

THESE
pour le
DIPLOME D'ETAT
DE DOCTEUR EN PHARMACIE

Par
Amélie JAN

Présentée et soutenue publiquement le 28 mai 2004

**Conséquences sanitaires et écologiques de la marée noire
consécutive au naufrage de l'Erika**

Présidente : Mme Monique MONTAGU, Professeur de Chimie Analytique
Membres du Jury : M. François POUCHUS, Professeur de Botanique et de
Cryptogamie
M. Jean-Luc POUCHUS, Pharmacien

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier tout d'abord mon directeur de thèse, Monsieur François Pouchus, pour sa patience et ses précieux conseils.

Merci à Madame Montagu, qui a accepté de présider le jury de soutenance.

Je remercie également Monsieur Jean-Luc Pouchus, mon maître de stage officinal, d'avoir bien voulu être membre du jury.

Je remercie toutes celles et ceux qui m'ont aidé dans mes recherches, que ce soit à la bibliothèque universitaire ou sur cette source inépuisable qu'est Internet.

Merci enfin à tous ceux que j'aime et qui m'entourent : mes parents et mes frères, pour leur soutien et leurs encouragements tout au long de mes études, et Sébastien, pour sa présence, son affection, et sa précieuse aide logistique.

SOMMAIRE

Introduction

Partie 1 : Généralités sur les marées noires et leurs conséquences

Partie 2 : Le risque sanitaire consécutif à la marée noire due au naufrage de l'Erika

Partie 3 : Le risque écotoxicologique consécutif à la marée noire due au naufrage de l'Erika

Conclusion

INTRODUCTION

Le 12 décembre 1999, l'Erika, pétrolier battant Pavillon Maltais, se brise au large des côtes de Penmarch (Finistère sud, France). Ses 14 cuves contiennent 30000 tonnes de fioul lourd, dit fioul n°2. Le 23 décembre, les premières nappes d'hydrocarbures atteignent le rivage ; 48 heures plus tard, soit le 26 décembre, 400km de côtes sont souillées. Seules 1200 tonnes seront récupérées en mer ; 12000 tonnes pourront être pompées hors de l'épave du pétrolier. Plus de 15000 tonnes viendront ainsi engluer les plages et falaises, du sud de la Vendée au nord du Finistère [12,26].

Cette pollution va engendrer non seulement des conséquences sanitaires, mais également écologiques. Sanitaires pour les populations fréquentant les plages et les eaux souillées, pour les volontaires « ramasseurs » de pétrole, et enfin pour les nettoyeurs d'oiseaux. Ecologiques, pour les oiseaux d'eau, premières victimes, pour toute la faune maritime (crustacés, poissons, organismes benthiques...) et enfin pour toute la flore.

I- GENERALITES

1) *Quelques chiffres...*

Depuis 1974, l'ITOPF, *International Tanker Owners Pollution Federation*, a mis en place une banque de données sur tous types de rejet pétrolier en mer, exceptés les accidents résultant d'actes de guerre. Cette banque relate d'ores et déjà près de 10000 incidents, dont la vaste majorité (85%) appartient à la plus petite catégorie, à savoir inférieur à 7 tonnes de pétrole disséminé.

L'analyse de ces données [20,26] montre une diminution du nombre d'accidents importants (soit supérieurs à 700 tonnes) durant les trente dernières années : le nombre moyen d'épandages accidentels de pétrole en mer au cours des années 90 a été trois fois moindre que pendant les années 70.

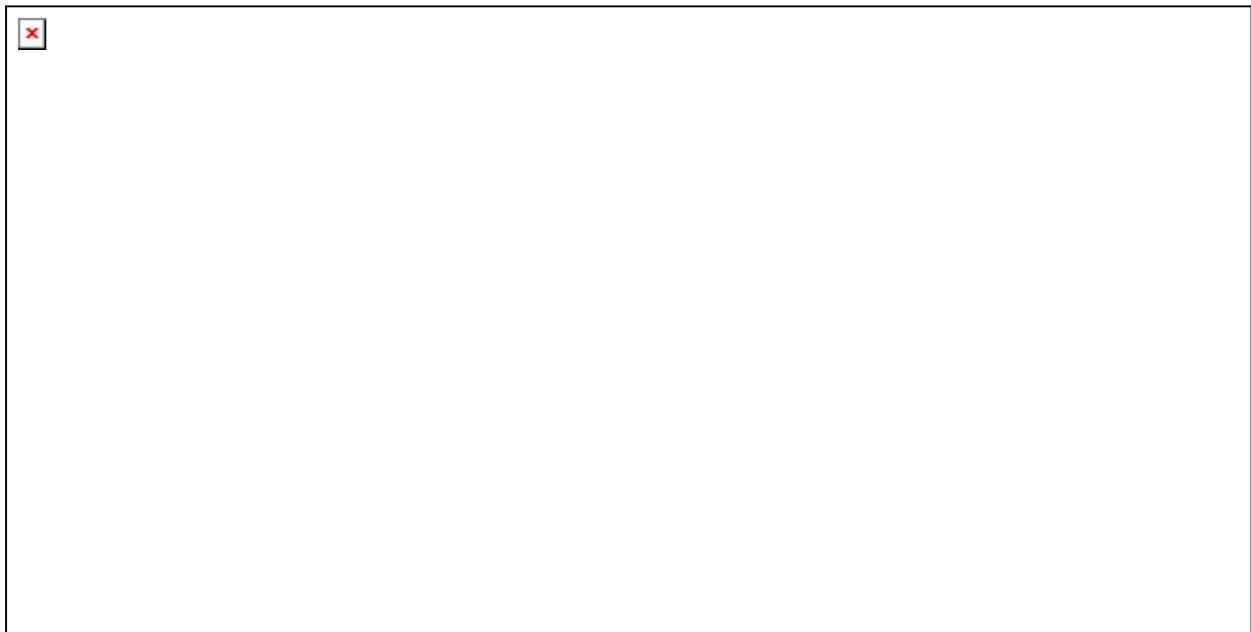


Figure 1 : Quantité de fioul déversé dans l'océan, par année.
(source : *Accidental tanker oil spill statistics*, ITOPF)

En moyenne, il y a eu 24,2 dispersions accidentelles de pétrole par an entre 1970 et 1979, contre 7,3 entre 1990 et 1999.

Quelques « années noires » sont à signaler :

- 1978, échouage de l'Amoco Cadiz, 223000 tonnes répandues ;
- 1979, naufrage de l'Atlantic Express, 287000 tonnes ;
- 1983, naufrage du Castillo de Bellver, 252000 tonnes ;
- 1989, deux naufrages importants : l'Exxon Valdez, 37000 tonnes, et le Khark V, 80000 tonnes ;
- 1991, l'ABT summer, 260000 tonnes ;
- 1996, le Sea Empress, 72000 tonnes ;
- 1999, l'Erika, 20000 tonnes ;
- 2002, le Prestige, 10000 tonnes.

Nombre de ces accidents, malgré l'importance des volumes de fioul répandu, ont causé peu ou prou de dommages environnementaux, du fait de l'éloignement des côtes au moment des naufrages.

Les causes des dispersions d'hydrocarbures dans l'océan sont diverses, la plupart du temps il s'agit même d'une combinaison d'actions et de circonstances [20]. D'après l'analyse de ces diverses causes, il apparaît que la majorité des accidents survient lors d'opérations de routine, comme le chargement, le déchargement des soutes, ce qui arrive donc dans les ports ou dans les raffineries. Cependant ces incidents, s'ils sont majoritaires, ne représentent qu'une partie infime des quantités de fioul déversé dans la mer.

Les accidents comprenant les collisions et les échouages, restant minoritaires, donnent lieu à de beaucoup plus vastes marées noires, de plus de 700 tonnes. Le tableau 1 présente le nombre de marées noires, classées par cause, depuis 1974 jusqu'à 2001.

Tableau 1 : Cause des marées noires, de 1974 à 2001.
 (source : *Accidental tanker oil spill statistics*, ITOPF)

	< 7 tonnes	7-700 tonnes	>700 tonnes	Total
<u>Opérations</u>				
Chargement/Déchargement	2767	299	17	3083
Mise en soute	541	25	0	566
Autres opérations	1167	47	0	1214
<u>Accidents</u>				
Collisions	163	254	87	504
Echouages	222	200	106	528
Défaillance de la coque	562	77	43	682
Feu & explosions	150	16	19	185
<u>Autres/Inconnus</u>	2221	165	37	2423
Total	7793	1083	309	9185

Un nombre important de dispersions de fioul en mer reste de cause inconnue : le « dégazage sauvage », malheureusement encore fréquent, est une des composantes de ce pétrole d'origine non déterminée.

L'impact du fioul sur les écosystèmes dépend du lieu où celui-ci a été déversé, mais la nature et la composition du pétrole disséminé sont également des déterminants majeurs du degré de pollution engendré.

2) Composition du fioul de l'Erika

Le fioul du pétrolier Erika est un fioul lourd (dit numéro 2) utilisé habituellement pour la combustion industrielle et la propulsion des moteurs diesel de grosse puissance. Pour faciliter le mélange de ces résidus issus de la distillation des pétroles bruts, sont ajoutés des hydrocarbures plus légers appelés fluxants.

Trois échantillons de rejets ont été prélevés le 15 février 2000 par l'Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INERIS) sur la plage de La Baule pour les deux premiers, et sur les falaises du Pouliguen pour le deuxième, plus ancien, puisque déposé le 25 décembre 1999. Les échantillons ont été soumis à diverses analyses [8,21] afin de déterminer la composition exacte du fioul arrivé sur les côtes, et en vue de rechercher des composés connus pour leur toxicité.

Les analyses suivantes ont été effectuées :

- Dosage des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) par couplage chromatographie en phase gazeuse/spectrométrie de masse ;
- Dosage des composés volatils par chromatographie en phase gazeuse avec détection par ionisation de flamme ;
- Dosage des métaux lourds, par spectrométrie d'émission atomique.

Les chromatogrammes obtenus dans le dosage des HAP montrent le profil caractéristique d'un fioul lourd, avec la présence typique d'un fond paraffinique constitué d'un mélange de composés non identifiables chromatographiquement. Le dosage des composés aromatiques révèle la présence des 16 HAP cancérigènes habituellement retenus par l'*Environmental Protection Agency*, EPA (voir liste en Annexes), ainsi que de nombreux composés polyaromatiques possédant des chaînes alkyles.

Ces composés ne constituent cependant qu'une faible fraction (moins de 2%) de la composition du fioul. Par ailleurs, les analyses révèlent la présence de composés soufrés de type thiophène.

La chromatographie en phase gazeuse avec détection par ionisation de flamme révèle des traces de composés volatils type benzène, toluène, xylène ; cette faible teneur n'est pas surprenante dans la mesure où le fioul a été soumis pendant plusieurs semaines aux effets des vagues et du vent, ce qui a favorisé l'évaporation de ces composés volatils.

La spectrométrie d'émission atomique montre la présence d'aluminium, de vanadium, de nickel, de manganèse, de fer, et de titane, dont les teneurs cumulées atteignent 1000 ppm, dont près de 900 ppm pour l'aluminium et le fer. (Voir tableaux en Annexes)

La comparaison de ces analyses avec celle de deux autres échantillons, l'un provenant de l'Institut Français du Pétrole (IFP) prélevé (06/01/00) au stockage de Donges, l'autre fourni par la société TOTAL (26/01/00), révèle quelques différences. Ainsi, pour les 16 HAP de la liste EPA, on a un total de 747 et 904 ppm pour les 3 échantillons prélevés sur site, contre 2894 et 2583 ppm respectivement pour l'IFP et TOTAL ; cette différence s'explique par les dates de prélèvement éloignées dans le temps. En effet, le naphthalène, composé le plus volatil des HAP, a en partie disparu des échantillons prélevés sur les plages ou falaises (473 ppm pour l'IFP, 534 pour TOTAL, contre 96 et 21 ppm pour les échantillons INERIS).

Ce fioul est en outre un produit très visqueux, faiblement biodégradable. Sa densité est plus faible que celle de l'eau, il forme donc une émulsion avec l'eau de mer (teneur en eau environ 45%) ; cette émulsion va flotter à la surface ou juste en dessous en cas d'agitation de l'océan.

Vont alors se former nappes, plaques et galettes de dimensions variables (la plus grosse nappe observée avait la même superficie que Belle-Île : 17x8 Km, pour 40 cm d'épaisseur).

Ces nappes de toutes tailles se fractionnent en boulettes naviguant entre deux eaux, qui finissent par s'échouer sur les côtes Bretonnes et Vendéennes, où attendent les volontaires, armés de seaux, de pelles et surtout de bonne volonté et de patience.

II-Evaluation des risques sanitaires résultant du naufrage de l'Erika

1) Évaluation du danger toxicologique du fioul rejeté

Le fioul rejeté sur les côtes est un mélange complexe d'hydrocarbures ; les seules données bibliographiques existantes concernent les différentes molécules retrouvées et non un mélange d'entre elles. L'analyse qui suit sera donc basée sur les données publiées individuellement pour les différents hydrocarbures retrouvés lors des analyses citées précédemment.

Deux familles retiennent l'attention dans le fioul de l'Erika : les HAP par leur quantité non négligeable, et leur pouvoir cancérogène connu, ainsi que les hydrocarbures aromatiques soufrés, du fait de leur quantité, et de leur toxicité, mal connue à ce jour.

a - Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

Les HAP forment un groupe très nombreux de composés ; ils se présentent le plus souvent en mélanges complexes. L'EPA (*Environmental Protection Agency*, USA) a retenu 16 substances présentant des risques pour la santé humaine et l'environnement. L'OMS (Organisation Mondiale de la Santé) en retient 33 dans une étude publiée en 1998, et le RIVM (Institut National de la Santé Publique et de la Protection de l'Environnement, Pays-Bas) en a sélectionné 11 [2,30].

La documentation étant plus abondante pour les 16 HAP de la liste de l'EPA, nous ne détaillerons que la toxicité de ces produits.

Toxicité aiguë

La toxicité aiguë des HAP est variable : quelques publications montrent, chez l'animal, une faible toxicité par ingestion ; par inhalation, les données sont rares, peu d'effet aigu décrit.

Chez l'homme, les données sont rares ; il existe quelques publications sur les manifestations cliniques d'intoxication par le naphthalène. L'ingestion provoque des troubles digestifs : nausées, vomissements, diarrhées ; lors d'une intoxication plus importante, des troubles neurologiques peuvent survenir, pouvant aboutir à un coma convulsif. L'inhalation de naphthalène provoque un malaise général accompagné de céphalées, de troubles digestifs, d'une sudation abondante, et d'un état confusionnel [2,5,31].

Métabolisme

⇒ Absorption

★ Par voie respiratoire

L'absorption des HAP par voie pulmonaire se base sur un système muco-ciliaire : les particules absorbées remontent ainsi l'arbre pulmonaire et sont dégluties, empruntant alors la voie digestive.

Diverses expériences menées sur des rats [29,37] à qui l'on administre du benzo[a]pyrène sous forme aérosol montrent une absorption en deux phases : une phase initiale rapide (absorption trachéale) suivie d'une plus lente (absorption alvéolaire). L'inhalation de benzo[a]pyrène est suivie d'une absorption rapide, puis d'une distribution dans différents organes, notamment l'estomac, le foie et l'intestin grêle.

Une instillation nasale de benzo[a]pyrène entraîne une métabolisation locale : des métabolites sont retrouvés à la surface de l'épithélium couvrant la cavité nasale [29].

★ Par ingestion

Quelques études ont été menées sur des rats ; toutes vont dans la même direction : les faibles doses sont rapidement résorbées, et la majeure partie est métabolisée rapidement au niveau du foie.

★ Par voie cutanée

Chez l'animal

Les expériences publiées à ce sujet traitent surtout de l'absorption cutanée du benzo[a]pyrène [9,18,31]. L'application cutanée de benzo[a]pyrène est suivie d'une absorption rapide et importante, puis d'une distribution vers les organes cibles (tissus adipeux, foie et reins). Cependant d'importantes variations d'absorption ont été observées entre les espèces, ainsi, pour du benzo[a]pyrène marqué au carbone 14, seuls 0,5% vont pénétrer à travers la peau d'un cobaye, contre 3% pour la peau humaine et jusqu'à 10% à travers la peau des souris.

Chez l'homme

L'absorption du benzo[a]pyrène a été étudiée dans une expérience menée *in vitro* sur peau humaine ; cette étude montre une absorption d'environ 3% après 24h d'exposition [22]. Des expériences sur la peau de cadavres humains montrait une absorption beaucoup plus forte (de l'ordre de 23+/-10%) ; cependant compte tenu de la différence de structure physiologique avec la peau de modèles vivants, ces données sont difficiles à interpréter.

La barrière cutanée (humaine) semble donc limiter la pénétration du benzo[a]pyrène, ce qui augure une faible concentration en HAP disponibles pour l'organisme.

⇒ Métabolisation

Le benzo[a]pyrène reste à ce jour le HAP dont le métabolisme est le plus étudié et le mieux connu. Il est métabolisé par l'organisme en deux phases principales : premièrement une phase d'oxydation, de réduction, d'hydrolyse, qui aboutit à la formation de dérivés hydroxylés toxiques, puis, une phase de détoxification, par formation de composés conjugués qui seront rapidement éliminés par la suite.

La principale chaîne enzymatique responsable de l'oxydation du benzo[a]pyrène est constituée de cytochromes P450, système enzymatique microsomal bien connu, présent dans de nombreux tissus, notamment hépatique, pulmonaire et cutané. Les composés hydroxylés produits ont la capacité de créer des liaisons covalentes avec les macromolécules des cellules, en particulier avec les protéines et l'ADN, entraînant des mécanismes de cancérogenèse.

⇒ Elimination

La voie de métabolisation principale étant hépatique, du fait de la localisation des cytochromes, la voie principale d'élimination sera donc fécale.

Cependant, les composés hydroxylés vont subir des réactions de glucurono-conjugaison, et la voie urinaire permettra l'élimination de ces composés conjugués.

Toxicité chronique hors cancérogénicité

Peu d'effets systémiques sont décrits pour les HAP ; les données disponibles traitent essentiellement de la toxicité cutanée.

Seuls les HAP connus comme cancérogènes semblent avoir un effet sur la peau : ainsi, le benzo[a]pyrène, le dibenzo[a,h]anthracène, et le benzo[a]anthracène provoquent une hyperkératose. Le benzo[a]pyrène entraîne également une hypersensibilité de contact chez les rongeurs ; et l'anthracène révèle des propriétés photosensibilisantes [2,9,18].

Cancérogénicité

⇒ **Chez l'homme**

Les principales données concernant la cancérogénicité des HAP ont été publiées dans le cadre de maladies professionnelles liées à l'exposition à des mélanges de HAP (goudron, asphalte, brai de houille, gaz des fours à coke...). Un excès de cancers a été démontré dans les populations professionnellement exposées à ces produits : cancers cutanés et pulmonaires des ramoneurs, cancers cutanés dus à l'exposition aux huiles minérales, cancers du scrotum et des voies nasales en métallurgie : les exemples ne manquent pas dans l'histoire de l'industrie [5,24,37]. La cancérogénicité des HAP a eu quelques effets décrits chez l'homme, néanmoins c'est sur les animaux que le plus d'études ont été réalisées.

⇒ **Chez l'animal**

Trois voies seront détaillées : orale, pulmonaire et cutanée.

★ Voie pulmonaire

Les publications à ce sujet sont rares ; elles concernent essentiellement le benzo[a]pyrène [37]. À des concentrations importantes, des tumeurs pulmonaires ont été observées, vraisemblablement par un mécanisme de saturation pulmonaire.

★ Voie orale

Elle reste peu probable dans le cadre des opérations de nettoyage suite au naufrage de l'Erika. De nombreuses études menées sur les rongeurs [23, 31,33] avec des temps d'exposition variables semblent indiquer que le didenzo[a,h]anthracène et le benz[a]anthracène sont cancérogènes à forte dose, ce qui n'exclue évidemment pas la cancérogénicité d'autres HAP par cette même voie.

★ Voie cutanée

Cette voie restant la plus probable pour une éventuelle intoxication, une analyse plus détaillée est indispensable quant à l'éventuelle cancérogénicité des 16 HAP.

Acénaphène

Aucune donnée expérimentale n'est disponible à ce jour.

Acénaphthylène

Une étude « vie entière » a été menée sur des souris [10] où l'application d'acénaphthylène sur la peau à 0,25% n'a pas permis l'observation de tumeur.

Anthracène

L'exposition cutanée à l'anthracène ne semble pas provoquer le développement de tumeurs [15,32]; cependant la co-administration avec du benzo[a]pyrène semble favoriser l'apparition de papillomes avec une latence de 85 semaines, chez 1 souris sur 13.

Benzo[a]anthracène

L'application cutanée de benzo[a]anthracène ou son injection sous-cutanée provoque une augmentation de l'incidence des tumeurs [5,32]. Une relation dose-augmentation de l'incidence est probable, mais n'a pas pu être établie à ce jour.

Benzo[a]pyrène

La cancérogénicité du benzo[a]pyrène est connue depuis longtemps.

Une exposition de 19 à 20 semaines entraîne la formation de papillomes et de carcinomes [10,33]. L'évolution du stade de papillome bénin au stade de carcinome malin se fait en 8 +/- 4 semaines; il existe une relation dose-effet, les mécanismes de formation tumorale correspondant à la fois à une prolifération cellulaire et à des dommages génétiques [9,18].

Benzo[b]fluoranthène

Le benzo[b]fluoranthène est un cancérogène complet et un initiateur tumoral chez la souris [37]. Cette étude révèle également la présence de tumeurs malignes (dont 90% de carcinomes) dès 4 mois pour la dose la plus élevée. Pour les doses intermédiaires, 85% de carcinomes et 65% de papillomes sont observés dès le cinquième mois.

Benzo[k]fluoranthène

L'application cutanée de benzo[k]fluoranthène induit quelques rares papillomes pour la dose la plus élevée [37]. Un effet initiateur tumoral a également été démontré dans cette même étude.

Benzo[g,h,i]pérylène

Le benzo[g,h,i]pérylène ne s'est montré ni cancérogène complet ni initiateur tumoral lors des tests cutanés sur les souris [37]. En revanche, le benzo[g,h,i]pérylène se comporte comme un co-carcinogène en présence du benzo[a]pyrène [9].

Chrysène

Le chrysène se révèle être un cancérogène complet et un initiateur tumoral chez la souris [37]. L'exposition cutanée au chrysène provoque l'apparition de papillomes et de carcinomes.

Dibenzo[a,h]anthracène

L'EPA a réalisé différentes études sur des souris montrant que le dibenzo[a,h]anthracène est un cancérogène complet et un initiateur tumoral. L'induction de tumeurs cutanées est dose-dépendante ; l'apparition de carcinomes survient à la concentration la plus faible testée [37].

Fluoranthène

Les différentes études menées sur le fluoranthène se sont toujours révélées négatives [10,37], tant comme cancérogène total que comme initiateur tumoral. Seule une co-administration avec du benzo[a]pyrène semble favoriser l'apparition de papillomes.

Fluorène

L'injection sous-cutanée ou l'application cutanée de fluorène ne permettent pas d'observer l'apparition de tumeurs [15,23].

Indéno[1,2,3,c,d]pyrène

Différentes études réalisées [24,31] montrent l'apparition de tumeurs après application cutanée ou injection sous-cutanée d'indéno[1,2,3,c,d]pyrène.

L'indéno[1,2,3,c,d]pyrène semble également avoir un effet initiateur [31]. Une autre étude [37] montre une relation dose-réponse avec apparition de papillomes et de carcinomes.

Naphtalène

Les différents tests réalisés [23,37] n'ont pas permis de mettre en évidence de cancérogénicité.

Phénanthrène

L'application cutanée de phénanthrène ne semble pas provoquer l'apparition de tumeur [23,31] ; en ce qui concerne l'éventuel pouvoir initiateur du phénanthrène, les résultats obtenus sont contradictoires et ne permettent pas à ce jour d'affirmer que le phénanthrène est ou n'est pas un initiateur tumoral.

Pyrène

D'après les études consultées [5,32,37], l'application cutanée de pyrène ne semble pas provoquer l'apparition de tumeurs. L'étude de l'ATSDR [2] ne montre pas non plus d'effet initiateur.

b - Les Thiophènes

Les données sur la toxicité des thiophènes sont rares ; leur métabolisme est mal connu à ce jour. Cependant quelques publications évoquent une toxicité au moins égale à celle du benzo[a]pyrène, dans certaines conditions. La désulfuration de certaines huiles brutes semblerait diminuer leur activité biologique, ainsi que leur potentiel cancérigène, cependant aucune donnée récente n'est disponible.

c – Les Composés Organiques Volatils

Certains composés organiques volatils (COV) comme le benzène, le toluène, l'éthylbenzène et le styrène sont présents en faible concentration dans les rejets. Le benzène est un cancérigène de type génotoxique ; les autres COV sont principalement neurotoxiques. Ces composés sont donc à prendre en compte dans l'évaluation des risques sanitaires.

2) *Risque sanitaire résultant des opérations de nettoyage*

a – Evaluation du risque sanitaire lié à l'exposition cutanée

Trois catégories de population ont été exposées aux risques toxicologiques suite au naufrage de l'Erika : les nettoyeurs officiant sur les plages ou les rochers, les bénévoles nettoyant les oiseaux, et enfin, dans une moindre proportion, les riverains [3,11].

L'exposition des riverains

L'émanation de rejets peut constituer un risque sanitaire pour les populations riveraines aux sites pollués ; cependant, cette exposition reste d'un ordre de grandeur inférieur à celle des personnes participant aux opérations de nettoyage.

L'exposition lors du nettoyage des plages (scénario n°1)

Trois types de travaux ont été effectués dans ce cadre : le ramassage des rejets pétroliers, le nettoyage à l'eau pressurisée, et les opérations de décontamination des vêtements et du matériel.

Les travailleurs ramassant les produits pétroliers étant bien protégés (procédure d'habillage et de décontamination), la seule voie de contamination possible est constituée par les gestes réflexes par lesquels les ramasseurs vont se toucher le visage avec une partie de leur combinaison ou bien leurs gants souillés, ou bien par des résidus pétroliers qui traverseraient leur combinaison. Dans toutes ces hypothèses, le temps de contact cutané reste faible, de quelques heures tout au plus.

L'exposition lors du nettoyage des oiseaux (scénario n°2)

Différents types de soins ont été apportés aux oiseaux mazoutés [14]:

- ⇒ Soins préliminaires et gavage
- ⇒ Lavage et séchage
- ⇒ Réhabilitation en vue du relâchement

L'exposition des nettoyeurs est de plusieurs types : exposition aux rejets de produits pétroliers, aux produits de lavage, et exposition biologique.

Les risques sanitaires sont d'autant plus importants que le port de gants a été déconseillé au cours du lavage des oiseaux afin de permettre une meilleure préhension des animaux et une meilleure efficacité de lavage. De plus le nettoyage a lieu en espace confiné, et à une température élevée (environ 30°C) pour le confort et la sécurité des oiseaux.

Dans ces conditions, le risque toxicologique est de deux types : inhalation des HAP les plus volatils (type naphthalène), et exposition cutanée aux HAP cancérigènes notamment. L'exposition cutanée a pu être renforcée par les éventuelles griffures subies lors du lavage des oiseaux, ainsi que par les produits de nettoyage, plus ou moins corrosifs.

Evaluation du risque

Des simulations ont été réalisées dans le but d'évaluer la dose journalière de HAP reçue par la peau [4,6]. Les résultats indiquent des doses journalières d'exposition (DJE) de 90µg/j pour le scénario n°1 (nettoyage des plages) et 2500µg/j pour le scénario n°2 (travail sans gants).

Des études expérimentales ont été menées sur des souris avec des doses comparables [25], cependant, la comparaison directe des résultats n'est pas possible, du fait de la nature différente du véhicule d'administration utilisé. En effet, le véhicule utilisé chez les souris (acétone, toluène) conduit à une pénétration complète des HAP, ce qui n'est vraisemblablement pas le cas pour un véhicule d'administration constitué d'un mélange de résidus pétroliers, de sable et d'eau de mer.

De plus il faudrait prendre en compte la différence de perméabilité entre la peau humaine et animale, et d'éventuelles différences de susceptibilité. Toutefois il importe de tenir compte des résultats de ces études, qui ne permettent pas d'affirmer que le risque est négligeable [6].

Le port de gants apparaît donc indispensable au cours de toute opération de nettoyage, de même le lavage immédiat de toute partie exposée à des résidus de produits pétroliers. Ces recommandations sont d'autant plus valables pour les bénévoles nettoyant les oiseaux, le risque biologique venant s'ajouter aux risques toxicologiques.

b – Evaluation du risque sanitaire lié à la dose interne de HAP due à l'exposition cutanée

Les scénarios d'exposition sont ceux proposés pour le contact cutané (partie b). La dose journalière d'exposition (DJE) est calculée en fonction de la concentration du milieu, de la quantité administrée par jour, et du poids corporel de la cible. Le poids est fixé à 70 kg, la durée d'exposition à 8h. Les résultats obtenus sont de 4.10^{-9} mg/kg/j pour le scénario n°1, et de $1,1.10^{-7}$ mg/kg/j pour le scénario n°2 [6].

Caractérisation du risque cancérogène

Les Excès de Risque Individuel (ERI) sont calculés en fonction des DJE et d'un facteur de pente (*Oral Slope Factor*, fourni par l'EPA). Les ERI obtenus sont inférieurs à 10^{-5} pour une exposition de 8h, quel que soit le scénario considéré ($ERI_1=2,9.10^{-8}$, $ERI_2=8,0.10^{-7}$). L'ERI étant proportionnel au nombre de jours d'exposition, il faudrait 345 jours d'exposition selon le scénario n°1 (projections sur le visage, gestes réflexes) afin d'atteindre le niveau de risque 10^{-5} . Le risque associé au premier scénario est donc **faible** dans le cadre des hypothèses considérées.

Pour le deuxième scénario (projections accidentelles, nettoyage des oiseaux...), il faudrait une exposition de 12 jours pour atteindre ce même niveau de 10^{-5} . Le niveau de risque est donc légèrement supérieur au niveau acceptable ; cependant, tous les paramètres utilisés pour les calculs étant majorés, le risque peut, pour le temps d'exposition effectif, être considéré comme **négligeable**.

Risque pour la reproduction

Diverses études expérimentales [6] ont permis d'établir une dose de référence pour des effets sur la reproduction humaine : cette dose est de $10\mu\text{g}/\text{kg}/\text{j}$. Les recommandations de l'OMS [30] imposent d'appliquer un facteur 10 à cette valeur pour les effets tératogènes ; la dose de référence passe alors à $1\mu\text{g}/\text{kg}/\text{j}$. La DJE étant estimée à $0,03\text{mg}/\text{kg}/\text{j}$, le risque est **non négligeable** pour les femmes enceintes.

c – Evaluation du risque sanitaire par inhalation de HAP suite à l'utilisation du nettoyeur à eau pressurisée

Pour cette évaluation, trois scénarios ont été retenus [6]:

Scénario n°1

Il s'agit de l'exposition lors du nettoyage des vêtements à l'eau pressurisée: tous les travailleurs y sont soumis deux fois par jour durant 5 minutes, soit dix minutes par jour. La durée totale d'exposition est de deux mois, pour un travail de 7 jours sur 7.

Scénario n°2

Il concerne l'exposition à laquelle sont soumis les opérateurs manipulant l'eau pressurisée ; la durée d'exposition quotidienne est d'une heure maximum, et la durée totale d'exposition est comme précédemment de deux mois.

Scénario n°3

Il s'agit d'un scénario hypothétique : l'eau pressurisée est remplacée ici par une lance à impact, laquelle produit de grosses gouttelettes, susceptibles d'être non plus inhalées mais ingérées. Les personnes exposées sont ici les nettoyeurs, exposés 8 heures par jour pendant une durée maximale de 10 jours. Ce scénario est largement majorant sachant que le travail effectif ne dépasse pas 4 à 6 heures en raison des marées.

Caractérisation du risque

La caractérisation du risque s'exprime par un indice de risque (IR), calculé en fonction de la concentration inhalée, et de la concentration journalière tolérable (valeurs fournies par l'ATSDR et l'EPA). Lorsque cet IR est inférieur à 1, le risque est considéré comme négligeable.

Le tableau 2 résume les IR calculés.

Tableau 2 : Indices de Risque pour l'inhalation des HAP.

(source : Rapport 6 dossier Erika, INERIS)

	<u>Scénario 1</u>	<u>Scénario 2</u>	<u>Scénario 3</u>
Naphtalène	$2,7.10^{-4}$	$1,5.10^{-3}$	$2,2.10^{-3}$
Acénaphthalène	$4,5.10^{-6}$	$2,5.10^{-5}$	$3,7.10^{-5}$
Fluorène	$7,8.10^{-7}$	$4,5.10^{-6}$	$6,5.10^{-6}$
Anthracène	1.10^{-7}	6.10^{-7}	$8,8.10^{-7}$
Fluoranthène	$2,3.10^{-6}$	$1,3.10^{-5}$	$1,9.10^{-5}$
Pyrène	$2,2.10^{-6}$	$1,3.10^{-5}$	$1,9.10^{-5}$

Les IR calculés sont donc tous très faibles (<1), quel que soit le scénario considéré.

Les IR maximum sont obtenus pour le naphthalène dans le cadre des scénarios 2 et 3 (respectivement $1,5 \cdot 10^{-3}$ et $2,2 \cdot 10^{-3}$). Le naphthalène fait partie des composés majoritaires dans les résidus pétroliers, de plus c'est le seul composant pour lequel la concentration de référence est déterminée pour un effet spécifique par inhalation (les autres concentrations de référence sont déterminées pour des effets non spécifiques). Le naphthalène constitue donc un bon traceur de risque systémique pour l'exposition par inhalation des HAP étudiés ici.

Le risque systémique lié à la voie d'exposition par inhalation des HAP via l'utilisation de l'eau pressurisée peut donc être considéré comme **négligeable**.

Risque cancérogène

Le risque cancérogène est estimé par le calcul d'Excès de Risque Individuel (ERI), à partir de la concentration inhalée et de l'excès de risque unitaire par inhalation (valeurs fournies par l'OMS).

Les valeurs d'ERI obtenues sont les suivantes :

- Scénario n°1 : $3,5 \cdot 10^{-6}$
- Scénario n°2 : $1,9 \cdot 10^{-5}$
- Scénario n°3 : $2,6 \cdot 10^{-5}$

L'ERI obtenu pour le troisième scénario est supérieur aux deux autres ; cependant il s'agit d'un scénario virtuel, avec des conditions maximisantes.

Conclusion

Les risques, qu'ils soient systémiques ou cancérogènes, liés à l'inhalation de HAP suite à l'utilisation du nettoyeur à eau pressurisée peuvent être considérés comme négligeables dans le cadre des scénarios envisagés. Seul le scénario virtuel des nettoyeurs de rochers à l'eau pressurisée montre des ERI moins négligeables : l'utilisation du nettoyeur à eau pressurisée pour le nettoyage des rochers doit donc être bien délimitée dans le temps, et des mesures de protection individuelles doivent être appliquées lors de telles opérations.

d – Evaluation du risque sanitaire par inhalation de COV

Deux scénarios sont à envisager pour l'évaluation de l'exposition aux Composés Organiques Volatils [6]:

Scénario n°1

Les travailleurs ramassant les résidus pétroliers sur les plages ont été exposés à l'inhalation des COV, 8 heures par jour durant 2 mois.

Scénario n°2

Les bénévoles nettoyant les oiseaux ont été également exposés 8 heures par jour durant 2 mois.

Caractérisation du risque systémique

Les IR sont calculés pour les COV pour lesquels on dispose des concentrations journalières tolérables, c'est-à-dire le toluène, l'éthylbenzène, les xylènes et le styrène. Les calculs seront effectués pour les deux échantillons dont l'analyse est reportée en première partie (plage et rochers)

Le tableau 3 rapporte les IR calculés.

Tableau 3 : Indices de Risque pour l'inhalation de COV.

(source : Rapport 6 dossier Erika, INERIS)

IR	Echantillon 1	Echantillon 2
Toluène	0,07	0,08
Ethylbenzène	0,05	0,05
Xylènes	0,01	0,02
Styrène	0,02	0,02

Les indices calculés sont tous inférieurs à 1 ; le risque systémique pour l'inhalation de COV peut donc être considéré comme négligeable.

Caractérisation du risque cancérigène

Le benzène étant le principal COV cancérigène, les ERI seront calculés à partir de concentrations journalières tolérables pour ce composé.

Les valeurs obtenues sont les suivantes : pour l'échantillon 1 : 5.10^{-5} , pour l'échantillon 2 : 4.10^{-5} .

Sont ensuite calculés les Excès de Risque Collectif (ERC), qui représentent une estimation du nombre de cancers en excès qui devraient survenir au cours de la vie d'un groupe d'individus.

L'impact est calculé pour 300 ramasseurs et 63 nettoyeurs d'oiseaux. Pour le scénario n°1, l'ERC obtenu est de 2.10^{-2} pour les ramasseurs et de 3.10^{-3} pour les nettoyeurs d'oiseaux ; pour le scénario n°2, les ERC sont de 1.10^{-2} pour les ramasseurs et de 3.10^{-3} pour les nettoyeurs d'oiseaux.

Les ERI et les ERC obtenus sont donc tous largement inférieurs à 1 ; le nombre de cancers en excès varie entre 3.10^{-3} et 2.10^{-2} . Le risque est donc négligeable, surtout si l'on considère que les scénarios pris en compte ici sont nettement maximisants.

Conclusion

Les risques liés à l'inhalation de COV lors du ramassage des résidus pétroliers ou du nettoyage des oiseaux, qu'ils soient systémiques ou cancérigènes, peuvent donc être considérés comme négligeables, dans le cadre des scénarios retenus.

3) Conclusion sur le risque sanitaire :

Dans le cadre des scénarios étudiés pour les opérations de nettoyage suite au naufrage de l'Erika, le risque sanitaire semble donc avoir été maîtrisé. Toutefois quelques leçons sont à retenir : les tenues de protection restent la meilleure arme contre ce risque de contamination par les HAP, COV ou thiophènes ; leur port ainsi que leur décontamination minutieuse est donc de rigueur.

Le maniement du nettoyeur à eau pressurisée est le deuxième point qui doit retenir notre attention : l'utilisation de tels instruments doit être impérativement limitée dans le temps, et les opérateurs strictement protégés (tenue et masque). Troisième point à retenir : les femmes enceintes ou susceptibles de l'être doivent être écartées de toute opération de nettoyage quelle qu'elle soit, du fait de la tératogénicité des HAP.

Quatrième et dernier point à soulever : les nettoyeurs d'oiseaux, contrairement aux consignes qui avaient été données, doivent impérativement porter des gants et des tenues de protection, le risque biologique s'ajoutant au risque sanitaire dans ce cas précis.

III – Evaluation du risque écologique résultant du naufrage de

l'Erika :

1) Généralités sur les conséquences écologiques

Dans les eaux océaniques, le pétrole répandu se divise en plusieurs phases, de la surface de l'eau aux fonds marins. À la surface, plusieurs phénomènes se produisent au cours du temps : l'évaporation des composés volatils, la photo-oxydation de certaines molécules, et le développement d'un film lipidique et de boulettes de fioul [1]. Dans les eaux plus profondes, des émulsions se forment entre l'eau et le pétrole ; celles-ci vont se répartir à différentes profondeurs selon leurs densités respectives.

Au niveau des fonds marins, deux phénomènes sont à distinguer : le premier, physique, voit les particules de fioul les plus lourdes s'impacter, et les plus légères retourner en suspension après différentes étapes de décomposition. Le deuxième phénomène, biologique, concerne la bio-dégradation du fioul : les hydrocarbures vont être utilisés comme source de carbone et d'énergie par certains micro-organismes, et des réactions d'oxydation se produisent ; cependant, ces phénomènes biologiques sont rapidement limités par le manque de nutriments, notamment d'azote et de phosphore [1].

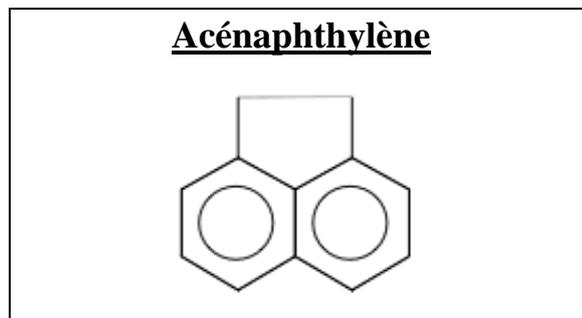
De par ces différents types de pollution, les conséquences écologiques de l'épandage de fioul sont variées. Les hydrocarbures les moins solubles exercent une pollution physique : engluement des organismes, réduction de la lumière arrivant sur les biotopes. Les hydrocarbures les plus solubles entraînent une altération chimique de la qualité des eaux : variation du pH, diminution du taux d'oxygène ; et une altération biologique : effets toxiques, diminution de la nourriture disponible...

Selon les composés, la toxicité sera évidemment différente ; une analyse bibliographique des données existant sur ces substances permet de mieux évaluer le risque écotoxicologique résultant du naufrage de l'Erika.

2) Etude des composants du fioul de l'Erika

Les substances contenues dans le pétrole de l'Erika et les plus susceptibles de s'accumuler dans les poissons et les mollusques sont les HAP ; ces substances non solubles s'adsorbent sur les matières en suspension et s'accumulent ainsi dans les sédiments et les biota.

Les données bibliographiques concernant les principaux HAP sont présentées dans l'ordre alphabétique. Toutes les données écotoxicologiques se rapportent à l'environnement marin et non à l'homme.



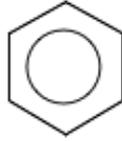
⇒ Devenir dans l'environnement

Les données expérimentales disponibles [13] indiquent que l'acénaphthylène n'est pas facilement biodégradable en milieu aqueux. Des essais de bioaccumulation sur les poissons ont été réalisés [17] ; le coefficient de bioaccumulation calculé au cours de ces expériences montre un fort potentiel d'accumulation dans les organismes vivants. Les mesures du coefficient de partage de particules en suspension laissent présager une forte accumulation au niveau des sédiments.

⇒ Ecotoxicologie

Différents essais montrent une faible toxicité aiguë pour les algues et les poissons, mais une toxicité potentielle assez élevée pour les invertébrés [19,36]. Les paramètres concernant l'éventuelle toxicité chronique ne semblent pas indiquer d'intoxication possible à long terme.

Benzène et dérivés



⇒ Devenir dans l'environnement

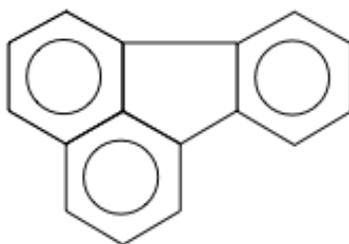
Il n'y a pas de données bibliographiques à ce jour concernant la biodégradabilité du benzène ou de ses dérivés en milieu aquatique ; cependant, compte tenu de sa structure, l'hydrolyse de ce composé est probablement négligeable.

Le benzène et ses dérivés présentent, d'après les diverses expériences menées [17,36], un faible potentiel de bioaccumulation, dans les organismes vivants aussi bien qu'au niveau des sédiments.

⇒ Ecotoxicologie

Les paramètres disponibles [17] indiquent une toxicité potentielle élevée, essentiellement sur les algues et les invertébrés. Peu de résultats sont fournis concernant sa toxicité chronique en milieu marin ; seules quelques valeurs non significatives sur les crustacés ont été publiées.

Fluoranthène



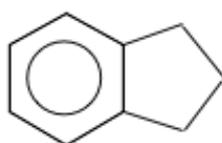
⇒ Devenir dans l'environnement

Aucune donnée expérimentale n'est disponible à ce jour ; cependant, étant donnée la structure moléculaire du fluoranthène, sa biodégradabilité en milieu aquatique doit être négligeable. Les publications [17,36] concernant la bioaccumulation montrent un fort potentiel de contamination des organismes marins quelque'ils soient.

⇒ Ecotoxicologie

Concernant la toxicité aiguë [36], seules certaines algues semblent être vraiment sensibles. Au niveau de l'éventuelle toxicité chronique, les paramètres publiés [19] indiquent de faibles concentrations toxiques à long terme chez les invertébrés.

Indane et dérivés

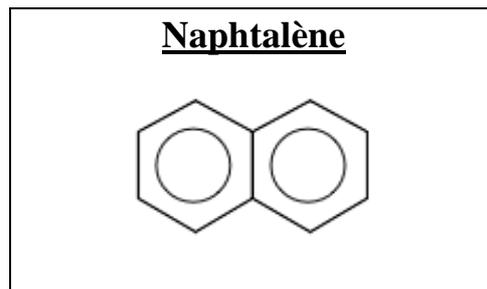


⇒ Devenir dans l'environnement

Compte tenu de sa structure moléculaire, l'hydrolyse de l'indane est probablement négligeable. Concernant la bioaccumulation du produit, aucun résultat expérimental n'a été publié à ce jour.

⇒ **Ecotoxicologie**

Quelques rares données sont disponibles [28] : elles semblent indiquer une toxicité aiguë moyenne ; cependant ces résultats n'ont pu être validés faute d'informations précises sur les conditions d'essais. Aucun résultat de toxicité chronique n'est disponible à ce jour.



⇒ **Devenir dans l'environnement**

Comme pour les molécules précédentes, seule la structure moléculaire du naphthalène permet de penser que sa biodégradabilité en milieu aqueux est faible. Il existe cependant quelques essais [13] sur la biodégradation du naphthalène en milieu aérobie et comprenant des bactéries dénitrifiantes ; il serait alors rapidement dégradé.

⇒ **Ecotoxicologie**

La toxicité aiguë semble limitée [36], de même que la toxicité chronique.

Phénanthrène



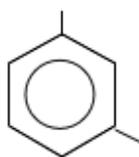
⇒ Devenir dans l'environnement

L'hydrolyse du phénanthrène est probablement négligeable compte tenu de sa structure moléculaire ; cependant les essais [17] réalisés en milieu aqueux semblent révéler une certaine biodégradabilité. La bioaccumulation est moyenne, exceptée chez certaines oligochètes pour qui la contamination a été plus importante.

⇒ Ecotoxicologie

La toxicité aiguë intervient surtout chez les invertébrés [35] qui semblent être les plus sensibles. La toxicité chronique paraît faible.

Xylène et dérivés



⇒ Devenir dans l'environnement

Malgré sa structure ne laissant pas présager une biodégradabilité rapide en milieu aqueux, le xylène s'est avéré être facilement dégradable en milieu aérobie lors des essais publiés [36]. Peu de données sont disponibles sur la bioaccumulation ; les quelques publications existantes indiquent une accumulation plutôt faible.

⇒ Ecotoxicologie

Le xylène et ses dérivés semblent être moyennement toxiques à court terme, de même qu'à plus long terme [13,36].

L'analyse de ces données va permettre d'évaluer le risque écotoxicologique pour le compartiment aquatique suite au naufrage de l'Erika.

3) Le risque écotoxicologique consécutif au naufrage de l'Erika

a – Evaluation du risque écotoxicologique

Deux types d'expositions entrent en compte :

⇒ l'exposition locale, à proximité des plaques de fioul, c'est-à-dire dans l'environnement immédiat des rochers englués, des nappes déposées sur le fond, près de l'épave...

⇒ l'exposition régionale, à plus grande échelle, au niveau de toute une baie polluée par exemple.

Une étude menée par l'IFP (Institut Français du Pétrole) en janvier 2000 a simulé la dissolution d'hydrocarbures dans une phase aqueuse : 2 litres d'eau de mer synthétique ont été mis en contact avec 10g de fioul surnageant à la surface. Une agitation magnétique très lente assurait une homogénéisation de l'ensemble ; 3 jours de contact ont été nécessaires pour atteindre un équilibre. Les concentrations en différents HAP ont ensuite été mesurées ; les résultats sont regroupés en annexe (Annexe 5). Les résultats confirment les données bibliographiques : les HAP retrouvés en plus fortes concentrations sont le naphthalène, le toluène et le xylène. Le risque peut être évalué pour les différentes classes d'organismes marins pour ces composés.

⇒ **Le compartiment aquatique**

★ Exposition locale

Les concentrations locales évaluées lors de la simulation de l'IFP et les données bibliographiques rassemblées permettent d'affirmer que des effets aigus sont apparus sur les organismes aquatiques exposés à la fraction dissoute des hydrocarbures contenus dans le fioul. Cependant, ces effets restent probablement négligeables devant les effets physiques (engluement, diminution du taux d'oxygène...).

★ Exposition régionale

Les concentrations régionales obtenues durant l'expérimentation de l'IFP sont faibles ; le recouplement avec les données bibliographiques disponibles indique que les hydrocarbures dissous ne semblent pas présenter un risque chronique envers les organismes aquatiques. Il convient cependant de ne pas négliger l'impact à long terme des effets physiques tels l'engluement, le manque d'oxygène...

⇒ **Les sédiments et les organismes benthiques**

L'évaluation du risque écotoxicologique pour les organismes benthiques n'a pu être réalisée en l'état actuel des connaissances. En effet, ceux-ci seront majoritairement exposés aux substances peu solubles, dont la concentration n'est pas modélisable à cause de la formation de microémulsions qui facilitent le transfert de telles substances vers les sédiments.

⇒ **Les poissons, les mollusques et leurs prédateurs**

Les poissons et les mollusques sont exposés via la fraction soluble des hydrocarbures mais également via les microémulsions formées entre l'eau de mer et le fioul. Les substances dissoutes ne présentent probablement pas de risque envers les prédateurs, que ce soit par exposition locale ou par empoisonnement secondaire. Pour les substances insolubles, notamment les HAP, des mesures plus poussées seront nécessaires.

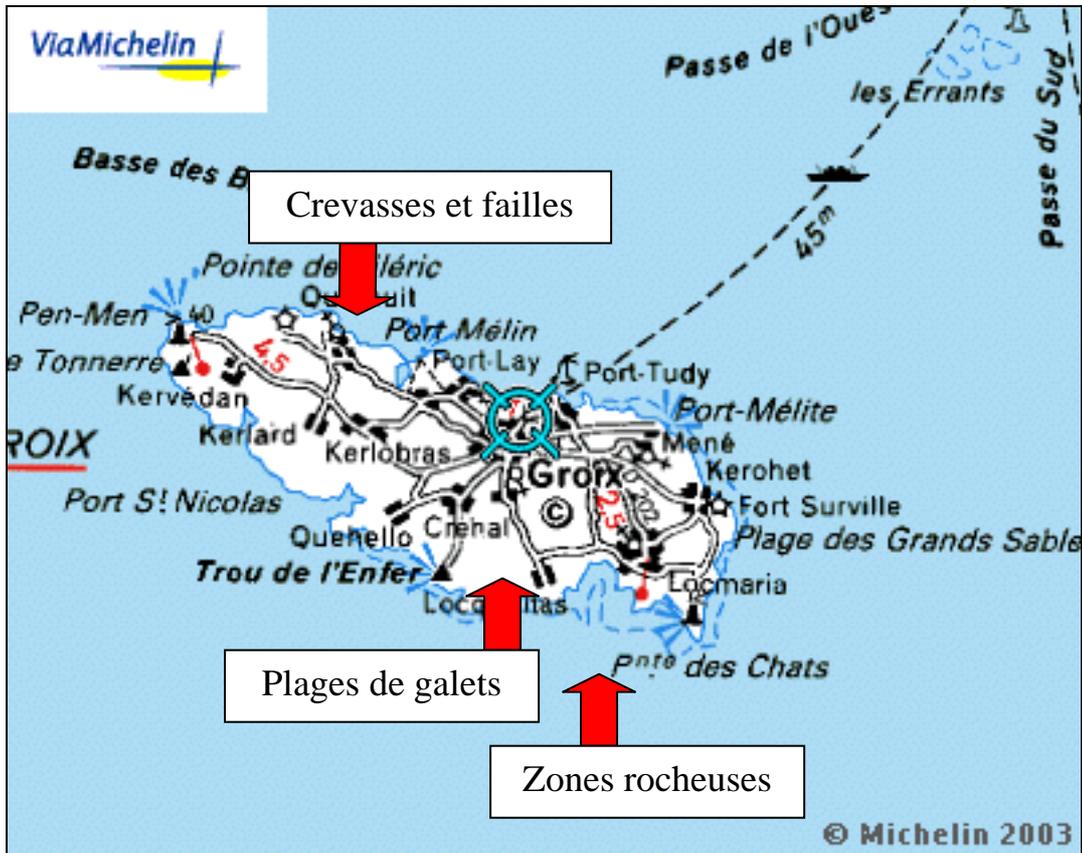
Conclusion

En ce qui concerne les substances dissoutes, les données disponibles permettent d'affirmer que des effets aigus et chroniques sont apparus et continueront probablement d'apparaître sur les organismes aquatiques exposés aux hydrocarbures. Cependant ces effets sont probablement négligeables comparativement aux effets dus à l'engluement et autres effets physiques. Les organismes marins exposés à la fraction dissoute des hydrocarbures contenus dans le fioul ont également souffert d'effets adverses chroniques [13] ; ce risque écotoxicologique chronique semble cependant limité dans le temps [17,36] et aujourd'hui maîtrisé.

b – Observation et suivi d'un biotope marin suite au naufrage de l'Erika

Le biotope abrité par les falaises de l'Ile de Groix (56, voir carte en annexe) a été étudié durant un an, immédiatement après le naufrage de l'Erika [27], par l'équipe de l'IUEM (Institut Universitaire Européen de la Mer, Université de Brest). La diversité des espèces occupant les falaises de Groix, réserve naturelle, peut en effet être considérée comme représentative des côtes souillées par cette nouvelle marée noire. La faune et la flore de ce milieu ont été minutieusement étudiées durant une année, sur trois habitats différents : les crevasses et failles rocheuses, les plages de galets, et les rochers. Ces trois milieux ont eux-mêmes été étudiés dans trois situations distinctes : zones témoins (non souillées), zones sinistrées, zones sinistrées et nettoyées (par eau de mer pressurisée).

Situation des zones étudiées sur l'Île de Groix (56)



(Source : ViaMichelin.fr)

⇒ Faune et Flore des zones étudiées

Les rochers sont fortement exposés au vent, à la houle ainsi qu'à l'action des vagues. La combinaison de ces facteurs engendre une grande variabilité de température, de degré de salinité et d'humidité ; peu d'espèces résistent à ces rudes conditions. Trois seulement y sont retrouvées constamment : l'anatife *Chtamalus stellatus*, le lichen *Verrucaria maura*, et le bigorneau *Melaraphe neritoides*. La faible biodiversité de ce milieu rocheux constitue un bon marqueur pour le suivi des opérations de nettoyage.

Les crevasses et autres failles rocheuses viennent interrompre les plates-formes rocailleuses ; les parties basses de celles-ci sont dénudées en hiver mais peuvent en été être recouvertes par une algue verte, *Enteromorpha sp.* La partie haute de ces failles est souvent recouverte par l'algue rouge *Catanelia caespitosa*.

Les crevasses constituent un bon refuge contre les conditions difficiles de l'extérieur ; de nombreuses espèces en profitent : on y retrouve l'anémone *Actinia equina*, le crustacé *Monodonta lineata*, le bigorneau *Littorina saxatilis*, la bernique *Patella vulgata*, et le crabe *Pachygrapsus marmoratus*.

Les plages de galets sont constituées d'amas irréguliers variant au gré des vagues. L'habitat est donc trop instable pour que lichens et algues s'y installent, mais ces amas de galets forment toutefois un abris pour quelques espèces, parmi lesquelles le crabe *Carcinus maenas*, le bigorneau *L. saxatilis*, le mollusque *M. lineata*, et l'amphipode *Orchestia sp.* .

⇒ L'exposition au pétrole

Les parties rocheuses exposées au pétrole ont été rapidement « nettoyées » par le mouvement incessant des vagues, important en cette saison. Le contact avec les nappes de fioul n'aura donc été que de quelques heures ; aucune surmortalité des espèces concernées n'a été constatée.

Le nettoyage par l'eau de mer pressurisée n'ayant pas été nécessaire pour les rochers, des tests expérimentaux de nettoyage ont été réalisés sur ces sites afin d'avoir une base de comparaison avec les sites non nettoyés.

Les crevasses en revanche constituent un « refuge » idéal pour le fioul ; le pétrole adhère ainsi aux thalles des algues *C. caespitosa* ; on retrouve en mars 2000 des zones encore recouvertes par l'algue engluée [27]. Pour les failles, il a donc été aisé de distinguer zones polluées ou non, et de comparer avec les zones nettoyées.

Concernant les étendues de galets, le pétrole se niche entre les pierres et y forme un conglomérat avec les sédiments et les galets de plus petite taille. La comparaison avec les sites non pollués est facile ; cependant aucun des sites nettoyés sur l'Ile de Groix n'est composé uniquement de galets ; l'étude comparative sur l'impact du nettoyage sera donc théorique.

⇒ Méthodes de mesure

Les zones à étudier ont été divisées en carrés de 1m² de surface, dans lesquels sont examinés à chaque mesure cinq carrés de 100cm² chacun. Cet échantillonnage permet de mesurer la couverture des espèces statiques et d'évaluer l'abondance des espèces mobiles. Les mesures au sein d'une même zone sont toujours effectuées par la même personne afin de réduire autant que possible les facteurs de variabilité.

⇒ Résultats

★ Zones rocheuses

Le pourcentage d'anatifes *C. stellatus* retrouvés sur les zones nettoyées est significativement inférieur au pourcentage d'anatife mesuré sur les zones témoins. Le nettoyage à l'eau de mer pressurisée a également conduit à la disparition initiale des bigorneaux *M. neritoides* sur les zones nettoyées ; les spécimens juvéniles sont cependant réapparus dans ces mêmes zones à partir du mois d'août 2000. Quant au lichen *V. maura*, une meilleure couverture est observée dans les zones témoins, mais la différence n'est cependant pas significative avec les zones nettoyées à l'eau pressurisée.

★ Failles et crevasses

L'espèce principale abritée par ces interstices rocheux, l'algue *C. caespitosa*, a été fortement touchée par la pollution engendrée par le fioul de l'Erika. Le pétrole stagne en effet le long des parois des failles, où il est retenu par les thalles de l'algue. Des lacunes apparaissent rapidement dans la couverture d'algue, entraînant une différence significative avec l'importance des populations d'algues des crevasses non polluées. L'utilisation de l'eau de mer pressurisée s'est cependant révélée catastrophique : l'algue *C. caespitosa* a vu sa population décroître de manière dramatique après ce nettoyage ; les zones dépeuplées ont alors été colonisées par *Enteromorpha sp.* durant l'été. Cette colonisation est cependant restée inférieure à celle mesurée dans les crevasses non polluées ou non nettoyées.

Concernant les autres espèces, une différence significative a été observée pour la plupart d'entre elles entre zones nettoyées et zones témoins :

- l'anémone *A. equina* a disparu des sites pollués ; seuls quelques spécimens ont été dénombrés dans les zones nettoyées ; l'espèce est significativement plus abondante dans les sites non pollués.
- le crabe *P. marmoratus* reste absent des zones polluées jusqu'en juillet 2000 ; les spécimens juvéniles réapparaissent seulement sur les sites pollués mais non nettoyés.
- Le mollusque *M. lineata* voit sa population augmenter d'avril à octobre sur les sites nettoyés, puis légèrement diminuer à partir de décembre ; le pourcentage de population des zones nettoyées reste cependant toujours significativement supérieur à celui des zones polluées.
- le pourcentage de bigorneau *L. saxatilis* reste inférieur dans les zones polluées et dans les zones nettoyées par rapport aux sites non pollués.

★ Plages de galets

Le nombre total d'espèces rencontrées dans les sites pollués est très inférieur au nombre rencontrés dans les zones non touchées par le fioul. Le bigorneau *L. saxatilis* est significativement moins présent dans les zones polluées de juin à octobre 2000.

⇒ Bilan de l'étude de l'IUEM

L'équipe de l'Université de Bretagne Occidentale a donc constaté des fluctuations de population importantes dans le biotope de l'Ile de Groix, fluctuations influencées par le type d'habitat étudié, mais également par l'impact humain.

Les populations les moins touchées semblent être celles occupant les zones rocheuses au bord de l'eau. Les rochers ont en effet été rapidement nettoyés par le mouvement constant des vagues, de ce fait la surmortalité des espèces abritées par ces zones est faible. On peut cependant supposer que la grande faculté d'adaptation des espèces abritées par ce milieu a favorisé leur résistance.

Le nettoyage à l'eau pressurisée a eu un impact négatif, que ce soit au niveau de l'abondance de la flore ou de la faune, par comparaison avec les sites non nettoyés.

Les zones qui ont le plus souffert sont les crevasses et les failles. Les algues rouges abritées par ces refuges naturels ont été particulièrement atteintes : leurs thalles sont tombés, colmatés par le fioul, à partir du mois d'août. Une autre espèce d'algue s'est alors implantée. La diminution des populations consommant en temps normal cette algue verte et empêchant sa prolifération a contribué à ce déséquilibre.

Sur les plages de galets, une diminution du nombre total d'espèce a été observé, mais un nouvel équilibre semblait être atteint à la fin de l'été 2000, avec un retour des espèces juvéniles.

⇒ Conclusion sur l'impact du nettoyage

Cette étude expérimentale a démontré l'impact négatif du nettoyage à l'eau pressurisée des rochers et des crevasses. De précédentes études avaient déjà conclu aux conséquences néfastes de tels procédés [7,16,34].

Les principales espèces rencontrées restent présentes malgré la pollution, même si leurs effectifs diminuent fortement. L'espèce la plus touchée est l'algue rouge *C. caespitosa*, éradiquée des failles qui l'abritent en temps normal. La comparaison entre les milieux nettoyés à l'eau pressurisée et les zones laissées telles quelles montre un déséquilibre évident dans la composition des biotopes nettoyés. La diminution des espèces dans les zones non traitées est en effet rapidement contre-balançée par l'arrivée avec l'été des espèces juvéniles, qui permet ainsi la création d'un nouvel équilibre.

4) Conclusion sur le risque écotoxicologique consécutif au naufrage de l'Erika

L'impact de la pollution par le fioul de l'Erika sur les écosystèmes aquatiques semble, en l'état actuel des connaissances, plus limité que ce que l'on pouvait craindre. L'écotoxicité aiguë est évidemment très prononcée, surtout en ce qui concerne les effets physiques : engluement, asphyxie... Mais la vie reprend rapidement les dessus et tous les biotopes étudiés [27] retrouvent en quelques mois un équilibre, même si une diminution du nombre total d'espèce peut être constatée.

Les dégâts les plus importants sont encore une fois provoqués par l'homme, avec des tentatives malheureuses de nettoyage à l'eau pressurisée, qui engendrent des dégradations plus importantes que le fioul seul.

Outre les effets à court terme, le risque écologique chronique paraît limité suite au naufrage de l'Erika.

CONCLUSION

Le naufrage de l'Erika et la pollution engendrée par l'épandage du fioul ont constitué un évènement majeur de l'année 2000 en France. Quatre années et une autre marée noire (naufrage du Prestige, novembre 2002) plus tard, le bilan peut être fait. Le terme « désastre écologique » employé à l'époque apparaît aujourd'hui comme excessif. En effet, si des effets aigus sont indéniablement apparus, la toxicité à long terme est à ce jour écartée. La conséquence la plus importante et la plus désastreuse d'une marée noire reste bien économique : chute du tourisme aux conséquences catastrophiques pour toute l'économie de certaines régions, désastre financier pour tous les « travailleurs de la mer », qu'ils soient pêcheurs, pisciculteurs, ostréiculteurs...

Plusieurs leçons sont à tirer de cette marée noire : tout d'abord en ce qui concerne le nettoyage : plus de précautions encore doivent être prises pour la protection des gens ramassant le pétrole sur les côtes. Les risques inutiles sont à éliminer : ainsi le nettoyage des oiseaux emmazoutés expose inutilement les bénévoles, ce pour des résultats très minimes. De même le nettoyage des sites pollués à l'eau pressurisée est à proscrire : provoquant plus de dégâts que de bénéfices et constituant un risque sanitaire pour les « nettoyeurs », cette méthode ne présente aucun avantage.

Ces naufrages ont eu des conséquences politiques : pour éviter de rencontrer à nouveau une telle pollution, l'Assemblée Nationale a adopté le 28 janvier 2003 la proposition de résolution n°503 sur l'application des mesures préconisées en matière de sécurité du transport maritime des produits dangereux ou polluants. Cinq catégories d'action sont alors mises en œuvre :

- contrôle de 25% des navires étrangers touchant un port français
- contrôle renforcé des navires à risque, et notamment contrôle en cale sèche tous les deux ans et demi des pétroliers français de plus de quinze ans d'âge

- proposition de création d'une agence européenne de sécurité maritime (dont l'installation est prévue à Lisbonne) et d'interdiction de recours aux pétroliers de plus de quinze ans d'âge à simple coque
- obligation à tous les navires à destination des pays du Memorandum de Paris d'avoir un certificat de contrôle de leur structure
- contrôle dès le 1^{er} janvier 2003 de tous les pétroliers de plus de quinze ans d'âge à simple coque se présentant dans nos ports et les dissuader de rentrer dans notre zone économique exclusive.

Si le risque zéro n'existe pas en matière de transport maritime, ces mesures concrètes étaient indispensables pour faire face aux comportements délinquants dans ce domaine.

Une marée noire reste évidemment un désastre, même si celui-ci est plus financier qu'écologique. Le naufrage du Prestige en novembre 2002 nous démontre malheureusement les failles évidentes de notre système de transport maritime ; et si des mesures ont été prises, leur application reste limitée à l'Union Européenne, voire à certains membres seulement. La recherche de nouvelles sources d'énergie semble aujourd'hui être la seule voie valable pour éviter cette pollution quotidienne de nos océans, mais également tous les conflits économiques et sociaux provoqués par l'exploitation de cet « or noir » tour à tour si recherché et si indésirable.

Table des Matières

INTRODUCTION	1
I-GENERALITES.....	2
1) Quelques chiffres.....	2
2) Composition du fioul de l'Erika.....	5
II-Evaluation des risques sanitaires résultant du naufrage de l'Erika.....	8
1) Evaluation du danger toxicologique du fioul rejeté	8
a - Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques	8
b - Les Thiophènes	16
c – Les Composés Organiques Volatils	16
2) Risque sanitaire résultant des opérations de nettoyage.....	17
a – Evaluation du risque sanitaire lié à l'exposition cutanée	17
b – Evaluation du risque sanitaire lié à la dose interne de HAP due à l'exposition cutanée.....	19
c – Evaluation du risque sanitaire par inhalation de HAP suite à l'utilisation du nettoyeur à eau pressurisée.....	20
d – Evaluation du risque sanitaire par inhalation de COV	23
3) Conclusion sur le risque sanitaire :	25
III – Evaluation du risque écologique résultant du naufrage de l'Erika :.....	26
1) Généralités sur les conséquences écologiques	26
2) Etude des composants du fioul de l'Erika.....	27
3) Le risque écotoxicologique consécutif au naufrage de l'Erika	32
a – Evaluation du risque écotoxicologique	32
b – Observation et suivi d'un biotope marin suite au naufrage de l'Erika.....	34
4) Conclusion sur le risque écotoxicologique consécutif au naufrage de l'Erika	40
CONCLUSION.....	41
SYMBOLES ET ABBREVIATIONS	44
ANNEXES	45
BIBLIOGRAPHIE.....	50

SYMBOLES ET ABBREVIATIONS

INERIS : Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques.

HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques.

EPA : Environmental Protection Agency.

IFP : Institut Français du Pétrole

ATDSR : Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

DJE : Dose Journalière d'Exposition.

OMS : Organisation Mondiale de la Santé.

COV : Composés Organiques Volatils.

RIVM : Institut National de la Santé Publique et de la Protection de l'Environnement,
Pays-Bas.

ERI : Excès de Risque Individuel.

IR : Indice de Risque.

ERC : Excès de Risque Collectif.

ANNEXES

Annexe 1 - Liste des 16 HAP de l'EPA (source : EPA)

1-Acénaphène	9-Chrysène
2-Acénaphthylène	10-Dibenzo[a,h]anthracène
3-Anthracène	11-Fluoranthène
4-Benzo[a]anthracène	12-Fluorène
5-Benzo[a]pyrène	13-Indéno[1,2,3,c,d]pyrène
6-Benzo[b]fluoranthène	14-Naphtalène
7-Benzo[k]fluoranthène	15-Phénanthrène
8-Benzo[g,h,i]pérylène	16-Pyrène

Annexe 2 - Dosage des composés polyaromatiques (source : INERIS)

Composé	Echantillons 1 et 2	Echantillon 3	Echantillon IFP	Echantillon Total
Naphtalène	21	96	473	534
Acénaphtylène	5	5	ND	1
Fluorène	38	33	ND	ND
Acénaphène	29	27	89	94
Anthracène	22	20		
Phénanthrène	169	136	520	535
Fluoranthène	12	11	344	49
Pyrène	115	91	124	279
Benzo[a]anthracène	105	72	26	298
Chrysène	231	159	406	508
Benzo[b]fluoranthène	31	22	<2	39
+ Benzo[k]fluoranthène			48	19
Benzo[a]pyrène	70	36	273	153
Indeno[1,2,3,c,d]pyrène	18	10	379	11
Dibenzo[a,h]anthracène	18	12	<1	21
Benzo[g,h,i]pérylène	20	17	65	42
Total HAP liste EPA	904	747	2894	2583

(Les résultats sont donnés en mg/kg ou ppm.)

Annexe 3 - Dosage des composés volatils (source : INERIS)

Composé	<u>Echantillon 2</u>	<u>Echantillon 3</u>
Benzène	0,5	<0,2
Toluène	1,8	0,7
Ethylbenzène	2	0,8
m et p-xylènes	5,7	1,6
o-xylène	3,8	1,1

(Les résultats sont donnés en mg/kg ou ppm.)

Annexe 4 - Dosage des métaux lourds (source : INERIS)

<u>Elément</u>	<u>Echantillon 2</u>
Aluminium	570
Vanadium	40
Nickel	20
Cuivre	<5
Zinc	<5
Plomb	<10
Cobalt	<5
Manganèse	10
Fer	320

(Les résultats sont donnés en mg/kg ou ppm.)

**Annexe 5 – Dosage des HAP mis en solution lors d’une
simulation (source : IFP)**

Substance	Concentration locale (en µg/L)	Concentration régionale (en µg/L)
Acénaphène	0,34	0,034
Acénaphylène	0,06	0,006
Benzène	1,8	0,18
Benz[a]anthracène	0,001	0,0001
Benzo[a]pyrène	0,007	0,0007
Benzo[k]fluoranthène	0,002	0,0002
Chrysène	0,01	0,001
Fluoranthène	0,06	0,006
Fluorène	0,17	0,017
Indane	2,3	0,23
Naphtalène	14,7	1,47
Phénanthrène	0,99	0,099
Pyrène	0,06	0,006
Toluène	7,6	0,55
m-Xylène	7,4	0,53
o-Xylène	3,2	0,32
Concentration totale en HAP (en µg/L)	38,7	3,45

Annexe 7 :Position des épaves avant et arrière de l'Erika

(Source : site de la Marine Nationale www.defense.gouv.fr/marine)



Annexe 8 : Photos du naufrage de l'Erika

(Source : site de la Marine Nationale www.defense.gouv.fr/marine)





Annexe 9 : Photos diverses



Vue aérienne de la plage du Croisic le 26 décembre 2000
(Source : site de la Marine Nationale www.defense.gouv.fr/marine)



Opérations de ramassage
(Source : site de l'Ineris : www.ineris.fr/actualites/erika)



Avant et après le nettoyage...



Décontamination des ramasseurs

(Source : site de l’Ineris : www.ineris.fr/actualites/erika)

BIBLIOGRAPHIE

1-Anonyme

Environmental toxicology

Oil pollution, Mars 1999.

2-ATSDR

Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), 1997.

3-BAARS A.

Preliminary risk assessment for humans cleaning the oil spillage

Rapport n°7059A00, National Institute of Public Health and the Environment, Janvier 2000.

4-BAARS A., KNAAP A. *et al*

Risk assessment for humans cleaning the oil spillage and cleaning the birds following the wrechage of the oil tanker Erika

RIVM, Mars 2000.

5-BADGER G., COOK J. *et al*

The production of cancer by pure hydrocarbons

V. Proc. R. Soc., 1980, 129 : 439-467

6-BOUDET C., CHEMIN F. *et al*

Évaluation du risque sanitaire de la marée noire consécutive au naufrage de l'Erika

Rapport 6, Dossier Erika, INERIS, Avril 2000.

7-BOWMAN R.

Dounreay oil spill : Major implication of a minor incident

Marine Poll. Bull., 1978, 9 : 269-271.

8-CICOLELLA A..

Évaluation des risques sanitaires et environnementaux résultant du naufrage de l'ERIKA et des opérations de nettoyage des côtes

Dossier Erika, Rapport de synthèse, INERIS, mars 2000.

9-COTTINI G., MAZZONE G.

The effects of 3,4-benzpyrene on human skin

Am. J. Cancer, 1939, 37 : 186-195.

10-COOK J.

The production of cancer by pure hydrocarbons

Proceedings of the Royal Society of London, 1972, 11 : 485-496.

11-DDASS/IVS

Enquête auprès de personnes ayant participé au nettoyage des sites pollués par la marée noire, Janvier 2000.

12-DESMAREST T.

Mission Littoral Atlantique

Paris : Total, 2001.

13-DIDERICH R.

Etude des risques des substances contenues dans le fioul transporté par l'Erika sur les écosystèmes aquatiques

Rapport 7, Dossier Erika, INERIS, Mars 2000.

14-FERLAUX C.

Traitement des oiseaux mazoutés de la marée noire de l'Erika au centre de soins de l'Ecole Vétérinaire de Nantes, 160p.

Thèse : Vétérinaire : Nantes : 2001.

15-HABS M., JAHN S. *et al*

Carcinogenic activity of condensate from coloquint seeds after chronic epicutaneous administration to mice

J. Cancer Res. Clin. Oncol., 1984, 108 : 154-156.

16-HOUGHTON J., LEES D. *et al*

Recovery of Prince William Sound intertidal epibiota from Exxon Valdez oiling and shoreline treatments

Am. Fisheries Society, 1996, 379-411.

17-HOWARD P.H. *et al*

Handbook of environmental degradation rates

Londres : Lewis Publisher, 1983.

18-INGRAM A., LEE R. *et al*

Factors affecting the bioavailability of benzo[a]pyrene from oils in mouse skin.

19-INERIS

Complément au SEQ-eau, méthode de détermination des seuils de qualité pour les substances génotoxiques, 1999.

20- International Tanker Owners Pollution Federation

Accidental Tanker Oil Spill Statistics

Londres : ITOPF, 2002.

21-JULLIEN D.

Analyses de rejets de fioul récupérés sur la plage de La Baule le 15 février 2000
Dossier Erika, Rapport 1, INERIS (Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques), mars 2000.

22-KAO J., PATTERSON F. *et al*

Skin penetration and metabolism of topically applied chemicals
Toxicol. Appl. Pharmacol., 1985, 81 : 502-16.

23-KENNAWAY E.

Further experiments on cancer-producing substances
Biochemical Journal, 1970, 24 : 497-504.

24-LACASSAGNE A., BUU-HOI N. *et al*

Activité cancérogène des hydrocarbures polycycliques aromatiques à noyau floranthène, 1963, Un. Int. Cancer Acta. 19(3-4) : 490-496.

25-LAFON D., PICHARD A. *et al*

Evaluation du danger toxicologique du fioul rejeté sur les côtes
Rapport n°3, Dossier Erika, INERIS, Mars 2000.

26-LE CORRE J.

Chronique d'un désastre annoncé : le naufrage de l'Erika et ses conséquences Paris :
Apogée, 2000, 156p.

27-LE HIR M., HILY C.

First observations in a high rocky-shore community after the Erika oil-spill Marine
poll. Bull., 2002, 44(11) : 1234-1252.

28-MATTSON V., ARTHUR J. *et al*

Acute toxicity of selected organic compounds to fathead minnows
US-EPA, 1976.

29-MITCHELL C.E.

Distribution and retention of benzo[a]pyrene after inhalation
Toxico. Lett., 1982, 11(1-2) : 35-42.

30-OMS

Selected non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons
International Programme on Chemical safety, 1998.
J. Appl. Toxicol, 1995, 15(3) : 175-82.

31-RICE J., COLEMAN D. *et al*

Polynuclear Aromatic Hydrocarbons : mechanism, methods, and metabolism OH,
Bagatelle Press, 1985, 1097-1109.

32-SCRIBNER J.

Tumor initiation by apparently non carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons
J. of the Nat. Can. Inst., 1973, 50 : 1717-1719.

33-SHIBIK P., PORTA G.

Carcinogenesis and acute intoxication with large doses of polycyclic hydrocarbons
Am. Med. Assoc. Arch. Pathol., 1957, 64 : 691-703.

34-SOUTHWARD A.

Recolonization of rocky shores in Cornwall after use toxic dispersants to clean up the
Torey Canyon spill
J. of Fisheries Research Board, 1978, 35 : 682-706.

35-SWARTZ R. *et al*

Effects of mixtures of sediment contaminants on the marine infaunal amphipod

36-US-EPA

Ambient Water quality criteria
PB 296782, 1978.

37-WYNDER E., HOFFMANN D.

A study of Tobacco carcinogenesis : the role of higher polycyclic hydrocarbons
Cancer, 1959, 12 : 1079-1086.
Env. Tox. And Chem, 1988, 7 : 1013-1020.

Vu, le Président du Jury

Vu, le Directeur de Thèse

Vu, le Directeur de l'U.E.R.

Nom - Prénoms : JAN Amélie Catherine Marie

Titre de la Thèse : Conséquences sanitaires et écologiques de la marée noire consécutive au naufrage de l'Erika

Résumé de la thèse :

Quatre ans après la marée noire engendrée par le naufrage de l'Erika, de nombreuses études ont été menées. Un bilan des conséquences de cette marée noire est réalisé : sur le plan sanitaire tout d'abord, concernant les risques encourus par les ramasseurs de pétrole, les populations riveraines et les nettoyeurs d'oiseaux. Sur le plan écologique ensuite, par un suivi des biotopes touchés. Une réflexion est engagée sur les méthodes de nettoyage des sites pollués, et sur les nouvelles mesures prises ou à prendre pour éviter de tels événements.

MOTS CLES

MAREE NOIRE, ERIKA, NAUFRAGE.

JURY

Présidente : Mme Monique MONTAGU, Professeur de Chimie Analytique, Faculté de Pharmacie de Nantes.

Assesseurs: M.François POUCHUS, Professeur de Botanique et de Cryptogamie, Faculté de Pharmacie de Nantes.

M.Jean-Luc POUCHUS, Pharmacien, 6, rue de la Ville en Pierre, 44000 Nantes.

Adresse de l'auteur :

40, rue Duplex
44100 Nantes