l'eau (de l'ordre du milligramme par litre, soit $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) proviennent de la fusion de plusieurs cycles benzéniques et sont bien connus pour leur toxicité pour les organismes vivants (Engraff *et al.*, 2011). Les HAP légers ayant deux ou trois cycles de benzène sont bien présents dans divers pétroles bruts et dans les bitumes, et sont considérés comme la principale source de leur toxicité. Par contre, les HAP lourds à quatre ou cinq cycles, comme les benzo-pyrènes, ne sont que très faiblement présents dans le pétrole brut.

Les **résines** pétrolières sont des hétérocycles (contenant des atomes de soufre, d'oxygène et d'azote) qui se définissent par leur solubilité dans les solvants organiques ou l'eau, et non par leur structure. Ce sont des molécules relativement petites (de 6 à 30 carbones), polaires et solubles

dans le pentane et l'heptane. Leurs structures sont peu connues. Partiellement solubles dans l'eau, les résines résistent à la biodégradation et sont généralement considérées comme toxiques, quoique peu de données soient disponibles à ce jour (Adams *et al.*, 2014).

Les **asphaltènes** sont des molécules de grande taille contenant à la fois des cycles aromatiques, des hétérocycles et des fonctions organiques complexes. Ils sont non volatils et hautement résistants à la biodégradation. Ils constituent une très faible proportion des pétroles bruts légers et moyens, mais représentent une forte proportion des pétroles lourds et du bitume. En plus des classes SARA décrites ci-dessus, les pétroles bruts et le bitume contiennent de faibles quantités de soufre élémentaire, de métaux, d'organométaux, d'acides naphthéniques, de particules minérales et d'eau.

La composition chimique du bitume extrait des sables bitumineux varie peu d'un site à l'autre. Il s'agit dans tous les cas d'un mélange comportant une grande proportion d'asphaltènes et de résines, et d'une faible proportion de saturés et d'aromatiques. La viscosité du bitume est tellement élevée qu'il est impossible de le transporter sous une forme liquide. La solution à ce problème est la dilution avec un solvant qui puisse former un mélange homogène stable, même à basse température. Le bitume est entièrement soluble dans un mélange d'hydrocarbures saturés légers et aussi d'aromatiques légers. La composition exacte du diluant varie selon la technologie utilisée par la compagnie exploitante. De même, la proportion du diluant varie selon le mode de transport et la destination du bitume dilué (NAS, 2016). /

grandeur (National Research Council, 2005). La formation et la stabilité d'une émulsion dépendent de la composition chimique du produit, de la salinité et de l'énergie hydrodynamique disponible. Ce processus agit aussi avec le mazout lourd et forme des boulettes de goudron qui se mélangent au sable et qu'on peut ramasser manuellement sur les plages et le long des rochers.

La **dissolution** est le processus par lequel certains composés contenus dans les produits pétroliers sont incorporés en solution dans la colonne d'eau. Ce processus est très important, car c'est la fraction soluble qui est biodisponible pour les organismes aquatiques et qui est responsable de la toxicité aiguë lors d'un déversement (Fingas, 2011). Cette fraction est majoritairement constituée de composés légers (un à trois cycles aromatiques), dont certains peuvent s'évaporer à la suite de leur mise en solution.

L'énergie du vent et des vagues favorise aussi la **dispersion** de microgouttelettes de pétrole dans l'eau, ce qui augmente considérablement la surface de contact entre l'eau et le pétrole, et donc la possibilité de dissolution des composés hydro-solubles. Tous ces composés sont très toxiques et sont abondants dans le mazout lourd (NAS, 2016).

Dans les cas du dilbit, dont la densité augmente rapidement en contact avec les conditions naturelles, et du mazout lourd, dont la densité est près de $1,0 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ dès le départ, il est donc prévisible que l'évapo-

ration puisse causer une **sédimentation** de ces produits plusieurs heures après leur déversement (NAS, 2016). Le contact des microgouttelettes de mazout lourd et du bitume dispersé dans l'eau avec les particules de sédiments en suspension provoque une agglomération de fines particules d'argile ($>2,0 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$) avec le composé. La densité de l'agglomérat augmente avec le temps pour éventuellement dépasser celle de l'eau de mer et pour commencer à sédimenter. Ce phénomène se produit en particulier dans la zone littorale et aussi dans la zone infralittorale quand le brassage y est important.

La **biodégradation** du pétrole résulte de l'action des bactéries qui sont naturellement présentes dans l'eau de mer et dans les sédiments. Ces bactéries forment de véritables communautés capables de décomposer la plupart des composés pétroliers, mais à des vitesses différentes (Hazen *et al.*, 2016). Ce mécanisme constitue la principale voie d'élimination naturelle des hydrocarbures déversés dans l'environnement. Plusieurs facteurs influencent la biodégradation. La viscosité du produit pétrolier est le premier facteur limitant, car elle détermine l'accessibilité du produit aux microorganismes. La composition chimique, qui détermine le niveau de complexité des molécules à dégrader, constitue le second facteur. Plus les composés chimiques sont complexes, comme dans le cas des pétroles non conventionnels, plus leur biodégradation en est affectée.

La biodégradation du pétrole résulte de l'action des bactéries qui sont naturellement présentes dans l'eau de mer et dans les sédiments. [...] Plus les composés chimiques sont complexes, comme dans le cas des pétroles non conventionnels, plus leur biodégradation en est affectée.

LE COMPORTEMENT DANS LES SÉDIMENTS

Après avoir atteint les fonds marins, les hydrocarbures pétroliers s'associent fortement aux particules sédimentaires et sont sujets à des transformations physico-chimiques et biologiques. En fonction du temps, il s'établit un équilibre entre le biote, la phase dissoute et la phase particulaire, équilibre qui peut être représenté schématiquement (figure 3.2).

Di Toro et ses collaborateurs (1991) assument que la prise en charge des hydrocarbures peut se faire soit par une adsorption des molécules solubles sur les parois externes de l'animal par l'intermédiaire de l'eau, soit par une internalisation par l'intermédiaire de la nourriture. Selon

ce modèle, la toxicité des hydrocarbures est estimée par leur partition entre le carbone organique du sédiment et l'eau interstitielle, à partir du coefficient KOC de partage carbone organique/eau, et par leur partition entre l'eau interstitielle et les tissus de l'organisme. Cette approche assume que la partition est à l'équilibre et que la concentration dans chacune des phases peut être prédite en utilisant un coefficient de partage et la concentration mesurée ou estimée dans les autres phases. Enfin, il n'y a pas de retour du biote vers l'eau ou le sédiment parce que les hydrocarbures sont bioaccumulés et assimilés par les organismes.

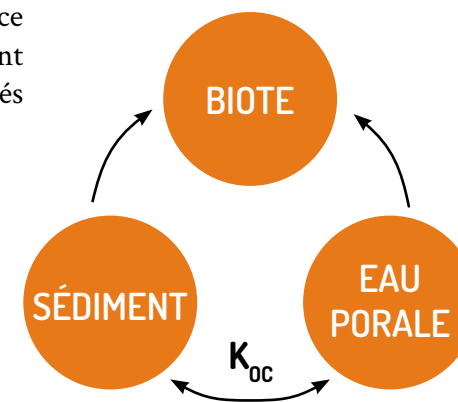


Figure 3.2

Modèle de la partition à l'équilibre des hydrocarbures dans les sédiments. (Traduit de Di Toro *et al.* 1991.)
 K_{OC} = coefficient de partage eau/carbone organique.

LE COMPORTEMENT DANS LA GLACE

Photo : R. St-Louis / UQAR 2016



En hiver, la basse température modifie les propriétés des produits pétroliers en augmentant leur viscosité et en ralentissant par conséquent les processus d'altération, comme l'évaporation et la biodégradation (Lee *et al.*, 2015). À la suite de l'extrusion du sel lors de sa formation, la glace de mer devient poreuse et laisse s'infiltrer le pétrole au sein de sa structure. Celui-ci se trouve alors plus ou moins piégé selon la température du milieu (figure 3.3). Cette présence de glace pose un grand défi lors du nettoyage d'un déversement (Dickins et Buist, 1999). En effet, la couverture

Figure 3.3

Photographie d'une carotte de glace avec à sa base une couche de pétrole incorporée dans la glace poreuse.

de glace en surface, la nature et l'âge de la glace, combinés à la hauteur des vagues et à la température de l'air, influencent le comportement des produits pétroliers. Lorsque la glace se forme en présence d'un pétrole brut léger ou intermédiaire, celui-ci peut rester en surface ou être incorporé dans des fissures et s'étaler sous la couche de glace (Fingas et Hollebone, 2003). Si le froid persiste après l'inclusion du pétrole, une nouvelle couche de glace apparaît à l'interface eau/pétrole et le pétrole forme des lentilles de taille variable totalement insérées dans la couche de glace (Brandvik *et al.*, 2010). Il peut ainsi être encapsulé dans les couches de glace successives et ensuite migrer vers la surface par les canaux de saumure (figure 3.4). Au printemps, le pétrole sous et dans la glace est réchauffé par le soleil. La fonte de la glace autour des poches de pétrole permet à celui-ci de migrer vers la surface pour former de grandes flaques flottant sur les lacs de fonte. Les pétroles lourds ou émulsifiés qui sont très visqueux et trop denses pour migrer en surface restent prisonniers des blocs de glace, jusqu'à la débâcle du printemps ou à la fonte complète sur place.

L'étalement du pétrole sous la glace est beaucoup plus lent que sur une surface libre et est dicté par la rugosité de l'interface glace/eau, particulièrement accidentée en milieu marin et sur une rivière. La basse température ainsi que le contact réduit avec l'atmosphère et avec l'eau libre réduisent les processus d'évaporation, de dissolution et de biodégradation (Delille *et al.*, 1997). Les produits légers les plus toxiques sont en bonne partie conservés intacts sous et dans la glace jusqu'à la fonte (Fingas et Hollebone, 2003). Aucune étude n'a encore été rapportée sur le comportement du bitume dilué en présence de glace de mer ou d'eau douce. Compte tenu de la faible viscosité du dilbit frais, on peut raisonnablement supposer que son comportement sera similaire à un brut conventionnel dans des eaux glacées (figure 3.4). Pour le dilbit sous la glace ou incorporé dans les fissures, l'évaporation et la dissolution devraient être faibles, et sa composition originale devrait être en bonne partie conservée. Il est plausible qu'il y ait peu de sédimentation du dilbit déversé sous la glace puisque sa densité n'augmentera pas significativement. /

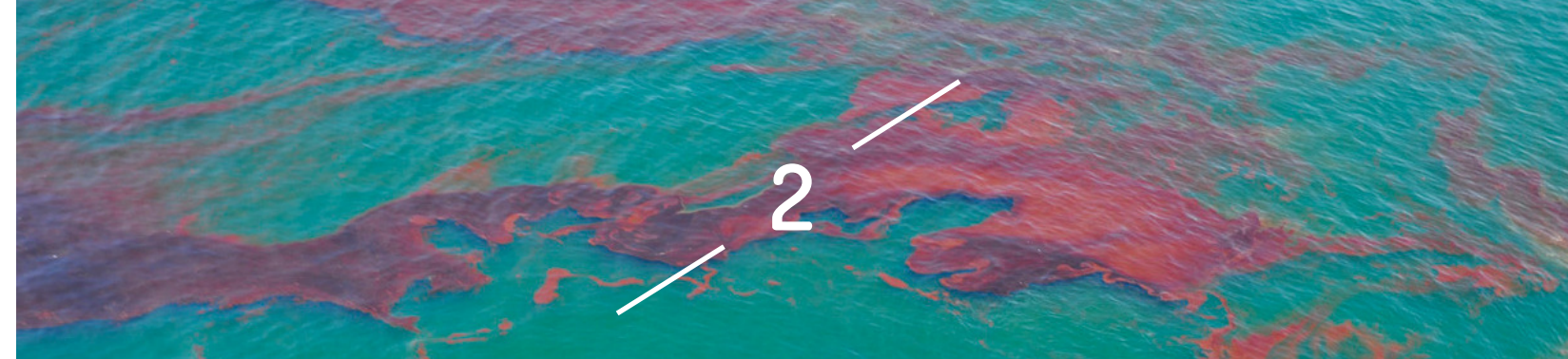


Photo : NOAA / Flickr

LA TOXICITÉ ASSOCIÉE AUX MÉTHODES DE NETTOYAGE

Les techniques de traitement des nappes de pétrole en mer et de nettoyage du pétrole échoué sur les rivages ont peu évolué depuis 20 ans, et demeurent extrêmement coûteuses et laborieuses. Les approches classiques de nettoyage manuel et mécanisé se distinguent des techniques utilisant des agents chimiques capables de disperser ou de solidifier le pétrole (Fingas, 2013).

Les techniques de traitement des nappes de pétrole en mer et de nettoyage du pétrole échoué sur les rivages ont peu évolué depuis 20 ans, et demeurent extrêmement coûteuses et laborieuses.

LES TECHNIQUES MANUELLES ET MÉCANIQUES

En général, le nettoyage manuel sans dispersant chimique des plages, des zones de marais et des côtes rocheuses n'accroît pas la toxicité du pétrole échoué. Il faut cependant mentionner que le piétinement des zones boueuses et des marais a pour conséquence d'enfouir le pétrole dans les sols et sédiments, puis d'augmenter son contact avec les racines des plantes et les organismes benthiques vivant dans ces milieux. De même, l'enfouissement a pour conséquence de réduire la vitesse de biodégradation du pétrole à cause de la réduction de l'oxygène nécessaire à l'activité des bactéries aérobies.

Plusieurs techniques de lessivage des plages et des rochers avec des lances à incendie et des boyaux d'arrosage ont été utilisées lors d'accidents majeurs, par exemple l'*Amoco Cadiz* sur les côtes bretonnes, le *Prestige* en Galice et l'*Exxon Valdez* dans le détroit du Prince-William, en Alaska. Ces méthodes ont parfois été combinées à l'utilisation de dispersants et de solvants, comme dans le cas du *Torrey Canyon* sur les côtes anglaises. Ces techniques sont relativement efficaces, mais conduisent parfois à une modification substantielle des communautés microbiennes indigènes, ce qui retarde la mise en route

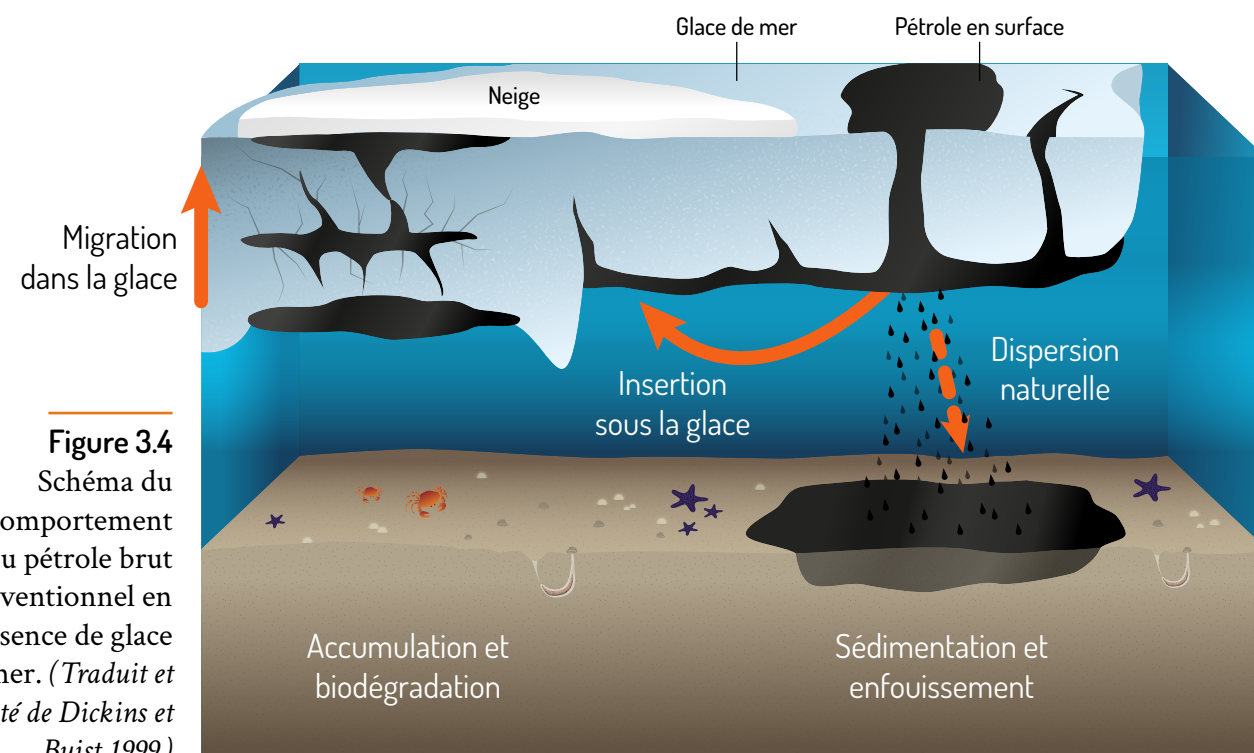


Figure 3.4
Schéma du comportement du pétrole brut conventionnel en présence de glace de mer. (Traduit et adapté de Dickins et Buist 1999.)



Photo : ARLIS Reference / FlickrR

de la biodégradation *in situ* du pétrole déversé (Boufadel *et al.*, 2016). Certaines études mentionnent que le lessivage de la portion fine des sédiments après l'accident de l'*Exxon Valdez* a contribué à ralentir considérablement la recolonisation de certaines espèces benthiques (Fukuyama *et al.*, 2014). De même, le nettoyage à l'eau de mer, le sarclage et l'homogénéisation des sédiments des plages durant les opérations de nettoyage peuvent aussi altérer la communauté bactérienne. En effet, même un an après la catastrophe de *Deepwater Horizon*, les communautés microbiennes des sédiments présentent toujours des groupes associés aux eaux océaniques qui ont le pouvoir de dégradation des hydrocarbures, changeant du même coup les fonctions écosystémiques de celles-ci (Engel et Gupta, 2014). Le nettoyage des plages contribue à restaurer les sites, mais, parfois, en enlevant les débris macroalgues, il prive de nombreuses espèces d'un microhabitat et d'une source importante de nourriture (de la Huz *et al.*, 2005).

Certaines techniques de nettoyage sont invasives car elles utilisent des jets d'eau ou de vapeur à haute pression et des produits chimiques pour déloger le pétrole des plages, comme celles de la région du détroit du Prince-William en 1989.

LES TECHNIQUES UTILISANT DES MÉLANGES CHIMIQUES

› LES AGENTS DE DISPERSION ET LEUR TOXICITÉ

Le développement et l'utilisation des dispersants comme outil de nettoyage lors des déversements pétroliers remontent à la fin des années 1960, alors que le mécanisme de dispersion du pétrole avec un mélange de composés tensioactifs et une méthode d'application en mer avec un bateau ont été décrits (Canevari, 1969). Une revue de littérature scientifique portant sur la chimie, l'application et la toxicité des dispersants et autres agents

chimiques a été récemment produite (Pelletier, 2015).

La question de la toxicité des tensioactifs eux-mêmes ainsi que des solvants et additifs utilisés dans la formulation des dispersants a été abordée dès la formulation des dispersants. Les dispersants commerciaux actuels sont peu toxiques, avec des doses létales médianes à 50% (DL50) de 200 à 400 mg/L, ce qui indique une toxicité au

moins 10 fois moindre que celle de la majorité des pétroles (Fingas, 2013), mais leur toxicité en milieu naturel apparaît moins claire. À la suite de l'accident de la plateforme *Deepwater Horizon* dans le golfe du Mexique, d'énormes quantités des dispersants Corexit 9500A et 9527 ont été utilisées en surface et en profondeur. Selon les sources autorisées (OSAT, 2011), entre 7 et 9,8 millions de litres de ces dispersants ont été utilisés dans la zone immédiate de la plateforme (40% en profondeur) et sur les nappes à la dérive dans le golfe du Mexique. Des tensioactifs ont été retrouvés dans les eaux côtières de la Louisiane et de la Floride plusieurs semaines après la fin des opérations. Des questions se sont posées quant à la biodégradation de ces composés et à leur possible toxicité résiduelle (Zuijidgeest et Huettel, 2012). Bien que leurs effets réels sur les fonctions des communautés soient inconnus, l'utilisation de dispersants ou de floculants a déjà montré son efficacité afin de limiter les effets des hydrocarbures (Yamamoto *et al.*, 2003; Taylor et Rasheed, 2011).

La toxicité du pétrole dispersé ne fait pas de doute et a fait l'objet de multiples études depuis les années 1990 (NRC, 2005; Prince, 2015; Esbaugh *et al.*, 2016). Il tombe sous le sens que des myriades de gouttelettes de pétrole vont contaminer la microfaune pélagique ainsi que la macrofaune benthique en eau peu profonde, en particulier les bivalves et les crustacés (Perhar et Arhonditsis, 2014).

La toxicité des hydrocarbures augmente avec l'addition de dispersants à cause de leur efficacité à fragmenter les gouttelettes d'hydrocarbures et de leur capacité à distribuer le pétrole dans tout le milieu récepteur (Swedmark *et al.*, 1973; Bobra *et al.*, 1989), en plus de leur capacité à solubiliser certains HAP et ainsi à augmenter la concentration des hydrocarbures dans la colonne d'eau (Ozhan *et al.*, 2014b). Les effets de la dégradation des hydrocarbures en présence de dispersants chez

les copépodes et les larves de poisson sont variables selon les cas étudiés (Norregaard *et al.*, 2015; Sørhus *et al.*, 2015; Esbaugh *et al.*, 2016). Les poissons pélagiques (surtout leurs œufs et larves) peuvent être très fortement affectés par l'utilisation d'un dispersant (Ramachandran *et al.*, 2004). De même, la présence de dispersants et de pétrole dispersé augmente de deux à trois fois la mortalité du zooplancton incubé en mésocosmes (Almeda *et al.*, 2013). L'utilisation de dispersants pourrait aussi réduire le transfert du carbone microbien par réduction de broutage vers les niveaux supérieurs, dont le zooplancton, et, ultimement, la production des poissons (Ortmann *et al.*, 2012). Tous ces effets amènent plusieurs chercheurs à remettre fortement en question l'utilisation massive de dispersants en milieu naturel (Jung *et al.*, 2012).

La question de l'efficacité ou même de l'utilité des dispersants fait toujours l'objet d'un vif débat dans la communauté scientifique. L'utilisation massive des dispersants lors du déversement de la plateforme *Deepwater Horizon* a été vivement dénoncée par plusieurs scientifiques, en particulier des écologistes marins, en argumentant que les pertes des espèces pélagiques et benthiques en zone littorale dues à la dispersion du pétrole sont supérieures aux gains supposés. Certains scientifiques semblent croire à un effet général négatif sur les assemblages microbiens et sur l'efficacité de dégradation de ces derniers (Joye *et al.*, 2014). Au contraire, les tenants des dispersants soutiennent que ceux-ci peuvent réduire fortement les effets des nappes de pétrole sur les oiseaux, les mammifères et les zones de marais ainsi que sur les plages (Prince, 2015). Il faut noter que les pétro-

La toxicité des hydrocarbures augmente avec l'addition de dispersants à cause de leur efficacité à fragmenter les gouttelettes d'hydrocarbures et de leur capacité à distribuer le pétrole dans tout le milieu récepteur.

- Swedmark *et al.*, 1973

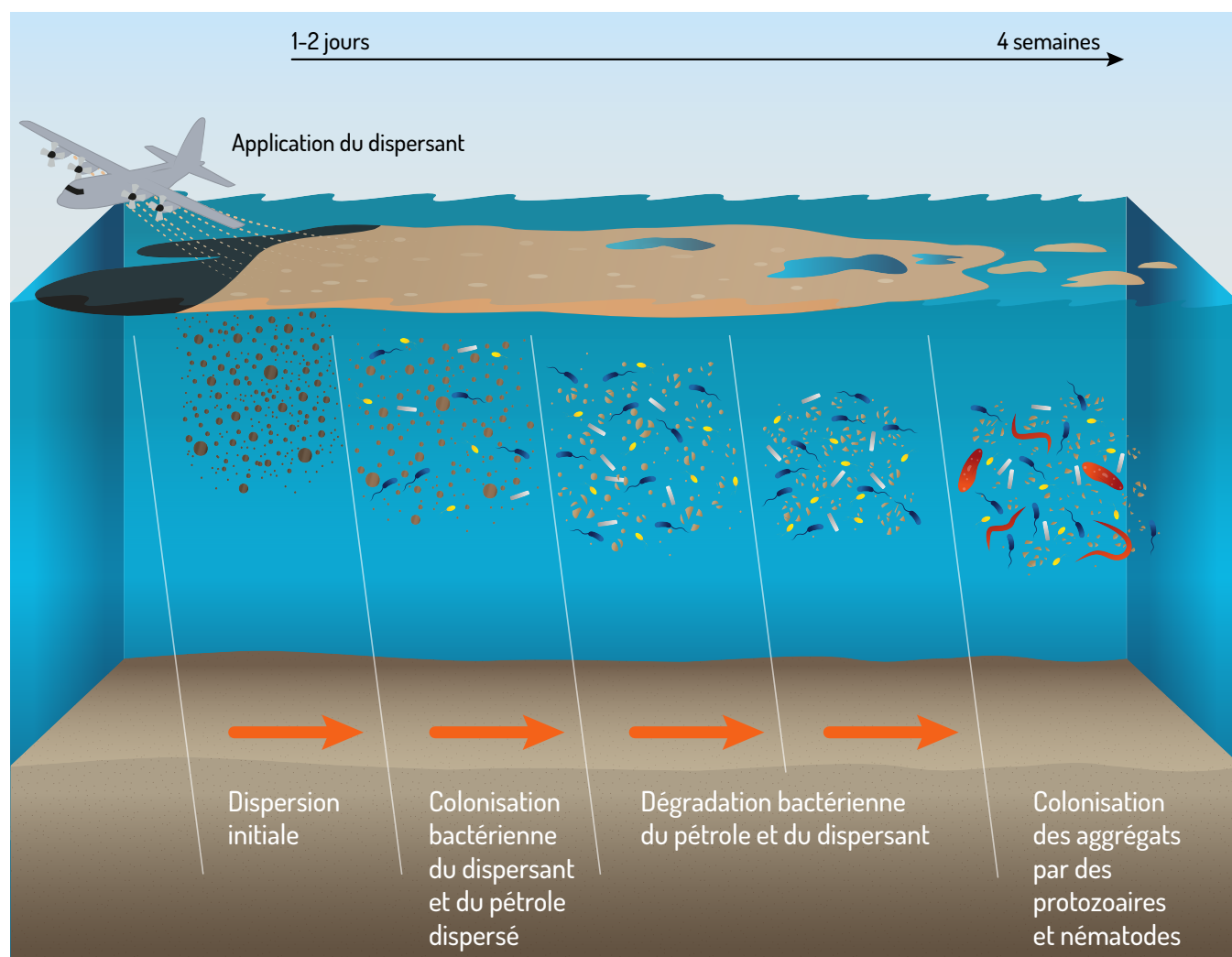
lières ont un intérêt évident pour l'utilisation des dispersants, qui sont beaucoup moins coûteux que le nettoyage manuel de plages et de marais et qui protègent mieux leur image auprès des médias.

En contrepartie, il est aussi clairement établi par de multiples études que le pétrole dispersé est plus rapidement biodégradé par la communauté bactérienne locale, même à basse température (McFarlin *et al.*, 2014; Hazen *et al.*, 2016), parce que la surface d'attaque des bactéries sur le substrat est très fortement augmentée à la suite de la dispersion, et ce, même si les gouttelettes ont tendance à retourner vers la surface (Almeda *et al.*, 2014). Toutefois, plusieurs études récentes ont également démontré que, contrairement

aux attentes, l'utilisation de dispersants pouvait également limiter la capacité de l'environnement à remédier efficacement à un déversement pétrolier en altérant l'établissement des espèces bactériennes responsables de la biodégradation du pétrole. Les raisons évoquées sont :

- 1) la toxicité du dispersant ou des produits de dégradation des composés pétroliers pour certaines des souches bactériennes concernées ;
- 2) la biodégradation microbienne du dispersant lui-même (voir figure 3.5), entraînant une compétition pour les nutriments (c.-à-d. l'azote et le phosphore) entre les souches bactériennes métabolisant les composés pétroliers et celles métabolisant le dispersant (Bælum *et al.*, 2012; Kleindienst *et al.*, 2015).

Figure 3.5
Étapes de la remédiation microbienne du pétrole en présence de dispersants chimiques.
(D'après Schmidt 2010.)



La question du rôle réel du dispersant est complexe et encore peu étudiée, mais les travaux de modélisation de Zhao et ses collaborateurs (2015) jettent un éclairage nouveau et révélateur sur le sujet. Ces auteurs rapportent les quelques éléments suivants :

- le dispersant (ici, le Corexit 9500A) augmente la solubilité des HAP;
- le dispersant peut être adsorbé par le sédiment et influence fortement le mécanisme de sorption/désorption des HAP;
- pour les HAP les plus solubles, leur capture est linéaire en fonction de l'augmentation de la concentration du dispersant;
- les conditions en eaux très profondes du golfe du Mexique diminuent la solubilisation, mais accroissent tout de même la capture des HAP par les sédiments.

Ces résultats sont peu favorables aux dispersants et font voir une problématique nouvelle qui doit être explorée plus à fond.



› LES AGENTS DE LAVAGE DES GALETS ET LES AGENTS CONCENTRATEURS

Les agents de lavage des surfaces couvertes de pétrole sont quelque peu différents des dispersants par leur formulation et leur utilisation. Ils agissent selon le même principe que les détergents pour la lessive en réduisant la force d'adhésion entre la tache de pétrole et celle du solide à nettoyer. Contrairement aux dispersants, les agents de lavage sont plus solubles dans l'eau que dans le pétrole. Ceux-ci détachent l'huile de la surface et provoquent sa flottaison, pour ensuite permettre sa récupération dans une zone bien circonscrite avec des estacades.

Il existe aussi des agents chimiques capables de concentrer le pétrole à la

surface de l'eau. Le plus simple agent « berger » est constitué de tensioactifs peu solubles dans l'eau, mais bien solubles dans l'éthylbutanol, un solvant couramment utilisé dans les dispersants. Quand le mélange est appliqué à la surface de l'eau à proximité de la nappe de pétrole, le tensioactif, étant peu soluble, a tendance à couvrir un maximum de surface pour réduire son énergie, à repousser au loin le pétrole et, donc, à produire cet effet de regroupement des hydrocarbures déjà étalés en une couche mince. L'effet « berger » permet d'épaissir la nappe en réduisant sa surface et de faciliter son ramassage, même à basse température (Buist *et al.*, 2010).

› LES AGENTS DE BIODÉGRADATION

De multiples agents chimiques ont été développés pour accélérer la biodégradation du pétrole, soit directement dans l'eau ou dans les sédiments et les sols (United States Environmental Protection Agency, 2015). Il s'agit dans tous les cas de nutriments hydrosolubles (sels d'ammonium, phosphates, nitrates) auxquels peuvent venir s'ajouter des carbohydrates et des produits naturels divers facilement assimilables par les communautés bactériennes locales. Ces apports de nutriments sont généralement bénéfiques à la biodégradation du pétrole, même en conditions très sévères (Coulon *et al.*, 2005).

La biodégradation du pétrole par les communautés microbiennes présentes dans les milieux naturels élimine efficacement une grande partie du pétrole déversé (Atlas, 1981; Atlas et Hazen, 2011), mais peut laisser un résidu toxique de nature inconnue (Pelletier *et al.*, 2004). De nombreux microorganismes ont la capacité d'utiliser le pétrole pour le transformer en constituants cellulaires (Dash *et al.*, 2013). Ces microorganismes, essentiellement des bactéries et des champignons, sont appelés hydrocarbonoclastes. Ils sont capables de dégrader les hydrocarbures et de les utiliser comme source de carbone pour leur croissance. Aucun microorganisme ne peut à lui seul dégrader tous les composants du pétrole brut ou des carburants raffinés qui sont déversés dans

l'environnement. Certaines bactéries peuvent dégrader plusieurs hydrocarbures ou toute une classe d'hydrocarbures, mais les dizaines de milliers de composés différents qui forment le pétrole ne sont biodégradables que par l'action combinée d'une communauté microbienne complexe (Head *et al.*, 2006). Généralement, un apport de pétrole en milieu naturel est rapidement suivi par l'apparition de microorganismes hydrocarbonoclastes au sein de la communauté microbienne indigène (Haritash et Kaushik, 2009; Chronopoulou *et al.*, 2015).

La capacité de biodégradation du pétrole par ces communautés dépend :

- 1) du type de pétrole et de son état de dégradation ;
- 2) des conditions environnementales prévalant dans le milieu affecté.

En effet, si les conditions environnementales sont défavorables à la croissance bactérienne (température, rayonnement, disponibilité en nutriments, etc.), la biodégradation in situ sera limitée (Juhasz et Naidu, 2000; Coulon *et al.*, 2005; Dash *et al.*, 2013). Au contraire, en conditions favorables de croissance, le métabolisme bactérien sera élevé et une forte croissance microbienne sera observée, ce qui entraînera une efficacité élevée de biodégradation et, donc, une élimination efficace du pétrole déversé. /

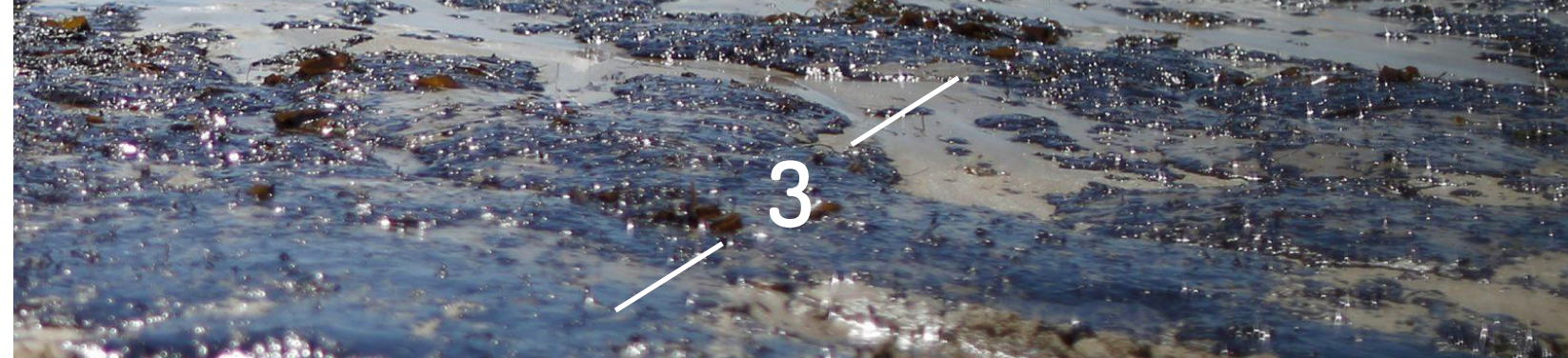
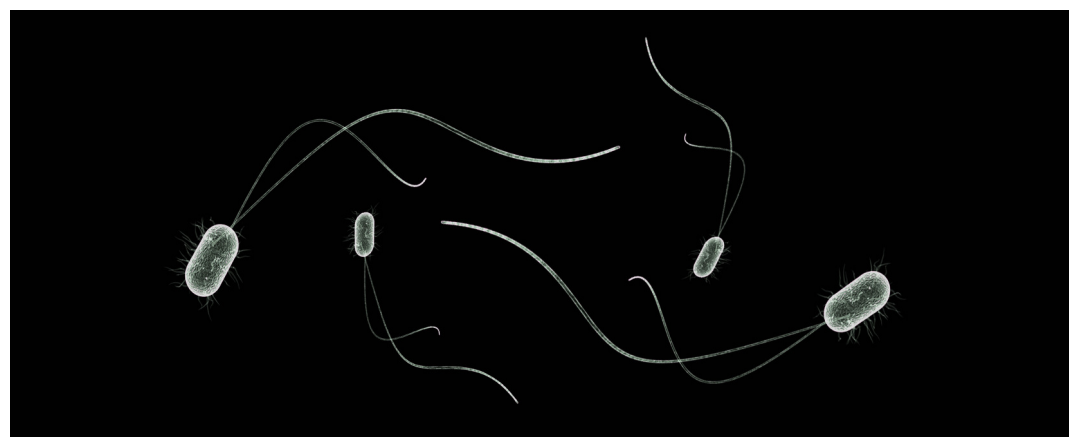


Photo : Pixabay

L'IMPACT SUR LES ÉCOSYSTÈMES MARINS

L'impact des déversements de pétrole a très fortement marqué l'opinion publique, surtout lorsque les médias diffusent des paysages de bord de mer aux immenses nappes flottantes, où les poissons, les oiseaux ou les mammifères sont morts ou englués. Au-delà du très fort impact visuel que ces images fournissent, il est facile pour un large public d'en évaluer les impacts négatifs sur les écosystèmes affectés. Lorsque les algues, les oiseaux (canards, oies, albatros) ou les mammifères marins (loutres de mer) sont affectés, il est facile d'imaginer le tort causé tant sur le plan du fonctionnement des écosystèmes (production de nourriture, purification de l'eau, prédation, contrôle des espèces invasives) qui les abritent que des services qu'ils rendent au bien-être des humains (p. ex., culturel : espèces emblématiques; économique : pêcheries, tourisme) (Austen *et al.*, 2015; Johnson et Mayer-Pinto, 2015).

La comparaison des effets des déversements des hydrocarbures sur les écosystèmes dépend grandement des conditions dans lesquelles ils surviennent, notamment la quantité de polluants déversés, le type d'hydrocarbures, les conditions météorologiques au moment de l'événement, la morphologie du littoral, l'habitat et le type de communauté biologique affectée. Plusieurs études ayant des approches écosystémiques (Jewett *et al.*, 1999; Peterson *et al.*, 2001; Keller, 2005;

Kimura et Steinbeck, 2005) ont dénoncé le manque d'information pour établir une base comparative plus représentative de la diversité des milieux étudiés. D'ailleurs, seules les comparaisons de type avant-après / contrôle-affecté peuvent clairement aider à l'interprétation des effets réels des impacts humains sur les écosystèmes (Underwood, 1992; Benedetti-Cecchi, 2001), dont celui des hydrocarbures (MacFarlane et Burchett, 2003). Il ne faut toutefois pas oublier le pouvoir de dispersion naturelle et d'atténuation des effets néfastes en milieu marin selon les conditions dans lesquelles l'événement se produit. Par exemple, le naufrage du Jessica (janvier 2001) dans l'archipel des îles Galápagos aurait été une catastrophe majeure si :

- 1) le déversement avait été plus important (400 t de diesel et 300 t d'huile lourde);
- 2) les vagues et courants océaniques n'avaient pas entraîné les polluants vers le milieu océanique;
- 3) les côtes principalement rocheuses à proximité n'avaient pas diminué l'incorporation des polluants sur les côtes;
- 4) les huiles lourdes n'avaient pas été mélangées au diesel;
- 5) en l'absence de température chaude et ensoleillée, une majorité des polluants n'avaient pas été rapidement évaporés (Edgar *et al.*, 2003).

Le cas du Jessica n'a heureusement pas laissé d'impacts significatifs sur les plantes

et les animaux des milieux intertidaux et peu profonds (Edgar *et al.*, 2003). Dans ce dernier cas, la chance fut inouïe, car, le plus souvent, les conditions adverses accroissent les effets nocifs d'un déversement accidentel et retardent ou empêchent les actions de mitigation ou de récupération. L'effet des hydrocarbures est souvent évalué par leurs composants tels que les hydrocarbures pétroliers totaux (en anglais, total petroleum hydrocarbons ou TPH) et les HAP. Ainsi, dans cette section, lorsque nous parle-

rons des hydrocarbures, si ce n'est pas précisé, nous viserons ce type de contaminant dans un sens plus large. Il existe des revues de littérature sur l'impact des hydrocarbures sur les organismes aquatiques et leur environnement, dont celle de Dupuis et Ucan-Marín (2015). Ci-dessous, nous présentons un survol des principaux impacts selon les espèces présentes à l'intérieur des écosystèmes marins, puis, dans la section suivante, les effets temporels et la récupération des milieux affectés.

LES MICROORGANISMES

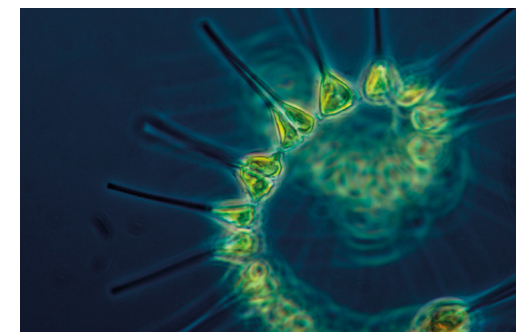
Les petits organismes aquatiques (moins de 0,1 mm) sont ceux qui réagissent les premiers et le plus fortement aux divers changements dans l'écosystème. Suivant l'accident de la plateforme *Deepwater Horizon*, les communautés bactériennes des plages de la Louisiane ont rapidement évolué vers des communautés typiquement océaniques ayant un potentiel élevé de dégradation des hydrocarbures (Engel et Gupta, 2014). Même après plus de six mois, les communautés microbiennes présentaient des groupes associés à une meilleure capacité de dégradation des hydrocarbures, changeant du même coup les fonctions écosystémiques de celles-ci. Devant l'arrivée d'une grande quantité d'hydrocarbures de la plateforme, des changements rapides dans les communautés microbiennes de plusieurs écosystèmes (eaux profondes, sédiments côtiers, milieux intertidaux et de profondeur) du golfe du Mexique ont été remarqués et accompagnés d'observations de « neige » marine, dont la nature de la formation reste à être élucidée (Joye *et al.*, 2014). Par ailleurs, la biodégradation du pétrole par les communautés microbiennes naturelles demeure possible, même à basse température et en présence de glace (Siron *et al.*, 1995).



Photo nudibranche *Aeolidia papillosa* :
P. Archambault

LE PHYTOPLANCTON

En milieu marin, une large part de la productivité primaire est effectuée par les organismes phytoplanctoniques. Les effets d'un éventuel déversement sur le phytoplancton dépendent de divers facteurs tels que la concentration des hydrocarbures déversés, la température, les courants, les conditions météorologiques, la présence de nutriments, la diversité et la composition des espèces constituantes ainsi que le moment dans la saison (Ozhan *et al.*, 2014a, 2014b). À partir d'expériences de croissance en laboratoire, les dinoflagellés se sont montrés moins tolérants à la présence d'hydrocarbures que les diatomées. De plus, les espèces de plus grande taille sont moins affectées que les plus petites et un assemblage de cinq espèces augmente la résistance moyenne (Ozhan *et al.*, 2014b). La différence de susceptibilité entre les diatomées et les dinoflagellés ainsi qu'une stimulation de la croissance chez ce dernier groupe en présence de faible concentration d'hydrocarbures peuvent expliquer des changements brusques dans la dominance chez les populations phytoplanctoniques (Ozhan *et al.*, 2014b). Il est très difficile de prédire ce qu'un déversement produirait sur la dynamique du phytoplancton, étant



donné la vitesse des changements dans les abondances et la grande différence de tolérance entre les espèces phytoplanctoniques en présence de pétrole brut (Ozhan *et al.*, 2014a).

Des travaux en mésocosmes sur le plancton naturel de l'estuaire maritime du Saint-Laurent (Sargian *et al.*, 2005) ont montré que la fraction soluble du pétrole brut avait des effets délétères puissants sur la communauté phytoplanctonique, dont une forte réduction de la croissance et une augmentation de la taille moyenne des cellules reflétant une perturbation du cycle de division cellulaire. En parallèle, une forte augmentation des abondances bactériennes a été attribuée à l'activité de décomposition du phytoplancton et des composés pétroliers hydrosolubles.

LE ZOOPLANCTON ET LES MACRO-INVERTÉBRÉS

La mortalité dans les communautés de zooplancton peut être très rapide suivant l'exposition au pétrole brut (Almeda *et al.*, 2013). Une bioaccumulation des hydrocarbures (surtout les HAP) dans les tissus des organismes zooplanctoniques a été observée, avec une forte dépendance du type d'hydrocarbures et de l'espèce étudiée. Cette bioaccumulation dans les tissus transfère certains composés chez leurs prédateurs et, possiblement, vers les niveaux trophiques supérieurs. Par contre, la complexité des communautés du zoo-

plancton peut aider à leur maintien. En effet, en présence de copépodes et de protozoaires, les effets toxiques directs ou de bioaccumulation des hydrocarbures par assimilation de fines gouttelettes peuvent être réduits par la production de pelotes fécales et par le transfert des HAP vers les niveaux trophiques supérieurs (Almeda *et al.*, 2013). Les assemblages d'espèces zooplanctoniques peuvent cependant être très résistants aux déversements, comme il a été démontré dans le cas de l'accident du *Sea Empress* (février 1996) en mer

La croissance des mollusques peut être fortement affectée par la présence de pétrole dans l'eau, la taille des particules d'hydrocarbures y est entre autres importante.

d'Irlande, où les espèces dominantes ou sensibles n'ont pas été significativement affectées après le déversement (Batten *et al.*, 1998). Peu de changements ont aussi été observés dans les communautés pélagiques suivant le naufrage du *Prestige* en 2003 (Varela *et al.*, 2006). Par contre, lors de l'explosion de la plateforme *Deepwater Horizon*, la structure des communautés planctoniques a été largement modifiée pendant deux mois. Par la suite, il y a eu un retour des communautés à leur profil habituel lors de la pollution générée par la plateforme. Cette résilience a été attribuée à une forte activité des organismes microbiens, qui aurait stimulé la productivité du zooplancton par l'intermédiaire de liens trophiques complexes (Carassou *et al.*, 2014).

Les communautés macrobenthiques littorales peuvent être affectées ou altérées pendant plusieurs années après un accident pétrolier. Une étude montre que les changements de structure des communautés affectées par les déversements de l'*Amoco Cadiz* (mars 1978, Bretagne) et de l'*Aegean Sea* (décembre 1992, Galice) sont perceptibles tant sur les plans taxonomiques de l'espèce, du genre ou de la famille, et ce, pendant de nombreuses années (Gomez Gesteira *et al.*, 2003). Dans le cas de l'*Amoco Cadiz*, les effets sur les amphipodes benthiques et suprabenthiques ont été très forts et ont perduré plus de huit ans après la catastrophe (Dauvin 1987). Ces dernières données

ont été abondamment utilisées pour illustrer les impacts sur les communautés benthiques marines (Clarke *et al.*, 2014). Les effets du déversement du pétrolier *Prestige* (septembre 2002) sur les plages espagnoles ont été nombreux, mais variables selon les groupes taxonomiques (de la Huz *et al.*, 2005). Si, huit mois après le naufrage, les crustacés marins n'avaient pas ou peu été affectés, sur certaines plages, les polychètes, les mollusques, les insectes et les crustacés semi-terrestres avaient vu leur nombre d'espèces diminué jusqu'aux deux tiers. La croissance des mollusques peut être fortement affectée par la présence de pétrole dans l'eau, la taille des particules d'hydrocarbures y est entre autres importante (Strömngren, 1987). Des changements dans la structure des communautés intertidales des milieux rocheux ont été observés pendant plusieurs années à la suite du déversement accidentel du *Laura D'Amato* (août 1999) dans la baie de Sydney, en Australie, où les invertébrés opportunistes ont dominé au début de la récupération des communautés (MacFarlane et Burchett, 2003). La comparaison entre des sites affectés et non affectés après l'accident de l'*Exxon Valdez* montre un retour au niveau d'abondance normal des sites pollués pour une majorité de taxons endobenthiques (organismes vivants dans le sédiment) après trois ans, mais aussi une lente récupération (jusqu'à 11 ans) pour certaines populations de mollusques (Fukuyama *et al.*, 2014).

LES POISSONS, LES CRUSTACÉS ET LES PÊCHERIES

Les pêcheries (poissons et crustacés) ont fortement été affectées suivant la catastrophe de la plateforme *Deepwater Horizon*, menant jusqu'à leur fermeture pendant des mois. Plus de cinq ans après l'explosion, certaines activités économiques telles que la pêche aux crabes et aux crevettes n'avaient pas encore pleinement repris (Gallucci, 2015). Déjà en 2012, les prévisions des impacts économiques de l'accident de *Deepwater Horizon* atteignaient 8,7 G\$ US et un manque à gagner de 4,9 et 3,5 G\$ US pour les pêches commerciale et sportive, respectivement (Sumaila *et al.*, 2012).

Lors d'un déversement, le fractionnement du pétrole (incluant le mazout lourd) conduit à la dissolution de substances très toxiques, dont certains HAP, et à la formation de gouttelettes qui auront tendance à se coller aux organismes de très petite taille, dont les larves et les juvéniles de poisson. De multiples travaux scientifiques ont montré les dommages à court et à long termes causés aux populations de poissons à la suite de l'accident de l'*Exxon Valdez* (Rice *et al.*, 2001). D'autres travaux ont montré que les embryons de saumon étaient tués ou gravement endommagés par des concentrations de résidus de pétrole bien en dessous des concentrations normalement observées après un

déversement (Brannon *et al.*, 2006). Les effets ont donc été détectables à long terme, soit plus de 10 ans après l'accident (Incardona *et al.*, 2013).

Les effets du déversement liés au naufrage de l'*Exxon Valdez* et à l'explosion de la plateforme *Deepwater Horizon* ont été considérables. La survie de nombreuses espèces aquatiques, y compris des poissons, oiseaux, tortues et mammifères marins, a été affectée (Barron *et al.*, 2003; Barron, 2012). Dans ces deux cas, ces auteurs indiquent que les espèces aquatiques ont certainement souffert d'une baisse de leur capacité immunitaire, qui a entraîné une plus grande susceptibilité aux maladies, une plus faible capacité de se reproduire ou une plus grande vulnérabilité devant les variables environnementales et écologiques (p. ex., la prédation). Les poissons, surtout ceux de grande taille, ont modifié leur diète suivant l'explosion de *Deepwater Horizon* en délaissant le zooplancton pour des petits poissons (Tarnecki et Patterson, 2015).

Les résidus de pétrole contenant des HAP peuvent être bioaccumulés par des poissons de fond (Hellou *et al.*, 1995). En effet, le pétrole déposé au fond d'une baie n'est pas pour autant devenu inoffensif, car il peut être assimilé par les espèces de pois-



sons qui vivent sur les fonds marins et qui s'y alimentent. Enfin, de nombreux travaux ont montré que certains produits chimiques se trouvant dans le pétrole brut et le mazout lourd interfèrent directement avec le développement embryonnaire des poissons et que de nombreux effets géotoxiques ont été observés (Carls *et al.*, 1999; Incardona *et al.*, 2005).

Le cycle de vie et le comportement des crustacés les rendent particulièrement vulnérables à un déversement pétrolier, et ce, à tous les stades de leur développement. Comme nous l'avons déjà mentionné pour les larves de poisson, les premiers stades de développement des crustacés sont aussi très sensibles aux hydrocarbures dissous dans l'eau de mer. Par exemple, chez le homard, après un à quatre jours en présence de pétrole brut, les larves encore vivantes deviennent léthargiques ou peu mouvementées et réduisent leur alimentation (Wells et Sprague, 1976; Forns, 1977). Elles deviennent ainsi des proies faciles pour les prédateurs.

Les crustacés adultes exposés aux hydrocarbures ont également tendance à prendre le goût du pétrole à cause de molécules soufrées hydrosolubles qui sont présentes dans les produits pétroliers et qui sont facilement transférées aux crus-

LES ZONES D'HERBIERS ET LES MARAIS CÔTIERS

Les effets connus d'une contamination par le pétrole dans les marais côtiers incluent une altération des propriétés de cohésion des sols et des impacts négatifs sur les plantes, sur les populations d'invertébrés benthiques, sur les populations de poissons qui utilisent les marais comme frayère et pouponnière, et sur les oiseaux qui utilisent les herbiers comme zone principale d'alimentation (p. ex., les bernaches du Canada et les oies blanches

tacés. L'apparition de goût de pétrole a été fréquemment observée chez des poissons et des crustacés à la suite de déversements pétroliers ou dans des zones de transport et d'exploitation du pétrole (Höfer, 1998). La prise de goût a pour effet de rendre invendables certains produits de la pêche ou de l'aquaculture et de provoquer la fermeture de la pêche dans un vaste secteur autour d'un site de déversement pétrolier.

Les bivalves sont particulièrement sensibles à la présence des hydrocarbures, étant des organismes filtreurs qui tirent leur nourriture du plancton et des particules en suspension (Pérez-Cadahía *et al.*, 2004). La présence de microgouttelettes de pétrole amène une absorption rapide des produits pétroliers et la contamination des stocks de bivalves, qui perdent leur valeur commerciale. En général, les bivalves adultes offrent une bonne résistance aux hydrocarbures et tendent à réduire leur taux de filtration en attendant que le milieu redevienne de meilleure qualité. Les bivalves peuvent se dépurer lentement en milieu propre, mais la vitesse de dépuración est fonction de multiples facteurs, dont la température de l'eau, le type d'hydrocarbures et le taux de filtration du bivalve (Neff *et al.*, 1987; Martin *et al.*, 2003).

d'Amérique) au printemps comme à l'automne. Les effets sur les plantes aquatiques sont nombreux : réduction de la photosynthèse et de la transpiration, réduction de la taille et de la densité des tiges, réduction de la croissance, mortalité complète selon le type de pétrole et le niveau d'exposition, pénétration du pétrole dans le sol, et érosion de la marge exposée aux vagues (Lin et Mendelsohn, 2012).

LES OISEAUX ET LES MAMMIFÈRES MARINS

Les déversements d'hydrocarbures affectent rapidement les oiseaux et les mammifères en souillant leurs plumes ou leurs poils et, éventuellement, en s'accumulant dans leur organisme par absorption ou inhalation. Les oiseaux marins sont souvent les premières victimes des déversements pétroliers puisque, vivant à proximité des côtes, ils se nourrissent et se reposent à la surface de l'eau (Leighton, 1993). Le pétrole adhère irrémédiablement aux plumes, conduisant à un engluement plus ou moins sévère selon la quantité de pétrole et le niveau d'émulsion de celui-ci. Les oiseaux les plus englués ne peuvent plus voler et se noient rapidement. Les autres peuvent retourner à terre, où ils tentent de nettoyer leur plumage par lissage. La présence du pétrole sur le plumage réduit grandement sa capacité hydrofuge, ce qui a pour effet de permettre à l'eau froide de pénétrer le plumage et d'atteindre la peau, causant ainsi l'hypothermie et, souvent, la mort (Piatt *et al.*, 1990). Dans les six mois suivant l'accident de l'*Exxon Valdez* (mars 1989), plus de 30 000 oiseaux morts provenant de 90 espèces différentes ont été retrouvés et de 100 000 à 300 000 oiseaux auraient péri à la suite de cet accident (Piatt *et al.*, 1990). Les canards de mer, les laridés (p. ex., le goéland) et les alcidés (p. ex., le guillemot) ont été les familles les plus touchées. Après l'explosion de la plateforme *Deepwater Horizon* (avril 2010) dans le golfe du Mexique, plus de 7 000 oiseaux morts (200 espèces) ont été récupérés le long des côtes, mais environ 200 000 oiseaux auraient péri lors de ce gigantesque déversement (Haney *et al.*, 2014a, 2014b).

Les oiseaux marins sont particulièrement vulnérables aux déversements pétroliers en raison de l'exposition à des niveaux potentiellement élevés de HAP (Troisi et Borjesson, 2005). L'ingestion de pétrole par lissage ou par consommation de



Photo : Brocken Inaglor / Wikimedia

proies contaminées peut avoir des repercussions à long terme sur leur organisme et sur leur état de santé général (Giese *et al.*, 2000). Par exemple, l'exposition chronique aux HAP peut provoquer divers effets physiologiques chez les oiseaux, y compris une augmentation du stress oxydatif dans le foie et les reins, des troubles neurologiques et endocriniens, et une suppression immunitaire, causant ainsi une détérioration de leur état de santé général (Balseiro *et al.*, 2005; Alonso-Alvarez *et al.*, 2007). Cela peut aussi avoir un impact négatif sur leur succès reproducteur (Heubeck *et al.*, 2003). Néanmoins, très peu d'études se sont penchées sur les effets physiologiques sous-létaux et sur les conséquences écologiques de l'exposition au pétrole chez les oiseaux marins (Heubeck *et al.*, 2003).

Comme les mammifères marins viennent respirer tout juste à l'interface entre l'eau

et l'air, les dangers d'empoisonnement par inhalation, par contact avec la peau et par ingestion sont grands. L'inhalation d'eau huileuse principalement chez les espèces qui se nourrissent à la surface conduit à une absorption dans le système circulatoire, à de l'irritation et, possiblement, à des dommages permanents aux systèmes respiratoire et nerveux (Rainer Engelhardt, 1983; Schwacke *et al.*, 2014). Les phoques sont lourdement affectés par un accident pétrolier parce que ce mammifère marin passe une partie de son temps entre la mer et la terre ferme (échoueries, rochers, plages) pour s'alimenter, se reposer et se reproduire. Tout comme chez les oiseaux, le pétrole a pour effet de réduire la capacité d'isolement thermique de la fourrure des phoques et de provoquer l'hypothermie, qui devient la principale cause de leur

décès. De plus, l'ingestion de proies contaminées par les hydrocarbures et les tentatives de nettoyage du pelage entraînent de graves problèmes gastriques, intestinaux et rénaux (Overton *et al.*, 1994).

L'*Exxon Valdez* a causé la mort (directe ou indirecte) à court et à moyen termes de milliers de loutres de mer (Ballachey *et al.*, 1994). Ces dernières ne pouvaient plus compter sur la capacité isolante et sur la flottabilité de leur fourrure engluée. L'étude de la dynamique des populations de loutres suivant le déversement reste très difficile à réaliser puisque de nombreux facteurs confondants (prédation par les épaulards, disponibilité de la nourriture) sont venus complexifier l'interprétation des indicateurs spatio-temporels (Garshelis et Johnson, 2013). /

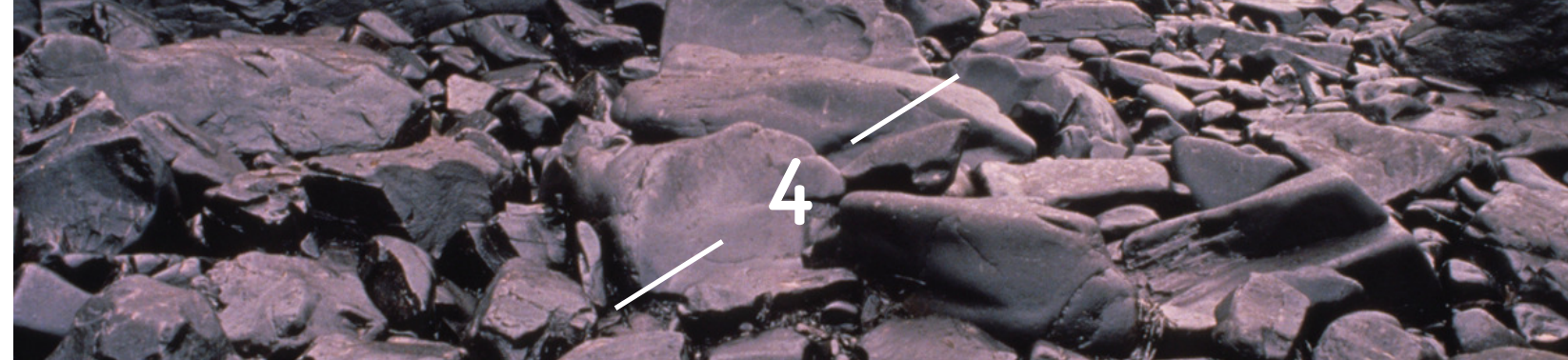


Photo : ARLIS Reference / FlickrR

LES IMPACTS À LONG TERME ET LA RÉCUPÉRATION

Les grands déversements sont rares, mais leurs effets sont immédiats et souvent très marqués sur les communautés littorales de milieux rocheux (Stevens *et al.*, 2012; Castège *et al.*, 2014) ou sédimentaires (Andersen *et al.*, 2008; Bik *et al.*, 2012; Zabbey et Uyi, 2014). Des études effectuées trop tôt et à trop court terme après un déversement peuvent sous-estimer les effets réels ou à plus long terme (Kingston *et al.*, 1995). L'impact des déversements opérationnels (entre autres pour les plateformes extracôtières), qui représentent des petites quantités mais à répétition, sont difficiles à quantifier à cause des capacités d'adaptation des écosystèmes.

Selon la structure des écosystèmes et l'intensité de la contamination, les communautés benthiques peuvent récupérer de façon relativement rapide (< 1 an) (Schlachter *et al.*, 2011; Egres *et al.*, 2012; Lee et Lin, 2013), modérée (1-5 ans) (Yamamoto *et al.*, 2003; Lobon *et al.*, 2008; Castège *et al.*, 2014) ou lente (> 5 ans) (Jewett *et al.*, 2002; Gilfillan *et al.*, 2005; Fukuyama *et al.*, 2014). Par exemple, en janvier 2006, dans le port de Gladstone, en Australie, un petit déversement d'huile lourde a provoqué des dépôts dans les sédiments adjacents (Melville *et al.*, 2009). Même si une période de six mois a suffi pour qu'une partie affectée de la communauté des invertébrés soit de retour, une défoliation des mangroves à proximité était

encore très visible. De nombreuses années après l'accident de l'*Exxon Valdez*, de fortes concentrations de polluants dans les sédiments et des effets sous-létaux chez les poissons, les loutres de mer et les oiseaux de rivage étaient encore mesurés (Peterson *et al.*, 2003). Les effets sur les populations de divers niveaux trophiques ont même changé les interactions entre les espèces et, possiblement, affecté la dynamique du réseau alimentaire (Peterson *et al.*, 2003). La récupération est généralement graduelle, comme il a été observé dans le cas du naufrage du *Prestige*, où les milieux intertidaux ont vu leur richesse (nombre d'espèces) diminuée de près du tiers après deux ans (Castège *et al.*, 2014). Cependant, même si, après trois ans, la richesse des communautés s'était rétablie, certaines espèces observées avant le naufrage demeuraient absentes. La récupération des marais côtiers après un accident pétrolier peut être relativement rapide ou très lente, à l'échelle de décennies (Hester et Mendelssohn, 2000). Plusieurs travaux récents ont montré une récupération rapide de quelques mois des marais à spartine de la Louisiane après l'accident de la plateforme *Deepwater Horizon* (Lin et Mendelssohn, 2012; Silliman *et al.*, 2012). Les déversements massifs à la suite de la guerre du Golfe en 1990 ont affecté fortement et à long terme (> 15 ans) certaines communautés d'invertébrés du golfe Persique (Joydas *et al.*, 2012). /

Photo : ARLIS Reference / FlickrR



CONCLUSION

Les milieux aquatiques sont utilisés par les populations humaines depuis des millénaires. L'intensification des activités anthropiques sur ces milieux met aujourd'hui beaucoup de pression sur les écosystèmes. L'exploration et l'exploitation des hydrocarbures, résolument plus tournées vers les zones marines de plus en plus profondes, combinées à l'augmentation de leur transit par voie maritime, augmentent les risques de déversements accidentels dans les habitats côtiers. Nous avons décrit dans ce chapitre les multiples éléments à considérer quant à la toxicité des hydrocarbures en milieu côtier. Lors d'un déversement, le comportement des hydrocarbures change dans le temps. Leur incorporation dans le milieu pélagique et dans les sédiments reste complexe. Un



éventuel déversement en milieu arctique et subarctique en présence de glace changerait d'ailleurs profondément la dynamique de dispersion et la vitesse de dégradation, et rendrait extrêmement difficile le nettoyage (Arctic Monitoring and Assessment Programme, 2010). Les méthodes de nettoyage contribuent parfois à accentuer la toxicité des hydrocarbures, notamment par l'utilisation de dispersants chimiques, qui accroît la fragmentation des gouttelettes et en augmente l'absorption chez beaucoup d'organismes aquatiques. L'impact des déversements accidentels sur les écosystèmes marins dépend fortement de la quantité, du type d'hydrocarbures libérés, des conditions météorologiques, du moment et du type d'habitat affecté. Les organismes de tous les réseaux trophiques et les liens entre ceux-ci peuvent en être affectés : bactéries, phytoplancton, zooplancton, benthos, poissons, oiseaux et mammifères marins. La durée des effets est très variable, mais, dans le cas des déversements majeurs, comme celui de l'Exxon Valdez, les effets sont restés perceptibles pendant plus de deux décennies.

Les écosystèmes marins sont régis par des processus écologiques complexes. Si, pour la plupart des déversements discutés dans ce chapitre, les milieux se révèlent résilients, les impacts de ces déversements ne peuvent être prédits avec certitude, tant il y a de variables qui en influencent la portée. Bien que les connaissances scientifiques sur la toxicité des hydrocarbures en milieu contrôlé soient de plus en plus détaillées, les études à ce sujet peinent à en extrapoler les résultats sur les écosystèmes naturels. Davantage de connaissances sont requises sur les effets sous-létaux, à long terme et à l'échelle des biomes afin de mieux préserver l'intégrité des écosystèmes côtiers et des services écologiques que ceux-ci procurent aux humains. /

BIBLIOGRAPHIE

- Adams J, Bornstein, J.M, Munno, K., Hollebone, B., King, T., Brown, R.S, Hodson, P.V. 2014. Identification of compounds in heavy fuel oil that are chronically toxic to rainbow trout embryos by effects-driven chemical fractionation. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33: 825-835.
- Almeda, R., Hyatt, C. et Buskey, E.J. 2014. Toxicity of dispersant Corexit 9500A and crude oil to marine microzooplankton. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 106: 76-85.
- Almeda, R., Wambaugh, Z., Wang, Z., Hyatt, C., Liu, Z. et Buskey, E.J. 2013. Interactions between Zooplankton and Crude Oil: Toxic Effects and Bioaccumulation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. *PLoS ONE*, 8.
- Alonso-Alvarez, C., Munilla, I., Lopez-Alonso, M. et Velando, A. 2007. Sublethal toxicity of the Prestige oil spill on yellow-legged gulls. *Environment International*, 33: 773-781.
- AMAP 2010. Assessment 2007 : Oil and gas activities in the Arctic - Effects and potential effects. Volume 2. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, 277 p.
- Andersen, L.E., Melville, F., Jolley, D. 2008. An assessment of an oil spill in Gladstone, Australia - Impacts on intertidal areas at one month post-spill. *Marine Pollution Bulletin*, 57: 607-615.
- Atlas, R.M. 1981. Microbial degradation of petroleum hydrocarbons: An environmental perspective. *Microbiological Reviews*, 45: 180-209.
- Atlas, R.M., Hazen, T.C. 2011. Oil biodegradation and bioremediation: A tale of the two worst spills in U.S. history. *Environmental Science and Technology*, 45: 6709-6715.
- Austen, M., Hattam, C., Garrard, S. 2015. Human activities and ecosystem service use: impacts and trade-offs. Dans : Crowe TP et Frid CLJ éd. *Marine ecosystems: human impacts on biodiversity, functioning and services*. Cambridge University press, p. 336-376.
- Bælum, J., Borglin, S., Chakraborty, R., Fortney, J.L., Lamendella, R., Mason, O.U., Auer, M., Zemla, M., Bill, M., Conrad, M.E., Malfatti, S.A., Tringe, S.G., Holman, H.Y., Hazen, T.C. et Jansson, J.K. 2012. Deep-sea bacteria enriched by oil and dispersant from the Deepwater Horizon spill. *Environmental Microbiology*, 14: 2405-2416.
- Ballachey, B.E., Bodkin, J.L., DeGange, A.R. 1994. An overview of sea otter studies. Dans : Loughlin TR éd. *Marine mammals and the Exxon Valdez*. Academic Press, Inc., San Diego, p. 47-59.

- Balseiro, A., Espí, A., Márquez, I., Pérez, V., Ferreras, M.C., García Marín, J.F., Prieto, J.M. 2005. Pathological features in marine birds affected by the Prestige's oil spill in the north of Spain. *Journal of Wildlife Diseases*, 41: 371-378.
- Barron, M.G. 2012. Ecological Impacts of the Deepwater Horizon Oil Spill: Implications for Immunotoxicity. *Toxicologic Pathology*, 40: 315-320.
- Barron, M.G., Heintz, R., et Krahn, M.M. 2003. Contaminant exposure and effects in pinnipeds: Implications for Steller sea lion declines in Alaska. *Science of the Total Environment*, 311: 111-133.
- Batten, S.D., Allen, R.J.S., Wotton, C.O.M. 1998. The effects of the Sea Empress oil spill on the plankton of the southern Irish Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 36: 764-774.
- Benedetti-Cecchi, L. 2001. Beyond BACI: optimization of environmental sampling designs through monitoring and simulation. *Ecological Application*, 11: 783-799.
- Bik, H.M., Halanych, K.M., Sharma, J., Thomas, W.K. 2012. Dramatic Shifts in Benthic Microbial Eukaryote Communities following the Deepwater Horizon Oil Spill. *PLoS ONE*, 7: 6.
- Bobra, A.M., Shiu, W.Y., Mackay, D., Goodman, R.H. 1989. Acute toxicity of dispersed fresh and weathered crude oil and dispersants to *Daphnia Magna*. *Chemosphere*, 19: 1199-1222.
- Boufadel, M.C., Geng, X., Short, J. 2016. Bioremediation of the Exxon Valdez oil in Prince William Sound beaches. *Marine Pollution Bulletin*, In press: 1-9.
- Brandvik, P.J., Daling, P.S., Faksness, L.-G., Fritt-Rasmussen, J., Daae, R.L., Leirvik, F. 2010. Experimental oil release in broken ice – a large field verification of results from laboratory studies of oil weathering and ignitability of weathered oil spills. *SINTEF Materials and Chemistry, Report A15549, Trondheim*, 34 p.
- Brannon, E.L., Collins, K.M., Brown, J.S., Neff, J.M., Parker, K.R., Stubblefield, W.A. 2006. Toxicity of weathered Exxon Valdez crude oil to pink salmon embryos. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25: 962-972.
- Buist, I., Potter, S. et Sørstrøm, S.E. 2010. Barents sea field test of herder to thicken oil for in situ burning in drift ice. Dans : *Proceedings of the 33rd AMOP Technical Seminar on Environmental Contamination and Response*, 7 au 9 juin 2010. p. 725-742.
- Canevari, G.P. 1969. The role of chemical dispersants in oil cleanup. Dans : *Hoult DP éd. Oil on the sea*. Plenum Press, New York, p. 29-62.
- Carassou, L., Hernandez, F.J., Graham, W.M. 2014. Change and recovery of coastal mesozooplankton community structure during the Deepwater Horizon oil spill. *Environmental Research Letters*, 9: 12.
- Carls, M.G., Rice, S.D., Hose, J.E. 1999. Sensitivity of fish embryos to weathered crude oil: Part I. Low-level exposure during incubation causes malformations, genetic damage, and mortality in larval pacific herring (*Clupea pallasii*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18: 481-493.
- Castège, I., Milon, E., Pautrizel, F. 2014. Response of benthic macrofauna to an oil pollution: Lessons from the «Prestige» oil spill on the rocky shore of Guéthary (south of the Bay of Biscay, France). *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 106: 192-197.
- Cho, Y., Na, J.G., Nho, N.S., Kim, S., Kim, S. 2012. Application of saturates, aromatics, resins, and asphaltenes crude oil fractionation for detailed chemical characterization of heavy crude oils by Fourier transform ion cyclotron resonance mass spectrometry equipped with atmospheric pressure photoionization. *Energy and Fuels*, 26: 2558-2565.
- Chronopoulou, P.M., Sanni, G.O., Silas-Olu, D.I., van der Meer, J.R., Timmis, K.N., Brussaard, C.P.D., McGenity, T.J. 2015. Generalist hydrocarbon-degrading bacterial communities in the oil-polluted water column of the North Sea. *Microbial Biotechnology*, 8: 434-447.
- Clarke, K.R., Gorley, R.N., Somerfield, P.J., Warwick, R.M. 2014. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. *Plymouth Marine Laboratory, Plymouth*, 262 p.
- Coulon, F., Pelletier, E., Gourhant, L., Delille, D. 2005. Effects of nutrient and temperature on degradation of petroleum hydrocarbons in contaminated sub-Antarctic soil. *Chemosphere*, 5: 1439-1448.
- Dash, H.R., Mangwani, N., Chakraborty, J., Kumari, S., Das, S. 2013. Marine bacteria: Potential candidates for enhanced bioremediation. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 97: 561-571.
- Dauvin, J.-C. 1987. Évolution à Long terme (1978–1986) des populations d'Amphipodes des sables fins de la pierre noire (baie de Morlaix, manche occidentale) après la catastrophe de l'Amoco Cadiz. *Marine Environmental Research*, 21: 247-273.
- De la Huz, R., Lastra, M., Junoy, J., Castellanos, C., Vieitez, J.M. 2005. Biological impacts of oil pollution and cleaning in the intertidal zone of exposed sandy beaches: Preliminary study of the «Prestige» oil spill. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 65: 19-29.
- Delille, D., Bassères, A., Dessommes, A. 1997. Seasonal variation of bacteria in sea ice contaminated by diesel fuel and dispersed crude oil. *Microbial Ecology*, 33: 97-105.
- Di Toro, D.M., Zarba, C.S., Hansen, D.J., Berry, W.J., Swartz, R.C., Cowan, C.E., Pavlou, S.P., Allen, H.E., Thomas, N.A., Paquin, P.R. 1991. Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 10: 1541-1583.

- Dickins, D.F., Buist, I. 1999. Countermeasures for ice covered waters. *Pure and Applied Chemistry*, 71: 173-191.
- Dupuis, A., Ucan-Marín, F. 2015. A literature review on the aquatic toxicology of petroleum oil: An overview of oil properties and effects to aquatic biota. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res*, 52 p.
- Edgar, G.J., Kerrison, L., Shepherd, S.A., Toral-Granda, M.V. 2003. Impacts of the Jessica oil spill on intertidal and shallow subtidal plants and animals. *Marine Pollution Bulletin*, 47: 276-283.
- Egres, A.G., Martins, C.C., Oliveira, V.M.D., Lana, P.D.C. 2012. Effects of an experimental in situ diesel oil spill on the benthic community of unvegetated tidal flats in a subtropical estuary (Paranaguá Bay, Brazil). *Marine Pollution Bulletin*, 64: 2681-2691.
- Engel, A.S., Gupta, A.A. 2014. Regime shift in sandy beach microbial communities following Deepwater horizon oil spill remediation efforts. *PLoS ONE*, 9: e102934.
- Engraff, M., Solere, C., Smith, K.E.C., Mayer, P., Dahllöf, I. 2011. Aquatic toxicity of PAHs and PAH mixtures at saturation to benthic amphipods: linking toxic effects to chemical activity. *Aquatic Toxicology*, 102: 142-149.
- Esbaugh, A.J., Mager, E.M., Stieglitz, J.D., Hoenig, R., Brown, T.L., French, B.L., Linbo, T.L., Lay, C., Forth, H., Scholz, N.L., Incardona, J.P., Morris, J.M., Benetti, D.D., Grosell, M. 2016. The effects of weathering and chemical dispersion on Deepwater Horizon crude oil toxicity to mahi-mahi (*Coryphaena hippurus*) early life stages. *Science of the Total Environment*, 543: 644-651.
- Fingas, M.F. 2011. *Oil spill science and technology : prevention, response, and clean up*. Gulf Professional Publishing, Elsevier, Burlington, 1156 p.
- Fingas, M. 2013. *The basics of oil spill cleanup*. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, 266 p.
- Fingas, M.F., Hollebone, B.P. 2003. Review of behaviour of oil in freezing environments. *Marine Pollution Bulletin*, 47: 333-340.
- Forns, J.M. 1977. The effects of crude oil on larvae of lobster *Homarus americanus*. Dans : *International Oil Spill Conference Proceedings*, Washington, DC, mars 1977. API, p. 569-573.
- Fukuyama, A.K., Shigenaka, G., Coats, D.A. 2014. Status of intertidal infaunal communities following the Exxon Valdez oil spill in Prince William Sound, Alaska. *Marine Pollution Bulletin*, 84: 56-69.
- Gallucci, M. 2015. *BP Oil Spill Has Lasting Economic Toll Five Years After Deepwater Horizon Explosion*.
- Garshelis, D.L., Johnson, C.B. 2013. Prolonged recovery of sea otters from the Exxon Valdez oil spill? A re-examination of the evidence. *Marine Pollution Bulletin*, 71: 7-19.
- Giese, M., Goldsworthy, S.D., Gales, R., Brothers, N., Hamill, J. 2000. Effects of the Iron baron oil spill on little penguins (*Eudyptula minor*). III. Breeding success of rehabilitated oiled birds. *Wildlife Research*, 27: 583-591.
- Gilfillan, E.S., Page, D.S., Parker, K.R., Neff, J.M., Boehm, P.D. 2005. A 10-year study of shoreline conditions in the Exxon Valdez spill zone, Prince William Sound, Alaska. Dans : *2005 International Oil Spill Conference, IOSC 2005*, Miami Beach, FL. p. 5-13.
- Gomez Gesteira, J.L., Dauvin, J.C., Fraga, M.S. 2003. Taxonomic level for assessing oil spill effects on soft-bottom sublittoral benthic communities. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 562-572.
- Haney, J.C., Geiger, H.J., Short, J.W. 2014a. Bird mortality from the Deepwater Horizon oil spill. II. Carcass sampling and exposure probability in the coastal Gulf of Mexico. *Marine Ecology Progress Series*, 513: 239-252.
- Haney, J.C., Geiger, H.J., Short, J.W. 2014b. Bird mortality from the Deepwater Horizon oil spill. I. Exposure probability in the offshore Gulf of Mexico. *Marine Ecology Progress Series*, 513: 225-237.
- Haritash, A.K., Kaushik, C.P. 2009. Biodegradation aspects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): A review. *Journal of Hazardous Materials*, 169: 1-15.
- Hazen, T.C., Prince, R.C., Mahmoudi, N. 2016. *Marine Oil Biodegradation*. *Environmental Science and Technology*, 50: 2121-2129.
- Head, I.M., Jones, D.M., Röling, W.F. 2006. Marine microorganisms make a meal of oil. *Nature reviews Microbiology*, 4: 173-182.
- Hellou, J., Mackay, D., Fowler, B. 1995. Bioconcentration of polycyclic aromatic-compounds from sediments to muscle of finfish. *Environmental Science & Technology*, 29: 2555-2560.
- Hester, M.W., Mendelsohn, I.A. 2000. Long-term recovery of a Louisiana brackish marsh plant community from oil-spill impact: Vegetation response and mitigating effects of marsh surface elevation. *Marine Environmental Research*, 49: 233-254.
- Heubeck, M., Camphuysen, K.C.J., Bao, R., Humple, D., Rey, A.S., Cadiou, B., Bräger, S., Thomas, T. 2003. Assessing the impact of major oil spills on seabird populations. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 900-902.
- Höfer, T. 1998. Tainting of seafood and marine pollution. *Water Research*, 32: 3505-3512.
- Incardona, J.P., Carls, M.G., Teraoka, H., Sloan, C.A., Collier, T.K., Scholz, N.L. 2005. Aryl hydrocarbon receptor-independent toxicity of weathered crude oil during

- fish development. *Environmental health perspectives*, 113: 1755-1762.
- Incardona, J.P., Swarts, T.L., Edmunds, R.C., Linbo, T.L., Aquilina-Beck, A., Sloan, C.A., Gardner, L.D., Block, B.A., Scholz, N.L. 2013. Exxon Valdez to Deepwater Horizon: Comparable toxicity of both crude oils to fish early life stages. *Aquatic Toxicology*, 142-143: 303-316.
- Jewett, S.C., Dean, T.A., Smith, R.O., Blanchard, A. 1999. 'Exxon Valdez' oil spill: impacts and recovery in the soft-bottom benthic community in and adjacent to eelgrass beds. *Marine Ecology Progress Series*, 185: 59-83.
- Jewett, S.C., Dean, T.A., Woodin, B.R., Hoberg, M.K., Stegeman, J.J. 2002. Exposure to hydrocarbons 10 years after the Exxon Valdez oil spill: evidence from cytochrome P4501A expression and biliary FACs in nearshore demersal fishes. *Marine Environmental Research*, 54: 21-48.
- Johnson, E.J., Mayer-Pinto, M. 2015. Pollution: effets of chemical contaminants and debris Dans : Crowe TP et Frid CLJ éd. *Marine ecosystems: human impacts on biodiversity, functioning and services*. Cambridge University press, p. 244-273.
- Joydas, T.V., Qurban, M.A., Al-Suwailem, A., Krishnakumar, P.K., Nazeer, Z., Cali, N.A. 2012. Macrobenthic community structure in the northern Saudi waters of the Gulf, 14years after the 1991 oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, 64: 325-335.
- Joye, S.B., Teske, A.P., Kostka, J.E. 2014. Microbial Dynamics Following the Macondo Oil Well Blowout across Gulf of Mexico Environments. *Bioscience*, 64: 766-777.
- Juhasz, A.L., Naidu, R. 2000. Bioremediation of high molecular weight polycyclic aromatic hydrocarbons: A review of the microbial degradation of benzo[a]pyrene. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 45: 57-88.
- Jung, S.W., Kwon, O.Y., Joo, C.K., Kang, J.H., Kim, M., Shim, W.J., Kim, Y.O. 2012. Stronger impact of dispersant plus crude oil on natural plankton assemblages in short-term marine mesocosms. *Journal of Hazardous Materials*, 217: 338-349.
- Keller, B.D. 2005. On evaluating ecological effects of a major oil spill on the caribbean coast of Panama. Dans : 2005 International Oil Spill Conference, IOSC 2005, Miami Beach, FL, p. 5867.
- Kimura, S., Steinbeck, J. 2005. Can post-oil spill patterns of change be used to infer recovery? Dans : 2005 International Oil Spill Conference, IOSC 2005, Miami Beach, FL, p. 855-867.
- Kingston, P.F., Dixon, I.M.T., Hamilton, S., Moore, D.C. 1995. The impact of the Braer oil spill on the macrobenthic infauna of the sediments off the Shetland Islands. *Marine Pollution Bulletin*, 30: 445-459.
- Kleindienst, S., Paul, J.H., Joye, S.B. 2015. Using dispersants after oil spills: Impacts on the composition and activity of microbial communities. *Nature Reviews Microbiology*, 13: 388-396.
- Lee, K., Boufadel, M., Chen, B., Foght, J., Hodson, P., Swanson, S., Venosa, A. 2015. Expert panel report on the behaviour and environmental impacts of crude oil released into aqueous environments. Royal Society of Canada, Ottawa, 488 p.
- Lee, L.H., Lin, H.J. 2013. Effects of an oil spill on benthic community production and respiration on subtropical intertidal sandflats. *Marine Pollution Bulletin*, 73: 291-299.
- Leighton, F.A. 1993. The toxicity of petroleum oils to birds. *Environmental Review*, 1: 92-103.
- Lin, Q., Mendelssohn, I.A. 2012. Impacts and recovery of the Deepwater Horizon oil spill on vegetation structure and function of coastal salt marshes in the Northern Gulf of Mexico. *Environmental Science and Technology*, 46: 3737-3743.
- Lobon, C.M., Fernandez, C., Arrontes, J., Rico, J.M., Acuna, J.L., Anadon, R., Monteliva, J.A. 2008. Effects of the 'Prestige' oil spill on macroalgal assemblages: Large-scale comparison. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 1192-1200.
- MacFarlane, G.R., Burchett, M.D. 2003. Assessing effects of petroleum oil on intertidal invertebrate communities in sydney harbour: Preparedness pays off Australasian journal of ecotoxicology, 9: 29-38.
- Martin, J.-L. Haure, J., Thebault, A., Robert, M., Gouletquer, P. 2003. Impact de la pollution aux hydrocarbures sur l'écophysiologie et la pathologie des bivalves d'intérêt commercial de la Côte Atlantique. Dans : Séminaire du programme LITEAU «Gestion du littoral» - Thème 7 Gestion d'une pollution accidentelle sur le littoral, Paris, 20 au 22 janvier 2003. p. 1-4.
- McFarlin, K.M., Prince, R.C., Perkins, R., Leigh, M.B. 2014. Biodegradation of dispersed oil in Arctic seawater at -1°C. *PLoS ONE*, 9: e84297.
- Melville, F., Andersen, L.E., Jolley, D.F. 2009. The Gladstone (Australia) oil spill - Impacts on intertidal areas: Baseline and six months post-spill. *Marine Pollution Bulletin*, 58: 263-271.
- National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine - NAS 2016. Spills of diluted bitumen from pipelines: a comparative study of environmental fate, effects, and response. The National Academies Press, Washington, DC, 145 p.
- National Research Council. 2005. Oil spill dispersants: efficacy and effects. The National Academies Press, Washington, DC, 400 p.
- Neff, J.M., Hillman, R.E., Carr, R.S., Buhl, R.L., Lahey, J.I. 1987. Histopathologic and biochemical responses in Arctic marine bivalve mollusks exposed to experimentally spilled oil. *Arctic*, 40: 220-229.
- Norregaard, R.D., Gustavson, K., Moller, E.F., Strand, J., Tairova, Z., Mosbech, A. 2015. Ecotoxicological investigation of the effect of accumulation of PAH and

- possible impact of dispersant in resting high arctic copepod *Calanus hyperboreus*. *Aquatic Toxicology*, 167: 1-11.
- Office national de l'énergie. 2013. Avenir énergétique du Canada en 2013: offre, demande énergétiques à l'horizon 2035. Office National de l'Énergie, Gouvernement du Canada, 94 p.
- Office national de l'énergie. 2016. Site web: <http://bit.ly/1QwXp7b>. Consulté le 17/02/2016, <https://www.neb-one.gc.ca/nrg/sttstc/crdlndptrlmprdct/stt/cndncrdlxprttrnsprttnsstm5yr/2014/cndncrdlxprttrnsprttnsstm5yr2014-fra.html>
- Organisation des pays exportateurs de pétrole. 2015. World oil outlook. Countries OotPE, Organization of the Petroleum Exporting Countries, 373 p.
- Ortmann, A.C., Anders, J., Shelton, N., Gong, L., Moss, A.G., Condon, R.H. 2012. Dispersed oil disrupts microbial pathways in pelagic food webs. *PLoS ONE*, 7.
- OSAT. 2011. Summary report for fate and effects of remnant oil in the beach environment. Operational Science Advisory Team (OSAT-2), U.S. Coast Guard, 34 p.
- Overton, E.B., Sharp, W.D., Roberts, P. 1994. Toxicity of petroleum. Dans : Cokerkham LG et Shane BS éd. Basic environmental ecotoxicology. CRC Press, Boca Raton, p. 135-156.
- Ozhan, K., Parsons, M.L., Bargu, S. 2014a. How Were Phytoplankton Affected by the Deepwater Horizon Oil Spill? *Bioscience*, 64: 829-836.
- Ozhan, K., Miles, S.M., Gao, H., Bargu, S. 2014b. Relative Phytoplankton growth responses to physically and chemically dispersed South Louisiana sweet crude oil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186: 3941-3956.
- Pelletier, E., Delille, D. et Delille, B. 2004. Crude oil bioremediation in sub-Antarctic intertidal sediments: Chemistry and toxicity of oiled residues. *Marine Environmental Research*, 57: 311-327.
- Pelletier, É. 2015. Revue des connaissances scientifiques sur la composition et le mode d'action des agents chimiques de traitement utilisés lors de déversements pétroliers ainsi que le devenir des mélanges hydrocarbures/agents de traitement en milieu aquatique. Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques, Québec, 44 p.
- Pelletier, É., Ouellet, S., Pâquet, M. 1991. Long-term chemical and cytochemical assessment of oil contamination in estuarine intertidal sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 22: 273-281.
- Pérez-Cadahía, B., Laffon, B., Pásaro, E., Méndez, J. 2004. Evaluation of PAH bioaccumulation and DNA damage in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) exposed to spilled Prestige crude oil. *Comparative Biochemistry and Physiology - C Toxicology and Pharmacology*, 138: 453-460.
- Perhar, G., Arhonditsis, G.B. 2014. Aquatic ecosystem dynamics following petroleum hydrocarbon perturbations: A review of the current state of knowledge. *Journal of Great Lakes Research*, 40: 56-72.
- Peterson, C.H., McDonald, L.L., Green, R.H., Erickson, W.P. 2001. Sampling design begets conclusions: the statistical basis for detection of injury to and recovery of shoreline communities after the 'Exxon Valdez' oil spill. *Marine Ecology Progress Series*, 210: 255-283.
- Peterson, C.H., Rice, S.D., Short, J.W., Esler, D., Bodkin, J.L., Ballachey, B.E., Irons, D.B. 2003. Long-term ecosystem response to the Exxon Valdez oil spill. *Science*, 302: 2082-2086.
- Piatt, J.F., Lensink, C.J., Butler, W., Marshal, K., Nysewander, D.R. 1990. Immediate Impact of the 'Exxon Valdez' Oil Spill on Marine Birds. *The Auk*, 107: 387-397.
- Prince, R.C. 2015. Oil spill dispersants: Boon or bane? *Environmental Science and Technology*, 49: 6376-6384.
- Québec. 2014. Revue de littérature sur les impacts environnementaux du développement des hydrocarbures au Québec. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques, Gouvernement du Québec.
- Rainer Engelhardt, F. 1983. Petroleum effects on marine mammals. *Aquatic Toxicology*, 4: 199-217.
- Ramachandran, S.D., Hodson, P.V., Khan, C.W., Lee, K. 2004. Oil dispersant increases PAH uptake by fish exposed to crude oil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 59: 300-308.
- Rice, S.D., Thomas, R.E., Carls, M.G., Heintz, R.A., Wertheimer, A.C., Murphy, M.L., Short, J.W., Moles, A. 2001. Impacts to pink salmon following the Exxon Valdez oil spill: Persistence, toxicity, sensitivity, and controversy. *Reviews in Fisheries Science*, 9: 165-211.
- Rodríguez-Blanco, A., Antoine, V., Pelletier, É., Delille, D., Ghiglione, J.F. 2010. Effects of temperature and fertilization on total vs. active bacterial communities exposed to crude and diesel oil pollution in NW Mediterranean Sea. *Environmental Pollution*, 158: 663-673.
- Sargian, P., Mostajir, B., Chatila, K., Ferreyra, G.A., Pelletier, É., Demers, S. 2005. Non-synergistic effects of water-soluble crude oil and enhanced ultraviolet-B radiation on a natural plankton assemblage. *Marine Ecology Progress Series*, 294: 63-77.
- Schlacher, T.A., Holzheimer, A., Stevens, T., Rissik, D. 2011. Impacts of the 'Pacific Adventurer' Oil Spill on the Macrobenthos of Subtropical Sandy Beaches. *Estuaries and Coasts*, 34: 937-949.

Schmidt, C.W. 2010. Between the devil and the deep blue sea: dispersants in the gulf of Mexico. *Environmental health perspectives*, 118: a338-a344.

Schloss et al 2017

Schwacke, L.H., Smith, C.R., Townsend, F.I., Wells, R.S., Hart, L.B., Balmer, B.C., Collier, T.K., De Guise, S., Fry, M.M., Guillette, L.J., Lamb, S.V., Lane, S.M., McFee, W.E., Place, N.J., Tumlin, M.C., Ylitalo, G.M., Zolman, E.S., Rowles, T.K. 2014. Health of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Barataria Bay, Louisiana, following the Deepwater Horizon oil spill. *Environmental Science and Technology*, 48: 93-103.

Shields, A. 2016. Vers une hausse du transport d'énergies fossiles sur le fleuve Saint-Laurent. *Le devoir*.

Silliman, B.R., Van De Koppel, J., McCoy, M.W., Diller, J., Kasozi, G.N., Earl, K., Adams, P.N., Zimmerman, A.R. 2012. Degradation and resilience in Louisiana salt marshes after the BP-Deepwater Horizon oil spill. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109: 11234-11239.

Siron, R., Pelletier, É., Brochu, C. 1991. Suivi d'une contamination pétrolière accidentelle dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent – Le cas de l'Île aux Grues. *Water pollution research journal of Canada*, 26: 61-86.

Siron, R., Pelletier, E., Brochu, C. 1995. Environmental factors influencing the biodegradation of petroleum hydrocarbons in cold seawater. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 28: 406-416.

Siron, R., Pelletier, É., Delille, D., Roy, S. 1993. Fate and effects of dispersed crude oil under icy conditions simulated in mesocosms. *Marine Environmental Research*, 35: 273-302.

Sørhus, E., Edvardsen, R.B., Karlsen, Ø., Nordtug, T., Van Der Meeren, T., Thorsen, A., Harman, C., Jentoft, S., Meier, S. 2015. Unexpected interaction with dispersed crude oil droplets drives severe toxicity in atlantic haddock embryos. *PLoS ONE*, 10.

Stevens, T., Boden, A., Arthur, J.M., Schlacher, T.A., Rissik, D., Atkinson, S. 2012. Initial effects of a moderate-sized oil spill on benthic assemblage structure of a subtropical rocky shore. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 109: 107-115.

Strömrgren, T. 1987. Effect of oil and dispersants on the growth of Mussels. *Marine Environmental Research*, 21: 239-246.

Sumaila, U.R., Cisneros-Montemayor, A.M., Dyck, A., Huang, L., Cheung, W., Jacques, J., Kleisner, K., Lam, V., McCrea-Strub, A., Swartz, W., Watson, R., Zeller, D., Pauly, D. 2012. Impact of the Deepwater Horizon well blowout on the economics of US Gulf fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69: 499-510.

Swedmark, M., Granmo, Å., Kollberg, S. 1973. Effects of oil dispersants and oil emulsions on marine animals. *Water Research*, 7: 1649-1672.

Tarnecki, J.H., Patterson, W.F. 2015. Changes in Red Snapper Diet and Trophic Ecology Following the Deepwater Horizon Oil Spill. *Marine and Coastal Fisheries*, 7: 135-147.

Taylor, H.A., Rasheed, M.A. 2011. Impacts of a fuel oil spill on seagrass meadows in a subtropical port, Gladstone, Australia - The value of long-term marine habitat monitoring in high risk areas. *Marine Pollution Bulletin*, 63: 431-437.

Troisi, G.M., Borjesson, L. 2005. Development of an immunoassay for the determination of polyaromatic hydrocarbons in plasma samples from oiled seabirds. *Environmental Science and Technology*, 39: 3748-3755.

United States Environmental Protection Agency. 2015. National contingency plan product schedule. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 32 p.

Underwood, A.J. 1992. Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 161: 145-178.

Varela, M., Bode, A., Lorenzo, J., Alvarez-Ossorio, M.T., Miranda, A., Patrocinio, T., Anadon, R., Viesca, L., Rodriguez, N., Valdes, L., Cabal, J., Urrutia, A., Garcia-Soto, C., Rodriguez, M., Alvarez-Salgado, X.A., Groom, S. 2006. The effect of the «Prestige» oil spill on the plankton of the N-NW Spanish coast. *Marine Pollution Bulletin*, 53: 272-286.

Wells, P.G., Sprague, J.B. 1976. Effects of crude-oil on American lobster (*Homarus americanus*) larvae in laboratory. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 33: 1604-1614.

Yamamoto, T., Nakaoka, M., Komatsu, T., Kawai, H., Ohwada, K., Marine Life Res Grp T. 2003. Impacts by heavy-oil spill from the Russian tanker Nakhodka on intertidal ecosystems: recovery of animal community. *Marine Pollution Bulletin*, 47: 91-98.

Zabbey, N., Uyi, H. 2014. Community responses of intertidal soft-bottom macrozoobenthos to oil pollution in a tropical mangrove ecosystem, Niger Delta, Nigeria. *Marine Pollution Bulletin*, 82: 167-174.

Zhao, X., Gong, Y., O'Reilly, S.E., Zhao, D. 2015. Effects of oil dispersant on solubilization, sorption and desorption of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediment-seawater systems. *Marine Pollution Bulletin*, 92: 160-169.

Zuijdgheest, A., Huettel, M. 2012. Dispersants as used in response to the MC252-spill lead to higher mobility of polycyclic aromatic hydrocarbons in oil-contaminated Gulf of Mexico sand. *PLoS ONE*, 7: e50549.