

# Dispersants : Application en surface

Lignes directrices relatives aux bonnes pratiques  
en matière de gestion des incidents et de personnel  
d'intervention d'urgence



# IPIECA

L'association internationale de l'industrie pétrolière pour la sauvegarde de l'environnement et les questions sociales

Level 14, City Tower, 40 Basinghall Street, London EC2V 5DE, Royaume-Uni  
Téléphone : +44 (0)20 7633 2388 Télécopieur : +44 (0)20 7633 2389  
Courriel : [info@ipieca.org](mailto:info@ipieca.org) Internet : [www.ipieca.org](http://www.ipieca.org)



Association internationale des producteurs d'hydrocarbures et de gaz (IOGP)

## *Bureau de Londres*

Level 14, City Tower, 40 Basinghall Street, London EC2V 5DE, Royaume-Uni  
Téléphone : +44 (0)20 7633 0272 Télécopieur : +44 (0)20 7633 2350  
E-mail: [reception@iogp.org](mailto:reception@iogp.org) Internet : [www.iogp.org](http://www.iogp.org)

## *Bureau de Bruxelles*

Boulevard du Souverain 165, 4th Floor, B-1160 Bruxelles, Belgique  
Téléphone : +32 (0)2 566 9150 Télécopieur : +32 (0)2 566 9159  
Courriel : [reception@iogp.org](mailto:reception@iogp.org) Internet : [www.iogp.org](http://www.iogp.org)

## **Rapport 532 de l'IOGP**

Date de publication : 2015

© IPIECA-IOGP 2015 Tous droits réservés.

Aucune partie de cette publication ne peut être reproduite, stockée dans un système d'extraction ou transmise sous quelque forme ou par quelque moyen que ce soit, électronique, mécanique, photocopie, par enregistrement ou autre, sans le consentement écrit préalable de l'IPIECA.

---

## **Exonération de responsabilité**

Bien que tous les efforts possibles aient été fournis pour assurer l'exactitude des informations contenues dans cette publication, ni l'IPIECA, ni l'IOGP, ni aucun de leurs membres passés, présents ou futurs ne garantissent leur exactitude ou n'assument la responsabilité d'une quelconque utilisation prévisible ou imprévisible de cette publication, même en cas de négligence de leur part. Par conséquent, ladite utilisation se fait aux risques et périls du destinataire, avec la convention que toute utilisation par le destinataire constitue un accord avec les conditions de cet avertissement. Les informations contenues dans cette publication ne prétendent pas constituer des conseils professionnels de différents contributeurs de contenu, et ni l'IPIECA, ni l'IOGP ni ses membres n'acceptent quelque responsabilité que ce soit pour les conséquences de l'utilisation ou la mauvaise utilisation de la présente documentation. Ce document peut fournir des indications qui viennent compléter les exigences de la législation locale. Cependant, rien dans les présentes n'est destiné à remplacer, modifier, abroger ou autrement déroger à ces exigences. En cas de conflit ou de contradiction entre les dispositions de ce document et la législation locale, les lois applicables prévaudront.

# **Dispersants : Application en surface**

Lignes directrices relatives aux bonnes pratiques  
en matière de gestion des incidents et de personnel  
d'intervention d'urgence

## Préface

ette publication fait partie de la série du Guide des bonnes pratiques de l'IPIECA-IOGP, qui résume les opinions actuelles en matière de bonnes pratiques sur des sujets variés relatifs à la préparation et à l'intervention en cas de déversement d'hydrocarbures. Cette série vise à aider à aligner les pratiques et les activités du secteur, à informer les parties prenantes et à servir comme outil de communication pour promouvoir la sensibilisation et l'éducation.

Elle met à jour et remplace la célèbre « Oil Spill Report Series » de l'IPIECA, publiée entre 1990 et 2008. Elle couvre des sujets qui sont largement applicables à l'exploration comme à la production, ainsi qu'aux activités d'expédition et de transport.

Les révisions sont entreprises par le projet sectoriel commun d'intervention en cas de déversement d'hydrocarbures de l'IOGP-IPIECA (le JIP, « Oil Spill Response Joint Industry Project »). Le JIP a été créé en 2011 pour mettre en œuvre des occasions d'apprentissage en matière de préparation et d'intervention contre les déversements d'hydrocarbures, suite à l'incident de contrôle de puits d'avril 2010 dans le golfe du Mexique.

Les rapports IPIECA de la série d'origine seront progressivement retirés à mesure de la publication des différents titres de cette nouvelle série du Guide des bonnes pratiques au cours des années 2014–2015.

### **Remarque sur les bonnes pratiques**

Les « Bonnes pratiques » dans le contexte du JIP sont l'énoncé de directives, de pratiques et de procédures internationalement reconnues qui permettront à l'industrie du pétrole et du gaz d'assurer des performances acceptables en matière de santé, de sécurité et d'environnement.

Les bonnes pratiques pour un sujet particulier changeront au fil du temps à la lumière des progrès de la technologie, de l'expérience pratique et des connaissances scientifiques, ainsi que des changements dans l'environnement politique et social.

## Table des matières

<b>Préface</b>	<b>2</b>	<b>Réglementation applicable à l'utilisation de dispersants</b>	<b>28</b>
<b>Résumé</b>	<b>4</b>	Pourquoi les gouvernements nationaux se dotent-ils de législations en matière de dispersants ?	28
<b>La fonction des dispersants dans les interventions contre les déversements d'hydrocarbures</b>	<b>6</b>	Les tests réalisés en vue de l'agrément des dispersants	29
Le sort des hydrocarbures dispersés dans l'environnement	6	La réglementation en matière d'usage autorisé des dispersants	34
Les effets potentiels de l'hydrocarbure déversé	7	<b>Dispersants et planification d'urgence</b>	<b>36</b>
Les techniques d'intervention	8	Planifier l'usage des dispersants	37
<b>Les dispersants et comment ils fonctionnent</b>	<b>11</b>	Analyse des avantages environnementaux nets (NEBA)	38
La dispersion naturelle	11	NEBA et l'usage des dispersants	40
L'émulsion eau dans l'huile	12	<b>Comment les dispersants sont-ils appliqués</b>	<b>43</b>
Historique des dispersants	12	Les principes régissant l'application des dispersants	43
Composition des dispersants modernes	13	Les aptitudes des différents dispersants les systèmes de pulvérisation	43
Mécanisme d'action des dispersants	15	Les aspects sanitaires et sécuritaires de l'usage de dispersants	45
Avantages et inconvénients de l'usage des dispersants	17	Évaluer l'efficacité des dispersants en mer	46
<b>Aptitudes et limites</b>	<b>18</b>	Exemples d'usage de dispersants	48
Vitesse d'élimination des hydrocarbures	18	<b>Scénarios illustratifs de l'usage potentiel des dispersants</b>	<b>50</b>
Limites résultant des conditions en présence	19	<b>Conclusion</b>	<b>56</b>
Type d'hydrocarbures et propriétés physiques	20	<b>Références</b>	<b>58</b>
<b>Biodégradabilité et toxicité des hydrocarbures</b>	<b>23</b>	<b>Lectures recommandées</b>	<b>68</b>
Les composés chimiques des hydrocarbures bruts	23	<b>Mentions</b>	<b>69</b>
Interaction des organismes marins avec les hydrocarbures dispersés	23		
Biodégradabilité des hydrocarbures	23		
Toxicité potentielle des hydrocarbures dispersés	25		

## Résumé

L'usage de dispersants sur les hydrocarbures déversés constitue l'une des nombreuses techniques d'intervention en mer permettant d'éliminer les hydrocarbures flottants. L'usage de dispersants peut constituer une façon efficace de réduire le préjudice écologique et socio-économique global, en empêchant l'hydrocarbure d'atteindre les habitats côtiers et le littoral et en optimisant les processus de biodégradation naturelle débouchant sur la dislocation des hydrocarbures.

L'usage des dispersants augmente significativement la vitesse et la portée de la dispersion et la dilution naturelles de l'hydrocarbure résultant de l'action des vagues. Les tensioactifs présents dans le dispersant permettent à l'énergie des vagues de transformer une quantité plus importante d'hydrocarbures en petites gouttelettes d'hydrocarbure. Ces gouttelettes pénètrent dans la colonne d'eau supérieure sous l'action de la vague et y sont maintenues par les turbulences. Les gouttelettes d'hydrocarbure dispersées seront ainsi plus exposées aux micro-organismes dégradant les hydrocarbures de manière naturelle que les hydrocarbures flottants ou échoués.

À l'instar des autres techniques d'interventions contre les hydrocarbures, l'utilisation des dispersants a ses limites ; cependant, ses aptitudes en font une technique d'intervention particulièrement utile pour lutter contre les déversements importants d'hydrocarbures en mer. L'utilisation des dispersants est particulièrement adaptée à la plupart des hydrocarbures bruts ; néanmoins, plus la viscosité de l'hydrocarbure augmentera sous l'effet de son propre « vieillissement », moins le dispersant sera efficace.

Par rapport aux autres techniques d'intervention contre les déversements, l'utilisation de dispersants en surface constituera souvent la technique la plus rapide et efficace de lutte contre un hydrocarbure flottant :

- La pulvérisation de dispersants depuis des avions permettra la dispersion de surfaces importantes d'hydrocarbures flottant dans la mer dans un délai relativement bref.
- L'application aérienne permettra de traiter les sites distants relativement rapidement.
- L'exposition du personnel d'intervention et les risques qu'ils encourent seront réduits.
- Les dispersants peuvent être utilisés dans un environnement maritime souvent trop agité pour utiliser efficacement des opérations de confinement et de récupération en mer ou la combustion contrôlée de l'hydrocarbure sur place.

La planification est essentielle pour traiter de manière efficace les déversements potentiels d'hydrocarbures. Pour constituer une technique d'intervention viable, les dispersants devront être immédiatement disponibles. Il est dès lors essentiel de considérer les différents aspects de l'usage des dispersants dans le cadre de la planification des interventions d'urgence contre les déversements d'hydrocarbures. L'analyse des bénéfices écologiques et économiques en fonction de options de lutttes envisagées (NEBA) est partie intégrante du processus de planification et réalisée par le personnel d'intervention afin de prendre les décisions optimales permettant de réduire l'impact des déversements d'hydrocarbures sur les hommes et l'environnement. Le résultat du NEBA concernant l'usage des dispersants sur des hydrocarbures déversés dans des eaux d'une profondeur supérieure à 10 ou 20 mètres est évident : les avantages potentiels sont importants alors que le risque de dommage est minime, en raison de la dilution rapide de l'hydrocarbure dispersé dans un volume important d'eau. Lorsque l'hydrocarbure est déversé dans des eaux dont la profondeur est inférieure à 10 ou 20 mètres, il conviendra d'examiner de plus près la pertinence de l'usage du dispersant.

*Pulvérisation des dispersants depuis un avion spécialement équipé.*



Oil Spill Response Limited

Suite à la dispersion de l'hydrocarbure, les organismes marins pourraient se trouver dans la partie supérieure de la colonne d'eau et être brièvement exposés à des nuages diffus de gouttelettes dispersées d'hydrocarbures et à des composés d'hydrocarbures solubles dans l'eau. L'exposition à l'hydrocarbure dispersé pourrait avoir des effets toxiques sur les organismes marins.



Oil Spill Response Limited

*Pulvérisation des dispersants depuis un dispositif de dispersion monté sur un navire.*

Il est approprié que les États se dotent alors de législations en matière d'usage des dispersants. Elles peuvent être classées en deux catégories :

1. **La législation en matière d'agrément des dispersants** : elle définit quels dispersants pourront être utilisés dans les eaux territoriales et vise à s'assurer que ces produits seront efficaces et qu'ils afficheront un niveau faible de toxicité par rapport à l'hydrocarbure lui-même.
2. **La législation régissant l'usage autorisé des dispersants** : elle définit où et quand les dispersants agréés pourront être utilisés, notamment dans le cadre d'une pré-autorisation, sur un hydrocarbure déversé dans les eaux territoriales.

L'usage des dispersants constitue une technique établie et éprouvée parmi les outils d'intervention existants, qui peut contribuer à réduire l'impact environnemental et socio-économique des déversements d'hydrocarbures en mer.

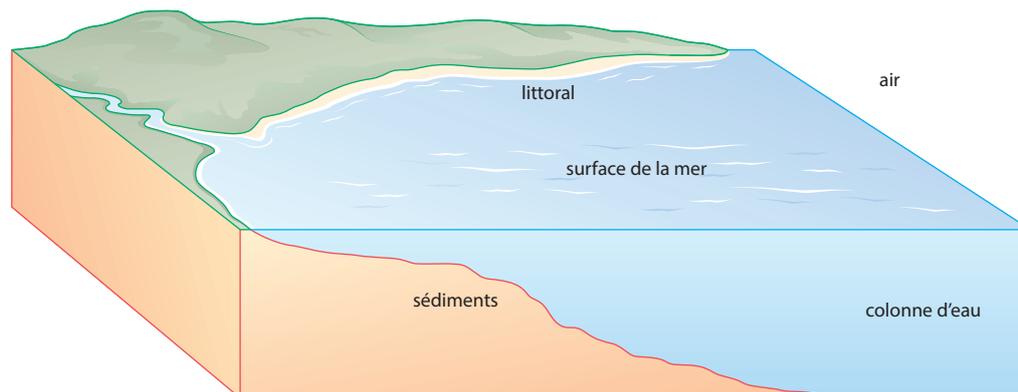
## La fonction des dispersants lors des interventions contre les déversements d'hydrocarbure

L'utilisation des dispersants sur déversement d'hydrocarbures constitue une des nombreuses techniques d'intervention en mer. Le dispersant peut constituer une technique pratique permettant de minimiser le préjudice causé par le sinistre en éliminant l'hydrocarbure de la surface de la mer, et l'empêchant d'atteindre les habitats côtiers et le littoral et en optimisant les processus de biodégradation naturelle qui décomposent l'hydrocarbure. À l'instar de toutes les techniques disponibles d'interventions contre les hydrocarbures, l'utilisation des dispersants a des limites ; cependant, ses capacités en font une technique d'intervention particulièrement utile pour lutter contre les déversements importants d'hydrocarbures en mer.

### Le sort des hydrocarbures déversés dans l'environnement

Les déversements d'hydrocarbures génèrent souvent un grand nombre d'inquiétudes sur leurs effets potentiels dans l'environnement. L'environnement qui pourrait être affecté par l'hydrocarbure déversé consiste en plusieurs zones : l'air, le littoral, la surface de la mer, la colonne d'eau et les sédiments (voir Image 1).

**Image 1** Les composés environnementaux exposés à un risque potentiel généré par l'hydrocarbure déversé



Chacune des zones, à l'exception de l'air (essentiel en termes de risque auquel sont confrontés intervenants et communauté), pourrait contenir un riche éventail d'habitats, chacun composé de ses propres populations d'espèces et d'individus.

Les processus naturels peuvent entraîner le transfert de l'hydrocarbure déversé ou de ses composés chimiques d'une zone environnementale vers une autre :

- Sous l'effet de l'évaporation, les composés les plus volatiles sont transférés depuis l'hydrocarbure dans l'air.
- Les composés peu nombreux de l'hydrocarbure solubles dans l'eau se dissoudront dans la colonne d'eau.
- Sous l'action des vagues déferlantes, certains hydrocarbures seront transférés de la surface de la mer dans la colonne d'eau sous la forme de petites gouttelettes d'hydrocarbure ; ce phénomène est appelé dispersion naturelle.
- L'hydrocarbure déversé qui est naturellement dispersé dans la colonne d'eau en eaux peu profondes par les vagues dans la zone de déferlement risque de s'intégrer aux sédiments littoraux.
- L'hydrocarbure déversé à la surface de la mer dérivera sur l'action du vent et des courants et risque de s'échouer sur le littoral.
- L'hydrocarbure pourra éventuellement atteindre une flottabilité négative en perdant ses composés volatiles, et sous l'effet de l'émulsion, de la biodégradation et de l'interaction des sédiments en suspension dans la colonne d'eau, couler jusqu'au fond.

## Effets potentiels de l'hydrocarbure déversé

L'hydrocarbure déversé pourrait avoir des effets négatifs sur un grand nombre de ressources écologiques et socio-économiques, en fonction de la zone environnementale dans lequel il a été déversé. Des informations plus détaillées sont disponibles dans le Guide des bonnes pratiques de l'APIECA-IOGP sur l'écologie marine et littorale (APIECA-IOGP, 2015, 2015a).

### Air

Les composés de l'hydrocarbure s'évaporant dans l'air depuis une grande nappe d'hydrocarbure brut à la surface de la mer peut revêtir un risque d'incendie ou d'explosion, qui diminuera néanmoins rapidement au fil de la dispersion rapide de ses composés dans l'air. L'exposition des intervenants aux vapeurs potentiellement nocives produites par l'hydrocarbure déversé pourra être maîtrisée en utilisant un équipement de protection individuelle approprié (EPI) et/ou réduit au moyen de dispersants permettant d'éliminer l'hydrocarbure flottant. Voir le Guide des bonnes pratiques de l'APIECA-IOGP sur la santé et la sécurité des intervenants sur un déversement d'hydrocarbure (APIECA-IOGP, 2012).

### Surface de la mer

Un hydrocarbure déversé et flottant à la surface de la mer présente des risques pour les ressources écologiques comme les oiseaux de mer et les mammifères marins. Le plumage des oiseaux de mer qui se posent sur ou plongent à travers l'hydrocarbure seront contaminés par celui-ci. Les propriétés isolantes s'en trouveront réduites, ce qui peut entraîner la mort par hypothermie. L'hydrocarbure flottant peut persister et devenir à long terme une source de contamination par hydrocarbure dans la partie supérieure de la colonne d'eau. L'hydrocarbure à la surface de la mer peut souiller les bateaux de pêche et leur équipement, nécessitant ainsi la proclamation d'une interdiction de pêche qui remettra en cause la subsistance des pêcheurs. L'hydrocarbure à la surface de la mer peut en outre empêcher la tenue d'activités de loisirs aquatiques ou tout au moins les perturber.

### Colonne d'eau

Les composés de l'hydrocarbure solubles dans l'eau et les gouttelettes d'hydrocarbures naturellement dispersées depuis une nappe d'hydrocarbure en surface pénétreront dans la colonne d'eau. Ici, l'expérience montre que les concentrations diminueront rapidement dans les eaux libres sous l'effet d'une dilution causée par les courants et les marées. Des hydrocarbures provenant de nappes s'étalant sur des zones vastes et persistant durant de longues périodes peuvent néanmoins pénétrer en permanence dans la colonne d'eau, ce qui à long terme peut avoir des effets toxiques et contaminer la vie marine. Sur le plan économique, la vie marine sera contaminée et peut dès lors devenir impropre à une exploitation commerciale ou l'organisation de loisirs. Les interdictions de pêche temporaires sont souvent proclamées en présence d'un déversement important d'hydrocarbures, comme mesure de précaution et afin de maintenir la confiance dans le commerce des produits de la mer. Ceci aura un impact sur les revenus et les moyens de subsistance des pêcheurs.

### Sédiments

Les gouttelettes d'hydrocarbures naturellement dispersées qui pénètrent dans les sédiments littoraux peuvent entraîner une exposition à long terme des organismes habitant la vase et les sédiments.

### Littoral

L'hydrocarbure déversé à la surface de la mer dérivera souvent vers les eaux peu profondes et jusqu'à la côte, contaminant ainsi les habitats côtiers y compris les vasières et les marécages particulièrement vulnérables aux hydrocarbures. Les images et les vidéos diffusés dans les médias montrant des oiseaux en détresse ou mourant



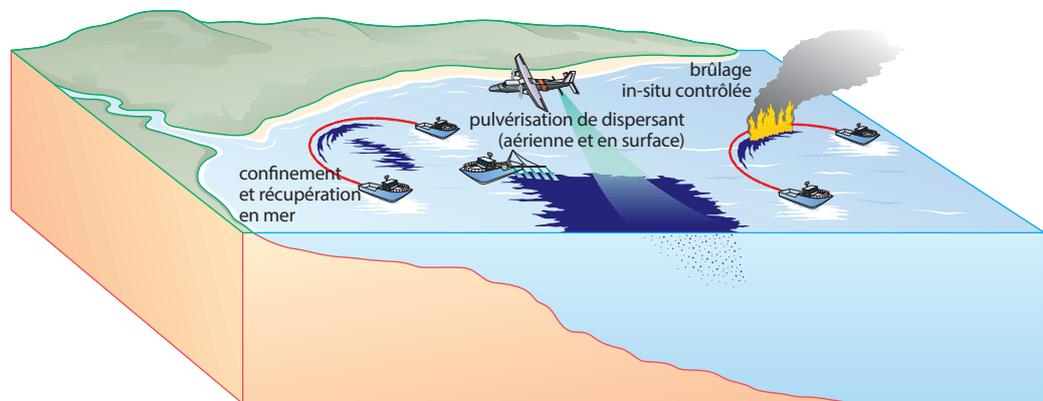
*Ci-dessus : exemples du large éventail de ressources écologiques et socio-économiques susceptibles d'être affectées par les déversements d'hydrocarbure.*

recouverts d'hydrocarbures échoués sur le littoral constituent des images particulièrement douloureuses illustrant les effets des déversements d'hydrocarbures. L'hydrocarbure déversé est en mesure d'étouffer les organismes côtiers. L'hydrocarbure déposé dans les substrats littoraux présentera à long terme un risque pour les organismes littoraux et générera des impacts toxiques durables. L'hydrocarbure déversé dérivant vers une plage touristique la rendra inutilisable, ce qui peut avoir un impact sur les revenus des personnes vivant du tourisme. L'hydrocarbure dérivant vers le littoral peut en outre perturber les infrastructures économiques opérant sur le littoral comme les prises d'eau de mer et les ports. L'hydrocarbure échoué constitue une source d'exposition potentielle de la population et des équipes d'intervention participant au nettoyage du littoral.

## Techniques d'intervention

La mise en œuvre de toute technique parmi les outils disponibles visera à réduire les dommages qui pourraient être causés par l'hydrocarbure déversé en l'absence d'intervention. L'objectif poursuivi par les techniques d'intervention contre le déversement d'hydrocarbure au large consiste à éliminer l'hydrocarbure flottant afin de le transférer vers une autre zone et ainsi de réduire le préjudice potentiel du déversement.

**Image 2** Les trois principales techniques d'intervention contre un déversement d'hydrocarbure en surface



Les trois principales techniques d'intervention pour lutter contre un déversement d'hydrocarbure en surface sont le confinement et la récupération, la pulvérisation de dispersant aérien ou en surface et la combustion contrôlée sur site (Image 2).

- **Confinement et récupération en mer de l'hydrocarbure déversé au moyen de barrages flottants et collecte au moyen de dispositifs de récupération (récupérateurs)** : l'hydrocarbure récupérée est stocké aux fins de traitement ou d'élimination ultérieurs.
- **Combustion contrôlée sur site** : l'hydrocarbure est confiné dans des barrages flottants résistants au feu et enflammé. Sous l'action de la combustion contrôlée sur site, l'hydrocarbure flottant est transformé en produits de combustion atmosphériques (avant tout en dioxyde de carbone et en vapeur d'eau avec de petites quantités de suies et d'autres gaz) qui sont rapidement dispersés.
- **Application de dispersants** : sous l'action des dispersants, l'hydrocarbure flottant pénètre dans la colonne d'eau sous forme de petites gouttelettes. L'hydrocarbure dispersé est rapidement dilué dans l'eau à de faibles concentrations. Une quantité importante de l'hydrocarbure présent dans ces gouttelettes sera ensuite biodégradée par les organismes agents de dégradation des hydrocarbures. Dans la plupart des cas, les hydrocarbures seront biologiquement transformés en dioxyde de carbone et en eau.



USCG



USCG



MSRC

Le principe de l'intervention est le même dans le cadre des trois techniques : prévenir ou réduire le contact de l'hydrocarbure déversé sur les ressources écologiques et socio-économiques susceptibles d'être affectées. Dans la plupart des cas, les ressources écologiques les plus vulnérables sont celles situées dans les eaux côtières ou sur le littoral, l'objectif de l'intervention étant d'empêcher l'hydrocarbure déversé d'atteindre ces ressources. Il s'agira aussi de protéger la santé humaine en minimisant l'exposition des équipes d'intervention et des populations locales à l'hydrocarbure. Pour y parvenir, il conviendra d'éliminer l'hydrocarbure de la surface de l'eau et d'empêcher qu'il atteigne les côtes.

Le tableau 1 compare les fonctions opérationnelles clés des principales techniques d'intervention en mer (voir aussi *Aptitudes et limites* à la page 18). L'usage de dispersant constitue le mode d'intervention le plus rapide et le plus efficace pour éliminer les hydrocarbures flottants à l'occasion des déversements en mer car :

- la pulvérisation des dispersants depuis des moyens aériens permet le traitement et la dispersion en mer de vastes zones d'hydrocarbures flottants dans un délai relativement bref (voir *Mode d'application des dispersants* à la page 43) ; et
- les dispersants peuvent être utilisés dans un environnement maritime agité qui neutralise l'efficacité des barrages flottants et des récupérateurs ou de la combustion contrôlée sur site.

*Exemples des trois principales techniques d'intervention contre les déversements d'hydrocarbures au large (de gauche à droite) : confinement au moyen de barrages flottants ; combustion contrôlée sur site ; et pulvérisation de dispersants.*

**Tableau 1** Caractéristiques opérationnelles clés des principales techniques d'intervention en mer

Facteur	Confinement et récupération	Brûlage in-situ contrôlée	L'usage de dispersant
Vitesse à laquelle l'hydrocarbure déversé sera traité	Basse	Basse	Élevée
Vitesse d'élimination de l'hydrocarbure déversé	Basse	Haute durant la combustion	Élevée
Limites persistantes Conditions	Possible en fonction du vent vitesse de 20 nœuds et la hauteur maximale de vague 2,5 mètres de hauteur	Possible en fonction du vent vitesse de 10 nœuds et hauteur de vague de <1 mètre	Application aérienne Possible en fonction du vent vitesse de 35 nœuds et vagues de 5 mètres de hauteur
Type et propriétés de l'hydrocarbure	Nécessité d'adapter le récupérateur à l'évolution de la viscosité	Les hydrocarbures qui ont perdu leurs fractions les plus légères et les hydrocarbures émulsionnés sont difficiles à enflammer	Les hydrocarbures de forte viscosité seront difficiles à disperser, en sus des limites inhérentes au point d'écoulement

À droite : un déversement de carburant diesel marin sera naturellement dispersé et évaporé au large sans qu'il soit nécessaire d'intervenir.



Dans certaines circonstances, aucune intervention active ne sera nécessaire. Un déversement d'une faible quantité d'hydrocarbure non persistant au large, comme le carburant diesel marin, sera naturellement dispersé et sera dissipé, l'intervention étant limitée à des opérations de surveillance.

Les déploiements de barrages flottants de protection, des barrages flottants permanents à proximité des ressources menacées, est une technique souvent utilisée en complément d'une intervention de lutte contre le déversement en mer. Ceci signifie qu'aucune intervention ne permettra d'éliminer la totalité des hydrocarbures flottants. Il est inévitable, pour la plupart des incidents

impliquant des volumes importants d'hydrocarbures, ou des hydrocarbures à proximité des côtes, que certains hydrocarbures dériveront sur la côte et devront être nettoyés.

Chacune des techniques d'intervention parmi les outils disponibles a ses forces et ses faiblesses, la rendant plus ou moins adaptée au contexte du déversement. Il peut être utile de mettre simultanément en œuvre plusieurs techniques sur des sites différents. L'analyse des avantages environnementaux nets (NEBA) constitue un processus systématique appuyant la prise de décision et la sélection de la technique d'intervention, ou la combinaison de techniques, qui permettra de réduire au maximum l'impact négatif de l'hydrocarbure déversé sur les ressources environnementales et socio-économiques menacées. Le NEBA est traité de manière plus détaillée dans la section relative à la planification d'urgence, aux pages 36 – 42.

## Les dispersants et leur fonctionnement

Deux processus de mélange naturels, causés par l'action des vagues, peuvent survenir lorsque l'hydrocarbure déversé se situe à la surface de la mer. Ces processus sont la dispersion naturelle et la formation d'émulsion d'eau dans l'huile ; les deux processus sont caractéristiques du comportement des hydrocarbures déversés et renforcent l'efficacité de toutes les techniques d'intervention, y compris l'usage de dispersant.

### Dispersion naturelle

Une fine couche de l'hydrocarbure déversée à la surface de la mer sera brisée par les vagues déferlantes qui la traversent. La couche d'hydrocarbure dans la zone touchée par les vagues se transformera en gouttelettes d'hydrocarbures de tailles différentes (Delvigne, 1985 ; Delvigne et Sweeney 1988). Ces gouttelettes d'hydrocarbures pénétreront dans la partie supérieure de la colonne d'eau sous l'action des vagues. La répartition par taille des gouttelettes d'hydrocarbure produites dépend de :

- **l'énergie de la vague** il s'agit de la puissance, la force et l'amplitude de la vague ;
- **la viscosité de l'hydrocarbure** : il s'agit de la résistance de l'hydrocarbure au débit, le niveau de fluidité de l'hydrocarbure ; cette propriété est tributaire de la température (ainsi, des températures basses impliquent des viscosités plus élevées) ; et
- **de la tension superficielle hydrocarbure – eau (IFT)** : l'ITF exerce une force de contraction (une tension) qui réduit la surface interfaciale entre l'hydrocarbure et l'eau, et dès lors produit de grosses gouttelettes d'hydrocarbures lorsque l'hydrocarbure est mélangé à l'eau. Les grosses gouttelettes affichent une surface par volume d'hydrocarbure moins élevée que les petites gouttelettes.

La plupart des gouttelettes d'hydrocarbures produites sous l'action des vagues déferlantes auront un diamètre plus élevé que la plage 0,05 – 0,1 mm (50 – 100 microns) et remonteront rapidement à la surface de la mer. Les gouttelettes plus petites remontent plus lentement en raison de leur flottabilité moins élevée (Delvigne *et al.*, 1987). Les vagues déferlantes réduisent significativement la proportion de ces petites gouttelettes d'hydrocarbures (Lunel, 1995b ; Daling *et al.*, 1990b). Elles auront tendance à être retenues dans la partie supérieure de la colonne d'eau par la turbulence générée sous les vagues dans les conditions de mer modérée (Csanady, 1973). Cet hydrocarbure est réputé avoir été naturellement dispersé dans la colonne d'eau.

La dispersion naturelle interviendra dans des mers modérément agitées avec des vagues déferlantes et des vents au-dessus de 10 nœuds (environ 5 m/s). En présence d'une mer très agitée, la dispersion naturelle pourrasceller le sort de la plupart des hydrocarbures dispersés. Par exemple, une tempête violente durant l'échouage du pétrolier Braer au large des Iles Shetland, UK en 1993 a permis la dispersion de presque toutes les 85 000 tonnes (630 000 bbls) d'hydrocarbure brut Gullfaks avec un impact minimal sur la côte (ESGOSS, 1994 ; Lunel, 1995 ; Davies *et al.*, 1997) et un impact limité sur la pêche (Goodlad, 1996). L'échouement du chaland-citerne North Cape aux États-Unis en 1996 constitue un autre exemple de dispersion naturelle. Ici, les conditions se caractérisaient pas un vent d'une vitesse de 60 mph (52 nœuds) et des vagues de 15 – 20 pieds (3 – 5 mètres). L'incident a causé le déversement de 19 700 bbls (3 000 tonnes) de fioul domestique (mazout numéro 2). Le sinistre a eu un impact significatif sur les pêcheries situées à proximité des côtes (Michel *et al.*, 1997).

*Les intempéries ont entraîné la dispersion naturelle de la plus grande partie des hydrocarbures bruts du Braer.*

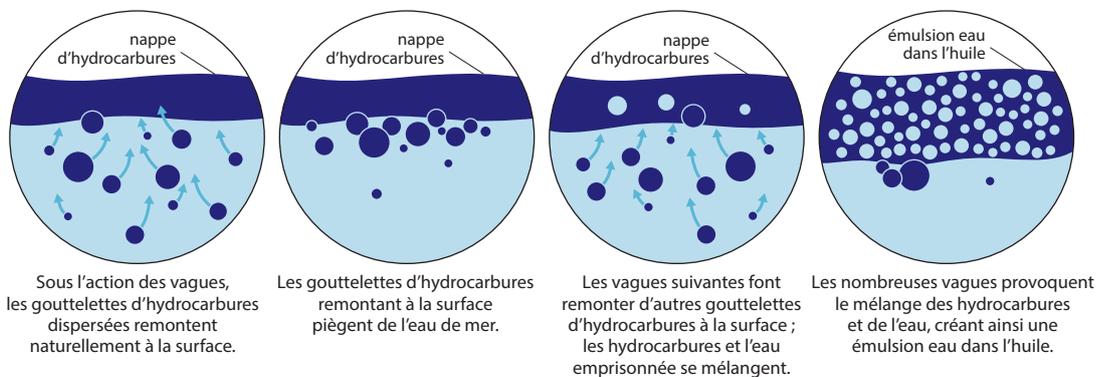


RSPB

## Emulsion eau dans l'huile

L'action d'étalement des vagues sur la couche flottante d'hydrocarbure et la remontée à la surface de la plupart des gouttelettes d'hydrocarbures qui n'étaient que temporairement dispersées provoquera la pénétration de petites gouttes d'eau dans l'hydrocarbure. Les gouttelettes d'eau seront stabilisées et protégées contre leur coalescence sous l'action de la précipitation des asphaltènes qui sont présents dans les carburants résiduels (mais non dans les hydrocarbures distillés) Il en résultera une émulsion eau dans l'hydrocarbure (Bridie *et al.*, 1980 ; Bobra, 1991).

Image 3 Illustration schématique du processus d'émulsion



Après plusieurs heures ou plusieurs jours, la proportion d'eau ayant pénétré dans les hydrocarbures atteint 75 %, augmentant ainsi le volume de l'émulsion eau dans l'hydrocarbure jusqu'à quatre fois le volume initial d'hydrocarbure (Sjoblom *et al.*, 2003). La viscosité de l'émulsion ainsi formée sera multipliée par 100 ou plus par rapport à l'hydrocarbure initial. La formation d'émulsions eau dans l'hydrocarbure interrompt le processus de dispersion naturelle ; la viscosité devient trop élevée pour la formation de gouttelettes d'hydrocarbures sous l'action des vagues déferlantes.

## Historique des dispersants

À l'époque du déversement d'hydrocarbure causé par le *Torrey Canyon au Royaume-Uni* en 1967, il n'existait pas de véritables dispersants d'hydrocarbures déversés. Des quantités très importantes (environ 11 000 tonnes) de détergents industriels ont été utilisées afin d'éliminer l'hydrocarbure du littoral sableux et rocheux. Certains détergents ont été utilisés au large afin de tenter de disperser les hydrocarbures dans la mer. Les effets se sont révélés dramatiques :

*« Le détergent utilisé pour traiter l'hydrocarbure échoué sur la côte n'a pas eu d'effet nocif visible sur la vie marine sauf s'agissant des couches superficielles au sein desquelles des œufs de pilchards et certains phytoplancton ont été affectés. Le traitement direct de côtes polluées, cependant, a entraîné la mort d'un grand nombre d'organismes côtiers de types différents, avec des effets observés même dans la zone sublittorale (eaux côtières peu profondes). »*

*Torrey Canyon Pollution et Marine Life*, J. E. Smith (Éditeur), 1968.

Les détergents se sont avérés toxiques pour la vie marine côtière (Corner *et al.*, 1968), le rétablissement nécessitant beaucoup de temps (Southward and Southward, 1978). Les premiers véritables dispersants d'hydrocarbures, affichant un niveau de toxicité moindre, sont apparus au début des années 1970. Il s'agissait de mélanges contenant de 15 à 25 % de tensioactifs (voir l'encadré 1 en page 15) dans un solvant de kérosène ayant une faible teneur en substances aromatiques (« inodore »). Par rapport aux dispersants disponibles aujourd'hui, ils n'étaient pas très efficaces et devaient être utilisés dans des quantités très importantes, à hauteur d'un volume de dispersant pour 2 ou 3 volumes d'hydrocarbures dispersés. Ce type de dispersant est aujourd'hui connu sous le nom de dispersant « UK Type 1 », ou de dispersant « à base d'hydrocarbures ». L'usage de tels dispersants est interdit dans de nombreux pays depuis qu'ils ont été remplacés.

Tous les dispersants étaient à l'époque pulvérisés depuis des bateaux ou des navires. Les opérations de pulvérisation des dispersants étaient relativement inefficaces en raison des quantités importantes de dispersants requises. Le dispositif de pulvérisation disponible à l'époque était en mesure de pulvériser seulement des liquides à faible viscosité mais ne pouvait pulvériser de dispersants plus concentrés (teneur en tensioactifs plus élevée), et donc affichant une viscosité plus élevée. Des dispositifs de pulvérisation permettant la dilution des dispersants « concentrés » (contenant plus de 50 % de tensioactifs) avec l'eau de mer avant la pulvérisation, ont été développés. L'eau de mer était pompée via un système d'aspiration la prélevant et la mélangeant avec le dispersant avant la buse de pulvérisation. Ces dispersants étaient utilisés selon la proportion suivante : 1 niveau de dispersant dilué (10 % de dispersant concentré et 90 % d'eau de mer) pour 2 à 3 niveaux d'hydrocarbure déversés. Ils sont connus comme dispersants « UK Type 2 » ou dispersants « concentrés diluables dans l'eau ».

Durant le milieu et la fin des années 1970, la capacité de pulvérisation des dispersants depuis des moyens aériens, qu'il s'agisse d'hélicoptères ou d'avions à voilure fixe, a été optimisée. Des dispersants bien plus efficaces ont été mis au point et des systèmes adaptés de pulvérisation ont été développés. Ces dispersants modernes se sont avérés efficaces dans le cadre d'un dosage d'un 1 volume de dispersant pour 20 à 30 volumes d'hydrocarbure à disperser ; ils étaient au moins 10 fois plus efficaces que les premiers véritables dispersants d'hydrocarbures de type 1. Ils sont aujourd'hui connus comme dispersants « UK Type 3 » ou dispersants « concentrés ».

Durant les années 1980 et 1990, de nouvelles formules de dispersants ont été développées. Certains de ces dispersants se sont avérés très efficaces sur des hydrocarbures émulsifiés ou lourds. Tous ces dispersants modernes se sont avérés bien plus efficaces et moins toxiques que les formulations précédentes.

## Composition des dispersants modernes

---

### Les tensioactifs dans les dispersants modernes

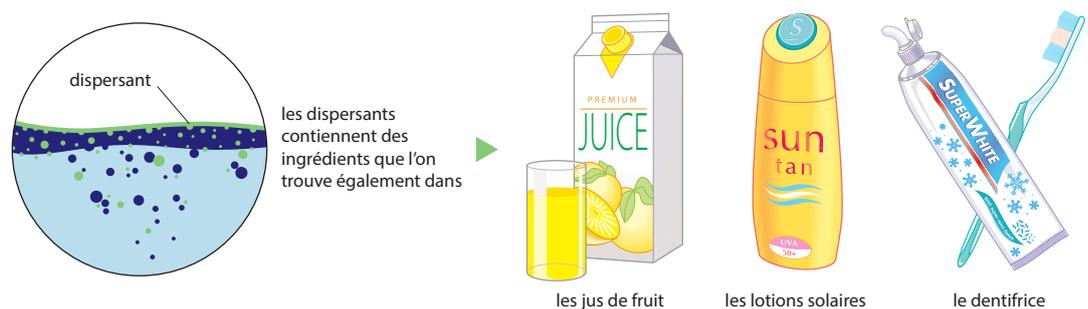
Les formulations précises de la plupart des dispersants constituent des informations confidentielles. Cependant, les informations relatives à la formulation peuvent être communiquées, de manière confidentielle, aux autorités réglementaires nationales dans le cadre de l'enregistrement des dispersants ou des processus d'agrément. La plupart des dispersants se composent d'un mélange de deux ou trois tensioactifs non-ioniques (Brochu *et al.*, 1986) et contiennent parfois un tensioactif anionique (Brandvik et Daling, 1998). La plupart des tensioactifs modernes utilisés dans les dispersants sont également largement utilisés dans les produits domestiques, les savons, les shampoings, les détergents, etc.

La liste des composés des dispersants couramment stockés COREXIT® a été publiée par leur fabricant, tel que présenté dans le Tableau 2, en page 14.

**Tableau 2** Liste des composés des dispersants couramment stockés COREXIT®, publiée par leur fabricant

Numéro d'enregistrement du Chemical abstracts service	Appellation	Appellation générique	Exemples d'usage courant et quotidien
1338-43-8	Sorbitane, mono-(9Z)-9-octadécenoate	Intervalle	Crème pour la peau, shampoing pour le corps, émulsifiant sous forme de jus
9005-65-6	Sorbitane, mono-(9Z)-9-octadécenoate, dérivés de poly(oxy-1, 2-éthanediyle)	Tween	Bain-douche pour bébé, bains de bouche, lotion pour le visage, émulsifiant alimentaire
9005-70-3	Sorbitane, tri-(9Z)-9-octadécenoate, dérivés de poly(oxy-1, 2-éthanediyle)	Tween	Lotion pour le visage/le corps, lotions de bronzage
577-11-7	Acide butanedioïque, 2-sulfo-, 1,4-bis(2-éthylhexyle d'ester), sel de sodium (1:1) [contient du 2-Propanediol]	DOSS	Agent mouillant des produits cosmétiques, gélatine, boissons
29911-28-2	Propanol, 1-(2-butoxy-1-méthylethoxy)	L'éther glycolique des solvants	Nettoyants domestiques
64742-47-8	Distillats (pétrole), légèrement hydrotraités	Solvants à base d'hydrocarbures	Désodorisant, agent nettoyant
111-76-2	Éthanol, 2-butoxy [NON inclus dans la composition du COREXIT® 9500]	L'éther glycolique des solvants	Nettoyants

La plupart des tensioactifs non-ioniques les plus largement utilisés se composent de substances hydrophiles à base de sorbitane (dérivé du sorbitol, un sucre) et une substance oléophile à base d'acide gras (une huile végétale) (Al-Sabagh *et al.*, 2007). Le nom commercial générique de ces tensioactifs non-ioniques est « Spans ». Les autres tensioactifs non-ioniques utilisés, les esters de sorbitane éthoxylé, sont regroupés sous l'appellation générique « Tweens ». Les Spans et Tweens sont appliqués dans les secteurs pharmaceutiques, cosmétiques, alimentaires et agro-chimiques. Le tensioactif anionique utilisé dans les dispersants modernes est le dioctyl sulfosuccinate de sodium (parfois appelé DOSS). Ce tensioactif est également utilisé dans de nombreux produits domestiques, comme les nettoyants ou les produits sanitaires.

**Image 4** Les dispersants contiennent les mêmes composés que ceux utilisés dans de nombreux produits domestiques

**Encadré 1 Tensioactifs**

Les tensioactifs sont des substances de surface actives utilisées dans de nombreux produits nettoyants. Les molécules des tensioactifs se composent de deux ensembles liés : un ensemble hydrophile (« affinité à l'eau ») lié à un ensemble oléophile (« affinité à l'hydrocarbure »). Les tensioactifs peuvent être classés en plusieurs catégories comme les produits anioniques (avec un ensemble hydrophile chargé négativement), non-ioniques (avec un ensemble hydrophile non chargé), cationique (avec un ensemble hydrophile chargé positivement) ou amphothérique (combinant des substances cationiques et anioniques dans la même molécule). Il existe des milliers de tensioactifs proposés à la vente. Ils prennent la forme de composés actifs composant de nombreux produits domestiques comme les savons, les shampoings, les additifs alimentaires, les produits cosmétiques, les nettoyants et les détergents. Aucun tensioactif n'est fabriqué pour un usage spécifique pour les dispersants.

**La fonction des tensioactifs**

Dans la plupart de leurs applications, les tensioactifs tendent à réduire la tension interfaciale (TIF) entre deux fluides. Les tensioactifs composant les nettoyants courants réduisent la tension de surface dans l'eau (également appelés tension superficielle air/eau) ; ainsi, l'eau peut mouiller les fibres et les surfaces à nettoyer de manière plus efficace. Ils délogent et encapsulent les saletés, les empêchant de se déposer de nouveau sur les surfaces.

Les tensioactifs utilisés dans les dispersants réduisent l'IFT hydrocarbure/eau en s'orientant sur l'interface hydrocarbure/eau. La substance oléophile composant la molécule de tensioactif se situe dans l'hydrocarbure alors que la substance hydrophile se situe dans l'eau. Le tensioactif forme un « pont » entre l'hydrocarbure et l'eau. L'interface entre l'hydrocarbure et l'eau est désormais occupée par les tensioactifs, divisant ainsi la tension interfaciale hydrocarbure/eau par 30 en présence d'un dispersant moderne et bien formulé.

**Les solvants dans les dispersants modernes**

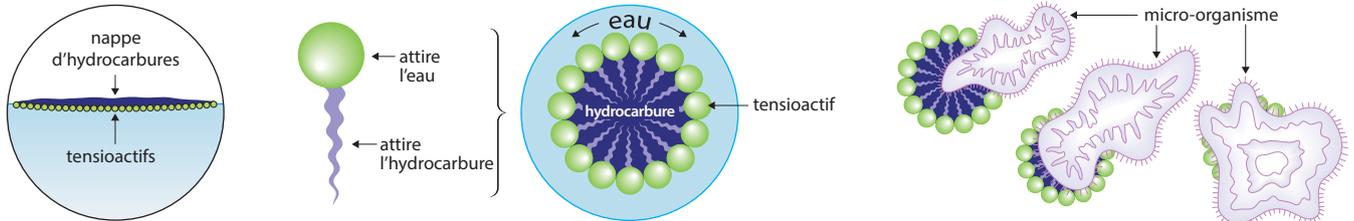
Les solvants utilisés dans les dispersants modernes incluent des éthers de glycol, des hydrocarbures et de l'eau (Fiocco *et al.*, 1995). Un solvant est nécessaire pour produire un dispersant liquide qui pourra être facilement pulvérisé. De nombreux tensioactifs prennent la forme de substances liquides et/ou solides à viscosité élevée, si bien qu'ils devront être mélangés avec un solvant afin de pouvoir produire un dispersant d'une viscosité relativement faible. Le solvant permet également au tensioactif de pénétrer dans l'hydrocarbure déversé.

**La logique d'action du dispersant**

L'utilisation du dispersant augmente le taux et l'étendue de la dispersion naturelle causé sous l'action des vagues (Canevari, 1969 ; Fiocco et Lewis, 1999 ; Lessard et DeMarco, 2000).

Lorsque le dispersant est pulvérisé sur l'hydrocarbure déversé flottant, il imprègne l'hydrocarbure. Les tensioactifs composant le dispersant se déplacent vers l'interface hydrocarbure/eau si bien que l'ensemble hydrophile de la molécule de tensioactif se situe dans l'eau alors que l'ensemble lipophile de la molécule de tensioactif se situe dans l'hydrocarbure. L'orientation du tensioactif réduit significativement la tension interfaciale hydrocarbure/eau, permettant à l'énergie produite par une vague déferlante (ou une autre source d'énergie) de transformer une plus grande quantité d'hydrocarbure traité par dispersant en petites gouttelettes d'eau. Ces gouttelettes d'eau, d'un diamètre maximum de 0,05 à 0,1 mm (50 à 100 microns) ou moins (Mukherjee *et al.*, 2012), pénètrent dans la partie supérieure de la colonne d'eau sous l'action des vagues et sont brièvement visibles sous forme de nuage marron clair (« café au lait ») dans l'eau, si les conditions de visibilité le permettent. Les petites gouttelettes remontent lentement vers la surface de l'eau et sont renvoyées dans la colonne d'eau par chaque vague déferlante ou non déferlante vague (Leibovich et Lumley, 1982 ; Robbins *et al.*, 1995 ; Varadaraj *et al.*, 1995 ;

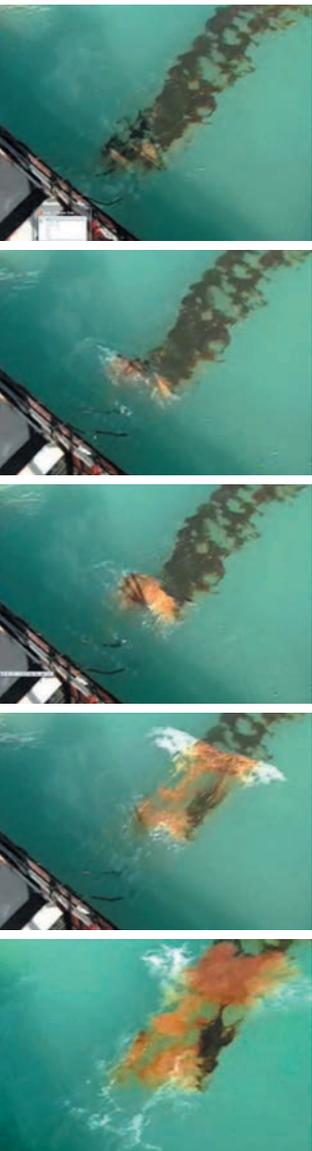
Image 5 Fonctionnement des dispersants



Les tensioactifs réduisent la tension interfaciale entre l'hydrocarbure et l'eau si bien que la nappe d'hydrocarbure peut se disloquer.

Les tensioactifs se composent de deux ensembles ; les molécules attirent l'eau d'un côté ainsi que les hydrocarbures de l'autre.

Les microorganismes transforment les hydrocarbures en dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) et en eau (H<sub>2</sub>O).



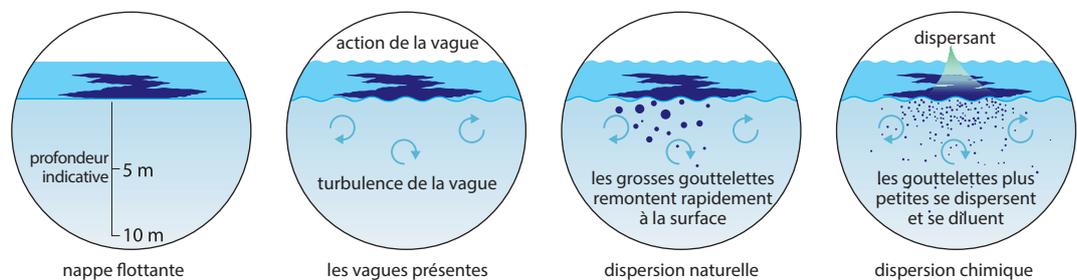
Test OHMSETT réalisé par le gouvernement des États-Unis.

Lunel, 1995a). Le nuage d'hydrocarbure dispersé disparaît rapidement dans la mesure où il se dilue rapidement à des concentrations faibles en hydrocarbures sous l'action de la turbulence dans la partie supérieure de la colonne d'eau (Cormack et Nichols, 1977 ; Mackay and Chau, 1986 ; Mackay, 1995).

Les tensioactifs demeurent à la surface des gouttelettes d'hydrocarbure dispersées dans l'eau. Cette fine couche de tensioactifs empêcherait les gouttelettes d'hydrocarbure de fusionner si elles entraient en contact les unes avec les autres, même si c'est très peu probable dans la mesure où l'hydrocarbure dispersé sera rapidement dilué à des concentrations très basses dans l'eau. Les tensioactifs empêchent également les gouttelettes dispersées d'hydrocarbures d'adhérer aux surfaces solides comme les plumes d'oiseau ou les substrats côtiers, comme le sable, les rochers ou les cailloux.

Les petites gouttelettes d'hydrocarbure dispersées dans la colonne d'eau seront ainsi exposées aux microorganismes dégradant les hydrocarbures de manière naturelle. Une quantité d'hydrocarbure donnée prenant la forme de petites gouttelettes aura une superficie (hydrocarbure/eau) qui est supérieure à la même quantité d'hydrocarbure prenant la forme d'une nappe cohérente à la surface de la mer. La formation de petites gouttelettes d'hydrocarbures permettra aux microorganismes présents dans l'eau d'entrer en contact avec une quantité plus importante d'hydrocarbure, ce qui facilitera la biodégradation.

Image 6 Les différentes étapes de la dispersion d'hydrocarbures



À gauche : Ces images séquentielles présentent une vue aérienne d'une vague unique traversant un hydrocarbure traité par dispersant ; veuillez noter que la formation du nuage marron clair indique que l'usage du dispersant a été un succès.

## Avantages et inconvénients de l'usage de dispersants

---

Grâce à une planification soignée, le dispersant sera rapidement déployé et permettra le traitement de surfaces importantes d'hydrocarbure flottant, bien plus rapidement qu'au moyen des autres techniques d'intervention. Une application efficace du dispersant présente les avantages suivants :

- Il permet de réduire les dommages et les perturbations durables affectant les sites naturels vulnérables, les habitats côtiers et les éléments socio-économiques, qui pourraient survenir si le dispersant n'était pas utilisé, l'hydrocarbure demeurant alors à la surface ou atteignant les eaux côtières et le littoral.
- Il augmente l'exposition de l'hydrocarbure au processus de biodégradation et dès lors accélère sa dislocation naturelle et son assimilation dans l'environnement.
- Il pourra réduire les vapeurs potentiellement nocives à proximité du déversement et constituer un atout en termes de sécurité pour les équipes intervenant dans la zone immédiate depuis un navire, mais aussi minimiser l'exposition des intervenants et des communautés locales à l'hydrocarbure dans un contexte plus large.
- Il ne sera plus nécessaire de lancer des opérations d'envergure et prolongées de nettoyage de la côte.
- Cette méthode ne génère pas de quantités importantes de déchets souvent associées aux opérations de nettoyage de la côte ; de tels déchets soulèvent de sérieux enjeux environnementaux à l'occasion de leur traitement, leur stockage et leur élimination.

Suite à la dispersion de l'hydrocarbure, les organismes marins vivant dans la partie supérieure de la colonne d'eau risquent d'être brièvement exposés à des nuages diffus de gouttelettes d'hydrocarbures dispersés et à des composés d'hydrocarbures solubles dans l'eau, dans une mesure bien plus importante que si les dispersants n'avaient pas été utilisés. Cette exposition à l'hydrocarbure dispersé pourrait générer des effets potentiellement toxiques sur les organismes marins.

Les conséquences inhérentes à l'usage des dispersants sont évaluées dans le cadre d'une analyse des avantages environnementaux nets (NEBA) et la section relative à la planification d'urgence (voir pages 36 – 42).

## Capacités et limites

Chaque technique d'intervention contre le déversement d'hydrocarbures présente des avantages ou des limites par rapport aux autres, en fonction des circonstances dominantes sur le déversement d'hydrocarbure. Le choix des techniques d'intervention ne saurait se baser sur des préférences préexistantes mais plutôt sur une analyse des techniques afin d'établir laquelle des techniques permettra d'atteindre les résultats requis, c'est-à-dire de minimiser le préjudice global qui pourrait être causé par l'hydrocarbure déversé.

L'objectif commun à toutes les techniques d'intervention en mer (confinement et récupération en mer, combustion contrôlée sur site et usage du dispersant) est d'éliminer l'hydrocarbure flottant et de réduire la quantité d'hydrocarbure menaçant les surfaces côtières et susceptibles de contaminer les habitats côtiers. Les capacités et limites de ces techniques d'intervention en mer peuvent être classées dans les catégories suivantes :

- a) la vitesse à laquelle l'hydrocarbure flottant sera éliminé ;
- b) les circonstances dominantes dans le cadre desquelles l'intervention sera efficace et faisable ; et
- c) les limites inhérentes au type d'hydrocarbure et à ses propriétés physiques qui sont susceptibles de neutraliser l'efficacité des techniques d'intervention

### La vitesse d'élimination de l'hydrocarbure

La vitesse à laquelle l'hydrocarbure flottant devra être éliminé afin de prévenir ou limiter le préjudice dépend de la quantité d'hydrocarbure déversé, de la proximité des ressources menacées et des circonstances dominantes en termes de vents et de courants. Les considérations logistiques pourraient également agir sur la vitesse d'élimination, dans la mesure où la durée de déploiement de certains équipements pourrait être élevée dans les zones distantes.

Toute technique d'intervention doit être appliquée le plus tôt possible après le déversement d'hydrocarbure. La plupart des hydrocarbures se répandent très vite après leur déversement en mer, pour couvrir rapidement une grande surface.

L'intervention s'articulant autour de barrages flottants et de récupérateurs permettant de récupérer l'hydrocarbure, pourra s'avérer relativement efficace sur des déversements de petites quantités d'hydrocarbure, inférieures à quelques tonnes (dix barils) dans des eaux abritées. Intervenir sur des déversements d'hydrocarbures plus importants s'avérera bien plus complexe, dans la mesure où l'hydrocarbure flottant se répand rapidement pour couvrir une surface importante en mer. L'épaisseur de l'hydrocarbure est souvent très irrégulière, avec des zones dispersées recouvertes de couches épaisses d'hydrocarbures séparées par des zones plus grandes recouvertes par une fine couche d'hydrocarbure (luisante) ou des eaux propres. Ceci pourra rendre l'intervention en mer plus difficile et requérir une surveillance aérienne afin de pouvoir identifier les zones composées de couches épaisses d'hydrocarbure (voir le Guide des bonnes pratiques de l'IPIECA-IOGP en matière d'observation aérienne des pollutions en mer par hydrocarbures - IPIECA-IOGP, 2015b). Le « taux de rencontre » - le pourcentage d'hydrocarbure flottant qui pourra être rencontré et traité au moyen d'une technique - sera basse pour les deux le confinement et la

*Le taux de rencontre de l'hydrocarbure par les systèmes de barrages flottants peut être bas.*



récupération en mer et pour la combustion contrôlée sur place du fait des limites inhérentes aux barrages flottants qui seront opérationnels uniquement à des vitesses faibles de courant ou lorsque tractés par des navires évoluant à basse vitesse (quelques nœuds au plus même pour les systèmes « hydrauliques rapides »). La vitesse de traitement caractéristique des dispersants est bien plus élevée que celle des autres techniques d'intervention. La pulvérisation depuis des avions affiche des vitesses de traitement plus élevées dans la mesure où les temps d'intervention et de transit sont généralement moins élevés que ceux des navires. Cependant, dans certains cas les navires pourront demeurer « sur site » bien plus longtemps et transporter plus de dispersants.

Si l'hydrocarbure déversé était déjà très près de la ressource exposée à un risque et si l'hydrocarbure dérivait rapidement vers la ressource sous l'effet du vent dominant, alors il pourrait être trop tard pour lancer une intervention efficace au moyen de n'importe quelle technique.

## Limites inhérentes aux conditions dominantes

---

### L'état de la mer

Les conditions dominantes en mer ont une grande influence sur l'efficacité des techniques d'intervention.

L'efficacité des barrages flottants utilisés afin de regrouper l'hydrocarbure flottant avant de le récupérer au moyen de récupérateurs ou de l'enflammer dans le cadre de la combustion contrôlée sur place est réduite par mer agitée. Les barrages flottants pourraient être submergés par les vagues, du fait de leur taille (tirant, franc-bord) ou de leur flottabilité et leur aptitude à faire face ou à surmonter les vagues. Même les barrages flottants d'envergure pourraient s'avérer inefficaces face à des vagues d'une hauteur de 1,4 à 1,8 mètres et des vitesses de vent excédant les 20 nœuds. De nombreux récupérateurs sont inefficaces dans des conditions données, notamment face à des vagues d'une hauteur supérieure à 0,6 - 1 mètre.

La dispersion rapide des hydrocarbures traités par dispersant débute à une vitesse d'environ 7 nœuds (3 m/s, une brise légère et agréable) et des vagues d'une hauteur allant de 0,2 m à 0,3 m. Cependant, les dispersants pourront être pulvérisés sur les hydrocarbures flottants dans des conditions relativement calmes, la dispersion survenant à l'apparition des conditions appropriées en mer. Les vents violents dont la vitesse est supérieure à 35 nœuds (18 m/s), générant des vagues de 5 m de hauteur constituent en principe la valeur plafond de pulvérisation de dispersants depuis des moyens aériens, bien que des dispersants aient été appliqués depuis des avions à des vitesses de vent supérieures à 50 nœuds (ESGOSS, 1994). En outre, il pourra être difficile de viser par vent fort, les hydrocarbures flottants pouvant être recouverts ou temporairement submergés en mer agitée. Les conditions perturbant la pulvérisation des hydrocarbures depuis les navires sont les mêmes pour des raisons similaires.

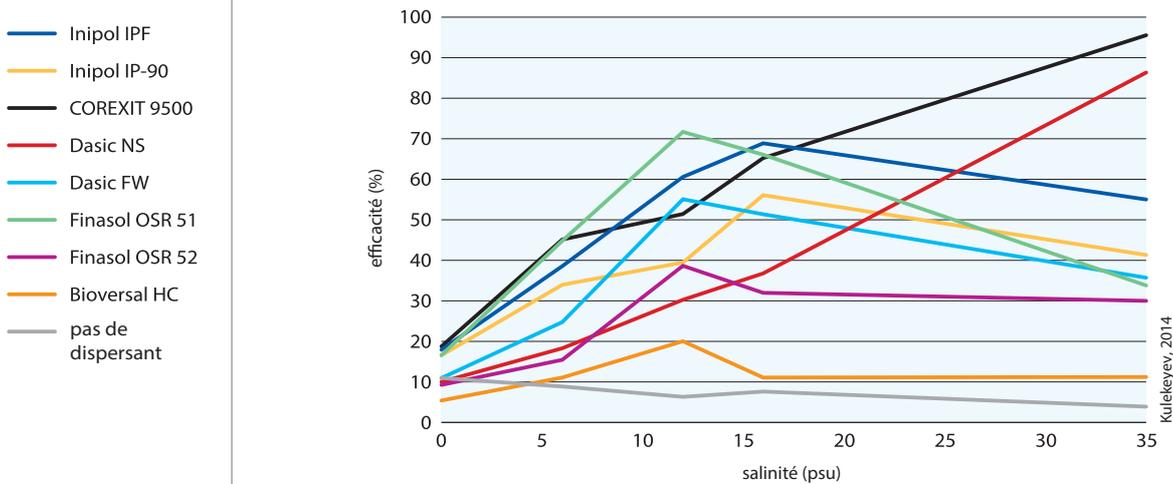
Les mers extrêmement agitées pourraient empêcher toute intervention contre le déversement d'hydrocarbure en mer. Cependant, de telles conditions pourraient permettre une dispersion naturelle significative des hydrocarbures légers déversés.

### Effet de la salinité de l'eau sur l'efficacité du dispersant

Les dispersants les plus proposés à la vente ont été formulés afin de garantir une efficacité optimale en eau de mer affichant une teneur en sel (salinité) de 30 à 35 psu (unité de salinité pratique) (Belk *et al.*, 1989 ; Georges-Ares *et al.*, 2001). L'efficacité de ces dispersants sera réduite en eaux saumâtres (salinité de 5 à 10 psu) et pourra être très basse en eaux douces (Kulekeyev *et al.*, 2014). (voir l'image 7 en page 20.) Bien que des

dispersants en eau douce soient disponibles, la dispersion des hydrocarbures en eau douce n'est pas recommandée dans la plupart des cas dans la mesure où les rivières et souvent les lacs renferment des quantités insuffisantes d'eau pour permettre la dilution de l'hydrocarbure dispersé à de faibles concentrations.

**Image 7** L'effet de la salinité sur l'efficacité du dispersant dans le cadre d'un test en laboratoire sur huit produits

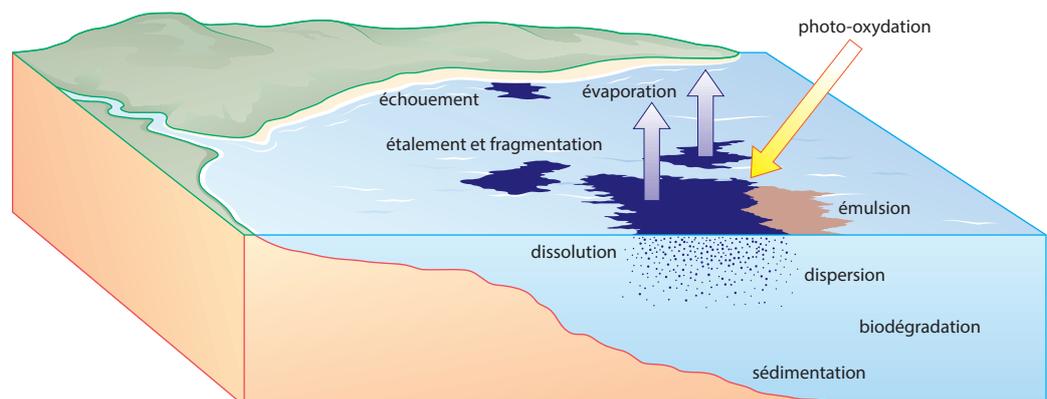


## Types et propriétés physiques des hydrocarbures

Différents types d'hydrocarbures et leurs produits peuvent être déversés en mer et notamment des hydrocarbures bruts, des carburants diesel et des carburants lourds (résidus).

Les propriétés physiques des hydrocarbures bruts déversés et des carburants lourds évoluent après qu'ils aient perdu leurs composés volatiles sous l'action de l'évaporation, et pourraient former des émulsions stables eau dans l'huile (Payne et McNabb, 1984 ; Daling *et al.*, 1990 ; Lewis *et al.*, 1995). Ces changements sont collectivement appelés « vieillissement » de l'hydrocarbure et se caractérisent par une augmentation progressive de la viscosité de l'hydrocarbure flottant avec le temps. La vitesse de vieillissement est tributaire de l'état de la mer, des températures, du type d'hydrocarbure et des conditions du déversement.

**Image 8** Le sort et les processus de vieillissement naturel de l'hydrocarbure déversé



Les propriétés physiques de l'hydrocarbure qui ont une influence majeure sur l'efficacité de toutes les techniques d'intervention sont la densité, le point d'écoulement et la viscosité. S'agissant des hydrocarbures formant des émulsions stables eau dans l'huile, c'est la viscosité de l'hydrocarbure émulsifié, par rapport à la teneur en eau, qui constituera un facteur essentiel.

### La densité

La densité d'un hydrocarbure, exprimée sous forme de poids spécifiques (le poids en eau douce) ou de degrés API, permet une classification générale des types d'hydrocarbures. Les hydrocarbures sont couramment classés en quatre catégories en fonction de leur densité. Les hydrocarbures de 1<sup>ère</sup> catégorie sont décrits comme très légers et non-persistants. Les hydrocarbures de 4<sup>ème</sup> catégorie sont très lourds, les 2<sup>ème</sup> et 3<sup>ème</sup> catégories constituant les catégories intermédiaires. Dans le cadre de certaines classifications, une cinquième catégorie d'hydrocarbures extrêmement lourds, enclins à couler, existe. La densité de l'hydrocarbure constitue une information essentielle pour les intervenants leur indiquant le comportement de l'hydrocarbure et quelle technique d'intervention pourra s'avérer efficace.

### Le point d'écoulement

Un hydrocarbure qui affiche une température significativement (de 10 à 15 °C) inférieure à son point d'écoulement sera à l'état semi-solide et ne s'écoulera pas. Ceci aura des implications sur les dispositifs de récupération mécanique et les méthodes de nettoyage du littoral ; dans de telles conditions, l'usage de dispersants sera vain dans la mesure où il ne pourra pénétrer dans un hydrocarbure semi-solide et sera dès lors lessivé.

### Viscosité

Il s'agit un paramètre important ayant des implications sur toutes les techniques d'intervention. Les hydrocarbures à très haute viscosité peuvent être regroupés au sein de barrages flottants, alors que l'utilisation de certains types de récupérateurs suppose que l'hydrocarbure circule dans leur direction, leur efficacité pouvant être réduite en présence d'hydrocarbures et d'émulsions à haute viscosité. Les hydrocarbures à forte viscosité pourraient en outre s'avérer difficiles à pomper. La combustion des hydrocarbures qui ont perdu leur fractions les plus légères sous l'action de l'évaporation pourrait s'avérer difficile, en particulier si l'hydrocarbure était émulsifié (c'est-à-dire affichant une haute teneur en eau), limitant ainsi l'efficacité de la combustion contrôlée sur site.

La viscosité des hydrocarbures déversés évolue au fil du temps dans la mesure où ils « vieillissent », agissant ainsi sur l'efficacité des dispersants sur l'hydrocarbure flottant (Canevari *et al.*, 2001 ; Clark *et al.*, 2005). Comme la viscosité d'un hydrocarbure flottant augmente au fil du temps, l'efficacité probable des dispersants diminuera. Cet effet est souvent connu sous le nom de « fenêtre d'opportunité » du dispersant. La fenêtre dépend de la température.

#### Encadré 2 Viscosité

La viscosité est la résistance à l'écoulement (la « fluidité ») d'un hydrocarbure, exprimée soit en cp (centiPoise – viscosité dynamique) ou en cSt (centiStokes – viscosité cinématique). La viscosité dynamique exprimée en centiPoise = la viscosité cinématique exprimée en centiStokes multipliée par la densité de l'hydrocarbure. Pour un usage pratique des termes en matière d'intervention contre les déversements, les termes viscosité cinématique et viscosité dynamique seront interchangeables. Plus la température est élevée, plus la viscosité diminue.

Il n'existe aucun plafond de viscosité universellement accepté au-dessus duquel les dispersants sont réputés inefficaces ; ceci dépendra de nombreux facteurs comme le dispersant utilisé, la nature de l'hydrocarbure et les conditions dominantes (Colcomb *et al.*, 2005). Les orientations générales sur l'efficacité probable des dispersants et la viscosité des hydrocarbures sont présentées dans le tableau 3.

**Tableau 3** L'impact de la viscosité de l'hydrocarbure sur l'efficacité du dispersant

Type d'hydrocarbure/viscosité	Efficacité du dispersant
Distillats légers (pétrole, kérosène, carburant diesel)	L'usage de dispersant n'est pas recommandé Ces hydrocarbures s'évaporeront et seront rapidement dispersés de manière naturelle dans la plupart des circonstances.
Hydrocarbures affichant une viscosité jusqu'à 5 000 cSt	Le dispersant sera probablement efficace
Hydrocarbures affichant une viscosité entre 5 000 et 10 000 cSt	Les dispersants pourraient être efficaces
Hydrocarbures affichant une viscosité supérieure à 10 000 cSt	Le dispersant sera probablement inefficace (bien que les dispersants ont pu être efficaces sur des hydrocarbures affichant une viscosité supérieure à 20 000 cP)

Des informations spécifiques relatives à un hydrocarbure particulier pouvant être déversé (par exemple, un hydrocarbure brut déversé depuis une installation de production offshore) ainsi que des études sur la modélisation et le vieillissement réalisées préalablement seront disponibles afin d'appuyer la planification d'urgence et le choix des techniques d'intervention.

*La dispersion efficace des hydrocarbures vieillis est possible dans certaines circonstances. Image de l'hydrocarbure brut de l'Alaskan North Slope dispersé durant un essai en mer du Nord, vieillissant après 55 heures et affichant une viscosité de 15 000 – 20 000 cP ; le nuage formé par l'hydrocarbure dispersé est la tâche marron claire présente dans l'eau.*



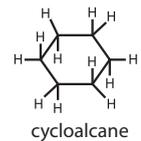
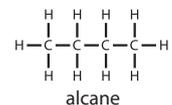
Technologie AEA

## Biodégradabilité et toxicité des hydrocarbures

La pénétration des hydrocarbures flottants dans la colonne d'eau sous la forme de petites gouttelettes d'hydrocarbure sous l'action des dispersants garantit l'exposition biologique de l'hydrocarbure aux organismes marins. L'hydrocarbure dispersé sera éventuellement biodégradé de manière significative par les microorganismes naturels déjà présents dans l'eau. Certains des composés chimiques des hydrocarbures sont solubles dans l'eau et potentiellement toxiques à l'égard des organismes marins. La magnitude de toute toxicité constatée dépendra de l'exposition (concentration et durée) des organismes marins à l'hydrocarbure dispersé et aux agents solubles dans l'eau composants l'hydrocarbure. Certains de ces composés pénétreront dans la colonne d'eau, qu'un dispersant soit utilisé ou non.

### Composés chimiques des hydrocarbures bruts

Les hydrocarbures bruts se composent d'un grand nombre d'agent chimiques. Il s'agit principalement d'hydrocarbures, composés exclusivement d'hydrogène et de carbone. Les hydrocarbures peuvent être classés en fonction de leur poids moléculaire ou de la longueur de la chaîne de carbone ; la majorité des hydrocarbures composant les hydrocarbures bruts contiennent de 5 à 35 atomes de carbone. Les hydrocarbures peuvent en outre être classés en fonction du type chimique, par. ex les alcanes (paraffines), les cycloalcanes (naphthènes) et les composés aromatiques (contenant un ou plusieurs cycles benzéniques). Les proportions relatives de ces composés chimiques diffèrent selon le type d'hydrocarbures bruts et définissent la plage de propriétés physiques affichée par l'hydrocarbure brut. La majorité des hydrocarbures composant les hydrocarbures bruts sont des alcanes et cycloalcanes, allant des liquides volatiles aux liquides non-volatiles ou solides (cires) en fonction de leurs tailles (nombre d'atomes de carbone) et des températures en présence.



aromatique, benzène

### Interaction des organismes marins avec l'hydrocarbure dispersé

De nombreux organismes marins (bactéries et levures) ont la capacité de métaboliser et dégrader les composés chimiques des hydrocarbures. Le métabolisme est le processus biochimique qui disloque les substances complexes, comme les composés chimiques des hydrocarbures, afin de produire de l'énergie et des matières résiduelles (par ex. du dioxyde de carbone et de l'eau, dans le cas des hydrocarbures). Le métabolisme agit dans le cadre de plusieurs étapes articulées autour d'enzymes qui transforment les composés chimiques en composés intermédiaires ou métabolites. L'impact de ce processus est tributaire de la composition chimique et de l'organisme marin impliqué, c'est-à-dire :

- la biodégradation de l'hydrocarbure peut être considérée comme favorable aux microorganismes dans la mesure où les métabolites constituent une source d'énergie ;
- cependant, elle pourrait présenter des effets toxiques sur certains organismes marins résultant de l'exposition aux composés partiellement solubles dans l'eau pénétrant depuis les gouttelettes d'hydrocarbure dans l'eau, ou par ingestion des gouttelettes par les organismes filtreurs qui pourraient être la proie d'organismes plus gros. La gravité des effets toxiques est proportionnelle à l'exposition, allant d'effets sublétaux (narcose provisoire, impact sur la reproduction ou l'alimentation) qui sont souvent réversibles, jusqu'à la mort pour certains spécimens des populations affectées.

### Biodégradation des hydrocarbures

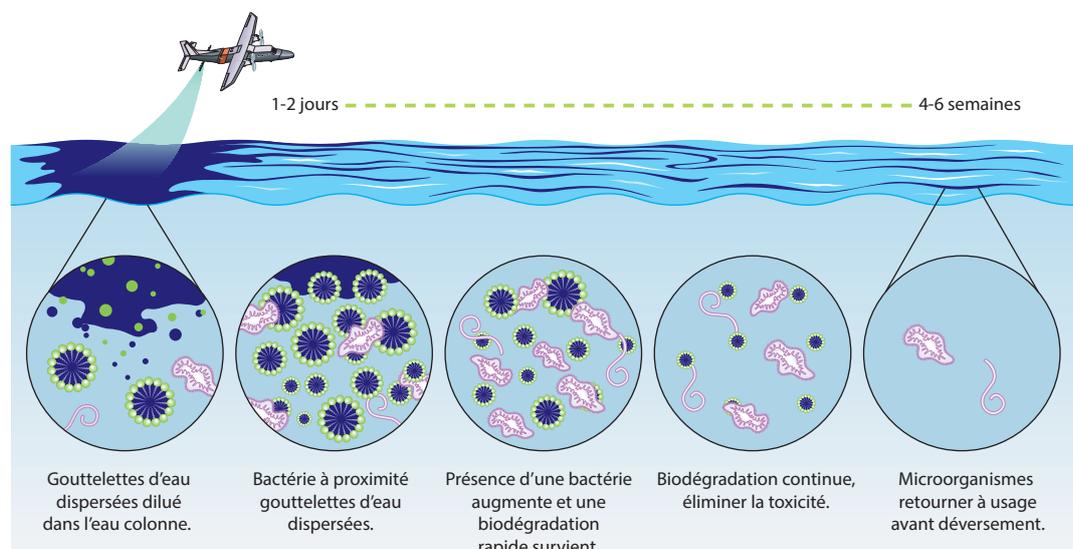
La biodégradation survient principalement sous l'action de l'oxydation biochimique (Leahy et Colwell, 1990 ; Atlas et Bartha, 1992 ; Atlas et Cerniglia, 1995 ; Prince, 1997 ; Prince *et al.*, 2013). Les différents composés chimiques des hydrocarbures bruts seront biodégradables à des vitesses différentes et dans des mesures différentes sous l'action des micro-organismes naturels qui dégradent les hydrocarbures (Singer et Finnerty, 1984 ; Lindstrom et Braddock, 2002 ; Campo *et al.*, 2013). Les alcanes à chaîne linéaire seront les plus rapidement biodégradés, suivis par les composés aromatiques monocycliques puis par les alcanes à chaîne

ramifiée et les cycloalcanes. De nombreux hydrocarbures complexes ramifiés, cycliques et aromatiques, qui sinon ne seraient pas biodégradés, peuvent être oxydés via un co-métabolisme dans un mélange d'hydrocarbures résultant de l'abondance d'autres substrats qui peuvent être métabolisés facilement à l'intérieur de l'hydrocarbure (Heitkamp et Cerniglia, 1987). Les hydrocarbures biodégradés seront finalement transformés en dioxyde de carbone et en eau (MacNaughton *et al.*, 2003). Les composés d'hydrocarbures qui sont résistants à la biodégradation sont biologiquement inertes et affichent une faible toxicité. Les dispersants eux-mêmes sont biodégradables et ne perturbent pas le processus de dégradation des hydrocarbures, mais au contraire l'accélèrent en augmentant l'exposition de l'hydrocarbure tel que décrit ci-dessous.

La vitesse de biodégradation dépend en outre de l'exposition de l'hydrocarbure mais aussi de la disponibilité en oxygène et en nutriments. En principe, la disponibilité de l'oxygène et des nutriments ne constitue pas un facteur handicapant au large, cependant, elle pourrait être réduite dans les zones dans lesquelles l'hydrocarbure échoue et notamment dans les sédiments mous. Les microorganismes colonisent l'interface hydrocarbure / eau ; de petites gouttelettes d'hydrocarbures dispersées affichent une surface 100 fois plus importante que la même quantité d'hydrocarbure sous forme de nappe flottante ; dès lors, la dispersion augmente la vitesse de biodégradation. La biodégradation de l'hydrocarbure qui s'échoue sur la côte pourrait être retardée en raison de l'épaisseur accrue qui réduit la surface disponible. La biodégradation pourra en outre être limitée par le séchage consécutif à une exposition à l'air dans les zones de marée. En outre, l'hydrocarbure pourrait s'enfouir dans les sédiments des plages ce qui pourrait retarder la biodégradation du fait d'un manque d'oxygène.

La biodégradation sera la plus efficace lorsque l'hydrocarbure est dispersé au large. Le processus de biodégradation des gouttelettes d'hydrocarbure commence en principe dans un délai d'un à deux jours et se termine après quelques semaines. Les zones exposées à l'hydrocarbure par infiltration naturelle et pollution industrielle pourraient déjà contenir un grand nombre de microorganismes dégradant les hydrocarbures. Cependant, les microorganismes appropriés sont présents dans toutes les mers, et peuvent s'adapter rapidement et décupler leur population lorsque l'hydrocarbure devient disponible, ainsi que lorsque l'hydrocarbure est déversé.

**Image 9** Processus de biodégradation typique des hydrocarbures déversés



## Toxicité potentielle de l'hydrocarbure dispersé

Selon un principe clé en matière de toxicologie, la magnitude de l'effet sur un organisme causé par un composé chimique dépend de l'exposition de l'organisme au composé chimique. L'exposition dépend de la voie d'exposition, de la concentration de l'agent chimique auquel l'organisme est exposé et de la durée de l'exposition.

### Les composés chimiques potentiellement toxiques des hydrocarbures

La plupart des alcanes et des cycloalcanes génèrent peu d'effets toxiques sur les organismes marins en raison de leur faible niveau de solubilité dans l'eau. Les hydrocarbures aromatiques sont les composants des hydrocarbures bruts et des carburants qui sont généralement considérés comme toxiques pour les organismes aquatiques (Anderson *et al.*, 1974 ; Di Toro *et al.*, 2007).

### Exposition à l'hydrocarbure, à l'hydrocarbure dispersé et aux composés solubles de l'hydrocarbure dans l'eau

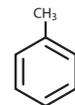
Après un déversement d'hydrocarbure, des organismes marins donnés seront exposés à des concentrations élevées de gouttelettes d'hydrocarbures naturellement dispersées et de composés solubles dans l'eau provenant de l'hydrocarbure dans la partie supérieure de la colonne d'eau (González *et al.*, 2006). Les composés aromatiques à cycle unique (ou BTEX) s'évaporeront rapidement depuis l'hydrocarbure flottant dans l'air, altérant ainsi le potentiel de génération d'effets toxiques depuis l'hydrocarbure persistant (Neff *et al.*, 2000).

La cause principale des effets toxiques aigus sur les organismes marins est l'exposition à des HAP à cycle double (naphtalènes substitués) dans l'eau via l'absorption par les branchies et les autres organes. La dispersion des hydrocarbures en petites gouttelettes, soit naturelle ou générée par les dispersants, pourrait renforcer l'exposition de certains organismes marins à ces composés ou d'autres composés partiellement solubles dans l'eau générés par l'hydrocarbure en raison de la surface hydrocarbure/eau accrue. Cependant, le processus de dispersion n'augmente pas la toxicité de l'hydrocarbure.

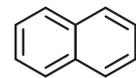
La couche supérieure d'eau contient en principe des densités élevées d'organismes planctoniques, y compris les frais en développement (embryons et larves) de certaines espèces de poissons. Ces premiers stades de la vie des organismes sont particulièrement sensibles aux faibles concentrations d'HAP à deux ou trois cycles dans l'eau (Carls *et al.*, 2008). Les planctons dérivent dans l'eau au fil du courant et seront irrémédiablement exposés aux composés des hydrocarbures ; cependant, les effets sur les planctons seront localisés et le rétablissement via une association avec des éléments extérieurs sera rapide. La plupart des déversements d'hydrocarbures ont lieu dans des zones limitées et sont de courte durée ; quant à l'impact éventuel, il sera limité et localisé (Kingston, 1999).

Dans les eaux de plus de 10 mètres de profondeur, la concentration des hydrocarbures dispersés naturellement et des composés solubles dans l'eau des hydrocarbures sera rapidement diluée à des niveaux plus faibles dans la nappe phréatique. Les poissons adultes peuvent détecter des composés d'hydrocarbure dans l'eau et seront ainsi en mesure d'éviter les zones contaminées (Weber *et al.*, 1981). Aucun cas de morts massives de poisson causées par un déversement d'hydrocarbure en mer n'a été enregistré.

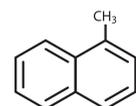
Les poissons nageant dans des eaux contenant des hydrocarbures peuvent absorber certains des composés des hydrocarbures solubles dans l'eau (la plupart du temps les composés aromatiques à deux cycles) dans leurs tissus ; cependant, ces composants seront rapidement évacués (« dépurés ») lorsque les poissons traversent des eaux propres. Des interdictions ou restrictions de pêche sont souvent proclamées afin d'éviter que les bateaux de pêche et leurs équipements soient souillés par les hydrocarbures, et afin de rassurer le public et préserver la réputation des marchés des produits de la mer.



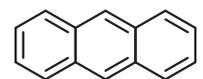
1-cycle : toluène



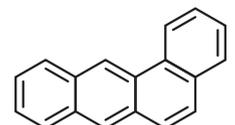
2-cycle : naphthalène



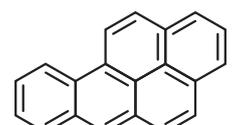
2-cycle : 2-méthyl-naphthalène



3-cycle : anthracène



4-cycle : benz(a)anthracène



5-cycle : benzopyrène

*Ci-dessus : exemples de composés aromatiques*

### Encadré 3 Composés aromatiques chimiques des hydrocarbures

- **Composés aromatiques à cycle unique** : il s'agit du benzène, du toluène, de l'éthylbenzène et des xylènes qui sont souvent désignés comme composés BTEX. Les hydrocarbures bruts contiennent de 0,5 à 5 % de BTEX. Le gasoil contient jusqu'à 40 % de BTEX. Les composés BTEX sont relativement solubles dans l'eau, mais sont également volatiles et s'évaporeront rapidement dans l'air depuis l'hydrocarbure déversé à la surface de la mer.
- **Composés aromatiques à double cycle** : le naphthalène et ses dérivés alkyl-substitués. Divers hydrocarbures bruts contiennent de 0 % à 0,4 % de naphthalène et de 0 % à 1 % ou plus de naphthalènes substitués. Ces composés sont moins solubles dans l'eau que les BTEX alors que leur volatilité est moindre.
- **Les hydrocarbures aromatiques polycyclique à 3, 4 et 5 cycles (HAP)** : les hydrocarbures bruts contiennent de 0 ppm à plusieurs centaines de ppm de composés aromatiques à trois cycles, mais beaucoup moins, en principe de 1 à 10 ppm de composés à quatre ou cinq cycles. Les composés HAP ne sont pas volatiles, alors que les composés à 3 et 4 cycles sont légèrement solubles dans l'eau.

L'hydrocarbure déversé dans des eaux affichant une profondeur inférieure à 10 mètres aura probablement des effets toxiques dans la mesure où les organismes aquatiques seront exposés à des concentrations plus élevées d'hydrocarbure dispersé naturellement ou de composés solubles dans l'eau générés par l'hydrocarbure pendant une période conséquente (Claireaux *et al.*, 2013). En outre, les organismes marins présents dans les eaux peu profondes qui pourraient être exposés à des concentrations élevées d'hydrocarbures dispersés comprennent également ceux évoluant près ou dans les fonds marins. Les organismes évolueront à des profondeurs trop élevées pour être affectés. Ceci ne signifie pas qu'il conviendra d'éviter systématiquement d'utiliser des dispersants dans des eaux d'une profondeur inférieure à 10 mètres, mais plutôt qu'il conviendra d'être plus prudent que dans les eaux profondes (Le Floch *et al.*, 2014).

### Les effets inhérents à l'usage des dispersants

La dispersion d'une quantité plus importante d'hydrocarbure sous forme de petites gouttelettes dans la colonne d'eau au moyen de dispersants augmentera l'exposition de toutes les organismes marins dans la partie supérieure de la colonne d'eau (Singer *et al.*, 1998). L'augmentation de la surface hydrocarbure/eau permettra à une quantité plus importante de composés chimiques partiellement solubles dans l'eau de pénétrer dans l'eau. Ils seront en outre rapidement dilués, dans la mesure où l'eau est suffisamment profonde (Law et Kelly, 1999 ; Bejarano *et al.*, 2013). Les concentrations élevées de ces composés (les composés aromatiques à 2 et 3 cycles) dans la colonne d'eau sont susceptibles de causer des effets toxiques, la magnitude de l'effet dépendant de la durée d'exposition (Kelly et Law, 1998 ; Sterling *et al.*, 2003 ; Bejarano, 2014). Si les dispersants étaient utilisés sur un hydrocarbure déversé dans des eaux dont la profondeur est supérieure à 10 ou 20 mètres, les concentrations de gouttelettes d'hydrocarbure dispersé et de composés chimiques solubles dans l'eau générés par l'hydrocarbure augmenteront dans un premier temps, mais diminueront ensuite rapidement dans la mesure où elles seront diluées dans les eaux environnantes. Les organismes marins seront ainsi exposés à un bref « pic » de concentration élevée de ces composés (Singer *et al.*, 1991 ; Bragin *et al.*, 1994 ; Clark *et al.*, 2001), atteignant en principe une concentration d'environ 50 ppm et excédant rarement 100 – 200 ppm dans les premières mètres puis retombant à >1 ppm après quelques heures. Les niveaux globaux d'exposition dans l'environnement marin sont beaucoup moins élevés que ceux appliqués dans le cadre des procédures standards de test de la toxicité en laboratoire (Pace *et al.*, 1995 ; Coelho *et al.*, 2013).

### Exposition des organismes marins par ingestion des gouttelettes d'hydrocarbure dispersé

Les organismes marins pourront en outre être exposés à des HAP d'un poids moléculaire plus élevé par ingestion d'aliments. Les organismes filtreurs qui chassent sur les planctons pourront ingérer naturellement ou chimiquement des gouttelettes d'hydrocarbure dispersé si elles sont de la même taille que certains planctons.

Des organismes relativement simples, comme les bivalves, ne pourront décomposer biochimiquement d'HAP d'un poids moléculaire plus élevé présent dans l'hydrocarbure, ces HAP pouvant s'accumuler (« bio-accumulation ») dans certains organes (Neff and Burns, 1996). Ces composés seront ensuite évacués par dépuration dans les eaux propres. Les prédateurs qui consomment des bivalves contaminés par les hydrocarbures pourront alors être exposés à des concentrations élevées d'HAP d'un poids moléculaire plus élevé par les voies d'ingestion. Les organismes qui possèdent un foie, comme les poissons, pourront métaboliser les HAP, certains de ses métabolites étant nocifs, causant des lésions et d'autres effets indésirables. La magnitude des effets toxiques causés par cette voie d'exposition sera dans la plupart des cas basse, seuls certains spécimens étant affectés.

#### Encadré 4 Notions de toxicité et terminologie

La **toxicité** constitue le potentiel ou la capacité inhérente d'un matériel à causer des effets nocifs sur les organismes vivants » ; la toxicité aquatique est l'effet des agents chimiques sur les organismes aquatiques.

- La plage des **effets nocifs** peut aller des niveaux subcellulaires des organismes entiers à des communautés et écosystèmes entiers. Les effets nocifs pourront être réversibles ou irréversibles, modérés ou graves. De nombreuses études en matière de toxicité se focalisent sur la mortalité. Les effets moins graves, sublétaux incluent des changements comportementaux, physiologiques (comme des mouvements ralentis) et des impacts sur la reproduction, l'alimentation et les autres fonctions. Certains organismes sont bien plus sensibles à certaines substances que les autres. Les organismes aux premiers stades de leur vie sont plus vulnérables que les organismes adultes.
- La **voie d'exposition** désigne la façon dont l'organisme est exposée à la substance, y compris l'ingestion (directement ou dans la nourriture), l'absorption par les branchies ou un contact cutané.

Les effets biologiques observés seront fonctions de la **durée d'exposition** à l'agent chimique et la **concentration** de l'agent chimique. Dans l'environnement aquatique, la durée d'exposition varie en fonction des marées et des courants mais aussi de la mobilité des organismes potentiellement affectés. La concentration d'un agent chimique est significativement influencée par (i) les propriétés physiques, chimiques et biologiques de l'écosystème, (ii) les sources et le débit de pénétration des agents chimiques dans l'environnement et (iii) les propriétés physiques et chimiques de l'agent chimique.

- Une toxicité **aiguë** implique des effets nocifs sur un organisme donné à la suite d'une exposition unique ou brève.
- Une toxicité **chronique** est l'aptitude d'une substance ou d'un mélange de substances à générer des effets nocifs sur une période longue, en principe à la suite d'expositions répétées ou continues, s'étendant parfois durant l'intégralité du cycle de vie de l'organisme exposé.

L'**analyse de la toxicité** sera entreprise pour de multiples raisons, différentes méthodes étant alors utilisées.

- La  $LC_{50}$  (concentration létale sur 50% des populations d'organismes analysées) requiert d'exposer les organismes analysés à des séries de concentrations croissantes (par exemple, 1, 10, 100, 1000 ppm dans l'eau) pour une période de temps standard (en principe 48 ou 96 heures). La dose ou la concentration qui élimine 50 % des populations d'organismes testées est calculée. Il s'agit d'une bonne méthode d'évaluation de la toxicité relative de substances diverses ; cependant, les résultats ne sont pas pertinents s'agissant de l'exposition effective des organismes dans les situations réelles.
- Afin de déterminer le risque d'effets toxiques pouvant être générés par des substances dans des situations réelles, il est essentiel que les conditions de l'exposition (concentration d'une substance et durée d'exposition) soient reproduites dans le cadre de l'analyse.
- Les données pourront être utilisées lors de la modélisation des trajectoires des déversements d'hydrocarbures, et donner lieu à la modification du modèle afin d'intégrer des données plus précises sur les expositions.

## Législation régissant l'usage des dispersants

### Pourquoi les gouvernements nationaux se dotent-ils de législations en matière de dispersants ?

Les dispositions législatives en matière de dispersants adoptées par les autorités nationales compétentes ou les autorités réglementaires publiques concernées régissent les procédures nationales de planification d'urgence des interventions sur les déversements d'hydrocarbure. Les gouvernements nationaux ont la faculté et l'obligation de protéger leurs ressortissants et les ressources naturelles de leurs eaux territoriales des effets d'une pollution par hydrocarbures. Les dispersants utilisés dans le cadre des interventions contre les déversements d'hydrocarbure visent à réduire l'ampleur des dommages qui pourraient être causés par l'hydrocarbure déversé. Les gouvernements de certains États côtiers se sont dotés de lois contrôlant ou interdisant l'application d'agent chimiques dans la mer à l'intérieur de leurs frontières nationales. Des exceptions sont définies dans des circonstances particulières, comme l'usage de dispersants. En outre, il est nécessaire de réglementer l'utilisation de dispersants afin de prévenir l'usage de produits excessivement toxiques visant à disperser l'hydrocarbure ou de limiter l'usage incontrôlé de dispersants dans des situations qui pourraient nuire significativement à la vie marine.

La base légale de telles réglementations en matière de dispersants varie en fonction des pays dans la mesure où de telles dispositions sont souvent liées aux dispositions primaires en matière de protection de l'environnement. Les différences entre législations primaires en matière d'environnement expliquent que la réglementation en matière de dispersants soit adoptée ou formulée de façon différente dans chaque pays. De nombreux pays se sont dotés de deux types de législations en matière de dispersants, comme décrit ci-dessous.

### Législation régissant l'agrément des produits dispersants

Ces dispositions définissent quels dispersants pourront être utilisés et comment ils pourront être ajoutés à une liste de dispersants agréés après avoir satisfait aux exigences d'analyses spécifiques. Les législations en matière d'autorisation des produits dispersants requièrent le plus souvent :

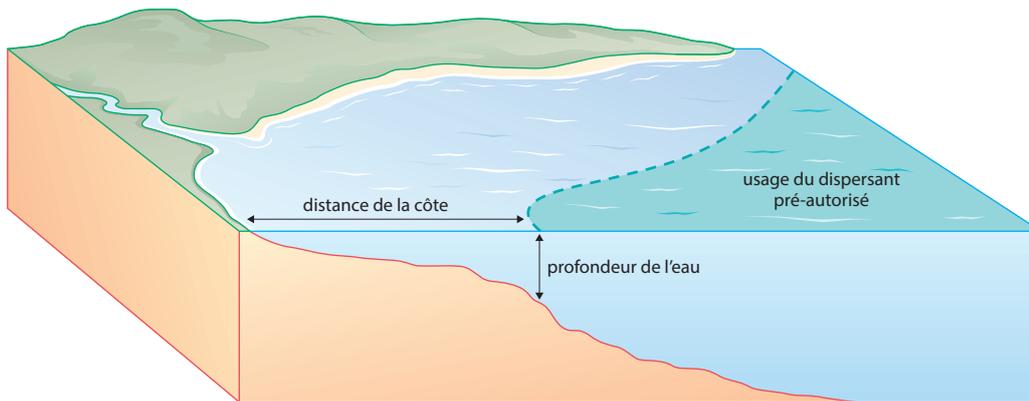
- a) des analyses efficaces afin de s'assurer que tout dispersant sera raisonnablement efficace ; et
- b) des analyses de la toxicité afin de s'assurer qu'un dispersant ne sera pas extrêmement toxique (par ex., plus toxique d'un hydrocarbure).
- c) Certains pays pourront également requérir des informations supplémentaires sur la biodégradabilité du dispersant, les composés autorisés et interdits, les propriétés physiques et prescrire des obligations en matière d'étiquetage.

### Réglementation sur l'usage autorisé des dispersants

Ces dispositions définissent quelle organisation nationale pourra autoriser l'usage des dispersants, et où et quand les dispersants autorisés pourront être utilisés sur les hydrocarbures déversés dans les eaux territoriales. La préautorisation de l'usage des dispersants dans des zones spécifiques pourra s'avérer essentielle afin de permettre un usage rapide des dispersants, dès que possible après le déversement. Les législations en matière d'usage autorisé des dispersants devront intégrer les avantages environnementaux nets générés par la dispersion de l'hydrocarbure.

- i. Des restrictions de caractère général basées sur la profondeur de l'eau (par exemple 10 ou 20 mètres) et la distance depuis la côte (par exemple 1 ou 2 km ou miles marins) pourront être appliquées. Ceci permettra de s'assurer de la présence d'un volume suffisant d'eau lors de la dilution de l'hydrocarbure à des concentrations dans l'eau qui sont inférieures à celles qui pourraient avoir des effets très négatifs sur les organismes marins.
- ii. Dans le cas de dispersants utilisés sur les hydrocarbures flottants dans des eaux peu profondes, ou dans des zones dans lesquelles des ressources particulièrement sensibles sont présentes, il pourrait s'avérer nécessaire de définir des restrictions géographiques ou saisonnières plus précises, sur le fondement du NEBA.

**Image 10** Les législations en matière d'usage autorisé des dispersants définissent où et quand les dispersants agréés seront utilisés



## Analyse en vue de l'autorisation des produits dispersants

Les pays qui n'ont pas établi de listes de dispersants agréés ou ne se sont pas dotés d'une législation en matière d'autorisation des produits dispersants, et dont les autorités réglementaires compétentes souhaitent établir une telle liste de dispersants autorisés, auront le choix entre :

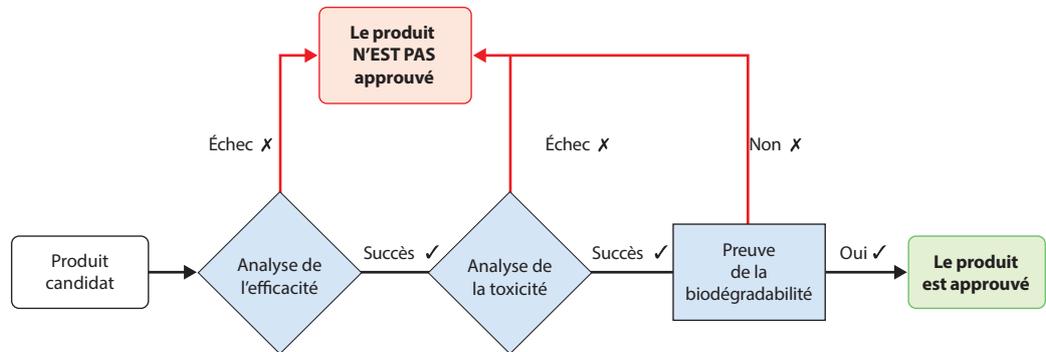
- i. Adapter une des méthodes d'analyse existantes reconnues sur le plan international afin de s'assurer de son adéquation aux conditions dominantes au niveau locale. Il ne sera pas nécessaire d'entreprendre la mise en place de régimes uniques d'analyse de la toxicité et de l'efficacité en vue de l'autorisation des produits dispersants, dans la mesure où un large éventail de normes et méthodes éprouvées existe déjà.
- ii. Autoriser les dispersants approuvés dans un autre pays (ou une sélection de pays) en s'appuyant sur les protocoles d'analyse publiés, aux fins d'intégration dans leur propre liste de dispersants autorisés. Dans le cadre d'une telle approche, il ne sera pas nécessaire d'effectuer des analyses, ce qui simplifiera significativement le processus d'autorisation.

Il convient de garder à l'esprit que ces analyses sont conçues afin de différencier les dispersants candidats et ne reflètent pas nécessairement les conditions réelles. Dans les deux cas (analyse de l'efficacité et de la toxicité), les analyses ne constituent pas des simulations précises d'un usage réel des dispersants sur des hydrocarbures déversés en mer dans la mesure où l'échelle à laquelle ces analyses de laboratoire sont réalisés ne saurait reproduire les événements survenant au large.

Le seuil ou le minimum requis en vue de l'autorisation s'appuyant sur des analyses de l'efficacité et de la toxicité est défini à un niveau qui sera considéré par les autorités réglementaires comme garantissant un niveau d'efficacité raisonnable des dispersants approuvés et un niveau moindre de toxicité par rapport à l'hydrocarbure qui sera traité.

Un diagramme contenant des recommandations en matière de processus d'autorisation des produits dispersants est présenté à la page 30, image 11.

Image 11 Exemple de processus d'autorisation d'un produit dispersant



### L'analyse de l'efficacité en vue de l'autorisation d'un produit dispersant

L'objectif de l'analyse de l'efficacité du dispersant en vue de l'autorisation du produit est d'identifier les produits qui affichent au moins le niveau approprié d'efficacité en matière de dispersion des hydrocarbures et de refuser l'autorisation aux produits peu performants.

Différentes méthodes d'analyse de l'efficacité (ou « efficacité ») ont été développées (Rewick *et al.*, 1981 ; Becker *et al.*, 1993) et mises en œuvre par différentes autorités nationales. Toutes les analyses de l'efficacité s'appuient sur des dispositifs de laboratoire afin d'appliquer un niveau d'énergie aux échantillons d'hydrocarbure, de dispersant et d'eau de référence dans un récipient fermé, visant un niveau satisfaisant de répétabilité (Clayton *et al.*, 1993).

Aucune des méthodes d'analyse en laboratoire n'est en mesure de simuler tous les scénarios complexes et les énergies de mélange qu'on rencontre en environnement marin (Mukherjee & Wrenn, 2009). Les caractéristiques dominantes des vagues en mer sont très variables, de conditions de calme plat à très agités. Une méthode d'analyse en laboratoire est susceptible de correspondre plus à un état côtier qu'à un autre, cependant, une simulation précise des conditions océaniques ne sera pas possible pour des raisons d'échelle (Kaku *et al.*, 2006).

L'analyse de l'efficacité aux fins d'autorisation d'un produit dispersant s'appuie sur un hydrocarbure d'analyse spécifique, une vitesse de traitement du dispersant et des conditions de température et de salinité

particulières. Les résultats, exprimés sous la forme d'un « taux d'efficacité », seront exploités uniquement pour comparer l'efficacité relative des différents dispersants testés dans les mêmes conditions et dans le cadre du même protocole. Un minimum requis pertinent établissant le niveau minimal d'efficacité acceptable dans le cadre de l'analyse devra alors être défini. La plupart des méthodes d'analyse et des hydrocarbures de référence, permettant de distinguer les produits défaillants de ceux performants, conduiront à un minimum requis se situant environ au niveau moyen (c'est-à-dire aux alentours des 50 %).



Université de l'État de Karaganda

Cependant, un minimum requis pertinent pourra se situer en-deçà ou au-delà de cette moyenne. Ce minimum requis arbitraire ne saurait être interprété comme un indicateur de la performance du dispersant dans ce domaine. Le minimum requis britannique fixé à 60 % dans le cadre de la méthode d'analyse WSL

Un exemple de dispositif d'analyse de l'efficacité – la méthode WSL

(WSL, 2007) articulé autour d'un fuel mi-lourd ne signifie pas que seulement 60 % de l'hydrocarbure sera dispersé et 40 % persistera. La proportion d'hydrocarbure dispersé en mer pourra s'élever à 100 % ou moins, en fonction des conditions en présence.

### Analyse de la toxicité en vue de l'autorisation du produit dispersant

L'agrément des produits dispersants par l'agence de réglementation requiert en principe que le dispersant n'excède pas un seuil de toxicité aquatique aiguë. L'analyse permettra d'établir que les dispersants autorisés sont substantiellement moins toxiques que les hydrocarbures qu'ils sont censés traiter.

#### Analyse de la toxicité du « dispersant seul »

L'objectif initial des analyses de toxicité des dispersants était d'assurer que l'utilisation de détergents industriels toxiques, comme ceux utilisés en grande quantité au Royaume-Uni sur le déversement d'hydrocarbure du Torrey Canyon survenu en 1967, ne se reproduirait pas. Afin d'être autorisés, les dispersants devront afficher une toxicité inférieure au niveau réputé acceptable. Un test de toxicité  $LC_{50}$  (concentration létale à 50 % de la population testée) sur 96 heures ou 48 heures, articulé autour d'un large éventail d'espèces testées, a été appliqué afin de déterminer la toxicité des dispersants. L'objectif de l'analyse de toxicité  $LC_{50}$  sur 48 ou 96 heures était de déterminer la concentration du dispersant dans l'eau tuant la moitié des organismes exposés pendant la période spécifiée. L'analyse permet ainsi de classer un dispersant comme plus ou moins toxique qu'un autre dispersant. Le régime d'exposition (concentration du dispersant dans l'eau et durée d'exposition) dans le cadre de l'analyse  $LC_{50}$  ne reproduit pas l'exposition au dispersant à laquelle sera soumis un organisme marin si le dispersant était utilisé sur un hydrocarbure déversé en mer.

Certains pays appliquent actuellement les analyses  $LC_{50}$  de dispersant seul afin d'établir la toxicité dans le cadre du processus d'autorisation du produit dispersant. Le minimum requis se situe souvent à un niveau moins toxique qu'une substance toxique de référence ; en France, un dispersant devra être dix fois moins toxique qu'un ammonium quaternaire donné.

#### Analyse de la toxicité du « dispersant et de l'hydrocarbure »

Les premiers véritables dispersants d'hydrocarbures ont été développés dans les années 1970. Ils étaient beaucoup moins toxiques que les détergents utilisés lors du sinistre du *Torrey Canyon*. Les concentrations de dispersant dans l'eau requises pour provoquer une mortalité de 50 % des crevettes étaient très hautes, jusqu'à 10 000 ppm (1 % par volume), ce qui compliquait l'obtention de résultats précis dans le cadre de l'analyse.

Il a été ensuite reconnu que cette focalisation sur la toxicité du dispersant n'était pas pertinente et qu'il convenait plutôt de s'inquiéter des effets toxiques potentiels sur les organismes marins causés par l'exposition à l'hydrocarbure dispersé. Il semble donc que l'analyse de la toxicité du « dispersant plus hydrocarbure » soit plus pertinente que l'analyse du « dispersant seul » car :

- le dispersant ne serait pas utilisé si aucun hydrocarbure n'était dispersé, et
- les effets toxiques potentiels consécutifs à l'usage de dispersants modernes sur les hydrocarbures déversés en mer, sont causés par l'hydrocarbure dispersé et non par le dispersant.

Cependant, cette approche se méprend sur la finalité de l'analyse de la toxicité en vue de l'agrément du produit dispersant, qui consiste à sélectionner des dispersants qui n'excèdent pas un seuil donné de toxicité aquatique aiguë.



*Les espèces soumises à l'analyse de la toxicité varient et peuvent inclure poissons, crevettes, planctons, bivalves et autres.*

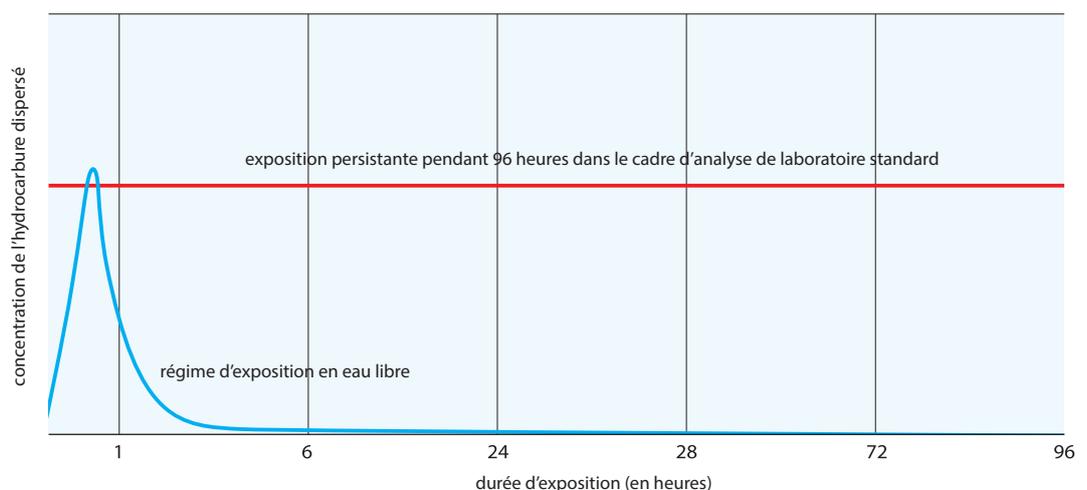
Certains pays réalisent actuellement des analyses du « dispersant plus hydrocarbure » en vue de l'autorisation des produits dispersants (Blackman *et al.*, 1978 ; Kirby *et al.*, 1996). Cependant, l'utilisation de cette approche de l'analyse présente plusieurs problèmes :

- Ces analyses ne simulent pas l'usage du dispersant sur un hydrocarbure déversé dans un environnement marin. Les durées d'exposition appliquées dans les analyses du « dispersant plus hydrocarbure » sont bien plus importantes que celles auxquelles seraient soumis les organismes marins dans le cas où le dispersant serait utilisé sur un hydrocarbure déversé en mer (image 12). Il s'agit d'un aspect incontournable des analyses de toxicité conçues pour distinguer les effets des différents dispersants.
- Les composés chimiques présents dans l'eau sont rarement analysés, seul les concentrations nominales en hydrocarbures étant relevées.
- Comme la toxicité est principalement générée par les composés de l'hydrocarbure, les analyses articulées autour de plusieurs hydrocarbures toxiques révéleront des niveaux de toxicité plus élevés.
- L'analyse de la toxicité du dispersant et de l'hydrocarbure permet incontestablement de distinguer les dispersants très efficaces des dispersants qui le sont moins.

Les résultats des analyses de toxicité du « dispersant plus hydrocarbure » (c'est-à-dire de l'hydrocarbure dispersé) réalisées aux fins d'agrément du produit dispersant sont souvent mal interprétés comme établissant les effets probables en mer lorsque les dispersants sont appliqués sur un hydrocarbure déversé. L'inquiétude suscitée par le risque d'effets toxiques causés par l'hydrocarbure dispersé est légitime et doit être traitée, cependant, ce n'est pas le rôle des analyses de la toxicité réalisées aux fins d'agrément des produits dispersants. En effet, cette inquiétude devrait être traitée au moyen de données issues des études scientifiques sur le risque d'effets toxiques présentés par les hydrocarbures dispersés à l'égard des organismes marins dans le cadre de conditions d'exposition réalistes (Clark *et al.*, 2001). Ces données fourniront la justification scientifique requise dans le cadre d'une procédure de NEBA lors de l'adoption de dispositions législatives sur l'usage autorisé des dispersants.

**Image 12** Comparaison des effets toxiques sur les organismes marins consécutifs à une exposition prolongée à l'hydrocarbure dispersé – analyses de laboratoire standards contre exposition temporaire en mer

*Exposition à une concentration persistante d'hydrocarbure dispersée pendant une période prolongée d'les analyses de la toxicité en laboratoire sont bien plus rigoureuses que l'exposition temporaire à laquelle sont soumis les organismes marins en mer.*



**Analyse de la toxicité des hydrocarbures, du « dispersant seul » et du « dispersant et de l'hydrocarbure »**

Aux États-Unis, les analyses actuelles de toxicité requises par l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (EPA) en vue de l'inscription des dispersants sur la Liste des produits du NCP (Plan nationale d'urgence de lutte contre la pollution provoquée par les substances dangereuses et les hydrocarbures) s'articulent autour de deux espèces standards définies par l'EPA des États-Unis : le *Menidia beryllina* et la crevette de Mysid (*Americamysis bahia*). Ces espèces sont exposées à : (i) un mazout numéro 2 seul ; (ii) un dispersant seul ; (iii) un mélange 1:10 de dispersant avec le mazout de numéro 2 ; et (v) une substance toxique de référence. Les procédures d'analyses appliquées consistent en une analyse LC<sub>50</sub> sur 96 heures pour le *Menidia* et un LC<sub>50</sub> de 48 heures pour les *Americamysis*. Il n'existe pas de critère de réussite/d'échec, les résultats étant simplement signalés.

Comme indiqué ci-dessus, le régime d'exposition appliqué dans le cadre de la procédure d'analyse de la toxicité LC<sub>50</sub> ne saurait simuler l'usage du dispersant sur l'hydrocarbure déversé en mer dans la mesure où les concentrations utilisées dans le cadre de l'analyse sont plus élevées et la durée de l'exposition plus longue que celles prévalant en mer. Cependant, l'analyse de la toxicité LC<sub>50</sub> constitue un mode d'évaluation de la magnitude relative des effets toxiques qui pourraient être causés par les dispersants ou l'hydrocarbure dispersé dans le cadre des conditions d'exposition de l'analyse.

La même méthode d'analyse de la toxicité que celle utilisée dans le cadre de Liste de produit NCP, était appliquée par l'EPA (US EPA, 2010) afin de déterminer la magnitude relative des effets toxiques qui auraient pu être causés par :

- i. l'hydrocarbure sulfureux brut (LSC) de Louisiane dispersé mécaniquement ;
- ii. le dispersant utilisé durant l'intervention sur le sinistre du Macondo en 2010, COREXIT® EC9500A ; et
- iii. L'hydrocarbure brut LSC crude dispersé au moyen d'un mélange selon un dosage d'1:10 et COREXIT® EC9500A and LSC.

Les niveaux de toxicité mesurés dans le cadre des analyses LC<sub>50</sub> ont été classés sur échelle à cinq niveaux représentant d'une toxicité très haute à une « toxicité quasiment nulle », tel qu'appliqué par l'EPA américain en interprétant les résultats des analyses LC<sub>50</sub> (US EPA, 2012).

Les résultats résumés dans le tableau 4 montrent que le dispersant seul génère des effets toxiques moindres que l'hydrocarbure seul. Le dispersant seul est considéré comme quasiment non toxique à l'égard des espèces de poissons et seulement « légèrement toxique » à l'égard des crevettes, alors que l'hydrocarbure brut dispersé mécaniquement a été évalué comme « modérément toxique » à l'égard des deux. L'hydrocarbure brut dispersé chimiquement affiche le même classement dans la mesure où l'hydrocarbure brut dispersé mécaniquement est réputé « modérément toxique » pour les deux espèces. Dans ce cas, les effets toxiques mesurés sont causés par l'hydrocarbure et non par le dispersant.

**Tableau 4** Synthèse des résultats des analyses de la toxicité aquatique menées pour l'EPA US sur un hydrocarbure déversé, un dispersant et un hydrocarbure dispersé dans le cadre de l'intervention sur le sinistre de Macondo en 2010

Catégories d'écotoxicité de l'EPA (ppm = parties par million)	Hydrocarbure Louisiana Sweet Crude (LSC)		Dispersant (Corexit® EC9500A)		Hydrocarbure dispersé (LSC + Corexit® EC9500A)	
	Mysidacés	Menidia	Mysidacés	Menidia	Mysidacés	Menidia
Très hautement toxique : <0,1 ppm						
Hautement toxique : 0,1-1 ppm						
Modérément toxique : >1-10 ppm	2,7 ppm	3,5 ppm			5,4 ppm	7,6 ppm
Légèrement toxique : >10-100 ppm			42 ppm			
Quasiment non toxique : >100 ppm				130 ppm		

US EPA 2010

Les enjeux relatifs à l'analyse de la toxicité et la législation en matière de dispersant sont traités plus en détail dans la publication de l'IPIECA-IOGP sur les procédures réglementaires d'agrément des produits dispersants et l'autorisation de leur usage. (IPIECA-IOGP, 2014).

## Réglementation sur l'usage autorisé des dispersants

L'objectif de la réglementation en matière d'usage des dispersants est de s'assurer qu'il sera recouru aux dispersants uniquement dans les situations dans lesquelles et lorsqu'ils permettront de prévenir ou réduire le préjudice causé par l'hydrocarbure déversé.

Un usage efficace du dispersant permettra le transfert d'une plus grande quantité d'hydrocarbure dans la colonne d'eau. Les organismes marins seront dès lors exposés à des concentrations plus élevées d'huile dispersées et de composés solubles dans l'eau générés par l'hydrocarbure que si les dispersants n'étaient pas utilisés. Ceci suscite une préoccupation quant au potentiel du dispersant à augmenter les effets toxiques des hydrocarbures dispersés sur les organismes marins. Afin de traiter ces préoccupations, les effets potentiellement toxiques résultant de l'exposition aux hydrocarbures dispersés seront pris en compte dans le cadre du processus NEBA (voir pages 36 – 42 et IPIECA-IOGP, 2015e).

L'application la plus simple du processus NEBA est de retenir une profondeur minimale des eaux et une distance définie de la côte afin de s'assurer que les concentrations d'hydrocarbures dispersés dans l'eau et la durée d'exposition seront suffisamment basses. Ceci réduira le niveau de risque d'effets toxiques significatifs sur les organismes marins présents. La pertinence d'une telle approche a été validée par les études antérieures sur la toxicité des hydrocarbures dispersés. Ce principe a été retenu dans le cadre des réglementations sur l'usage autorisé des dispersants dans de nombreux pays, y compris en France et au Royaume-Uni et dans différentes régions des États-Unis. Par exemple, la réglementation britannique en matière d'usage des dispersants exige l'agrément de l'autorité compétente pour l'octroi des licences pour l'usage des dispersants sur les hydrocarbures dans les eaux peu profondes, les eaux peu profondes étant définies comme les zones maritimes dans lesquelles la profondeur de l'eau est inférieure à 20 mètres ou dans la limite d'un mile marin à partir de telles zones. Dans les eaux plus profondes, l'usage du dispersant sera pré-autorisé. Les zones maritimes « pré-autorisées » ou les zones dans lesquelles l'usage du dispersant sur les hydrocarbures dispersés est permis sont souvent l'objet des restrictions suivantes :

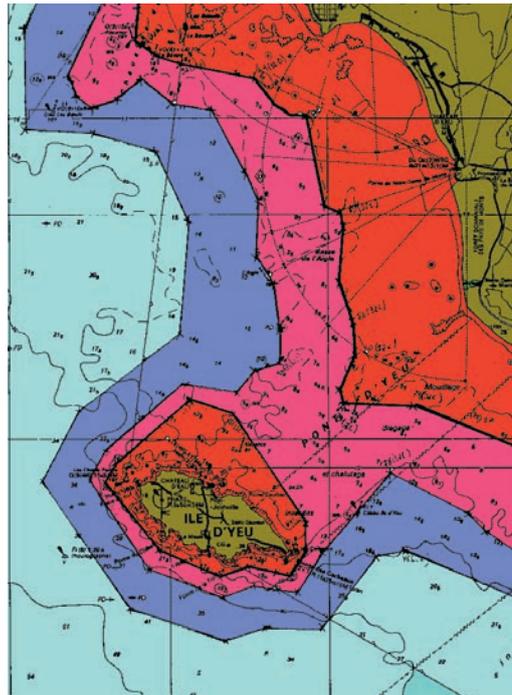
- i. des eaux d'une profondeur minimale (par exemple, 10 ou 20 mètres).
- ii. une distance minimale de la côte (par exemple 1 kilomètre ou 1 mile marin) ; et
- iii. la protection des infrastructures écologiques ou socio-économiques, comme les prises d'eau de mer et les fermes piscicoles, qui sont identifiées comme particulièrement vulnérables aux hydrocarbures dispersés.

Dans de nombreux cas, la réglementation en matière de dispersant définit d'autres conditions comme :

- la pollution par hydrocarbure sera constatée avant l'application du dispersant ;
- il pourra être fait exception à ce régime en autorisant l'usage du dispersant dans le respect de la réglementation, par exemple en empêchant les poursuites ou les amendes prescrites par les lois environnementales en vigueur au titre de l'usage de dispersants ;
- l'application d'un dispersant en violation de la réglementation donnera lieu à des poursuites et aux sanctions prescrites ;
- les opérations d'observation/de surveillance seront mises en œuvre durant l'application afin de vérifier que le dispersant agit, en exigeant la fin de l'application dans le cas de son inefficacité – les opérations d'observation/de surveillance allant au-delà du simple examen visuel seront mises en œuvre dès que l'équipement sera disponible ; toute indisponibilité ne saurait reporter l'intervention ;

- le dispersant sera appliqué au moyen des dispositifs d'application approprié et conformément aux consignes du fabricant ; et
- les orientations opérationnelles en matière d'application des dispersants seront suivies (par ex. les lignes directrices publiées par l'IMO).

L'usage du dispersant pourrait constituer une technique justifiée dans des eaux moins profondes que le minimum préautorisé ou plus proche de la côte que la distance minimale définie, à condition qu'il puisse être établi qu'un tel usage permettra de réduire le préjudice environnemental et que les autres techniques d'intervention ne permettent pas d'atteindre un tel résultat. Les procédures et les autorités compétentes pour statuer sur les dossiers d'autorisation seront identifiées dans la réglementation. Dans ce cas, il appartiendra à l'organisation sollicitant une autorisation en vue de l'autorisation du dispersant de réaliser la NBA spécifique au cas en question et de soumettre une justification à l'examen de l'autorité compétente, après quoi l'autorité pourra ou non autoriser l'usage du dispersant.



CEDRE

*En France, les zones correspondant à un volume d'hydrocarbure qui pourra être traité au moyen de dispersants sont définies pour les zones côtières en fonction de la profondeur et de la distance de la côte ; aucune limite n'est définie pour les eaux affichant une profondeur supérieure à 15 m.*



USDA

*Un équipement adapté sera utilisé ; ici, les diffuseurs seront testés avec de l'eau afin de s'assurer qu'une goutte de dispersant de taille appropriée est créée.*

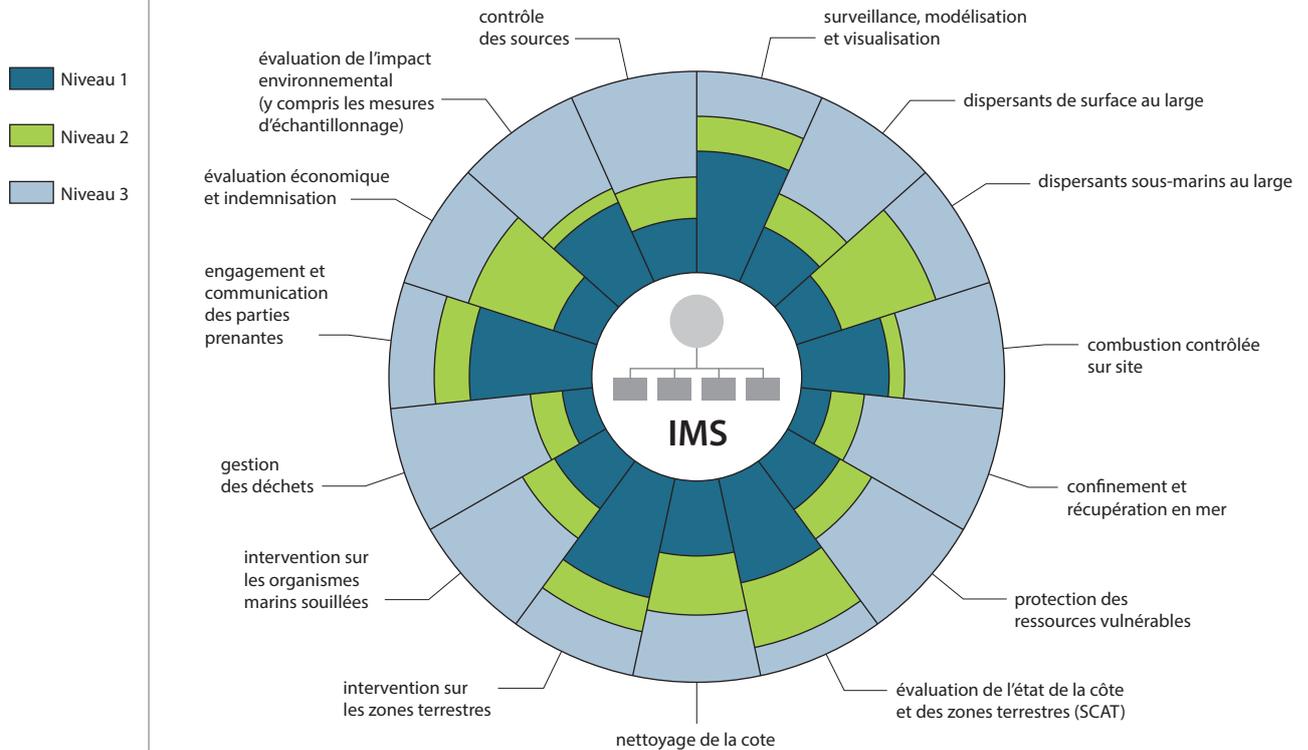
## Dispersants et planification d'urgence

La planification d'urgence dans le cadre des déversements d'hydrocarbure constitue un processus clé nécessaire au traitement efficace des déversements d'hydrocarbure potentiels. Les sinistres provoqués par des déversements d'hydrocarbure seront plus facilement traités et les dommages potentiels pourront être significativement réduits en établissant un plan d'urgence bien préparé et éprouvé de traitement du déversement. Les plans d'urgence constituent le cadre de gestion et de mise en œuvre des opérations d'intervention. Le champ d'application d'un plan d'urgence sera articulé autour d'un cadre « d'intervention à plusieurs niveaux (TIERS) ». Il permettra de garantir que l'intervention planifiée reflète le niveau de risque représenté par le déversement.

Les déversements qui sont relativement petits seront souvent traités au niveau local (TIER 1). Dans le cas où un sinistre dépasserait les capacités locales ou affecterait une zone importante, une intervention renforcée mais compatible utilisant des ressources partagées, nationales ou régionales, sera requise (TIER 2). Cette intervention à plusieurs niveaux s'articulera autour d'un plan local d'intervention applicable à une infrastructure locale tel un port ou un terminal pétrolier, ou à une longueur spécifique de côte exposée à un risque généré par le déversement. Ces plans locaux pourront être partie intégrante d'un plan d'intervention régional ou national qui pourra plus tard mobiliser des soutiens nationaux ou internationaux (Niveau 3). Le processus de planification est décrit plus en détails dans les Guides de bonnes pratiques de l'IPIECA-IOGP sur la planification d'urgence (IPIECA-IOGP, 2015c), et la préparation et l'intervention à plusieurs niveaux (TIERS) (IPIECA-IOGP, 2015d). Dans le cadre du modèle de préparation et d'intervention en niveaux de Tier (voir Image 13), la planification de l'usage du dispersant est intégrée aux activités de préparation en plus des autres critères de préparation.

Veuillez noter que chaque partie de l'image 13 représente un type de préparation à l'intervention, alors que l'épaisseur de chaque niveau représente le niveau de ressources requis pour intervenir sur le déversement pour une infrastructure ou une région donnée.

**Image 13** La préparation en niveaux de Tier et le modèle d'intervention — chaque niveau représente le niveau de ressource requis pour lutter contre un déversement spécifique



## Planification de l'usage du dispersant

Pour constituer une technique d'intervention efficace, les dispersants devront être disponibles immédiatement. Les dispersants sont plus efficaces s'ils sont pulvérisés sur l'hydrocarbure déversé dès que possible après le déversement, même si cette « fenêtre d'opportunité » peut varier en fonction du type d'hydrocarbure et des conditions extérieures. La fenêtre « s'ouvre » lorsque l'hydrocarbure se déverse dans l'eau et commence à se « fermer » lorsque l'hydrocarbure vieillit. Il est plus probable que les dispersants seront efficacement appliqués dans le créneau limité de temps disponible si l'agrément du produit et l'autorisation d'usage du dispersant figurent déjà dans les plans d'intervention d'urgence. En substance, si vous ne projetez pas d'utiliser de dispersants, vous devriez planifier de NE PAS utiliser de dispersants.

Les étapes suivantes du processus de planification d'urgence relatif à un déversement d'hydrocarbure sont essentielles au choix de la méthode d'intervention, notamment s'agissant de l'usage de dispersants.

### Législations

La politique et les procédures d'agrément des produits dispersants et de pré-autorisation de leur usage par les autorités compétentes seront définies dans la réglementation applicable.

### Scénarios

L'évaluation du risque représenté par le déversement d'hydrocarbure devra prendre en compte les scénarios potentiels de tels déversements. Ces scénarios intégreront la localisation, les types et les volumes de déversement potentiel, les conditions environnementales dominantes et les ressources écologiques et socio-économiques qui pourraient être menacées. Il est recommandé d'inclure à ce stade le sort de l'hydrocarbure déversé et la modélisation des trajectoires. Le niveau de développement de ces scénarios dépend de la nature de l'opération. Dans le cas de localisations fixes comme les installations offshore, les ports, ou les points de passage obligés, le niveau de précision sera élevé. Cependant, sur les routes maritimes fréquentées et les zones dans lesquelles de nombreux hydrocarbures sont commercialisés, l'approche devra être plus générique. Les scénarios seront définis afin de traiter tous les niveaux d'intervention.

### NEBA

Les techniques d'interventions disponibles et applicables seront analysées à la lumière des scénarios définis. Le(s) méthode(s) les meilleures permettant de minimiser l'impact environnemental global (avantages environnementaux nets) seront analysées. Ceci permettra d'étayer le choix du type, du niveau et des lieux d'intervention dans le cadre de tous les niveaux d'intervention.

### Capacités

Un équipement approprié sera soit identifié soit mis en place afin que les besoins identifiés puissent être satisfaits. Dans le cas des dispersants, ceci concernera les lieux de stockage des dispersants, les systèmes d'application appropriés et le soutien logistique. Un personnel qualifié sera mobilisé afin de garantir une application sûre et contrôlée des dispersants. Pour plus de détails, veuillez consulter le rapport de l'APIECA-IOGP sur la planification logistique en matière de dispersants (APIECA-IOGP, 2013).

### Surveillance

Il convient d'établir des procédures de suivi de l'efficacité initiale puis en cours d'opérations du dispersant, à mettre en oeuvre lors du sinistre.

Sur chaque site, des facteurs pourront influencer sur la capacité de mobilisation des ressources et requérir une adaptation des capacités.

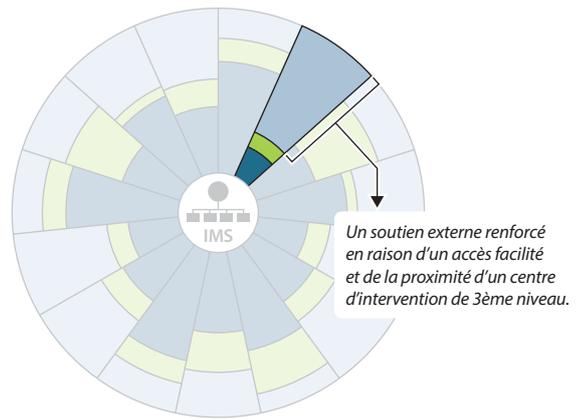
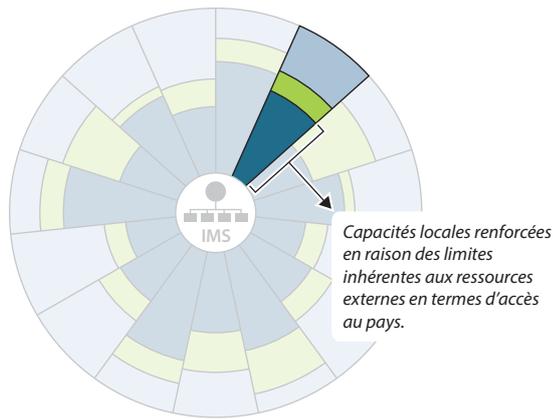
- Niveau 1
- Niveau 2
- Niveau 3



**Image 14** Les facteurs spécifiques au site détermineront la nature de l'intervention

a) Un site distant dans un pays confronté à des problèmes en termes d'accès et/ou à des conditions météorologiques difficiles.

b) Un site côtier à proximité d'un centre d'intervention de 3<sup>ème</sup> niveau.



### Bilan des avantages nets pour l'environnement

Le NEBA est une procédure mise en œuvre par la communauté des intervenants afin de faire les choix qui permettront de réduire les impacts des déversements d'hydrocarbure sur les hommes et l'environnement – voir le Guide des bonnes pratiques de l'IPIECA-IOGP sur le NEBA (IPIECA-IOGP, 2015e). Il est nécessaire de faire preuve de prudence d'application et de jugement en comparant les conséquences probables de l'usage des différentes techniques d'intervention et les recommandations en termes de stratégies émises par des experts en intervention/NEBA. Le NEBA comprend en principe les étapes définies dans le Tableau 5 et sera établi avant tout déversement d'hydrocarbure dans le cadre de la planification d'urgence relative aux déversements d'hydrocarbures.

**Tableau 5** Les différentes étapes du processus NEBA

Étape NEBA	Description
Évaluation des données	La première étape consiste à définir la localisation de l'hydrocarbure déversé et la direction dans laquelle il dérivera sous l'action des courants et des vents – au moyen des modèles existants de trajectoire des déversements hydrocarbures. En outre, il pourra être utile de savoir comment un hydrocarbure « vieillira » à mesure qu'il dérive. Ces opérations sont partie intégrante de la procédure d'évaluation des données disponibles.
Prédire les résultats	La seconde étape consiste à déterminer les éléments qui seront probablement affectés par l'hydrocarbure déversé en l'absence d'intervention. Ceci pourra inclure les ressources écologiques au large, près de la côte ou sur la côte, ainsi que les ressources socio-économiques. L'efficacité et l'applicabilité des méthodes d'intervention disponibles seront également analysées. Cela couvre les techniques d'intervention, les modalités pratiques de leur utilisation et de la quantité hydrocarbures qu'elles permettent de récupérer ou de traiter. Si les zones menacées comprennent des habitats côtiers vulnérables aux hydrocarbures, l'intervention lancée en mer contre le déversement d'hydrocarbure tendra à empêcher ou restreindre l'arrivée sur ces habitats de l'hydrocarbure déversé. Les expériences antérieures permettront d'identifier plus facilement les techniques d'intervention les plus efficaces contre le déversement d'hydrocarbure. Les considérations pragmatiques et opérationnelles constitueront une partie essentielle du processus NEBA appliqué à toutes les techniques d'intervention disponibles.
Identifier le meilleur des compromis	Les avantages et les inconvénients des méthodes d'intervention potentielles seront considérés et pesés eu égard aux impacts écologiques et socio-économiques de chacune d'elles afin d'identifier le meilleur compromis.
Sélectionner les meilleures options	Dans le cadre de la dernière étape du processus, la (les) technique(s) d'intervention sera (seront) adoptée(s) dans les plans d'urgence d'intervention sur les déversements d'hydrocarbure afin de réduire les impacts potentiels du déversement sur l'environnement et de promouvoir la récupération et la réhabilitation la plus rapide possible de la zone touchée.

## Sélectionner la méthode

Le Tableau 6 présente une matrice de décision simple permettant de déterminer la pertinence des techniques d'intervention disponibles.

**Tableau 6** Matrice de décision simplifiée orientant le choix des méthodes d'intervention

Technique d'intervention	L'intervention sera-t-elle efficace et rapide eu égard aux conditions effectives ?	Les capacités d'intervention sont-elles suffisantes pour agir significativement sur les résultats dans le délai imparti ?	Les capacités techniques et humaines nécessaires pourront-elles être mobilisées ?
Confinement et récupération en mer	Oui / Non	Oui / Non	Oui / Non
Barrage flottant de protection	Oui / Non	Oui / Non	Oui / Non
Brûlage in-situ contrôlée	Oui / Non	Oui / Non	Oui / Non
L'usage de dispersant	Oui / Non	Oui / Non	Oui / Non

« L'embarras du choix » existant à première vue entre les différentes techniques d'intervention peut susciter une confusion et un débat superflu ; en outre, il sera souvent impossible d'effectuer un choix réaliste dans la mesure où le type d'hydrocarbure dispersé ou les conditions dominantes dicteront souvent la combinaison de techniques d'intervention qui sera mobilisée. Par exemple :

- Si la mer est froide et un hydrocarbure à très haute viscosité comme le mazout M-100 (un mazout lourd utilisé par les centrales nucléaires) a été déversé, comme ceci a été le cas lors du sinistre du Prestige sur les côtes espagnoles en Novembre 2002, l'utilisation de dispersants sera probablement inefficace et l'intervention s'orientera plutôt vers une récupération en mer et une protection du littoral.
- Si le déversement concerne un hydrocarbure brut et la mer est trop agitée pour un usage efficace des barrages flottants ou de récupérateurs, alors l'usage du dispersant – et ses conséquences possibles – seront pris en considération. L'utilisation de barrages flottants de protection dans les zones particulièrement vulnérables aux hydrocarbures sera en outre envisagée comme une solution de secours, car aucune technique d'intervention en mer ne saurait être 100 % efficace.

Toutes les méthodes d'intervention applicables seront comparées, leurs avantages et leurs inconvénients pesés et comparés avec les conséquences d'une absence d'intervention et d'une régénération naturelle.



USCG

*L'usage de barrages flottants de protection dans les principales zones côtières sera envisagé comme une solution de secours en cas d'échec de l'usage de dispersants.*

## NEBA et usage de dispersants

Comme décrit ci-dessus, les deux premières étapes d'un processus NEBA sont communes à toutes les techniques d'intervention contre les déversements d'hydrocarbure, y compris l'usage de dispersants. Elles incluent l'évaluation des données et la prédiction des résultats, en mettant l'accent sur :

- l'estimation des scénarios possibles de déversement et les sens de dérive sous l'action des courants et des vents ; et
- l'évaluation des ressources écologiques et socio-économiques qui pourraient être touchées.

La troisième étape consiste à identifier les compromis et à évaluer si les techniques d'intervention disponibles sont :

- susceptibles d'être efficaces sur l'hydrocarbure déversé en fonction des conditions en présence ;
- en mesure d'empêcher une quantité significative d'hydrocarbure d'atteindre la côte durant le délai imparti ; et
- applicables eu égard aux ressources disponibles.

*Lors de l'évaluation de l'usage du dispersant, la première tâche de cette étape consistera à évaluer si l'usage du dispersant sera efficace sur l'hydrocarbure déversé compte tenu des conditions présentes.*

La plupart des hydrocarbures qui pourraient être déversés en mer seront propices à l'usage de dispersants immédiatement après le déversement. Les dispersants seront applicables dans un large éventail de conditions en mer. Lorsque les dispersants sont appliqués depuis un gros avion, de vastes zones (et dès lors des quantités importantes) d'hydrocarbure déversé peuvent être traitées plus rapidement qu'au moyen des autres techniques d'intervention. Ainsi, dans de nombreux cas, les dispersants seront utilisables et efficaces. Le facteur de contrôle pourrait être la disponibilité du dispositif de pulvérisation du dispersant et du personnel formé ; ces aspects devront avoir été traités dans le cadre des plans d'urgence relatifs au déversement d'hydrocarbure. Il est évident que l'usage du dispersant pourra s'avérer inefficace pour certains type d'hydrocarbures, de conditions effectives ou en raison d'un manque de temps ; dans ce cas, les techniques d'intervention alternatives en mer seront envisagés, même si l'efficacité de la plupart d'entre elles sera limitée par les mêmes facteurs.

*L'analyse opérationnelle permettra dès lors de conclure à cette étape que l'usage du dispersant constitue une technique d'intervention légitime. L'étape suivante consistera à évaluer les conséquences, les avantages et les risques potentiels inhérents à l'usage du dispersant.*

Les avantages et risques potentiels inhérents à l'usage du dispersant peuvent être résumés de la façon suivante :

- L'usage du dispersant a le principal avantage de réduire le préjudice écologique et socio-économique en éliminant l'hydrocarbure de la surface de la mer, en l'empêchant d'atteindre les côtes vulnérables et les habitats côtiers et en renforçant les processus de biodégradation naturelle.
- Quant aux inconvénients potentiels, l'usage des dispersants pourrait exposer brièvement les organismes marins habitant la partie supérieure de la colonne d'eau à des nuages diffus de gouttelettes d'hydrocarbure dispersé et des composés d'hydrocarbure solubles dans l'eau présents dans la colonne d'eau, ce qui ne serait pas le cas si les dispersants n'étaient pas utilisés. Cette exposition à l'hydrocarbure dispersé pourrait générer des effets potentiellement toxiques sur les organismes marins.

Décider d'utiliser ou de ne pas utiliser les dispersants consiste parfois à peser le pour et le contre : accepter les dommages causés aux ressources côtière dans le cas où le dispersant ne serait pas utilisé, ou accepter les dommages causés aux organismes marins dans le cas où le dispersant serait utilisé. Un tel compromis consiste à faire un choix entre un certain niveau de dommages causé sur la côte par l'hydrocarbure en dérive et un autre niveau de dommages causé par l'hydrocarbure dispersé dans la colonne d'eau. Cependant, ce n'est pas le cas, cet aspect de l'usage des dispersants étant sujet à de nombreux méprises. Lorsque l'hydrocarbure déversé passe de la surface de la mer à la colonne d'eau sous l'action du dispersant, le risque de dommage

dans les deux zones écologiques n'est pas le même. Les dommages dans la colonne d'eau offshore générés par l'hydrocarbure dispersé peuvent être bien moindres que les dommages que l'hydrocarbure non dispersé peut causer au littoral et aux zones côtières.

### Les avantages de l'usage de dispersants

Les hydrocarbures flottants qui dérivent près des côtes au-dessus des herbiers et atteignent les terres et des habitats côtiers vulnérable comme les vasières ou les marécages peuvent causer des dommages graves et durables à ces habitats et aux populations et communautés côtières d'oiseaux, de mammifères et d'autres espèces. Plusieurs années voire plusieurs décennies peuvent être nécessaires aux populations d'espèces côtières pour se régénérer après avoir été souillées. L'usage du dispersant est en mesure de prévenir la survenue de tels dommages. Des informations plus détaillées sur la lenteur de régénération des organismes côtiers vulnérables comparés aux organismes évoluant au large sont fournies dans le Guide de bonnes pratiques de l'IPIECA-IOGP sur les impacts des déversements sur l'écologie marine (IPIECA-IOGP, 2015) et sur les côtes (IPIECA-IOGP, 2015a).



Dreamstime.com

En outre, l'élimination des hydrocarbures flottants permettra de réduire la menace à l'égard des animaux vivant en surface. Les prises d'eau de mer, les plages touristiques et les autres infrastructures économiques côtières et littorales seront également protégées en cas de dispersion de l'hydrocarbure au large.

### Les risques potentiels inhérents à l'usage de dispersants

Les expériences antérieures ont montré à l'occasion de déversements d'hydrocarbures majeurs ont montré que les effets négatifs sur les organismes marins causés par des concentrations élevées d'hydrocarbure dispersés dans des eaux d'une profondeur de dix mètres ou plus résultant de l'usage du dispersant étaient localisés et de courte durée (Baker *et al.*, 1984). Un grand nombre d'éléments des études de toxicité antérieures montrent que les effets des expositions concrètes aux hydrocarbures dispersés dans des eaux de profondeur raisonnable seront relativement moindres et localisés. Les études écologiques et les opérations de surveillance suivant les déversements majeurs d'hydrocarbure ont montré à plusieurs reprises que les populations et communautés d'organismes évoluant dans les colonnes d'eau (par ex., les vagues et zooplancton) se régénèrent bien plus rapidement après des expositions brèves aux hydrocarbures dispersés que les populations et communautés d'oiseaux, de mammifères, d'herbiers, de marais salants ou de mangroves qui pourraient être exposés à des hydrocarbures flottants sous forme de nappe ou atteignant les côtes.



Wellcome Images

*Les marais humides comme les mangroves sont particulièrement vulnérables aux dommages à long terme provoqués par les hydrocarbures flottants.*

*Les populations de plancton récupèrent rapidement des effets d'une exposition brève aux hydrocarbures dispersés.*

Toute procédure dite de compromis relative à l'usage des dispersants devra dès lors prendre en considération le niveau de dommages graves et durables aux habitats côtiers et aux ressources socio-économiques vulnérables qui sont susceptibles d'être *empêchés par l'usage du dispersant* et effectuer une comparaison avec les effets brefs hautement localisés qui *pourraient être causés à l'environnement marin par l'usage du dispersant*.

**Tableau 7** Les avantages et inconvénients de l'utilisation des dispersants

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> <li>● Elle atteint et traite une quantité plus élevée d'hydrocarbures que les autres techniques d'intervention.</li> <li>● On peut l'appliquer à un éventail plus large de conditions météorologiques.</li> <li>● Elle accélère l'élimination de l'hydrocarbure depuis la colonne d'eau en renforçant le processus de biodégradation.</li> <li>● Elle empêche l'hydrocarbure de dériver vers la côte, réduisant ainsi la menace à laquelle sont exposés les éléments écologiques et socio-économiques.</li> <li>● Elle réduit le risque de vapeurs nocives à proximité d'un déversement et ainsi procure un avantage en termes de sécurité.</li> <li>● Elle supprime la nécessité d'opérations de nettoyages à grande échelle et prolongées sur la côte.</li> <li>● Elle empêche la génération de grandes quantités de déchets souvent associées aux opérations de nettoyage de la côte.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>● On ne collecte pas directement l'hydrocarbure depuis l'environnement mais on le transfère de la surface vers la colonne d'eau.</li> <li>● Les effets potentiels de l'hydrocarbure dispersé sur la vie marine dans la colonne d'eau (elle anticipe les expositions brèves et localisées).</li> <li>● Elle pourrait s'avérer inefficace sur des hydrocarbures à haute viscosité dans les mers froides.</li> <li>● Elle propose une « fenêtre d'opportunité » limitée dans le temps après un déversement.</li> <li>● Elle a un impact potentiel sur la confiance du marché des produits de la pêche en raison d'une mauvaise compréhension des effets des dispersants sur les produits de la mer.</li> </ul>

Le NEBA justifiant l'usage du dispersant sur un hydrocarbure dispersé dans les eaux d'une profondeur supérieure à 10 ou 20 mètres est généralement clair : les avantages potentiels sont importants et les risques potentiels sont peu nombreux (Kucklick *et al.*, 1997). Un NEBA rétrospectif a été réalisé sur l'usage des dispersants à l'occasion du déversement d'hydrocarbure survenu lors du sinistre du Sea Empress, confirmant que l'usage du dispersant génère une plus-value environnementale globale (Lunel *et al.*, 1997). Aux États-Unis, les gardes côtes ont entrepris un certain nombre d'Ateliers d'évaluation des risques écologiques en collaboration avec des agences fédérales et étatiques. Ces ateliers ont appréhendés les impacts et les niveaux de récupération des écosystèmes dans le cadre de méthodes d'intervention diverses consécutives à des déversements en eau libre dans le Golfe du Mexique et au-delà. Des ateliers similaires se sont tenus en Nouvelle-Zélande et au Royaume-Uni. À l'issue de ces ateliers, qui se sont notamment appuyés sur les NEBA, l'usage des dispersants de surface à l'occasion des déversements d'envergure dans les eaux du large a été préconisé.

Lorsque l'hydrocarbure est déversé dans des eaux affichant une profondeur inférieure à 10 – 20 mètres, ou près des côtes ou des baies, il conviendra d'examiner de plus près la pertinence de l'usage de dispersant. Ce sera notamment le cas lorsque la côte adjacente présente un haut niveau de vulnérabilité aux dommages à long terme générés par les hydrocarbures non dispersés et échoués, comme les marais et les mangroves biologiquement productifs (Baca *et al.*, 2005). Ici, une approche généralisée pourrait s'avérer insuffisante, en raison du potentiel réduit de dilution. Des informations plus spécifiques sur la toxicité des hydrocarbures dispersés pourraient être nécessaires dans le cadre de la procédure de NEBA.

## Comment les dispersants sont appliqués

### Les principes d'application des dispersants de surface

Le dispersant pourra être pulvérisé sur l'hydrocarbure flottant depuis certaines plateformes, y compris les navires, les hélicoptères, les avions à voilure fixe de tailles différentes. L'objectif poursuivi par les opérations de pulvérisation des dispersants est d'appliquer le dispersant de manière précise sur l'hydrocarbure déversé de manière aussi uniforme que possible et d'atteindre le niveau de dosage de dispersant recommandé.

#### Taille des gouttelettes de dispersants

Le système de pulvérisation utilisé permettra l'application de gouttelettes de dispersants sur l'hydrocarbure déversé, affichant un diamètre d'environ 0,4 à 0,7 mm, ressemblant à une pluie fine (Lindblom and Cashion, 1983). Des gouttelettes de dispersants plus petites pourraient être détournées de leur cible par le vent, les gouttes de dispersant d'un diamètre supérieur à 1 mm risquant de traverser les couches les plus fines d'hydrocarbure et de finir dans l'eau.

#### Dosage recommandé

Le dosage recommandé dans le cadre d'une application de dispersant de surface s'élève en principe à un volume de dispersant pour 20 à 25 volumes d'hydrocarbure déversé. En pratique, ceci pour s'avérer compliqué dans la mesure où il n'est pas possible d'évaluer précisément l'épaisseur de l'hydrocarbure flottant. L'épaisseur moyenne de la couche d'hydrocarbure est souvent évaluée à 0,1 mm, bien que l'épaisseur réelle puisse varier significativement (d'une épaisseur inférieure à 0,0001 mm à plus d'1 mm) sur des distances courtes. Certains surdosages ou sous-dosages localisés sont inévitables lorsque le dispersant est vaporisé.

### Capacités des différents dispositifs de pulvérisation des dispersants

L'usage efficace des dispersants nécessite planification et formation. Une pulvérisation efficace des dispersants sur l'hydrocarbure dispersé depuis un moyen aérien (hélicoptère ou avion) à des altitudes faibles constitue une opération spécifique nécessitant qualification et expérience. Les équipages des navires de passage (VOO) seront formés en matière d'usage sûr et efficace des dispersants. Une opération efficace de pulvérisation des dispersants nécessite une bonne organisation et une communication entre les différentes équipes.

#### Pulvérisation de dispersant depuis les navires

Un dispositif adéquat de pulvérisation des dispersants monté sur navire sera utilisé (ASTM International a établi une série de normes relatives aux équipements d'application des dispersants – voir [www.astm.org](http://www.astm.org)). Certains dispersants pourront être pulvérisés dilués avec de l'eau, les autres ne pouvant être utilisés de cette façon. Les dispositifs de pulvérisation se composent souvent de longs bras de pulvérisation dotés de plusieurs diffuseurs, et qui peuvent être montés à des divers emplacements sur le navire (proue, milieu de l'embarcation, franc-bord). Des dispositifs à diffuseur unique sont également disponibles.

La vitesse du navire aura un impact direct sur la concentration de dispersants appliqués sur l'hydrocarbure ; plus le navire ira vite, plus la concentration de dispersant sera faible, et inversement (Merlin *et al.*, 1989). La vitesse optimale dépendra d'un certain nombre de facteurs, mais s'élèvera en principe de 1 à 10 nœuds. Le dosage habituel s'élève à 5–20 m<sup>3</sup>/km<sup>2</sup> (environ 5–20 gallons US/acres). Certaines zones pourraient nécessiter des passages répétés afin de garantir la dispersion des plaques plus épaisses d'hydrocarbure.



Cedre



USCG



USCG

Le restockage d'un dispositif aérien de pulvérisation de dispersants à grande échelle entre deux sorties.



Toute opération de pulvérisation de dispersant sera directement dirigée vers la portion la plus épaisse de la nappe (le bord d'attaque) et non les zones plus fines d'une couleur argentée à l'aspect irisé. Lorsque la partie la plus épaisse de la nappe a été localisée, le plus souvent dans le cadre d'une surveillance aérienne, une approche à plusieurs niveaux ou en zigzag sera appliquée lors de la pulvérisation de l'hydrocarbure le plus épais.

### Pulvérisation de dispersants depuis un avion

La pulvérisation du dispersant depuis un avion a été étudiée à la fin des années 1970 et 1980 (Lindblom et Barker, 1978 ; Parker, 1979 ; Cormack, 1983 ; Lindblom and Cashion 1983). Il existe différents dispositifs de pulvérisation des dispersants depuis des avions. Ceci inclut le système NIMBUS, le Système modulaire aérien Le système ADDS a la charge utile la plus importante des trois systèmes. Il se compose d'un réservoir amovible et d'un système de pulvérisation qui peut équiper un avion de type Hercules. Il est enroulé dans la soute de l'avion et rapidement installé afin de pulvériser jusqu'à 5 000 gallons US (19 000 litres) de dispersants.

Des dispositifs de pulvérisation des dispersants montés sur les Boeing 727 et 737 ont été développés.

Afin d'assurer une application précise du dispersant sur l'hydrocarbure déversé, le dispersant sera pulvérisé à basse altitude. La vitesse de pulvérisation sera aussi basse que possible eu égard à la sécurité du fonctionnement de l'avion. Durant la pulvérisation du dispersant, l'équipage ne pourra identifier avec exactitude où les plaques les plus épaisses d'hydrocarbure se situent depuis l'avion en opération. Un second avion, plus petit, volant à 400 ou 500 pieds, sera mobilisé afin d'orienter l'aéronef de pulvérisation sur l'hydrocarbure à traiter, et afin de lui donner des consignes, par ex. « pulvérise » et « arrête de pulvériser », aux moments appropriés.

Tableau 8 Les avantages et les limites des différents types de dispositifs de pulvérisation des dispersants

	Avion	Hélicoptère	Navire
Système	<ul style="list-style-type: none"> <li>Des dispositifs d'application des dispersants ont été développés pour les avions de grande taille comme le Boeing 727 / 737 et l'Hercules.</li> <li>Les avions plus petits de type « pulvérisateur agricole » pourront également être utilisés pour appliquer les dispersants.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Les hélicoptères pourront être utilisés pour transporter des dispositifs de pulvérisation de type « Helibucket ».</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Les navires d'opportunité (VOOs) pourront être dotés de dispositif de pulvérisation des dispersants.</li> </ul>
Avantages	<ul style="list-style-type: none"> <li>L'avion pourra rapidement parvenir jusqu'au site de déversement.</li> <li>Les avions de grande taille pourront transporter des quantités importantes de dispersants et traiter une vaste zone d'hydrocarbure dans une période de temps relativement courte.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>L'application par hélicoptère sera plus ciblée que l'application par avion et pourra donc être utilisée pour traiter des « parties isolées » de déversements de plus petite taille.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Les navires de pulvérisation de dispersants sont plus facilement mobilisables que les aéronefs dans la mesure où les VOO pourront être équipés de dispositifs de pulvérisation pour bateau.</li> <li>Cette méthode garantit l'efficacité des opérations de surveillance.</li> </ul>
Limitations	<ul style="list-style-type: none"> <li>Un nombre limité de dispositifs est disponible.</li> <li>Les avions devront retourner régulièrement à la base afin d'être réapprovisionnés en dispersant.</li> <li>Les temps de vol des équipages seront pris en compte lors du calcul du nombre de passage de pulvérisation possible.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Les hélicoptères ont un rayon d'action plus limité que les avions.</li> <li>Les systèmes Helibucket affichent généralement une capacité plus faible que les systèmes de pulvérisation montés sur avions.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Dans le cas où la soute serait utilisée par un autre équipement, la capacité supplémentaire de transport des dispersants pourrait s'avérer réduite.</li> <li>Ils sont en mesure de couvrir une zone plus petite qu'un système aérien.</li> </ul>

## Aspects sanitaires et sécuritaires de l'usage des dispersants

La principale préoccupation en terme de santé humaine est l'exposition aux hydrocarbures bruts ou des produits qui pourraient potentiellement présenter des dangers, y compris l'hydrogène sulfuré et les composés organiques volatiles (VOC) comme l'hexane et les aromatiques légers. À mesure que les hydrocarbures vieillissent à la surface de la mer, les composés plus légers (VOC) s'évaporent ou se dissipent rapidement. En principe, les composés plus lourds qui ne seront pas dispersés dans la colonne d'eau, formeront des boulettes, des mousses ou des dépôts d'hydrocarbure sur terre ou dans les sédiments. Un tel hydrocarbure « vieilli » sera considéré moins toxique pour les hommes et les animaux par rapport à un hydrocarbure frais. Ces fractions lourdes vieilles pourront encore avoir un impact environnemental ainsi qu'un impact sur les infrastructures via un effet d'étouffement.

La sécurité du public et du personnel d'intervention sont la plus grande priorité durant les opérations d'intervention de déversement. Un système de gestion de l'incident, articulé autour des considérations de sécurité et de santé, sera mis en place depuis le sommet et dans tous les niveaux des organisations participant aux activités d'intervention. L'équipe de gestion nommera une personne assistée d'une équipe de soutien et qualifiée pour assurer la gestion des aspects sécuritaires et sanitaires de toutes les opérations d'intervention. La personne responsable appréhendera les enjeux comme la supervision et le maintien d'un niveau de maîtrise des situations en cours ou évolution, l'évaluation des situations à risque ou dangereuses et la mise en œuvre de mesures afin de garantir la sécurité du personnel et du public. Ces mesures incluent :

- Une évaluation initiale du site accompagnée de processus documentés en vue de : l'identification des dangers, l'évaluation des risques ; et la sélection et la protection des intervenants, y compris le personnel local, la mise en place de zones de contrôles, la fourniture d'équipements spécialisés et de PPE requis dans ces zones, l'exclusion des navires de transport, de pêche et de plaisance de la zone d'intervention, l'évaluation des besoins en termes de formation, et l'identification des zones de décontamination. Le personnel compétent, c'est-à-dire le personnel formé de manière appropriée et possédant une expérience sur les enjeux relatifs à la sécurité des déversements, sera chargé de la gestion et la supervision de l'intervention.
- Développement et mise en place d'un Plan de sécurité et santé sur le site (SSHP) : les informations requises pour l'élaboration du plan seront obtenues auprès de professionnels compétents en matière de santé et de sécurité, et selon la procédure d'évaluation des risques et des opérations de surveillance de l'environnement. Le plan pourra être revu régulièrement eu égard aux implications en matière de sécurité et de santé des activités proposées ou en cours.

Lors de l'évaluation du risque lié à la pulvérisation de dispersants, il conviendra de se poser deux questions :

1. Existe-t-il un risque d'exposition ?
2. En présence d'un risque d'exposition, quelles mesures de protection seront mises en œuvre afin d'éliminer cette exposition ?

Les solvants contenus dans les dispersants modernes seront sélectionnés pour leurs performances et leur faible niveau de toxicité, et seront principalement utilisés comme vecteurs des tensioactifs vers l'hydrocarbure. Comme mentionné ci-dessus, la plupart des tensioactifs identifiés dans les dispersants sont également des composés des nettoyants domestiques, des shampoings, des détergents, des savons et des denrées alimentaires. Chaque dispersant sera doté d'une fiche de données de sécurité (MSDS) identifiant les risques potentiels, y compris les risques pour la santé humaine, et les mesures de contrôle de l'exposition ainsi que les protections individuelles requises. La MSDS sera consultée et les mesures appropriées seront mises en place afin de réduire tout risque pour la santé humaine.

Afin de gérer les risques potentiels pour la santé associés aux dispersants, il sera essentiel de s'assurer que les voies d'exposition possibles seront évaluées puis éliminées ou limitées. S'agissant des opérations mettant en jeu des dispersants, il s'agira de procéder à des contrôles appropriés pendant les opérations de stockage, de manutention et de pulvérisation, et de porter des EPI appropriés afin de prévenir tout contact cutané ou

oculaire. Les EPI recommandés pour les opérateurs sur les navires incluent : une tenue imperméable ; un dispositif de flottaison personnel (PFD) ou un gilet de sauvetage ; des lunettes et des gants résistants aux agents chimiques ; des protège-oreilles (durant le fonctionnement des machines) ; des bottes dotées d'un bout coqué en acier ; un respirateur. Les ponts des navires seront lavés avec l'eau de mer dans le cas où le dispersant serait déversé à bord, dans la mesure où les dispersants rendent les ponts très glissants.

Lors des opérations de pulvérisation depuis des navires ou des avions, des zones d'exclusion mises en place autour des navires d'intervention et autour des navires de transport, de pêche et de plaisance. Ces zones permettent de garantir que l'avion volant à basse altitude sera en sécurité lors des opérations de pulvérisation ; cependant, dans les deux cas, les zones d'exclusion prendront également en compte la dérive due au vent des gouttelettes et des aérosols générés lors de la pulvérisation. Ceci éliminera l'exposition potentielle des autres intervenants et du grand public. De manière générale, il est peu probable que le public soit exposé à l'hydrocarbure dispersé dans la mesure où l'hydrocarbure dispersé se mélangera à la colonne d'eau et sera dilué loin de la côte et du grand public. Dans le cas peu probable d'une exposition, des expositions brèves aux hydrocarbures dispersés devraient avoir des effets similaires à ceux d'une exposition à l'hydrocarbure lui-même.

Dans le cas où les observateurs seraient situés à proximité des théâtres de pulvérisation des dispersants, ils devront porter les EPI appropriés ; l'exposition des observateurs sera en principe réduite en s'éloignant des lieux des opérations de pulvérisation. Le dispersant sera en principe pulvérisé sur l'hydrocarbure à une distance importante de la côte, si bien que le grand public ne sera pas exposé au dispersant pulvérisé.

## Évaluer l'efficacité du dispersant en mer

L'efficacité des opérations de pulvérisation des dispersants sera évaluée afin de s'assurer que l'hydrocarbure déversé se disperse effectivement.

Des kits de test de terrain seront mis à disposition afin d'évaluer si le dispersant sera efficace (AMSA, 2012). Il est recommandé de se livrer à un essai de pulvérisation du dispersant sur l'hydrocarbure déversé avant le début des opérations.

### Évaluation visuelle de l'efficacité du dispersant

L'observation visuelle implique des bonnes conditions de visibilité. L'usage efficace du dispersant provoquera le transfert de l'hydrocarbure déversé vers la colonne d'eau sous forme de nuage de couleur marron clair (« café au lait ») ou de panache, qui s'estompe lentement au fil de la dilution de l'hydrocarbure dans l'eau. Il est possible que le panache d'hydrocarbure dispersé ne se forme pas immédiatement dans la mesure où l'hydrocarbure traité par dispersant sera dispersé seulement sous l'action des vagues. Le défaut de formation immédiate d'un panache ne saurait donc signifier que le dispersant n'est pas efficace. Il est possible que le panache d'hydrocarbure dispersé dérive sous l'hydrocarbure restant à la surface de la mer et qu'il ne soit pas visible. Un panache d'aspect laiteux apparaîtra dans le cas où le dispersant aurait manqué l'hydrocarbure ou se serait écoulé d'un hydrocarbure très visqueux ou hautement émulsifié.

Dr Tim Lunel

*Une plume blanche indique que le dispersant n'est pas efficace sur cet hydrocarbure très visqueux.*

### Le protocole SMART

Le protocole SMART (Special Monitoring of Applied Response Technologies) a été établi par les garde-côtes des États-Unis et d'autres organismes (Henry *et al.*, 1999 ; Henry and Roberts, 2001). L'objectif de cette opération de surveillance est d'évaluer l'efficacité opérationnelle de l'application du dispersant et de déterminer si elle fonctionne ou non. L'opération n'est pas destinée à surveiller l'impact de l'hydrocarbure dispersé. Le protocole SMART est divisé en trois niveaux de surveillance comme décrit ci-dessous (veuillez noter qu'ils n'ont aucun rapport avec les niveaux d'intervention appliqués dans le cadre de la planification d'urgence) :

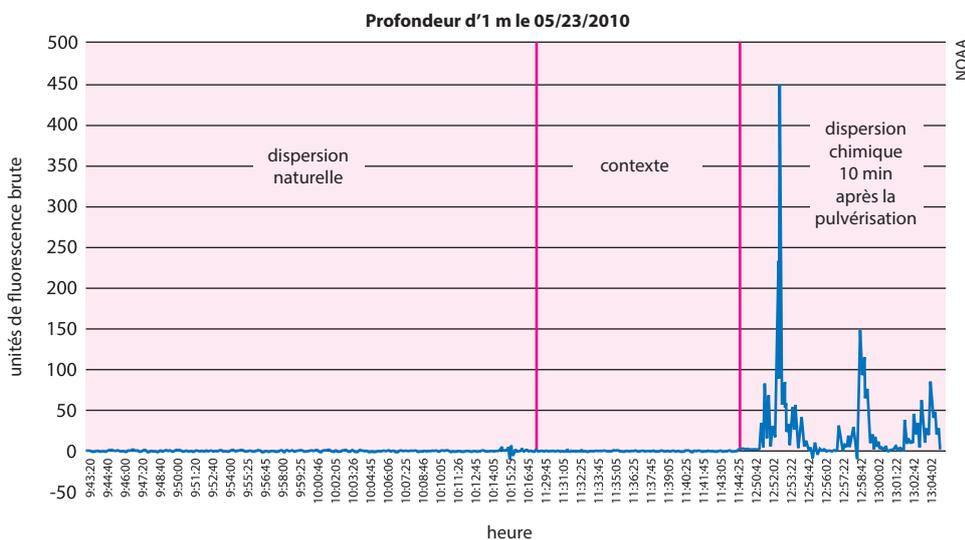
**Niveau 1 :** Surveillance visuelle (comme décrit dans la sous-section précédente).

**Niveau 2 :** Il combine surveillance visuelle et des opérations de surveillance de la colonne d'eau mises en œuvre par des équipes évoluant dans les eaux (à l'aide d'un fluorimètre) à un niveau unique de profondeur et au moyen de prélèvement d'eau à fins d'analyse ultérieure.

**Niveau 3 :** Il s'agit d'une forme optimisée de la surveillance en eau du niveau 2 mise en œuvre afin de recueillir les informations nécessaires sur l'incident. Il pourra inclure des opérations de surveillance à plusieurs profondeurs (au moyen d'un fluorimètre) mais aussi des opérations de mesure de la qualité de l'eau ou d'échantillons d'eau plus importants.

Un fluorimètre sera utilisé afin de mesurer la fluorescence ultra-violette (UVF) de l'hydrocarbure dans l'eau (Hurford *et al.*, 1989). Dans le cadre du protocole SMART, l'UVF fera office de technique comparative. Le signal UVF à différentes profondeurs sera mesuré à des emplacements dans lesquels : (i) aucun hydrocarbure n'est présent à la surface de la mer (arrière-plan) ; (ii) l'hydrocarbure est présent à la surface de la mer (dispersion naturelle) ; et (iii) l'hydrocarbure a été récemment aspergé par un dispersant (dispersion chimique). Des signaux UVF plus élevés émis depuis des zones recouvertes par des hydrocarbures traités par dispersant comparés à l'arrière-plan ou des hydrocarbures non traités indiquent que l'hydrocarbure a été dispersé dans l'eau. Les échantillons d'eau contenant de l'huile dispersée seront prélevés afin de calibrer le signal UVF ; cependant l'UVF ne pourra pas, dans de telles circonstances, être quantifié car les mesures seront effectuées durant une intervention contre un déversement, flexibilité et adaptabilité seront essentiels pour s'assurer du succès des opérations (OSRL, 2011). Le plan de prélèvement sera tributaire de nombreux facteurs comme la disponibilité des équipements et du

**Image 15** Exemple d'opération de surveillance par fluorimètre d'un navire d'application d'un dispersant à fins d'évaluation de l'efficacité



personnel, les conditions sur site et la fenêtre d'opportunité pour l'application de dispersant. L'exigence de flexibilité dans la conception, l'effort et le déploiement rapide du prélèvement (en utilisant notamment un navire de passage), pourrait déterminer la nature et la portée de la surveillance. La mobilisation d'un navire dans une zone qui a été pulvérisée depuis l'air pourrait s'avérer difficile, dans la mesure où le nuage dispersé pourrait se séparer de l'hydrocarbure flottant restant et devenir difficile à localiser. La surveillance sera la plus efficace à l'occasion des opérations de pulvérisation depuis un navire, tout en posant certaines difficultés. Dans le cas où l'application primaire serait effectuée via des dispositifs aériens, la surveillance depuis les eaux de l'efficacité opérationnelle continue d'un hydrocarbure vieillissant pourra être réalisée depuis un navire de surveillance spécialisé. Des informations plus détaillées sont fournies par le rapport de l'PIECA-IOGP sur la surveillance de l'efficacité des dispersants (PIECA-IOGP, 2015f).



USCG

Ci-dessus :  
préparation d'un fluorimètre afin de surveiller l'efficacité du dispersant.

À gauche : Exemple de résultats générés par un test par fluorimètre afin d'évaluer l'efficacité du dispersant.

## Exemples d'usage des dispersants

Selon les rapports d'accident, les dispersants ont été utilisés à l'occasion d'environ 210 opérations d'intervention contre les déversements d'hydrocarbure sur presque quatre décennies, de 1968 à 2007 (Steen, 2008). Nombre de ces applications ont été effectuées à des échelles limitées avec de petites quantités de dispersants. Selon la base de données de l'ITOPF (International Tanker Owners Pollution Federation) sur les déversements d'hydrocarbures passés, sur 258 sinistres en mer traités par l'ITOPF entre 1995 et 2005, 46 (18%) ont donné lieu à l'utilisation de dispersants (Chapman *et al.*, 2007).

Une opération de pulvérisation de dispersant d'envergure ayant mobilisé un avion a été mise en œuvre afin de traiter l'hydrocarbure déversé par le *Sea Empress* en février 1996 à Milford Haven au Pays de Galles, UK (Harris, 1997 ; Edwards and White, 1999). Environ 72 000 tonnes de brut du gisement Forties ont été déversées en mer depuis le navire échoué sur une période de sept jours. Un total de 446 tonnes de dispersants a été pulvérisé depuis un avion sur l'hydrocarbure à la surface de la mer. Il a été estimé (SEEEC, 1996) que 40 % ( $\pm 5$  %) de l'hydrocarbure s'est évaporé, 2,5–5,5 % a été récupéré en mer et sur la côte et 2–6 % s'est échoué sur la côte et dans les sédiments. Il a été estimé que 52 % ( $\pm 7$  %) de l'hydrocarbure a été dispersé en mer et, en comparaison avec les données produites au moyen d'essais soigneusement contrôlés en mer, il a été estimé que 14% ( $\pm 7$ %) a été naturellement dispersé et 38 % ( $\pm 14$  %) a été dispersé via l'utilisation de dispersant (Lunel *et al.*, 1997). L'utilisation du dispersant a dès lors permis de disperser au moins 18 000 tonnes voir même 38 000 tonnes d'hydrocarbure dans la mer. Les effets sur la vie marine ont été surveillés (SEEEC, 1996 ; Law *et al.*, 1997 ; Dyrinda *et al.*, 1997 ; Law *et al.*, 1998 ; Law et Kelly, 2004). Les concentrations élevées d'hydrocarbure dispersé dans l'eau ont eu des impacts significatifs sur les organismes évoluant dans les fonds marins, la récupération s'avérant néanmoins rapide sans contamination durable des sédiments sous-marins.

À l'occasion de l'intervention sur la fuite d'hydrocarbure consécutive au sinistre du *Macondo* dans le Golfe du Mexique en 2010, un total de 3 857 tonnes de dispersant a été pulvérisé, 3 511 tonnes depuis des avions (Gass *et al.*, 2011 et Joeckel *et al.*, 2011) et 346 tonnes depuis des navires, sur l'hydrocarbure flottant (Commission nationale, 2011). Le prélèvement d'eau et la mise en place de protocoles SMART indiquent que l'utilisation de dispersants s'est révélée efficace (BenKinney *et al.*, 2011 ; Levine *et al.*, 2011). La quantité d'hydrocarbure provenant de la fuite sous-marine ayant atteint la surface de la mer n'a pas pu être estimée avec certitude, l'estimation des quantités d'hydrocarbure dispersées n'étant donc pas possible.

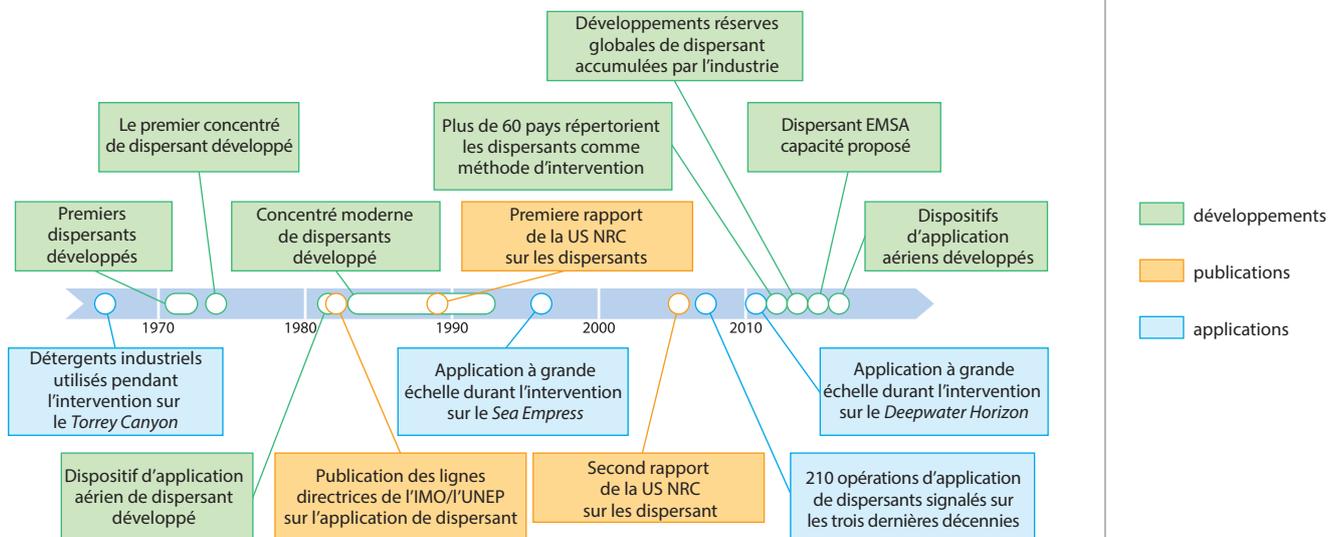
Plus de 3 500 tonnes de dispersants ont été appliquées depuis les airs dans le Golfe du Mexique à l'occasion de l'intervention sur le sinistre du *Macondo* en 2010.



USCG

L'utilisation de dispersants constitue une méthode établie et éprouvée d'intervention dans de nombreux pays, utilisée pour réduire le risque de dommages écologiques et socio-économiques présentés par les déversements potentiels d'hydrocarbure. L'image 16 illustre les développements, les applications et les publications essentielles en matière de dispersants sur une période donnée.

**Image 16** Calendrier présentant les développements (vert), les applications (bleu) et les publications (orange) clés en matière de dispersants



EMSA = European Maritime Safety Agency  
 UNEP = United Nations Environment Programme

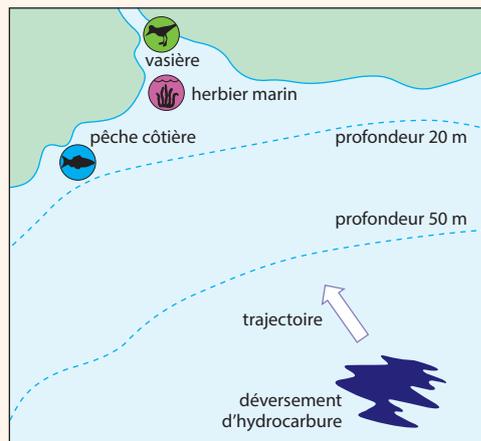
IMO = International Maritime Organization  
 US NRC = United States National Research Council

## Scénarios illustratifs de l'usage potentiel des dispersants

Les scénarios présentés lors des pages suivantes illustrent les facteurs qui seront pris en compte lors de l'analyse de l'usage des dispersants dans le cadre d'une des méthodes d'intervention contre le déversement d'hydrocarbure. Dans chaque cas, il est supposé que l'application des dispersants est possible et logique.

### Scénario 1

Un pétrolier a été impliqué dans une collision avec un transporteur de marchandises à 15 miles marins des terres dans les eaux de 70 m de profondeur. Plusieurs milliers de tonnes de brut léger ont été relâchées à la surface de la mer.



- La nappe d'hydrocarbure dérive vers la côte qui se situe à 30 miles marins sous l'action du vent dominant soufflant à une vitesse de 25 nœud.
- La hauteur des vagues s'élève d'1 à 1,5 mètre.
- La température de la mer s'élève à 15°C.
- Des zones de pêche se situent à proximité des côtes et des herbiers dans des eaux peu profondes.
- Les ressources côtières susceptibles d'être touchées par l'hydrocarbure incluent une vasière au niveau d'un estuaire accueillant une population importante d'échassiers.

#### L'utilisation des dispersants doit-elle être envisagée ?

Dans le cadre des conditions prédominantes, l'hydrocarbure déversé atteindra la côte environ 30 à 40 heures après le déversement. Durant cet intervalle, l'hydrocarbure déversé vieillira et s'émulsifiera. La quantité d'hydrocarbure déversé diminuera dans un premier temps en raison des pertes par évaporation, puis augmentera sous l'action de l'émulsion. Si 3 000 tonnes d'hydrocarbure étaient déversées, ceci pourrait former plus de 10 000 tonnes d'hydrocarbure émulsionné.

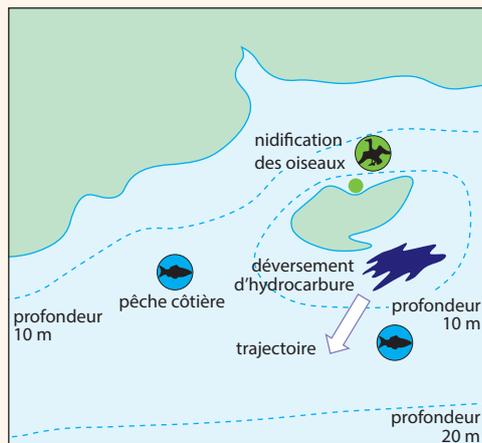
Les vulnérabilités des zones proximité des côtes et zones côtières sont élevées si bien que les protéger des hydrocarbures pourrait produire une plus-value environnementale significative. La vasière estuarienne est productive sur le plan biologique et difficile à protéger au moyen de barrages flottants ou à nettoyer si elle est souillée.

Il est très peu probable que soit la récupération et la récupération en mer, soit la combustion contrôlée sur site seule puisse faire face à la quantité d'hydrocarbure déversé dans le délai imparti. La plupart des bruts légers seront traités par des dispersants immédiatement après avoir été déversés. Il sera essentiel d'obtenir des informations sur le point d'écoulement de l'hydrocarbure brut afin de s'assurer qu'il est supérieur à 15°C. La viscosité et le point d'écoulement de l'hydrocarbure augmenteront durant le processus de « vieillissement ». Les conditions effectives, caractérisées par des vagues de 1 à 1,5 mètres de hauteur et des vents de 15 nœuds sont propices à l'usage de dispersants. L'efficacité des dispersants fera l'objet de mesures de surveillance.

*L'utilisation du dispersant sur l'hydrocarbure déversé le plus loin possible de la côte constituera un outil efficace d'intervention et sera étayé par le NEBA.*

## Scénario 2

Un ferry de grande taille s'est échoué sur une île rocheuse. Un réservoir de carburant a été percé et plusieurs milliers de litres de MDO (diesel à usage maritime) ont été déversés à la surface de la mer qui affiche une profondeur de 2 à 3 mètres, à proximité du ferry.



- Le ferry est équipé de moteurs diesel à grande vitesse entraînés par du MDO.
- La température de la mer s'élève à 15°C.
- L'hydrocarbure a été balayé vers le mer et vers des eaux profondes par un vent vers le large de 15 nœuds.
- La hauteur des vagues s'élève d'1 à 1,5 mètre.
- Une importante zone de nidification des oiseaux se situe sur les falaises de l'île.
- L'île se situe au centre d'une zone de pêche d'importance.

### L'utilisation des dispersants doit-elle être envisagée ?

Le MDO déversé dérivera vers le large et sera naturellement dispersé et dissipé dans un délai d'un jour ou deux dans le cadre des conditions en présence. La pénétration des composés d'hydrocarbures solubles dans l'eau et des hydrocarbures naturellement dispersés sera dès lors inévitable, bien qu'une grande quantité d'hydrocarbure doive s'évaporer.

La zone de pêche sera provisoirement fermée en raison de la présence d'hydrocarbures naturellement dispersés dans l'eau. Les oiseaux de la zone de nidification plongeant à travers l'hydrocarbure à la surface de la mer pourraient être contaminés.

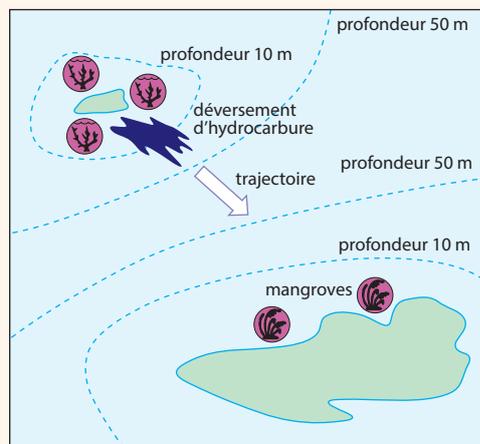
Les opérations de confinement ou de récupération en mer ainsi que la combustion contrôlée sur site seront probablement inefficaces ; le MDO déversé prendra rapidement la forme d'une couche très fine. Il sera impossible de confiner l'hydrocarbure au moyen de barrages flottants aux fins de récupération par des récupérateurs ou de traitement par combustion. Bien que les conditions présentes soient bonnes et propices à l'usage de dispersant, ceci ne constituera pas une technique appropriée d'intervention contre le déversement de MDO. Le dispersement du MDO dans la colonne d'eau renforcera les concentrations déjà bien élevées d'hydrocarbure dans l'eau découlant de la dispersion naturelle sans aucun avantage dans la mesure où l'hydrocarbure dérive vers le large, les ressources côtières n'étant pas menacées.

***Le dispersant ne sera pas utilisé dans la mesure où il ne saurait générer un avantage environnemental net. La situation sera l'objet de mesures de surveillance, cependant aucune intervention active en mer comme le confinement et la récupération en mer ou la combustion contrôlée sur site ne sera efficace.***

## ...scénarios illustratifs des usages potentiels de dispersant (suite)

### Scénario 3

Un grand navire de marchandises s'est échoué sur un récif de corail situé au sein d'un archipel. Le récif de corail est situé à proximité d'une petite île située à 5 miles marins d'une île tropicale plus grande. Un réservoir de carburant a été percé et 50 tonnes de fioul lourd IFO-180 ont été déversées à la surface de l'eau.



- La nappe d'hydrocarbure dérive depuis la petite île vers l'île plus grande sous l'action du vent dominant soufflant à une vitesse de 5 nœuds.
- La profondeur de l'eau au niveau du site d'échouage s'élève à seulement trois mètres. Des eaux profondes (70 mètres) se situent entre les deux îles.
- La hauteur des vagues s'élève de 0,2 à 0,3 mètres.
- La température de l'eau s'élève à 25°C.
- Une vaste zone de mangroves se situe sur la côte de l'île la plus grande menacée par l'hydrocarbure.

#### L'utilisation des dispersants doit-elle être envisagée ?

En fonction des courants dominants, l'hydrocarbure déversé devrait dériver sur la côte de l'île la plus grande dans un délai de 35 heures. L'émulsion eau dans l'huile sera ralentie par les conditions plutôt calmes.

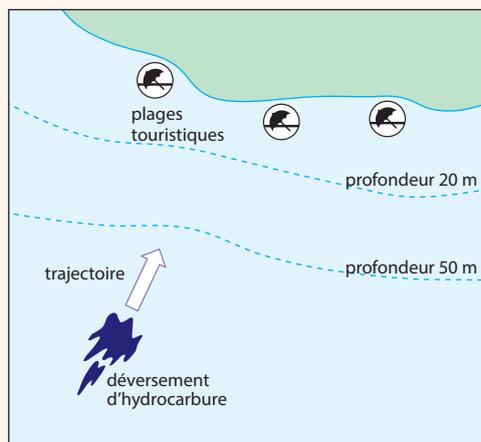
Le navire est échoué sur un récif de corail situé à proximité de la petite île et l'hydrocarbure devrait flotter au-dessus du relief. Les mangroves affichent une biodiversité élevée et pourraient subir des dommages à long terme consécutifs à l'engluement d'hydrocarbure. La priorité stratégique consistera à empêcher l'hydrocarbure de dériver vers la côte de la plus grande île et vers les mangroves.

Le confinement et la récupération sur mer au moyen de barrages flottants et de skimmers seront possibles dans le cadre des conditions en présence. La combustion contrôlée sur site ne sera pas efficace compte tenu du type de fuel lourd. L'usage d'un dispersant sera efficace sur ce type d'hydrocarbure à une température de l'eau de 25°C.

*Le scénario du déversement requerra l'usage coordonné de plusieurs techniques d'intervention. L'usage du dispersant sera concentrée sur la dérive d'hydrocarbure vers des eaux dont la profondeur est supérieure à 10 ou 20 mètres, permettant un bénéfice environnemental net via la réduction de la quantité d'hydrocarbure menaçant les mangroves. La dispersion de l'hydrocarbure dans les eaux peu profondes près de la petite île pourrait causer des dommages supplémentaires au corail submergé, si bien qu'elle ne saurait être étayée par un NEBA. Un équipement de confinement et de récupération en mer sera déployé dans les eaux peu profondes à proximité de la côte de la plus grande île afin de récupérer l'hydrocarbure qui n'a pas été traité par le dispersant. Lorsque c'est possible, des barrages flottants de protection seront déployés afin de détourner l'hydrocarbure des mangroves de l'île la plus grande.*

## Scénario 4

Un pipeline d'exportation de l'hydrocarbure brut de sous-bassins depuis une installation offshore a été rompu par un séisme. Un total estimé de 300 tonnes de brut lourd a atteint la surface de l'eau depuis une profondeur de 100 mètres avant l'isolation du pipeline ; l'hydrocarbure continue d'être lentement déversé à mesure que le pipeline rompu se remplit d'eau de mer.



- La nappe d'hydrocarbure dérive vers la côte qui se situe à 30 miles marins sous l'action du vent dominant soufflant à une vitesse de 25 nœuds.
- La hauteur des vagues s'élève de 3 à 4 mètres
- La température de la mer s'élève à 15°C.
- Les ressources côtières incluent des complexes touristiques adjacents dotés de plages de sable.

### L'utilisation des dispersants doit-elle être envisagée ?

Il est probable que l'hydrocarbure commence à parvenir sur la côte après 40 à 48 heures en mer. Dans les mers agitées, les bruts lourds vieillissent rapidement et s'émulsifient, créant ainsi environ 600 tonnes d'émulsion.

La principale menace identifiée concerne la valeur socio-économique des complexes touristiques. Les plages de sable pourront être nettoyées dans le cadre d'opération relativement simple si aucune intervention en mer n'était entreprise ; cependant, l'échouage de l'hydrocarbure pourrait perturber le fonctionnement des complexes et créer des problèmes à long-terme et porter atteinte à la réputation de la région touristique.

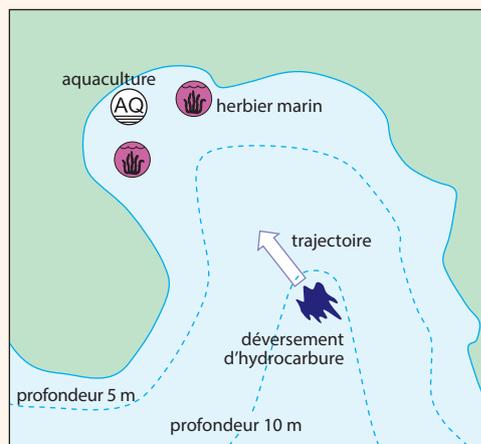
Le confinement et la récupération en mer au moyen de barrages flottant et de skimmers ou des mesures de combustion contrôlée sur site ne pourront être mises en œuvre eu égard aux conditions maritimes dominantes. L'usage du dispersant sera possible si pulvérisée depuis un avion, et sera efficace jusqu'à ce que l'hydrocarbure devienne trop émulsifié, c'est-à-dire après 24 ou 36 heures.

*L'utilisation du dispersant sur l'hydrocarbure, ainsi que la surveillance du niveau d'efficacité seront étayées par un NEBA afin de garantir la protection du secteur touristique en réduisant la menace à laquelle la côte est exposée.*

## .....scénarios illustratifs des usages potentiels de dispersant (suite)

### Scénario 5

Un pétrolier à double coque de 35 000 tpi doté d'un réservoir de brut léger est tombé en panne et s'est échoué sur un relief rocheux dans une grande baie peu profonde. Le sous-bassin rocheux a percé un trou sur deux réservoirs et l'hydrocarbure fuit dans la mer. Environ 4 000 tonnes d'hydrocarbure devrait se déverser du navire avant son sauvetage.



- L'hydrocarbure dérive vers la côte rocheuse qui se situe à 15 miles marins sous l'action du vent dominant soufflant à une vitesse de 20 nœuds.
- La hauteur des vagues s'élève de 2 à 2,5 mètres
- L'eau à proximité de la côte est peu profonde et affiche en l'occurrence des profondeurs allant de 5 à 10 mètres.
- De vastes vasières se situent dans ces eaux peu profondes.
- De vastes claires ainsi que d'autres activités d'aquaculture se situent à proximité de la côte.

#### L'utilisation des dispersants doit-elle être envisagée ?

L'hydrocarbure déversé dérivera à travers les eaux peu profondes avant de s'échouer sur la côte après environ 24 heures.

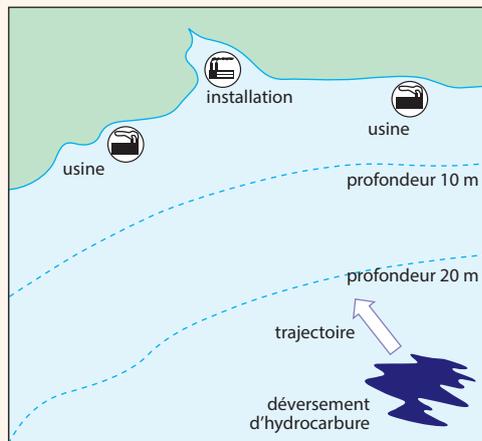
Les ressources menacées, en l'occurrence des vasières, des claires et d'autres activités d'aquaculture, seront affectées par l'hydrocarbure qui est dispersé naturellement dans l'eau sous l'action des conditions prédominantes. Certains des hydrocarbures qui finissent par dériver vers la côte rocheuse seront ensuite remobilisés par les marais et provoqueront une exposition prolongée à l'hydrocarbure déversé, bien que le vieillissement de l'hydrocarbure réduise les effets nocifs potentiels au fil du temps.

Le confinement et la récupération en mer ainsi que la combustion contrôlée sur site ne sauraient constituer des techniques efficaces d'intervention compte tenu des conditions en vigueur. La dispersion de l'hydrocarbure dans l'eau relativement peu profonde exposera les ressources menacées à des concentrations plus élevées d'hydrocarbures, bien que les marées doivent éliminer les hydrocarbures dispersés assez rapidement.

*Dans l'ensemble et comme les conditions en présence réduisent l'efficacité des autres techniques d'intervention, l'usage d'un dispersant sera justifié et étayé par un NEBA plutôt que de n'entreprendre aucune intervention active en mer. Ainsi, toute exposition prolongée des ressources menacées à l'hydrocarbure pourra être prévenue, mais au risque de renforcer temporairement les effets causés par les hydrocarbures déversés.*

## Scénario 6

Un vieux pétrolier doté d'un réservoir de brut paraffineux (point d'écoulement à + 27°C et chauffé jusqu'à 35°C pendant le transport) est entré en collision avec un navire de marchandises dans une brume épaisse alors qu'il approchait d'un terminal et d'un port pétrolier. Un réservoir latéral du pétrolier a été endommagé au-dessus de la ligne de flottaison. Environ 1 000 tonnes de brut ont été déversées à la surface de la mer.



- La vitesse du vent s'élève de 1 à 2 nœuds et le brouillard épais se lève.
- La hauteur des vagues s'élève à environ 0,1 mètre
- La température de la mer s'élève à 5°C et la température de l'air à 0°C.
- La profondeur de l'eau s'élève à 30 mètres.
- La côte située à proximité est très industrialisée.

### L'utilisation des dispersants doit-elle être envisagée ?

L'hydrocarbure brut se solidifiera rapidement sous forme de masses cireuses immédiatement après qu'il soit entré en contact avec la mer froide. Le vieillissement de l'hydrocarbure sera dès lors réduit avec quelques pertes par évaporation et un défaut d'émulsion dans des conditions marines très calmes. Des plaques d'hydrocarbure solidifié dériveront très lentement sous l'action des vents et des courants.

L'hydrocarbure présente un petit risque à l'égard des ressources écologiques dans son état solide. Le risque d'engluement de petites créatures côtières et les effets toxiques potentiels sur les organismes marins sont faibles en raison de l'état physique de l'hydrocarbure déversé. Cependant, l'hydrocarbure qui atteindra la côte sera persistant et pourrait s'intégrer aux substrats de la côte.

La combustion contrôlée sur site ne saurait constituer une méthode appropriée et efficace d'intervention. L'hydrocarbure pourra être massé au moyen de barrages flottants et récupérés à l'aide de récupérateurs, comme des récupérateurs à brosse.

***Le recours à un dispersant n'est pas recommandé car il ne saurait être efficace. Les opérations de confinement et de récupération en mer constitueront les techniques d'interventions les plus efficaces.***

## Conclusion

L'utilisation de dispersants constitue une des nombreuses techniques d'intervention contre les déversements éliminant les hydrocarbures déversés flottants. Les dispersants seront utilisés comme une méthode efficace de réduction des dommages écologiques et socio-économiques, en empêchant l'hydrocarbure d'atteindre le littoral et en optimisant les processus de biodégradation naturelle débouchant sur la dislocation des hydrocarbures.

Les dispersants modernes sont des mélanges de tensioactifs contenus dans les solvants. Les tensioactifs composant la majorité des dispersants utilisés à travers le monde sont aussi utilisés dans de nombreux autres produits, comme les produits de consommation. Ces tensioactifs sont biodégradables. L'usage des dispersants augmente significativement la vitesse et la portée de la dispersion naturelle des hydrocarbures résultant de l'action des vagues. Les tensioactifs permettent à l'énergie des vagues de transformer une quantité plus importante d'hydrocarbures en petites gouttelettes d'hydrocarbure. Ces gouttelettes pénètrent dans la colonne d'eau supérieure sous l'action de la vague et y sont maintenues par les turbulences. Les petites gouttelettes d'hydrocarbure dispersées seront ainsi exposées aux micro-organismes dégradant les hydrocarbures de manière naturelle. La dispersion augmente la surface de la zone hydrocarbure/eau, facilitant la biodégradation dans le cadre de laquelle une quantité majeure d'hydrocarbure sera disloquée sous forme de dioxyde de carbone et d'eau.

À l'instar de toutes les techniques disponibles d'interventions contre les hydrocarbures, l'utilisation des dispersants a des limites ; cependant, ses capacités en font une technique d'intervention particulièrement utile pour lutter contre les déversements d'envergure d'hydrocarbures en mer. L'utilisation des dispersants est particulièrement adaptée à la plupart des hydrocarbures bruts ; néanmoins, plus la viscosité de l'hydrocarbure augmentera sous l'effet de son propre « vieillissement », moins le dispersant sera efficace. Les dispersants pourraient ne pas être efficaces sur les carburants résiduels à haute viscosité dans les mers froides ou sur les hydrocarbures bruts avec des points d'écoulement en-deça de la température de l'eau.

Par rapport aux autres outils d'intervention contre les déversements, l'utilisation de dispersants de surface constituera souvent la technique la plus rapide et efficace de lutte contre un hydrocarbure flottant :

- La pulvérisation de dispersants depuis des avions permettra la dispersion de surfaces importantes d'hydrocarbures flottant dans la mer dans un délai relativement bref.
- L'application aérienne permettra de traiter les sites distants relativement rapidement.
- L'exposition du personnel d'intervention et les risques qu'ils encourent seront réduits.
- Les dispersants peuvent être utilisés dans un environnement maritime souvent trop agité donc réduisant l'efficacité des opérations de confinement et de récupération en mer ou la combustion contrôlée de l'hydrocarbure sur site.

Cependant, l'usage des dispersants pourrait exposer brièvement les organismes marins habitant la partie supérieure de la colonne d'eau à des nuages diffus de gouttelettes d'hydrocarbure dispersé et des composés d'hydrocarbure solubles dans l'eau présents dans la colonne d'eau, dans une plus grande mesure que si les dispersants n'étaient pas utilisés. Une telle exposition aux hydrocarbures dispersés pourrait générer des effets toxiques sur les organismes marins.

L'hydrocarbure contient des niveaux bas de composés solubles dans l'eau qui pourraient causer des effets toxiques sur certains organismes marins. La gravité des effets toxiques est liée à la concentration de ces composés dans l'eau et à la durée d'exposition des organismes à de tels composés. Les organismes marins seront dès lors exposés à un « pic » bref de concentrations élevées de composants et de gouttelettes dispersées d'hydrocarbures après l'usage du dispersant sur l'hydrocarbure déversé. Ces conditions d'expositions sont beaucoup moins sévères que celles appliquées dans le cadre des procédures d'analyse de la toxicité en laboratoire. Les résultats des études en matière de toxicité des hydrocarbures dispersés montrent que les effets d'expositions réalistes aux hydrocarbures dispersés dans des profondeurs raisonnables d'eau seront relativement moindres et qu'ils seront localisés.

La planification est essentielle pour traiter de manière efficace les déversements potentiels d'hydrocarbures. Pour constituer une technique d'intervention viable, les dispersants devront être immédiatement disponibles. Il est dès lors essentiel de considérer les différents aspects de l'usage des dispersants dans le cadre de la planification des interventions d'urgence contre les déversements d'hydrocarbure. L'analyse des bénéfices écologiques et économiques en fonction de options de lutttes envisagées (NEBA) est partie intégrante du processus de planification et réalisée par le personnel d'intervention afin de prendre les décisions optimales permettant de réduire l'impact des déversements d'hydrocarbures sur les hommes et l'environnement. Elle analyse les différents scénarios de déversement, comme les dommages, l'efficacité et l'applicabilité des méthodes d'intervention.

Lors de l'analyse de l'usage du dispersant, la première tâche de cette étape consistera à évaluer si l'usage du dispersant sera efficace sur l'hydrocarbure déversé compte tenu des conditions effectives. Si l'utilisation du dispersant était réputé efficace, la prochaine étape consisterait à analyser les conséquences, les avantages et les risques potentiels de l'usage du dispersant :

- L'usage du dispersant a le principal avantage de réduire le préjudice écologique et socio-économique en éliminant l'hydrocarbure de la surface de la mer, en l'empêchant d'atteindre les côtes vulnérables et les habitats côtiers et en renforçant les processus de biodégradation naturelle.
- Quant aux inconvénients potentiels, l'usage des dispersants pourrait exposer brièvement les organismes marins habitant la partie supérieure de la colonne d'eau à des nuages diffus de gouttelettes d'hydrocarbure dispersé et des composés d'hydrocarbure solubles dans l'eau présents dans la colonne d'eau, ce qui ne serait pas le cas si les dispersants n'étaient pas utilisés. Les expériences antérieures à l'occasion des déversements d'hydrocarbures majeurs ont montré que les effets négatifs sur les organismes marins causés par des concentrations élevées d'hydrocarbure dispersés dans des eaux d'une profondeur de dix mètres ou plus résultant de l'usage du dispersant étaient localisés et de courte durée.

Le résultat du NEBA concernant l'usage des dispersants sur des hydrocarbures déversés dans des eaux d'une profondeur supérieure à 10 ou 20 mètres est évident : les avantages potentiels sont importants alors que le risque de dommage est minime. Lorsque l'hydrocarbure est déversé dans des eaux affichant une profondeur inférieure à 10 – 20 mètres, ou près des côtes ou des baies, il conviendra d'examiner de plus près la pertinence de l'usage de dispersant.

Il est approprié que les États se dotent alors de législations en matière d'usage des dispersants. Elles peuvent être classées en deux catégories :

1. **La législation en matière d'agrément des dispersants** : elle définit quels dispersants pourront être utilisés dans les eaux territoriales et vise à s'assurer que ces produits seront efficaces et qu'ils afficheront un niveau faible de toxicité par rapport à l'hydrocarbure lui-même.
2. **La législation régissant l'usage autorisé des dispersants** : elle définit où et quand les dispersants agréés pourront être utilisés, notamment dans le cadre d'une pré-autorisation, sur un hydrocarbure déversé dans les eaux territoriales.

En cas d'utilisation des dispersants, l'application sera efficace via une pulvérisation sur les plaques les plus épaisses d'hydrocarbure selon le dosage recommandé d'un volume de dispersant pour 20 à 25 volumes d'hydrocarbure. Le dispersant pourra être pulvérisé depuis un aéronef ou un navire. L'efficacité de l'application du dispersant sera soumise à des mesures de surveillances comme le protocole SMART (Special Monitoring of Applied Response Technologies). L'exigence de flexibilité dans la conception, l'effort et le déploiement rapide du prélèvement (en utilisant notamment un navire d'opportunité), pourrait déterminer la nature et la portée de la surveillance.

L'utilisation de dispersants constitue une méthode établie et éprouvée d'intervention dans de nombreux pays, utilisés pour réduire le risque de dommages écologiques et socio-économiques présenté par les déversements potentiels d'hydrocarbure.

## Références

- Al-Sabagh, A. M., El-Hamouly, S. H., Atta, A. M., El-Din, M. R. N. and Gabr, M. M. (2007). Synthesis of some oil spill dispersants based on sorbitol esters and their capability to disperse crude oil on seawater to alleviate its accumulation and environmental impact. In *Journal of Dispersion Science and Technology*, Vol. 28, Issue 5, pp. 661-670.
- AMSA (2012). *National Plan Oil Spill Dispersant Effectiveness Field Test Kit (Nat-DET): Operational Guide. Revision: June 2012*. Australian Maritime Safety Authority. [www.amsa.gov.au/forms-and-publications/Publications/NatDET\\_Guide\\_2012.pdf](http://www.amsa.gov.au/forms-and-publications/Publications/NatDET_Guide_2012.pdf)
- Anderson J., Neff J., Cox B., Tatem H. and Hightower, G. M. (1974). Characteristics of dispersions and water-soluble extracts of crude and refined oils and their toxicity to estuarine crustaceans and fish. In *Marine Biology*, Vol. 27, Issue 1, pp. 75-88.
- Atlas, R. M. and R. Bartha (1992). Hydrocarbon biodegradation and oil spill bioremediation. In *Advances in Microbial Ecology*, Vol. 12, pp. 287-338.
- Atlas, R. M. and Cerniglia, C. E. (1995). Bioremediation of Petroleum Pollutants. In *Bioscience*, Vol. 45, Issue 5, pp. 332-338.
- Baca, B., Ward, G.A., Lane, C.H. and Schuler, P.A. (2005). Net environmental benefit analysis (NEBA) of dispersed oil on nearshore tropical ecosystems derived from the 20 year "TROPICS" field study. In *International Oil Spill Conference Proceedings*: Vol. 2005, Issue 1 (May 2005), pp. 453-456. <http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-2005-1-453>
- Baker, J. M., Cruthers, J. H., Little, D. I., Oldham, J. H. and Wilson, C. M. (1984). Comparison of the fate and ecological effects of dispersed and non-dispersed oil in a variety of marine habitats. In *Oil Spill Chemical Dispersants: Research, Experience, and Recommendations* (T.E. Allen, ed.), pp. 239-279. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, Pennsylvania.
- Becker, K. W., Walsh, M. A., Fiocco, R. J. and Curran, M. T. (1993). A new laboratory method for evaluating oil spill dispersants. In *International Oil Spill Conference Proceedings*: March 1993, Vol. 1993, No. 1, pp. 507-510. <http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-1993-1-507>
- Bejarano, A. C., Levine, E. and Mearns A. (2013). Effectiveness and potential ecological effects of offshore surface dispersant use during the Deepwater Horizon oil spill: A retrospective analysis of monitoring data. In *Environmental Monitoring and Assessment*, Vol. 185, pp. 10281-10295.
- Bejarano, A. C. (2014). *DTox: a Worldwide Quantitative Database of the Toxicity of Dispersants and Chemically Dispersed Oil*. A final report submitted to the Coastal Response Research Center, University of New Hampshire. [www.crrc.unh.edu/sites/crrc.unh.edu/files/final\\_report\\_bejarano\\_022814.pdf](http://www.crrc.unh.edu/sites/crrc.unh.edu/files/final_report_bejarano_022814.pdf)
- Belk, J. L., Elliot, D. J. and Flaherty, M. (1989). The comparative effectiveness of dispersants in fresh and low salinity marshes. In *International Oil Spill Conference Proceedings*: February 1989, Vol. 1989, No. 1, pp. 333-336. <http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-1989-1-333>
- BenKinney, M., Brown, J., Mudge, S., Russell, M., Nevin, A. and Huber, C. (2011). Monitoring Effects of Aerial Dispersant Application during the MC252 Deepwater Horizon Incident. In *International Oil Spill Conference Proceedings*: March 2011, Vol. 2011, No. 1, pp. abs368. <http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-2011-1-368>

- Blackman, R.A.A., Franklin, F. L., Norton, M. G. and Wilson, K. W. (1978). New procedures for the toxicity testing of oil slick dispersants in the United Kingdom. In *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 9, Issue 9, pp. 234-238.
- Bobra, M. 1991. Water-in-Oil Emulsification: A Physicochemical Study. In *International Oil Spill Conference Proceedings*: March 1991, Vol. 1991, No. 1, pp. 483-488. <http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-1991-1-483>
- Bragin, G. E., Clark, J. R. and Pace, C. B. (1994). *Comparison of Physically and Chemically Dispersed Crude Oil Toxicity Under Continuous and Spiked Exposure Scenarios*. MSCR Technical Report 94-015. Marine Response Spill Corporation, Research & Development, Washington, D.C. 28pp.
- Brandvik, P. J. and Daling, P. S. (1998). Optimisation of oil spill dispersant composition by mixture design and response surface methods. In *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, Vol. 42, pages 63-72. ISSN:0169-7439. DOI:10.1016/S0169-7439(98)00009-4.
- Bridie, A. L., Wanders, Th. H., Zegveld, W. and Van der Heijde, H. B. (1980). Formation, Prevention and Breaking of Sea Water in Crude Oil Emulsions: "Chocolate Mousses." In *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 11, Issue 12, pp. 343-348.
- Brochu, C., Pelletier, É., Caron, G. and Desnoyers, J. E. (1986). Dispersion of crude oil in seawater: the role of synthetic surfactants. In *Oil and Chemical Pollution*, Vol. 3, No. 4, 257-279.
- Campo, P., Venosa, A. D. and Suidan, M. T. (2013). Biodegradability of COREXIT 9500 and Dispersed South Louisiana Crude Oil at 5 and 25 °C. In *Environmental Science & Technology*, Vol. 47, No. 4, pp. 1960-1967.
- Canevari, G. P. (1969). The role of chemical dispersants in oil spill cleanup. In Holt, D. P. (ed.), *Oil on the Sea; Proceedings of a Symposium on the Scientific and Engineering Aspects of Oil Pollution of the Sea*. New York: Plenum Press. pp. 29-51.
- Canevari, G. P., Calcavecchio, P., Becker, K. W., Lessard, R. R. and Fiocco, R. J. (2001). Key Parameters Affecting the Dispersion of Viscous Oil. In *International Oil Spill Conference Proceedings*: March 2001, Vol. 2001, No. 1, pp. 479-483. <http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-2001-1-479>
- Carls, M. G., Holland, L., Larsen, M., Collier, T. K., Scholz, N. L. and Incardona, J. P. (2008). Fish embryos are damaged by dissolved PAHs, not oil particles. In *Aquatic Toxicology*, Vol. 88, pp. 121-127.
- Chapman, H., Purnell, K., Law, R. J. and Kirby, M. F. (2007). The use of chemical dispersants to combat oil spills at sea: A review of practice and research needs in Europe. In *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 54, Issue 7, pp. 827-838.
- Claireaux, G., Theron, M., Prineau, M., Dussauze, M., Merlin, F-X. and Le Floch, S. (2013). Effects of oil exposure and dispersant use upon environmental adaptation performance and fitness in the European sea bass, *Dicentrarchus labrax*. In *Aquatic Toxicology*, Vol. 130, pp. 160-170.
- Clark, J. R., Bragin, G. E., Febbo, R. and Letinski, D. J. (2001). Toxicity of physically and chemically dispersed oils under continuous and environmentally realistic exposure conditions: Applicability to dispersant use decisions in spill response planning. In *International Oil Spill Conference Proceedings*: March 2001, Vol. 2001, No. 2, pp. 1249-1255. <http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-2001-2-1249>

- Clark, J. R., Becker, K., Venosa, A. and Lewis, A. (2005). Assessing dispersant effectiveness for heavy fuel oils using small-scale laboratory tests. In *International Oil Spill Conference Proceedings: May 2005*, Vol. 2005, No. 1, pp. 59-63. <http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-2005-1-59>
- Clayton, J. R. Jr., Payne, J. R. and Farlow, J. S. (1993). *Oil Spill Dispersants: Mechanisms of Action and Laboratory Tests to Evaluate Performance*. CK Smoley/CRC Press Inc., Boca Raton, Florida, 113 pp.
- Coelho, G., Clark, J. and Aurand, D. (2013). Toxicity testing of dispersed oil requires adherence to standardized protocols to assess potential real world effects. In *Environmental Pollution*, Vol. 177, pp. 185-188.
- Colcomb, K., Salt, D., Peddar, M. and Lewis, A. (2005). Determination of the limiting oil viscosity for chemical dispersion at sea. In *International Oil Spill Conference Proceedings: May 2005*, Vol. 2005, No. 1, pp. 53-58. <http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-2005-1-53>
- Cormack, D. (1983). *The Use of Aircraft for Dispersant Treatment of Oil Slicks at Sea: Report of a Joint UK Government/Esso Petroleum Company Limited Investigation*. London: Department of Transport, Marine Pollution Control Unit. 83 pp.
- Cormack, D. and Nichols, J. A. (1977). The concentrations of oil in sea water resulting from a naturally and chemically induced dispersion of oil slicks. In *International Oil Spill Conference Proceedings: March 1977*, Vol. 1977, No. 1, pp. 381-385. <http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-1977-1-381>
- Corner, E. D. S., Southward, A. J. and Southward, E. C. (1968). Toxicity of oil-spill removers ('detergents') to marine life: An assessment using the intertidal barnacle *Elminius modestus*. In *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. Vol. 48, Issue 01, pp. 29-47.
- Csanady, G. T. (1973.) *Turbulent Diffusion in the Environment*. Reidel Publishing Company, Boston, Massachusetts.
- Daling, P. S., Brandvik, P. J., Mackay, D. and Johansen, Ø. (1990). Characterization of crude oils for environmental purposes. In *Oil and Chemical Pollution*, Vol. 7, pp. 199-224.
- Daling, P. S., Mackay, D., Mackay, N. and Brandvik, P. J. (1990). Droplet size distributions in chemical dispersion of oil spills: towards a mathematical model. In *Oil and Chemical Pollution*, Vol. 7, pp. 173-198.
- Davies, J. M., McIntosh, A. D., Stagg, R., Topping, G. and Rees, J. (1997). The Fate of the *Braer* Oil in the Marine and Terrestrial Environments. In *The Impact of an Oil Spill in Turbulent Waters: The Braer*. Proceeding of a Symposium held at the Royal Society of Edinburgh, 7-8 Sept 1995. Davies, J. M., and G. Topping (eds.), The Stationery Office. pp 26-41.
- Delvigne, G. A. L. (1985). Experiments on Natural and Chemical Dispersion of Oil in Laboratory and Field Circumstances. In *International Oil Spill Conference Proceedings: February 1985*, Vol. 1985, No. 1, pp. 507-514. <http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-1985-1-507>
- Delvigne, G. A. L. and Sweeney, C. E. (1988). Natural dispersion of oil. In *Oil and Chemical Pollution*, Vol. 4, pp. 281-310.
- Delvigne, G. A. L., Van der Stel, J. A. and Sweeney, C. E. (1987). *Measurements of vertical turbulent dispersion and diffusion of oil droplets and oiled particles*. OCS Study MMS 87-111. Minerals Management Service, Anchorage, Alaska.

Di Toro, D. M., McGrath, J. A. and Stubblefield, W. A. (2007). Predicting the toxicity of neat and weathered crude oil: Toxic potential and the toxicity of saturated mixtures. In *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 26, Issue 1, pp. 24-36.

Dyrynda, E. A., Law, R. J., Dyrynda, P. E. J., Kelly, C. A., Pipe, R. K., Graham, K. L. and Ratcliffe, N. A. (1997). Modulations in cell mediated immunity of *Mytilus edulis* following the 'Sea Empress' oil spill. In *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, Vol. 77, 281-284.

Edwards, R. and White, I. (1999). The Sea Empress Oil Spill: Environmental Impact and Recovery. In *International Oil Spill Conference Proceedings: March 1999*, Vol. 1999, No. 1, pp. 97-102. <http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-1999-1-97>

ESGOSS (1994). *The Environmental Impact of the Wreck of the Braer*. Report of the Ecological Steering Group on the oil spill in Shetland (ESGOSS). Scottish Office, Edinburgh, UK.

Fiocco, R. J. and Lewis, A. (1999). Oil spill dispersants. In *Pure and Applied Chemistry*, Vol. 71, No. 1, pp. 27-42.

Fiocco, R. J., Lessard, R. R., Canevari, G. P., Becker K. W. and Daling, P. S. (1995). The Impact of Oil Dispersant Solvent on Performance. In *The use of Chemicals in Oil Spill Response*. ASTM STP 1252, P. Lane, Ed., American Society for Testing and Materials, Philadelphia, USA.

Gass, M., Albert, V. E., Huber, C., Landrum, R. F. and Rosenberg, E. (2011). Aerial Dispersant Operations in the Deepwater Horizon Spill Response - A Framework for Safely Mounting a Large Scale Complex Dispersant Operation. In *International Oil Spill Conference Proceedings: March 2011*, Vol. 2011, No. 1, pp. abs262. <http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-2011-1-262>

George-Ares, A., Lessard, R. R., Becker, K. W., Canevari, G. P. and Fiocco, R. J. (2001). Modification of the dispersant COREXIT 9500 for use in freshwater. In *International Oil Spill Conference Proceedings: March 2001*, Vol. 2001, No. 2, pp. 1209-1211. <http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-2001-2-1209>

González, J. J., Viñas, L., Franco M. A., Fumega, J., Soriano, J.A., Grueiro, G., Muniategui, S., López-Mahía, P., Prada, D., Bayona, J. M., Alzaga, R. and Albaigés, J. (2006). Spatial and temporal distribution of dissolved/dispersed aromatic hydrocarbons in seawater in the area affected by the *Prestige* oil spill. In *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 53, Issues 5-7, pp. 250-259. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.09.039>

Goodlad, J. (1996). Effects of the *Braer* oil spill on the Shetland seafood industry. In *The Science of the Total Environment*, Vol. 186, pp. 127-133.

Harris, C. (1997). The *Sea Empress* incident: overview and response at sea. *International Oil Spill Conference Proceedings: April 1997*, Vol. 1997, No. 1, pp. 177-184. <http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-1997-1-177>

Heitkamp, M. A. and Cerniglia, C. E. (1987). Effects of chemical-structure and exposure on the microbial-degradation of polycyclic aromatic-hydrocarbons in freshwater and estuarine ecosystems. In *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 6, Issue 7, pp. 535-546.

Henry, C. and Roberts, P.O. (2001). Background fluorescence values and matrix effects observed using SMART protocols in the Atlantic Ocean and Gulf of Mexico. In *International Oil Spill Conference Proceedings: March 2001*, Vol. 2001, No. 2, pp. 1203-1207. <http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-2001-2-1203>

- Henry, C. B., Roberts, P. O. and Overton, E. B. (1999). A primer on in-situ fluorimetry to monitor dispersed oil. In *International Oil Spill Conference Proceedings: March 1999*, Vol. 1999, No. 1, pp. 225-228. <http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-1999-1-225>
- Hurford, N., Buchanan, I., Law, R. J. and Hudson, P. M. (1989). Comparison of two fluorometers for measuring oil concentrations in the sea. In *Oil and Chemical Pollution*, Vol. 5, 379-389.
- IPIECA-IOGP (2012). *Oil spill responder health and safety*. IPIECA-IOGP Good Practice Guide Series, Oil Spill Response Joint Industry Project (OSR-JIP). IOGP Report 480. <http://oilspillresponseproject.org>
- IPIECA-IOGP (2013). *Dispersant logistics and supply planning*. Report of the IOGP Global Industry Response Group (GIRG) response to the Deepwater Horizon incident in the Gulf of Mexico in April 2010, Oil Spill Response Joint Industry Project (OSR-JIP). <http://oilspillresponseproject.org>
- IPIECA-IOGP (2014). *Regulatory approval of dispersant products and authorization for their use*. Report of the IOGP Global Industry Response Group (GIRG) response to the Deepwater Horizon incident in the Gulf of Mexico in April 2010, Oil Spill Response Joint Industry Project (OSR-JIP). <http://oilspillresponseproject.org>
- IPIECA-IOGP (2015). *Impacts of oil spills on marine ecology*. IPIECA-IOGP Good Practice Guide Series, Oil Spill Response Joint Industry Project (OSR-JIP). IOGP Report 525. <http://oilspillresponseproject.org>
- IPIECA-IOGP (2015a). *Impacts of oil spills on shorelines*. IPIECA-IOGP Good Practice Guide Series, Oil Spill Response Joint Industry Project (OSR-JIP). IOGP Report 534. <http://oilspillresponseproject.org>
- IPIECA-IOGP (2015b). *Aerial observation of oil pollution at sea*. IPIECA-IOGP Good Practice Guide Series, Oil Spill Response Joint Industry Project (OSR-JIP). IOGP Report 518. <http://oilspillresponseproject.org>
- IPIECA-IOGP (2015c). *Contingency planning for oil spills on water*. IPIECA-IOGP Good Practice Guide Series, Oil Spill Response Joint Industry Project (OSR-JIP). IOGP Report 519. <http://oilspillresponseproject.org>
- IPIECA-IOGP (2015d). *Tiered preparedness and response*. IPIECA-IOGP Good Practice Guide Series, Oil Spill Response Joint Industry Project (OSR-JIP). IOGP Report 526. <http://oilspillresponseproject.org>
- IPIECA-IOGP (2015e). *Net environmental benefit analysis (NEBA)*. IPIECA-IOGP Good Practice Guide Series, Oil Spill Response Joint Industry Project (OSR-JIP). IOGP Report 527. <http://oilspillresponseproject.org>
- IPIECA-IOGP (2015f). *At-sea monitoring of surface dispersant effectiveness*. Report of the IOGP Global Industry Response Group (GIRG) response to the Deepwater Horizon incident in the Gulf of Mexico in April 2010, Oil Spill Response Joint Industry Project (OSR-JIP). <http://oilspillresponseproject.org>
- Joeckel, J., Walker, A., Scholz, D. and Huber, C. (2011). Dispersant Use Approval: Before, During and After Deepwater Horizon. In *International Oil Spill Conference: Proceedings: March 2011*, Vol. 2011, No. 1, pp. abs329. <http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-2011-1-329>
- Kaku, V. J., Boufadel, M. C., Venosa, A. D. (2006). Evaluation of mixing energy in laboratory flasks used for dispersant effectiveness testing. In *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 132, No. 1, pp. 93-101. American Society of Civil Engineers (ASCE).

- Kelly, C. A. and Law, R. J. (1998). Monitoring of PAH in fish and shellfish following the *Sea Empress* incident. In *The Sea Empress Oil Spill: Proceedings of the International Conference held in Cardiff, 11-13 February 1998*. R. Edwards and H. Sime (Eds). Chartered Institute of Water and Environmental Management, London. pp. 467-473.
- Kingston, P. (1999). Recovery of the Marine Environment Following the *Braer* Spill, Shetland. In *International Oil Spill Conference Proceedings: March 1999*, Vol. 1999, No. 1, pp. 103-109.  
<http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-1999-1-103>
- Kirby, M. F., Matthiessen, P. and Rycroft, R. J. (1996). *Procedures for the Approval of Oil Spill Treatment Products*. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Directorate of Fisheries Research, Lowestoft, U.K. 19 pp.
- Kucklick, J. H., Walker, A. H., Pond, R. and Aurand, D. (eds.). (1997). *Dispersant Use: Considerations of Ecological Concerns in the Upper 10 Meters of Marine Waters and in Shallow Coastal Waters: Proceedings from a Workshop*, August 27-28, 1996, Baltimore, USA. Prepared by Scientific and Environmental Associates, Inc., Alexandria, VA. for Marine Preservation Association, Scottsdale, AZ. 104 pp.
- Kulekeyev, Zh. A., Nurtayeva, G. Kh., Mustafin, E. S., Pudov, A. M., Zharikessov, G., Taylor, P. M. and Lewis, A. (2014). Studies in support of the regulation of dispersant use in the Kazakhstan Sector of the Caspian Sea (KSCS). In *International Oil Spill Conference Proceedings: May 2014*, Vol. 2014, No. 1, pp. 463-475.  
<http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-2014.1.463>
- Law, R. J. and Kelly, C. A. (1999). The *Sea Empress* Oil Spill: Fisheries Closure and Removal of Restrictions. In *International Oil Spill Conference Proceedings: March 1999*, Vol. 1999, No. 1, pp. 975-979.  
<http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-1999-1-975>
- Law, R., Kelly, C. A., Graham, K. L., Woodhead, R. J., Dyrinda P. E. J. and Dyrinda, E.A. (1997). Hydrocarbon and PAH in fish and shellfish from Southwest Wales following the *Sea Empress* oil spill in 1996. In *International Oil Spill Conference Proceedings: April 1997*, Vol. 1997, No. 1, pp. 205-211.  
<http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-1997-1-205>
- Law, R. J., Thain, J. E., Kirby, M. F., Allen, Y. T., Lyons, B. P., Kelly, C. A., Haworth, S., Dyrinda, E. A., Dyrinda, P. E. J., Harvey, J. S., Page, S., Nicholson, M. D. and Leonard, D. R. P. (1998). The impact of the *Sea Empress* oil spill on fish and shellfish. In *The Sea Empress Oil Spill: Proceedings of the International Conference held in Cardiff, 11-13 February 1998*. R. Edwards and H. Sime (Eds). Chartered Institute of Water and Environmental Management, London. pp. 109-136.
- Law, R. J. and Kelly, C. (2004). The impact of the "*Sea Empress*" oil spill. In *Aquatic Living Resources*, Vol. 17, Issue 03, July 2004, pp. 389-394.
- Leahy, J. G. and Colwell, R. R. (1990). Microbial degradation of hydrocarbons in the environment. In *Microbiological Reviews*, Vol. 54, No. 3, pp. 305-315.
- Le Floch, S., Dussauze, M., Merlin, F-X, Claireaux, G., Theron, M., Le Maire, P. and Nicolas-Kopec, A. (2014). DISCOBIOL: Assessment of the impact of dispersant use for oil spill response in coastal or estuarine areas. In *International Oil Spill Conference Proceedings: May 2014*, Vol. 2014, No. 1, pp. 491-503.  
<http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-2014.1.491>

- Leibovich, S. and Lumley, J. L. (1982). Interaction of turbulence and Langmuir cells in vertical transport of oil droplets. In *Proceedings of the First International Conference on Meteorology and Air/Sea Interaction of the Coastal Zone*, pp. 271-276. The Hague, Netherlands. American Meteorological Society, Boston, Massachusetts.
- Lessard, R. R. and DeMarco, G. (2000). The significance of oil spill dispersants. In *Spill Science and Technology Bulletin*, Volume 6, Issue 1, pp. 59-68.
- Levine, E., Stout, J., Parscal, B., Walker, A. H. and Bond, K. (2011). Aerial Dispersant Monitoring Using SMART Protocols during the Deepwater Horizon Spill Response. In *International Oil Spill Conference Proceedings: March 2011*, Vol. 2011, No. 1, pp. abs225. <http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-2011-1-225>
- Lewis, A., Daling, P. S., Strøm-Kristiansen, T., Nordvik, A. B. and Fiocco, R. J. (1995). Weathering and Chemical Dispersion of Oil at Sea. In *International Oil Spill Conference Proceedings: February-March 1995*, Vol. 1995, No. 1, pp. 157-164. <http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-1995-1-157>
- Lindblom, G. P. and Barker, C. D. (1978). Evaluation of equipment for aerial spraying of oil dispersant chemicals. In McCarthy, Jr., L.T.; Lindblom, G.P.; Walter, H.F. (eds.), *Chemical Dispersants for the Control of Oil Spills: A Symposium*. Philadelphia, USA, American Society for Testing and Materials. pp. 169-179.
- Lindblom, G. P. and Cashion, B. S. (1983). Operational considerations for optimum deposition efficiency in aerial application of dispersants. In *International Oil Spill Conference Proceedings: February 1983*, Vol. 1983, No. 1, pp. 53-60. <http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-1983-1-53>
- Lindstrom, J. E. and Braddock, J. F. (2002). Biodegradation of petroleum hydrocarbons at low temperature in the presence of the dispersant COREXIT 9500. In *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 44, Issue 8, pp.739-747.
- Lunel, T. 1995. The *Braer* spill: oil fate governed by dispersion. In *International Oil Spill Conference Proceedings: February-March 1995*, Vol. 1995, No. 1, pp. 955-956. <http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-1995-1-955>
- Lunel, T. 1995a. Dispersant effectiveness at sea. In *International Oil Spill Conference Proceedings: February-March 1995*, Vol. 1995, No. 1, pp. 147-155. <http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-1995-1-147>
- Lunel, T. 1995b. Understanding the mechanism of dispersion through oil droplet size measurements at sea. Pp. 240-285. In *The Use of Chemicals in Oil Spill Response*, ASTM STP 1252, P. Lane, Ed., American Society for Testing and Materials, Philadelphia, USA.
- Lunel, T., Rusin, J., Bailey, N., Halliwell, C. and Davies, L. (1997). The net environmental benefit of a successful dispersant application at the *Sea Empress* incident. In *International Oil Spill Conference Proceedings: April 1997*, Vol. 1997, No. 1, pp. 185-194. <http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-1997-1-185>
- Mackay, D. 1995. Effectiveness of chemical dispersants under breaking wave conditions. In *The use of Chemicals in Oil Spill Response*. Pp. 310-340. ASTM STP 1252, P. Lane, Ed., American Society for Testing and Materials, Philadelphia, USA.
- Mackay, D. and Chau, A. (1986). The effectiveness of chemical dispersants: a discussion of laboratory and field test results. In *Oil and Chemical Pollution*, 3:6, 405-415.

- MacNaughton, S. J., Swannell, R. P. J., Daniel, F. and Bristow, L. (2003). Biodegradation of dispersed Forties crude and Alaskan North Slope oils in microcosms under simulated marine conditions. In *Spill Science and Technology Bulletin*, Vol. 8, Issue 2, pp. 179-186.
- Merlin, F., Bocard, C. and Castaing, G. (1989). Optimization of dispersant application, especially by ship. In *International Oil Spill Conference Proceedings: February 1989*, Vol. 1989, No. 1, pp. 337-342.  
<http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-1989-1-337>
- Michel, J., Csulak, F., French, D. and Sperduto, M. (1997). Natural resource impacts from the North Cape spill. In *International Oil Spill Conference Proceedings: April 1997*, Vol. 1997, No. 1, pp. 841-850.  
<http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-1997-1-841>
- Mukherjee, B. and Wrenn, B. A. (2009). Influence of dynamic mixing energy on dispersant performance: role of mixing systems. In *Environmental Engineering Science*, Vol. 26, pp.1725-1737.
- Mukherjee, B., Wrenn, B. A. and Ramachandran, P. (2012). Relationship between size of oil droplet generated during chemical dispersion of crude oil and energy dissipation rate: Dimensionless, scaling, and experimental analysis. In *Chemical Engineering Science*, Vol. 68, pp. 432-442.
- National Commission on the BP Deepwater Horizon Oil Spill and Offshore Drilling (2010). *The Use of Surface and Subsea Dispersants During the BP Deepwater Horizon Oil Spill*. Staff Working Paper No. 4. Originally Released 6 October 2010; updated 11 January 2011.
- Neff, J. M., Ostazeski, S., Gardiner, W. and Stejskal, I. (2000). Effects of weathering on the toxicity of three offshore Australian crude oils and a diesel fuel to marine animals. In *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 19, Issue 7, pp. 1809-1821.
- Neff, J. M. and Burns, W. A. (1996). Estimation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Concentrations in the Water Column Based on Tissue Residues in Mussels and Salmon: An Equilibrium Partitioning Approach. In *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 15, Issue 12, pp. 2240-2253.
- OSRL (2011). Field guides for dispersant application monitoring. Oil Spill Response Limited (website). [www.oilspillresponse.com/technical-development/technical-field-guides](http://www.oilspillresponse.com/technical-development/technical-field-guides).
- Pace, C. B., Clark, J. R. and Bragin, G. E. (1995). Comparing crude oil toxicity under standard and environmentally realistic exposures. In *International Oil Spill Conference Proceedings: February-March 1995*, Vol. 1995, No. 1, pp. 1003-1004. <http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-1995-1-1003>
- Parker, H. D. (1979). *Observations on the Aerial Application of Dispersant Using DC-6B Aircraft, Gulf of Campeche, Mexico*. Warren Spring Laboratory, Department of Industry. Stevenage, UK. 7pp.
- Payne, J. R. and McNabb, G. D. Jr. (1984). Weathering of petroleum in the marine environment. In *Marine Technology Society Journal*, Vol. 18, No. 3, pp. 24-40.
- Prince, R. C. (1997). Bioremediation of marine oil spills. In *Trends in Biotechnology*, Vol. 15, Issue 5, pp. 158-160.

- Prince, R. C., McFarlin, K. M., Butler, J. D., Febbo, E. J., Wang, F. C. Y. and Nedwed, T. J. (2013). The primary biodegradation of dispersed crude oil in the sea. In *Chemosphere*, Vol. 90, Issue 2, pp. 521-526.
- Rewick, R. T., Sabo, K. A., Gates, J., Smith, J. H. and McCarthy, L. T. (1981). An evaluation of oil spill dispersant testing requirements. In *International Oil Spill Conference Proceedings: March 1981*, Vol. 1981, No. 1, pp. 5-10. <http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-1981-1-5>
- Robbins, M. L., Varadaraj, R., Bock, J. and Pace, S. J. (1995). Effect of Stokes' law settling on measuring oil dispersion effectiveness. In *International Oil Spill Conference Proceedings: February-March 1995*, Vol. 1995, No. 1, pp. 191-196. <http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-1995-1-191>
- SEEEC (1996). Initial report of the *Sea Empress* Environmental Evaluation Committee. SEEEC Secretariat, Cardiff, Wales, United Kingdom.
- Singer, M., Smalheer, D. L., Tjeerdema, R. S. and Martin, M. (1991). Effects of spiked exposure to an oil dispersant on the early life stages of four marine species. In *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 10, Issue 10, pp. 1367-1374.
- Singer, M. E. and Finnerty, W. R. (1984). Microbial metabolism of straight-chain and branched alkanes. In Atlas, R. M. (Ed.) *Petroleum Microbiology*, pp. 1-59. Macmillan Publishing Company, New York.
- Singer, M. M., George, S., Lee, I., Jacobson, S., Weetman, L. L., Blondina, G., Tjerdeema, R. S., Aurand, D. and Sowby, M. L. (1998). Effects of dispersant treatment on the acute toxicity of petroleum hydrocarbons. In *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, Volume 34, Issue 2, pp. 177-87.
- Sjoblom, J., Aske, N., Auflem, I. H., Brandal, O., Harve, T. E., Saether, O., Westvik, A., Johnsen, E. E. and Kallevik, H. (2003). Our current understanding of water-in-crude oil emulsions. Recent characterization techniques and high pressure performance. *Advances in Colloid and Interface Science*, Volumes 100-102, pp. 399-473.
- Smith, J. E. (1968). *Torrey Canyon Pollution and Marine Life*. Cambridge University Press, New York.
- Southward, A. J. and Southward, E. C. (1978). Recolonization of rocky shores in Cornwall after use of toxic dispersants to clean up the *Torrey Canyon* spill. In *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, Vol. 35, No. 5, pp. 682-706.
- Steen, A. and Findlay, A. (2008). Frequency of Dispersant Use Worldwide. In *International Oil Spill Conference Proceedings: May 2008*, Vol. 2008, No. 1, pp. 645-649. <http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-2008-1-645>
- Sterling, M. C., Bonner, J. S., Page, C. A., Fuller, C. B., Ernest, A. N. S. and Autenrieth, R. L. (2003). Partitioning of crude oil polycyclic aromatic hydrocarbons in aquatic systems. In *Environmental Science and Technology*, Vol. 37, Issue 19, pp. 4429-4434.
- US EPA (2010). *Comparative Toxicity of Louisiana Sweet Crude Oil (LSC) and Chemically Dispersed LSC to Two Gulf of Mexico Aquatic Test Species*. August 2010 and the updated report of September 2010. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development. Disponible en: [www.epa.gov/bpspill/dispersants-testing.html](http://www.epa.gov/bpspill/dispersants-testing.html)

US EPA (2012). Ecotoxicity categories for terrestrial and aquatic organisms. (Website—last updated on 10 February 2015). [www.epa.gov/oppefed1/ecorisk\\_ders/toera\\_analysis\\_eco.htm](http://www.epa.gov/oppefed1/ecorisk_ders/toera_analysis_eco.htm)

Varadaraj, R., Robbins, M. L., Bock, J., Pace, S. and MacDonald, D. (1995). Dispersion and biodegradation of oil spills on water. In *International Oil Spill Conference Proceedings: February-March 1995*, Vol. 1995, No. 1, pp. 101-106. <http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-1995-1-101>

Weber, D. D., Maynard, D. J., Gronlund, W. D. and Konchin, V. (1981). Avoidance reactions of migrating adult salmon to petroleum hydrocarbons. In *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, Vol. 38, No. 7, pp. 779-781.

WSL (2007). *Specification for Oil Spill Dispersants*. Appendix A to WSL Report LR448 (OP), Warren Springs Laboratory. Disponible en: <https://www.gov.uk/government/publications/get-an-oil-spill-treatment-product-approved-tests>

## Lectures recommandées

American Academy of Microbiology (2011). *Microbes & Oil Spills—FAQ*. American Society for Microbiology, Washington D.C. <http://academy.asm.org/index.php/faq-series/436-faq-microbes-and-oil-spills>

API Dispersant Fact Sheets [www.oilspillprevention.org/oil-spill-cleanup/oil-spill-cleanup-toolkit/dispersants](http://www.oilspillprevention.org/oil-spill-cleanup/oil-spill-cleanup-toolkit/dispersants)

API (2015). *Aerial and Vessel Dispersant Preparedness and Operations Guide*. API Technical Report 1148, March 2015. [www.oilspillprevention.org/~media/oil-spill-prevention/spillprevention/r-and-d/dispersants/api-technical-report-1148.pdf](http://www.oilspillprevention.org/~media/oil-spill-prevention/spillprevention/r-and-d/dispersants/api-technical-report-1148.pdf)

Cedre (2005). *Using dispersant to treat oil slicks at sea: Airborne and shipborne treatment*. Centre of Documentation, Research and Experimentation on Accidental Water Pollution (Cedre). [www.cedre.fr/en/publication/operational-guide/dispersant/dispersant.php](http://www.cedre.fr/en/publication/operational-guide/dispersant/dispersant.php)

EMSA (2010). *Manual on the Applicability of oil Spill Dispersants, Version 2*. European Maritime Safety Agency. [www.emsa.europa.eu/technical-ppt/87-marine-pollution/719-manual-on-the-applicability-of-oil-spill-dispersants.html](http://www.emsa.europa.eu/technical-ppt/87-marine-pollution/719-manual-on-the-applicability-of-oil-spill-dispersants.html)

EMSA (2014). *Inventory of national policies regarding the use of oil spill dispersants in the EU*. European Maritime Safety Agency. [www.emsa.europa.eu/news-a-press-centre/external-news/2-news/618-inventory-of-national-policies-regarding-the-use-of-oil-spill-dispersants-in-the-eu.html](http://www.emsa.europa.eu/news-a-press-centre/external-news/2-news/618-inventory-of-national-policies-regarding-the-use-of-oil-spill-dispersants-in-the-eu.html)

Etkin, D. S. (1999). *Oil spill dispersants: From technology to policy*. Cutter Information Corporation, Arlington, Massachusetts.

IMO (2005). 'Chemical Dispersion'. In *Manual on Oil Pollution, Section IV, Combating Oil Spills*, Chapter 7, pp. 111-130. 2nd Edition, 2005. International Maritime Organization, London, UK.

IMO/UNEP (1995). *Guidelines on Oil Spill Dispersant Application Including Environmental Considerations*. 2nd Edition, 55 pp. International Maritime Organization, London, UK.

ITOPF Technical Information Papers  
disponible à : [www.itopf.com/knowledge-resources/documents-guides/technical-information-papers](http://www.itopf.com/knowledge-resources/documents-guides/technical-information-papers)

Lewis, A. and Aurand, D. (1997). *Putting Dispersants to work: Overcoming obstacles*. International Oil Spill Conference Issue Paper, Technical Report No. IOSC-004.23. American Petroleum Institute, Washington, DC.

Louisiana Universities Marine Consortium (LUMCON): Dispersants Bibliography.  
disponible à : [www.lumcon.edu/library/dispersants/default.asp](http://www.lumcon.edu/library/dispersants/default.asp)

This database consists of citations found in journals, conference proceedings, government reports and grey literature covering more than 40 years of published research on oil spill dispersants. Citations were collected from 1960 through June 2008. The bibliography was compiled and edited by John Conover, Associate Librarian at LUMCON. Citation data is stored and maintained at LUMCON by the Information and Technology Department.

NRC (1989). *Using Oil Spill Dispersants on the Sea*. US National Research Council. The National Academies Press, Washington, D.C.

NRC (2005). *Oil Spill Dispersants: Efficacy and Effects*. US National Research Council. The National Academies Press, Washington, D.C.

Oil Spill Response Limited, Technical Field Guides:  
*Dispersant Application Monitoring Field Guide: Tier 1 Visual Observation.*  
*Dispersant Application Monitoring: Tiers I, II and III.*  
*Dispersant Application Handbook.*  
*Vessel Dispersant Application Field Guide.*  
disponible à : [www.oilspillresponse.com/technical-development/technical-field-guides](http://www.oilspillresponse.com/technical-development/technical-field-guides)

---

## Mentions

Nous exprimons notre gratitude pour la contribution de Peter Taylor (Petronia Consulting) et d'Alun Lewis (Alun Lewis Consulting) dans l'élaboration du présent document.

# IPIECA

L'IPIECA est l'association internationale de l'industrie pétrolière pour la sauvegarde de l'environnement et les questions sociales. Elle développe, diffuse et promeut les bonnes pratiques et les connaissances afin de permettre à l'industrie d'améliorer son impact sur l'environnement et la société; elle constitue le principal canal de communication de l'industrie avec les Nations-Unies. Grâce à ses groupes de travail conduits par les membres et à sa direction, l'IPIECA rassemble l'expertise collective des entreprises et associations pétrolières et gazières. Sa position unique dans l'industrie permet à ses membres de répondre efficacement aux enjeux essentiels environnementaux et sociaux.

[www.ipieca.org](http://www.ipieca.org)



L'IOGP représente l'industrie des hydrocarbures en amont des organisations internationales, y compris l'Organisation maritime internationale, le Programme environnemental des Nations Unies (UNEP), les Conventions régionales dans le domaine marin et les autres groupes sous l'égide des Nations-Unies. Au niveau régional, l'IOGP représente l'industrie auprès de la Commission européenne, du Parlement européen et de la Commission OSPAR pour l'Atlantique Nord-Est. L'IOGP joue un rôle tout aussi important dans l'adoption des bonnes pratiques notamment dans les domaines de la santé, de la sécurité, de l'environnement et de la responsabilité sociale.

[www.iogp.org.uk](http://www.iogp.org.uk)

