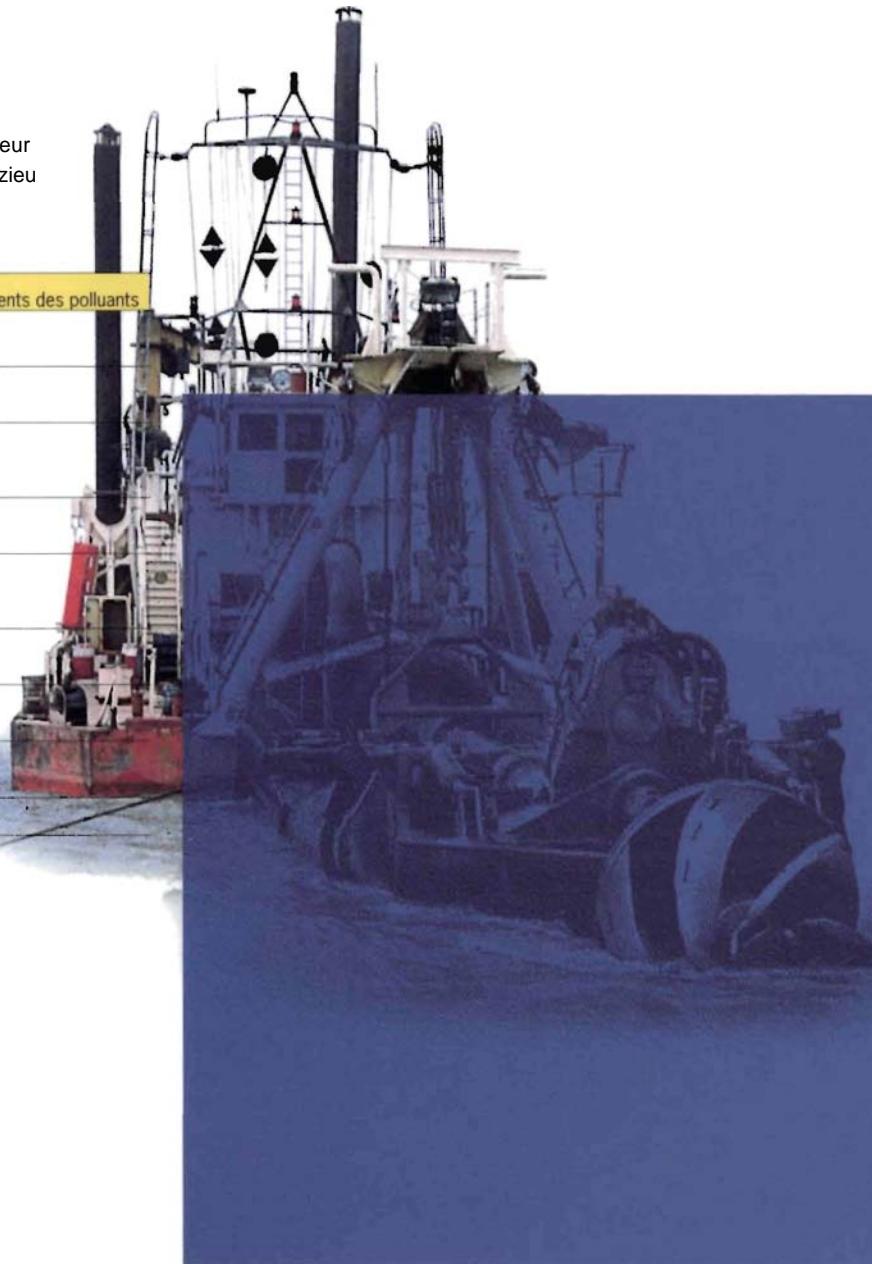


Dragages et environnement marin

État des connaissances

Coordinateur
Claude Alzieu

Comportements des polluants



ifremer

Retrouvez le [catalogue en ligne](#) des publications récentes
du Service des Editions de l'Ifremer à l'adresse.

Découvrez également un ensemble de documents
scientifiques, accessibles gratuitement, dans [Archimer](#).

Dragages et environnement marin

État des connaissances

Coordinateur
Claude Alzieu



Ifremer

Coordinateur

Claude Alzieu, Ifremer centre de Nantes

Auteurs et affiliation

| | |
|--|-------------------------------------|
| Alain Abarnou ⁽¹⁾ | Pierre Le Cann ⁽²⁾ |
| Claude Alzieu ⁽²⁾ | Françoise Le Guyader ⁽²⁾ |
| Philippe Bassoulet ⁽¹⁾ | Pierre Le Hir ⁽¹⁾ |
| Bernard Boutier ⁽²⁾ | Jacky L'Yavanc ⁽¹⁾ |
| Jean-François Chiffolleau ⁽²⁾ | Jean-Louis Mauvais ⁽¹⁾ |
| Isabelle Crenn ⁽¹⁾ | Jean-Marie Massin ⁽³⁾ |
| Annick Derrien ⁽¹⁾ | Dominique Ménard ⁽²⁾ |
| Évelyne Erard-Le Denn ⁽¹⁾ | Pierre Michel ⁽²⁾ |
| Michèle Gourmelon ⁽¹⁾ | Yves Monbet ⁽¹⁾ |
| Jean-François Guillaud ⁽¹⁾ | Monique Pommeypu ⁽¹⁾ |
| Ricardo Silva Jacinto ⁽¹⁾ | Françoise Quiniou ⁽¹⁾ |

(1) Ifremer centre de Brest, B.P. 70, 29280 Plouzané

(2) Ifremer centre de Nantes, rue de l'île d'Yeu, B.P. 21105,
44311 Nantes Cedex 3

(3) Ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement,
20 Avenue de Ségur, 75302 Paris

Remerciements

Cet ouvrage est une entreprise collective : les auteurs tiennent à remercier les services du ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement, et ceux du ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement (direction du Transport maritime, des Ports et du Littoral et centre d'Études techniques maritime et fluvial) ainsi que le groupe Géode pour l'apport documentaire qu'ils ont fourni. Ils remercient également les laboratoires côtiers de l'Ifremer qui par leur connaissance du terrain ont permis de prendre en compte des problématiques locales.

« Il est nécessaire que ce port possède un matériel puissant de dragues capable d'enlever en quelques semaines les obstructions, sables ou vases, qui se produisent dans le chenal de navigation. »

Lieutenant de vaisseau Hautreux - avril 1889.

... et un siècle plus tard...

« Les impacts environnementaux ne pouvant être évités, il est important d'évaluer et de comparer les avantages des opérations de dragage prévues, tels qu'ils sont perçus, aux conséquences prévisibles sur l'environnement. »

Actes du séminaire international sur les aspects environnementaux liés aux activités de dragage - Nantes 1989.

Sommaire

| | |
|--|----|
| Préface | 9 |
| Avant-propos | 10 |
| La problématique des opérations de dragage | 12 |
| <i>Claude Alzieu</i> | |
| Chapitre I : Les techniques de dragage et de rejet | |
| <i>Philippe Bassoulet et Jean-François Guillaud</i> | |
| Les dragues mécaniques | 17 |
| Les dragues aspiratrices | 17 |
| Les barres niveleuses | 20 |
| Les dragues pneumatiques | 21 |
| La technique de l'injection (« Jetsed ») | 21 |
| Dragages en milieu contaminé | 21 |
| Les techniques de rejet | 22 |
| Dépôt à terre | 22 |
| Rejet par émissaire en mer | 22 |
| Clapage | 23 |
| Dragage « à l'américaine » | 23 |
| Références bibliographiques | 23 |
| Chapitre II : Les dragages sur le littoral français | |
| <i>Jacky L'Yavanc, Claude Alzieu et Jean-Louis Mauvais</i> | |
| Les implantations portuaires | 27 |
| L'accès aux aménagements portuaires | 29 |
| Les modalités du dragage | 31 |
| Dragages d'entretien | 31 |
| Dragages d'approfondissement | 32 |
| Aménagement de nouvelles aires portuaires | 33 |
| La qualité des matériaux dragués | 33 |
| Le devenir des matériaux dragués | 33 |
| Les opérateurs des dragages | 35 |
| Références bibliographiques | 35 |
| Chapitre III : Microbiologie sanitaire des sédiments | |
| <i>Isabelle Crenn, Michèle Gourmelon, Pierre Le Cann, Dominique Ménard, Françoise Le Guyader, Annick Derrien et Monique Pommepuy</i> | |
| La population microbienne du sédiment | 39 |
| Modalités de l'implantation des microorganismes | 39 |
| Contamination bactérienne du sédiment | 39 |
| Contamination virale du sédiment | 41 |
| Les indicateurs de contamination fécale | 42 |

| | |
|---|----|
| Devenir des microorganismes dans le sédiment | 43 |
| Activité métabolique des bactéries et leur survie dans le sédiment | 43 |
| Activité métabolique | 43 |
| Survie des bactéries dans le sédiment | 44 |
| Devenir des virus dans le sédiment | 45 |
| Le devenir de la charge microbienne sur le site d'un dragage | 45 |
| Aspect qualitatif de la contamination microbienne des eaux par les sédiments | 46 |
| Aspect quantitatif de la contamination microbienne des eaux par les sédiments | 47 |
| Le devenir de la charge microbienne au niveau du site de rejet des matériaux dragués | 48 |
| Conclusion | 51 |
| Références bibliographiques | 52 |

Chapitre IV : Phytoplancton toxique et sédiments

| | |
|--|----|
| <i>Évelyne Erard-Le Denn</i> | |
| Le cycle biologique d'<i>Alexandrium minutum</i> | 59 |
| Présence et origines d'<i>Alexandrium minutum</i> | 61 |
| Les zones de dragage à risque | 62 |
| Conclusion | 63 |
| Références bibliographiques | 65 |

Chapitre V : Contamination chimique des sédiments

| | |
|--|-----|
| <i>Claude Alzieu, Pierre Michel, Jean-François Chiffolleau, Bernard Boutier et Alain Abarnou</i> | |
| L'arsenic | 70 |
| Le cadmium | 71 |
| Le chrome | 75 |
| Le cuivre | 78 |
| Le mercure | 80 |
| Le nickel | 82 |
| Le plomb | 86 |
| Le zinc | 88 |
| Le tributylétain | 90 |
| Les polychlorobiphényles (PCB) | 92 |
| Les hydrocarbures polyaromatiques | 96 |
| Références bibliographiques | 100 |

Chapitre VI : Les dragages et leurs impacts sur l'environnement marin

| | |
|--|-----|
| <i>Yves Monbet</i> | |
| Physicochimie de l'eau | 111 |
| La turbidité | 112 |
| Les sels nutritifs | 113 |
| L'oxygène dissous | 114 |
| Effets sur les organismes | 115 |
| Invertébrés benthiques | 115 |
| Poissons | 117 |
| Populations algales planctoniques et benthiques | 118 |
| Quelques exemples d'impact sur le benthos | 118 |
| L'estuaire de la Seine | 118 |
| Le terminal d'Antifer | 119 |
| L'estuaire de la Loire | 120 |
| La rade de Brest | 121 |
| La baie de Liverpool | 121 |
| La baie de Santander | 122 |
| Conclusion | 122 |
| Références bibliographiques | 123 |

Chapitre VII : L'analyse des risques chimiques appliquée aux dragages

| | |
|---|-----|
| <i>Françoise Quiniou et Claude Alzieu</i> | |
| Concepts et définitions | 129 |
| Application dans le contexte Géode | 131 |
| Danger potentiel | 131 |
| Toxicité mesurée des sédiments | 132 |
| Transfert | 133 |
| Sensibilité de l'écosystème | 133 |
| Les tests de toxicité | 133 |
| Les tests OsPar | 134 |
| Inhibition de croissance d'une algue marine <i>Skeletonema costatum</i> | 134 |
| Toxicité aiguë sur le copépode marin <i>Acartia tonsa</i> (Dana) | 136 |
| Toxicité des sédiments sur l'amphipode <i>Corophium</i> sp. | 136 |
| Toxicité aiguë sur les juvéniles de turbot <i>Scophthalmus maximus</i> | 138 |
| Les bio-essais à l'Ifremer | 139 |
| Bivalves | 139 |
| Développement embryonnaire | 139 |
| Spermotoxicité | 141 |
| Oursins | 142 |
| Développement embryonnaire | 142 |
| Spermotoxicité | 143 |
| Autres tests | 144 |
| Conclusion | 144 |
| Références bibliographiques | 145 |

Chapitre VIII : Modélisation mathématique des rejets de dragage

Ricardo Silva Jacinto, Pierre Le Hir et Philippe Bassoulet

| | |
|---|-----|
| Description générale d'un rejet | 152 |
| Convection ou descente en masse | 153 |
| Diffusion passive | 153 |
| Effondrement dynamique | 153 |
| Formation des dépôts | 153 |
| Dispersion après remise en suspension | 154 |
| Rappel sur les processus à prendre en compte | 154 |
| Processus concernant la convection | 155 |
| Processus concernant la diffusion passive | 155 |
| Processus durant l'effondrement | 156 |
| Processus concernant la formation des dépôts | 156 |
| Processus concernant la remise en suspension et la dispersion | 156 |
| Exemples de modèles mathématiques utilisés | 158 |
| Modélisation de la convection | 158 |
| Modèles de panache ou de diffusion dans le champ proche | 160 |
| Modélisation à plus long terme | 162 |
| Conclusion | 163 |
| Références bibliographiques | 163 |

Chapitre IX : Gestion des sédiments portuaires

Claude Alzieu

| | |
|--|-----|
| La caractérisation des sédiments | 169 |
| Les valeurs guides | 170 |
| Les destinations des matériaux de dragage | 173 |
| Les mises en dépôts | 173 |
| Les dépôts à terre | 174 |
| Le lagunage | 175 |
| Remblaiement et construction d'îles artificielles | 175 |
| Dépôts de Papegaaiebek et Slufter (Pays-Bas) | 175 |
| L'Île de Bilho (estuaire de la Loire) | 176 |
| Les dépôts sous-marins confinés | 177 |
| Le traitement des sédiments contaminés | 178 |
| Le prétraitement | 178 |
| Les traitements biologiques | 179 |
| Les extractions physico-chimiques | 180 |
| Les traitements thermiques | 181 |
| L'immobilisation des contaminants | 182 |
| Coûts relatifs des techniques de traitement des sédiments contaminés | 183 |
| La valorisation des déblais de dragage | 184 |
| Références bibliographiques | 184 |

Chapitre X : Réglementation

Jean-Marie Massin

| | |
|---|-----|
| Dispositions internationales | 189 |
| Définition de l'immersion | 189 |
| Champ géographique d'application des conventions | 189 |
| Dispositions générales régissant les immersions | 190 |
| Spécificité de l'immersion des déblais de dragage | 190 |
| Substances autorisées à l'immersion | 190 |
| Conventions de Londres et de Barcelone | 190 |
| Convention de Paris de 1992 | 190 |
| Permis d'immersion | 191 |
| Types de permis | 191 |
| Dispositions régissant la délivrance des permis | 192 |
| Lignes directrices des conventions de Paris et de Londres | 192 |
| Convention de Paris | 192 |
| Convention de Londres | 193 |
| Surveillance des sites d'immersion | 194 |
| Dispositions nationales | 194 |
| Dispositions d'ordre législatif | 194 |
| Autorisation d'immersion et durée | 194 |
| Dossier de demande de permis et procédure | 195 |
| Autorités compétentes | 196 |
| Suspension, suppression, modification d'un permis d'immersion | 196 |
| Dispositions techniques | 197 |
| Prélèvement, échantillonnage | 197 |
| Valeurs guides | 198 |
| Perspectives d'évolution de la réglementation | 198 |
| Référence bibliographique | 199 |

Annexes

| | |
|---|-----|
| Annexe I : Modèle de convection de Abdelrham et Dettmann (1993) : compléments théoriques | 203 |
| Annexe II : Convention de Paris - annexe II | 205 |
| Annexe III : Convention de Londres : protocole 1996 - annexe III | 209 |
| Annexe IV : Les organisations et structures | 210 |
| Glossaire | 219 |
| Sigles et unités | 222 |

Préface

De tout temps, l'accès aux zones portuaires a été facilité par le creusement de chenaux, leur maintien aux cotes établies et le déblaiement des bassins à flots, darses, etc. L'effort a été mis sur le développement de dragues de plus en plus performantes pour satisfaire aux besoins du déplacement de millions de mètres cubes de sédiments. Le parc à matériel actuellement disponible est constitué d'engins spécialisés qui répondent aux besoins spécifiques des zones à draguer et à la nature des sédiments : vases plus ou moins compactées, sables, etc. Des préoccupations nouvelles, relatives à l'impact des dragages et immersions sur l'environnement, sont apparues à partir du moment où il a été établi que les sédiments pouvaient véhiculer des charges importantes de contaminants et toxiques. L'évaluation prévisionnelle des dangers des immersions est donc devenue une nécessité pour les gestionnaires. Or, il se trouve que les sédiments et particulièrement ceux des ports sont des compartiments complexes, dynamiques, vivants, évolutifs et en constante relation avec la colonne d'eau. Le devenir des contaminants associés et leurs effets potentiels, résultant du remaniement des sédiments, mettent en jeu des phénomènes interactifs dont certains, tels que la biodisponibilité, sont encore mal connus.

Les incertitudes scientifiques sur les impacts, les aspects sociaux et économiques sont des paramètres que les gestionnaires doivent prendre en compte, dans un contexte réglementaire en évolution, pour choisir des technologies adaptées et fonder la délivrance des permis. Dans bien des cas, ces décisions ne sont pas aisées à prendre et donnent lieu à des débats passionnés.

C'est pourquoi l'Ifremer a pris l'initiative de mettre en œuvre un programme de recherche pluridisciplinaire, abordant les impacts physiques, chimiques et biologiques. Ce projet, qui a reçu le soutien des appels d'offres Pnétex et Liteau du ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement et du groupe de travail Géode du ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement, s'est donné pour objectif, d'améliorer nos connaissances sur les effets et le devenir des sédiments portuaires et de transférer ces résultats aux gestionnaires sous forme pratique. Un guide méthodologique à l'usage des gestionnaires devrait concrétiser les avancées dans ce domaine.

Le présent ouvrage constitue un des premiers apports du programme. En effet, il a paru nécessaire, dix ans après le « séminaire international sur les aspects environnementaux liés aux activités de dragages » (Nantes 1989), de mettre à jour le bilan des connaissances dans le domaine. Destiné autant aux scientifiques qu'aux gestionnaires, il n'a pas pour vocation d'être exhaustif, mais de donner les bases de la problématique environnementale des dragages.

Pierre David
Président-directeur général
de l'Ifremer

Avant-propos

Les opérations de dragage constituent un élément vital pour le fonctionnement de l'économie portuaire. Tous les ports dont les chenaux d'accès ou les bassins sont soumis à des phénomènes d'envasement sont contraints de procéder à des dragages et d'évacuer les déblais qui en résultent.

Parallèlement, la protection des milieux aquatiques s'est affirmée tant dans le droit interne (loi sur l'eau) que dans le droit international (convention de Paris). Ainsi, à l'heure où le concept de développement durable devient un objectif s'imposant à tous, les services chargés de la gestion des ports doivent désormais rechercher les meilleurs compromis entre les impératifs du développement des activités, l'incidence du coût des dragages sur l'économie portuaire et la protection des écosystèmes aquatiques.

Cet ouvrage, destiné tant aux scientifiques qu'aux gestionnaires et édité avec le concours du ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement, a le mérite d'améliorer l'état de nos connaissances techniques et scientifiques sur cette question difficile ; il pose également les bases de la problématique de l'impact des dragages sur l'environnement. Il contribue par l'ensemble des thèmes abordés à nous donner une meilleure compréhension des enjeux actuels.

C. Gressier
Directeur du Transport maritime,
des Ports et du Littoral

Avant-propos

Les opérations de dragage sont des pratiques indispensables à la navigation et aux activités portuaires. Elles donnent essentiellement lieu à l'immersion en milieu marin des produits dragués, dans des zones spécialement désignées.

L'impact des dragages et des immersions dans l'environnement marin est une préoccupation constante des autorités portuaires et des pouvoirs publics. Les campagnes d'évaluation, conduites régulièrement depuis 1986, montrent que l'immersion de certains produits de dragage pose un réel problème du fait de leur contamination significative par des métaux lourds et des polluants organiques, même si seul un nombre limité de sites est concerné.

L'impossibilité de traiter ces sédiments contaminés à un coût supportable, conduit à privilégier des stratégies de prévention : contrôle accru sur les zones de dépôts et leur environnement, conformément à la décision du comité interministériel de la Mer du 1^{er} avril 1998, procédure d'évaluation des sources de contamination dans les zones portuaires et rédaction d'un cahier des charges applicable aux différents types de ports afin de réduire, voire de supprimer les apports de contaminants.

La pratique de l'immersion relève actuellement de la loi « immersion » du 7 juillet 1976 modifiée et de son décret d'application n° 82-842 du 29 septembre 1982. Afin de tenir compte des préoccupations environnementales actuelles et des avancées techniques et juridiques les plus récentes, dont la loi sur l'eau et son décret « nomenclature », une révision de ces textes est en cours. Il s'agit aussi de mettre la réglementation française en conformité avec nos engagements internationaux, notamment le protocole de 1996 à la convention de Londres sur les immersions de 1972, la convention de Paris (dite convention OsPar) du 22 septembre 1992 et les amendements de 1995 au protocole immersion de la convention de Barcelone de 1976. Issus de pratiques et d'expériences venant d'horizons variés, ces accords recommandent le recours aux bonnes pratiques environnementales et aux meilleures techniques disponibles.

Cet ouvrage, auquel le ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement a apporté son soutien est de nature à permettre à chacun, qu'il soit gestionnaire, opérateur ou simplement soucieux de la protection du milieu marin, de se familiariser avec les problèmes environnementaux posés par les opérations de dragage.

Pierre Roussel
Directeur de l'Eau

La problématique des opérations de dragage

Claude Alzieu

Les zones côtières sont le lieu d'activités multiples parmi lesquelles la navigation tient une place importante. Les ports de commerce, de plaisance et de pêche jouent un rôle vital pour les économies régionales, nationales et, dans certains cas, internationales. Les structures portuaires et leurs industries associées sont le plus souvent établies dans des zones où la profondeur d'eau est relativement faible, telles que les estuaires, et où il est alors indispensable de réaliser des dragages pour permettre aux bateaux d'accéder aux quais. Ces dragages sont effectués au moment de la construction du port mais également de façon périodique pour enlever les sédiments qui se sont accumulés dans les chenaux et les darses (dragages d'entretien). C'est ainsi, par exemple, que les pays riverains de la mer du Nord et de l'Atlantique draguent annuellement 70 à 85 millions de tonnes de déblais, qui sont rejetés en mer ou stockés dans des zones de dépôts à terre. Ces opérations, par l'importance des moyens qu'elles mettent en œuvre, sont extrêmement coûteuses et les services chargés des accès portuaires recherchent le meilleur compromis entre les impératifs du maintien des activités, l'incidence du coût des dragages sur l'économie portuaire et la protection de l'environnement. En France, le maintien de l'accès des navires aux zones portuaires est du domaine de responsabilité de l'État ; celle-ci est exercée par les ports, sous la tutelle de la direction du transport maritime, des ports et du littoral appartenant au ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement. Du point de vue réglementaire, les lignes directrices pour l'immersion des déblais de dragages sont fixées au niveau international par la convention d'Oslo. La prise en compte de ces dispositions au plan national est l'objet d'un projet de loi, en cours de discussion, « relative à la prévention, la réduction et la répression de la pollution du milieu marin due aux opérations d'immersion ou d'incinération en mer effectuées par les navires et les aéronefs ».

Même si la pratique des dragages n'est pas à remettre en cause, du fait des entraves à la navigation ou de l'incidence économique qui en résulteraient, elle ne peut être poursuivie qu'en prenant en considération les contraintes de préservation des écosystèmes côtiers. En effet, il est reconnu que les immersions sont une voie de transfert des contaminants vers le milieu marin ; il convient donc de prendre les dispositions de nature à en limiter les impacts sur les écosystèmes. Les recommandations issues du « séminaire international sur les aspects environnementaux liés aux activités de dragages » (Nantes 27 novembre-1^{er} décembre 1989) indiquent entre autres que :

- les impacts environnementaux ne pouvant être évités, il est important d'évaluer et de comparer les avantages des opérations de dragage aux conséquences prévisibles sur l'environnement ;

- la nature et l'ampleur de la contamination des sédiments par des substances anthropiques déterminent largement la nécessité de mesures complémentaires destinées à prévenir le préjudice à l'environnement ou à la santé de l'homme ;
- à long terme, le problème des sédiments fortement pollués ne peut être résolu que par la suppression des sources de contamination ;
- le transport et la dispersion des matières en suspension constituent des facteurs essentiels pour la détermination de la nature et de l'ampleur des impacts environnementaux ;
- pour l'élimination des sédiments faiblement contaminés, le recours à des zones dispersives n'est pas dépourvu de risques environnementaux et exige l'étude du devenir et des effets des matériaux dispersés. Les zones de haute mer, situées en des points éloignés de la côte, constituent rarement sur le plan de l'environnement une solution souhaitable pour la prévention de la pollution marine ;
- lorsqu'il existe un doute sérieux sur l'acceptabilité des options d'élimination en milieu aquatique, il conviendrait de procéder à une comparaison approfondie des impacts aquatiques avec ceux des solutions alternatives à terre (Alzieu et Gallenne, 1989).

Ainsi, les problèmes auxquels ont à faire face les opérateurs des dragages ainsi que les services qui instruisent les dossiers (cellules de qualité des eaux littorales) relèvent à la fois de l'appréciation de l'impact potentiel des opérations et des solutions alternatives à l'immersion quand les sédiments présentent des caractéristiques toxiques indéniables. Cette problématique peut être traduite sous forme de trois questions principales pour lesquelles il n'existe pas de réponse unique et qui doivent être examinées au cas par cas.

- Comment prévoir les effets de la charge polluante lors des opérations de surverse ou d'immersion ?

Différentes méthodes pour apprécier les risques potentiels sont utilisées. Elles consistent d'abord à faire référence à des critères de qualité des sédiments déterminés par des seuils acceptables pour différents contaminants. Ainsi, la convention d'Oslo a défini deux niveaux qui s'appliquent à des contaminants désignés :

- niveau 1 : valeurs en dessous desquelles l'immersion peut être autorisée sans études complémentaires et au-dessus desquelles une étude plus approfondie pourrait être nécessaire ;
- niveau 2 : valeurs au-delà desquelles l'immersion pourrait être interdite, sauf si elle constitue la solution la moins dommageable pour l'environnement.

Sur la base de ces définitions, le groupe d'étude et d'observation sur le dragage et l'environnement (Géode) a établi une grille qui représente un premier élément d'information en matière de prévision des risques. De manière complémentaire, les tests de toxicité, en particulier ceux relatifs à l'embryotoxicité des bivalves, pratiqués lorsque les teneurs en contaminants avoisinent le niveau 2, apportent une information pertinente sur la toxicité globale des sédiments. Cette double approche,

seuils acceptables et évaluation toxicologique, demande à être approfondie et intégrée dans une démarche méthodologique.

- Comment déterminer et suivre l'impact physique et écologique des rejets par clapage ou immersion ?

Sauf cas particuliers, l'impact des immersions est mal évalué faute de pouvoir disposer de données de suivi et d'une méthodologie adaptée et éprouvée. Par convention, on a tendance à considérer que les effets de recouvrement des fonds par la charge solide sont faibles en dehors de la zone de dépôt. De même, il semblerait que l'impact lié aux apports de microorganismes d'origine anthropique n'excède pas le champ proche. Enfin, depuis peu, on prend en considération le rôle probable des immersions comme facteur favorisant la dissémination de kystes d'espèces phytoplanctoniques toxiques. Dans de nombreux cas, les moyens méthodologiques de vérification des impacts font défaut.

- Que faire des sédiments réputés toxiques ? Quelles sont les solutions écologiquement et économiquement acceptables ? Est-il réaliste ou non de considérer que seuls les sédiments non contaminés peuvent être dispersés hydrauliquement (surverse), les autres étant clapés ou déposés à terre ?

Les réponses à ces trois grandes questions passent par des développements méthodologiques faisant appel aux résultats récents de la modélisation mathématique du devenir des contaminants et de leur transport, de façon à mieux connaître la contribution des immersions aux flux de pollution en milieu côtier. L'approche écotoxicologique de terrain devrait, à terme, permettre à la fois une meilleure évaluation de la prévision des risques environnementaux et un suivi plus efficace des impacts dans les zones d'immersion.

Référence bibliographique

Alzieu C., Gallenne B., 1989. Actes du séminaire international sur les aspects environnementaux liés aux activités de dragages - Nantes 27 novembre-1^{er} décembre 1989.

Chapitre I

Les techniques de dragage et de rejet

Philippe Bassoulet et Jean-François Guillaud



Dessin d'Émile Guillaume. Collection particulière. Écomusée de Saint-Nazaire.

Les techniques de dragage et de rejet

On distingue généralement les dragues mécaniques et les dragues aspiratrices ; deux autres méthodes de dragages seront présentées : les barres niveleuses et les techniques d'injection d'air ou d'eau dans les sédiments (Jetsed).

Les dragues mécaniques

En France, les modèles les plus représentés sont les dragues à benne preneuse, les dragues à pelle et les dragues à godets schématisées sur la figure 1 (Sogreah, 1994). Les sédiments dragués sont déversés dans le puits à déblais de la drague, dans un chaland ou à terre. Les pertes de matériaux par remise en suspension ou par mauvaise fermeture de la benne sont notables dans le cas de dragage de sédiments fins non cohésifs ; le rendement de ces dragues s'améliore pour des sédiments cohésifs (Environnement Canada, 1994). Ces dragues sont utilisées dans des zones difficiles d'accès (bordures de quais, bassins étroits) et peuvent travailler jusqu'à des profondeurs de 25 m (dragues à godets) à 30 m (dragues à benne).

Dans le cas de dragage de sédiments cohésifs, les matériaux récoltés sont généralement assez compacts (formation de blocs) et peu chargés en eau.

Les dragues aspiratrices

Un mélange d'eau et de sédiment est aspiré par des pompes centrifuges au travers d'un long tube (élinde) muni d'un embout (bec d'élinde). La mixture est refoulée, selon les dragues, dans un puits, dans un chaland ou dans des conduites allant vers une zone de dépôt. Le volume du puits peut atteindre 4 000 m³ (drague Paul Barillon du port autonome de Rouen) et des projets de dragues hollandaises avec des puits de 23 000 m³ existent. La profondeur de dragage est inférieure ou égale à une trentaine de mètres. L'efficacité du dragage peut être accrue par l'adjonction d'un désagrégateur (sorte de fraise ou de roue-pelle) au niveau du bec d'élinde ; ce dernier système entraîne une augmentation des remises en suspension au niveau du fond lors des opérations de dragage.

Un premier type de dragues aspiratrices est constitué par les engins qui travaillent de façon stationnaire, sur pieux ou sur ancrès. Ces dragues, si elles ne sont pas autoporteuses, refoulent les sédiments dans des chalands ou dans des conduites flottantes (fig. 2a).

Le deuxième type concerne les dragues aspiratrices en marche qui chargent les sédiments en puits et peuvent les évacuer, après transport, par ouverture de clapets au fond des puits ou bien par ouverture de la drague elle-même en deux (dragues fendables - fig. 2b, 2c). Dans les deux cas, le temps d'ouverture est de plusieurs minutes.

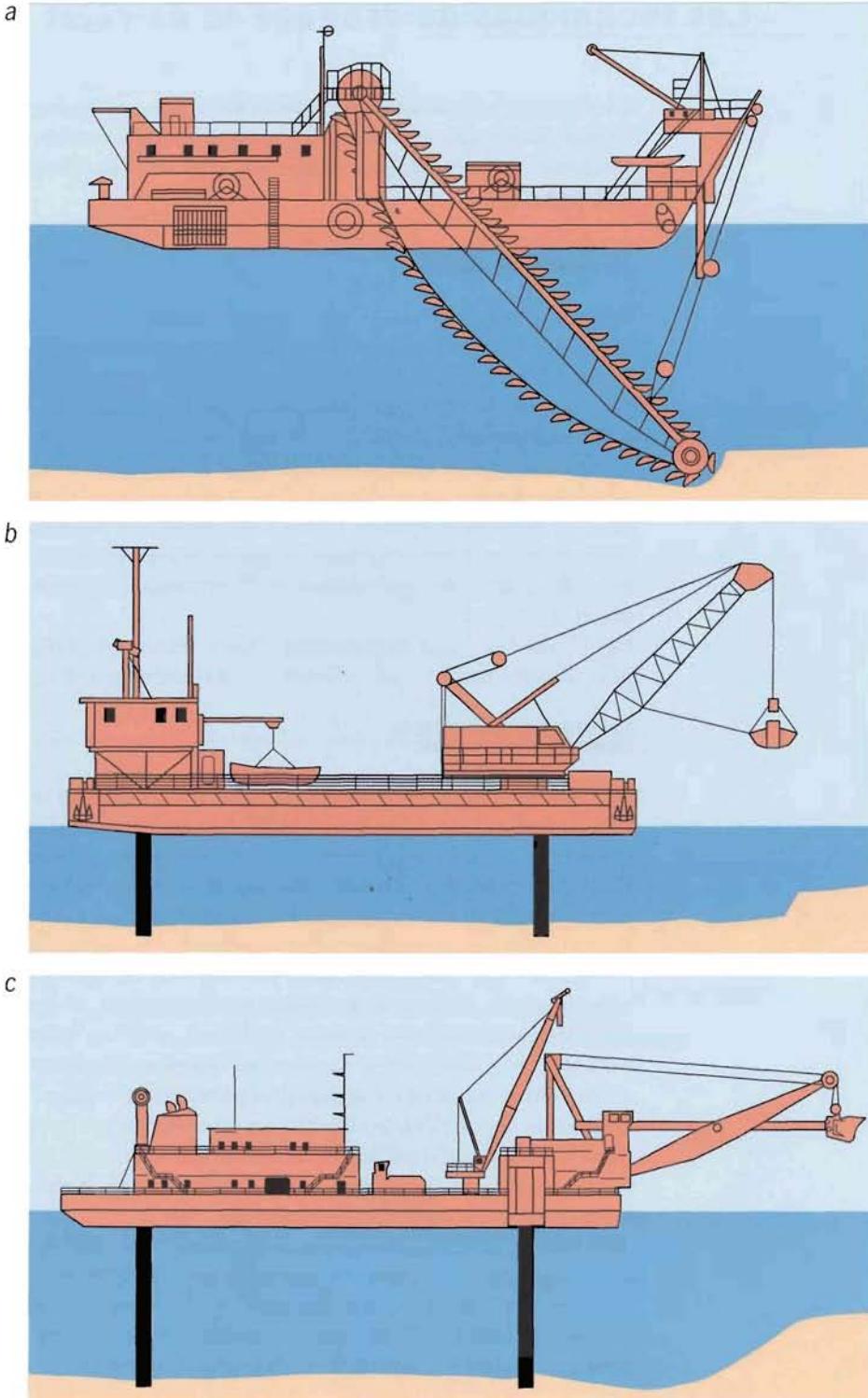
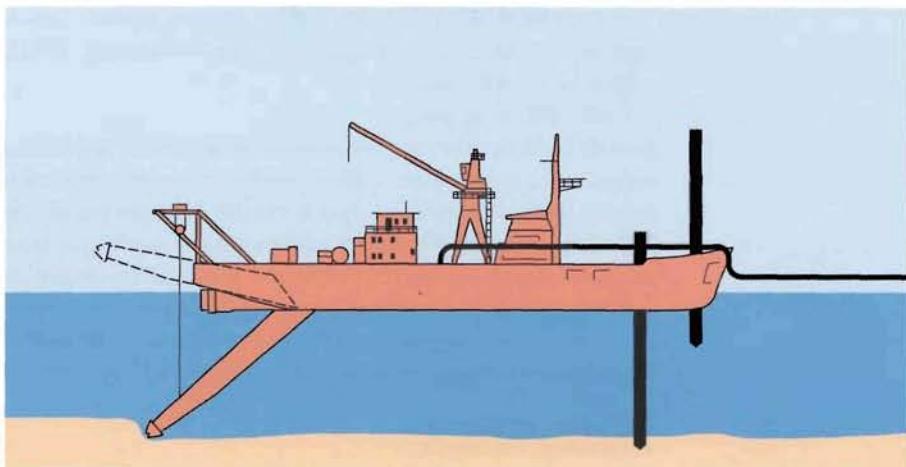
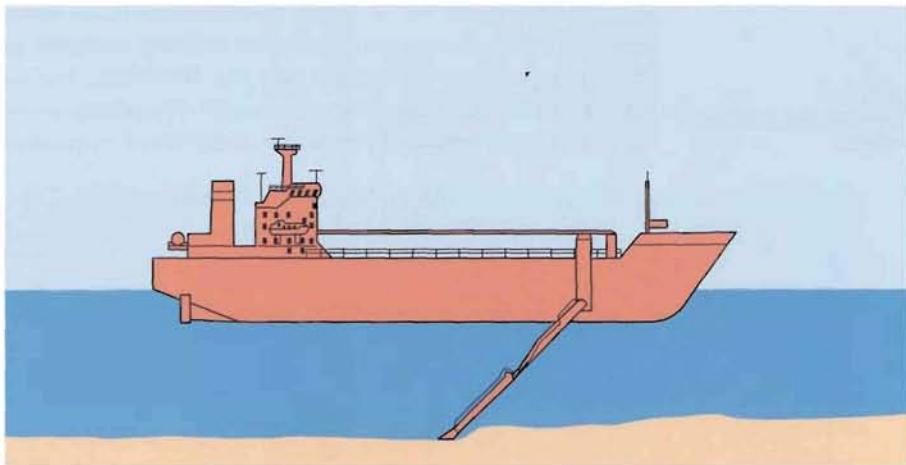


Figure 1 - Représentation schématique de trois types de dragues mécaniques : a) drague à godets; b) drague à benne; c) drague à pelle. (D'après Kenneth et Hardy, 1980).

a



b



c

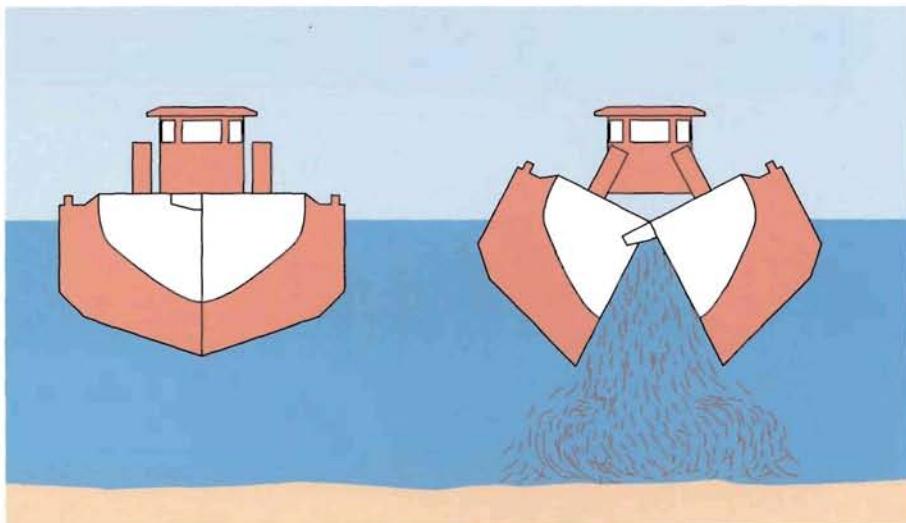


Figure 2 - Dragues hydrauliques : a) aspiratrice stationnaire avec conduite de refoulement; b) aspiratrice en marche; c) dragues fendables. (D'après Kenneth et Hardy, 1980).

L'entraînement des sédiments par les dragues aspiratrices nécessite le pompage d'une quantité importante d'eau (Ottmann, 1985) :

- 10 à 12 fois en volume,
- 8 fois environ en poids.

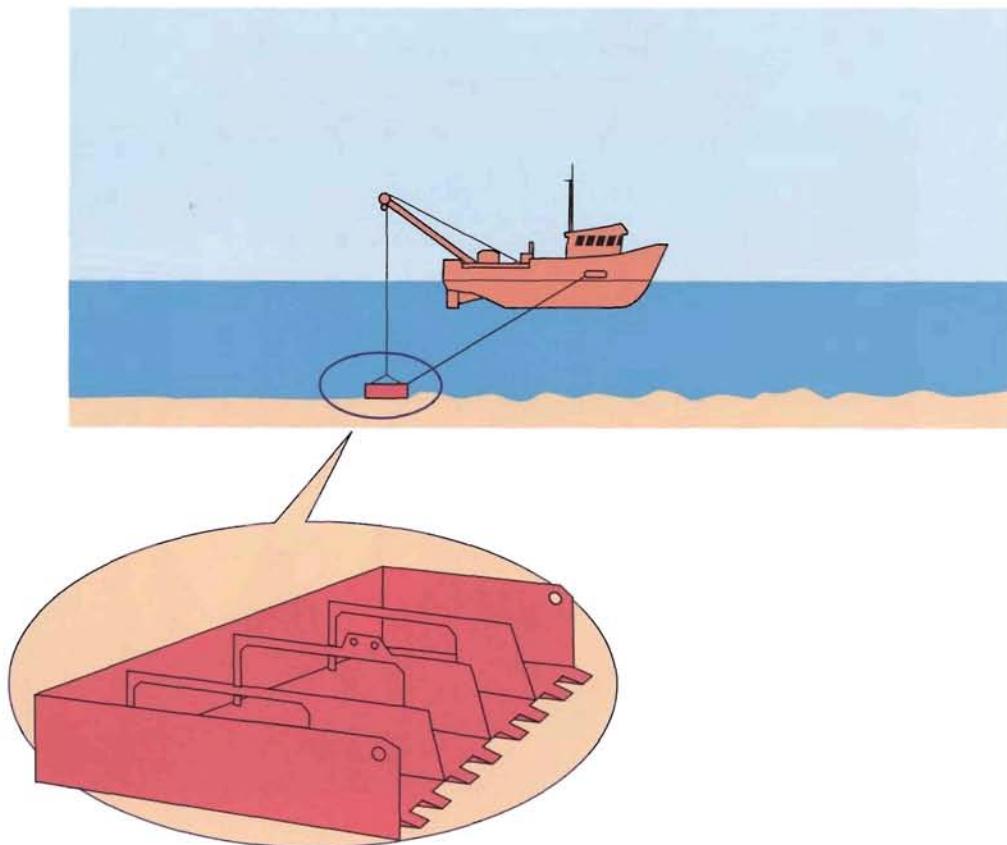
Lors de la décantation des sédiments dans les puits, l'eau en excès retourne au milieu par surverse ; celle-ci constitue la source de matières en suspension la plus importante dans le cas des dragages par aspiration.

Les sédiments cohésifs extraits par une drague aspiratrice sont en général plus riches en eau que ceux extraits au moyen d'une drague mécanique. Les dragages peuvent donner lieu à des opérations de surverse. Celles-ci ont pour but d'augmenter la densité de la mixture en puits de drague (notamment lorsque les sédiments contiennent une fraction sableuse).

Les barres niveleuses

Il s'agit d'équipements tractés par des remorqueurs qui régularisent le fond (fig. 3). Ces barres niveleuses sont utilisées soit après passage de dragues aspiratrices qui laissent subsister des sillons, soit pour araser des barres sableuses. Dans cette technique, il n'y a pas extraction de sédiment mais simplement déplacement ou remise en suspension.

Figure 3
Fonctionnement d'une barre
niveuse.



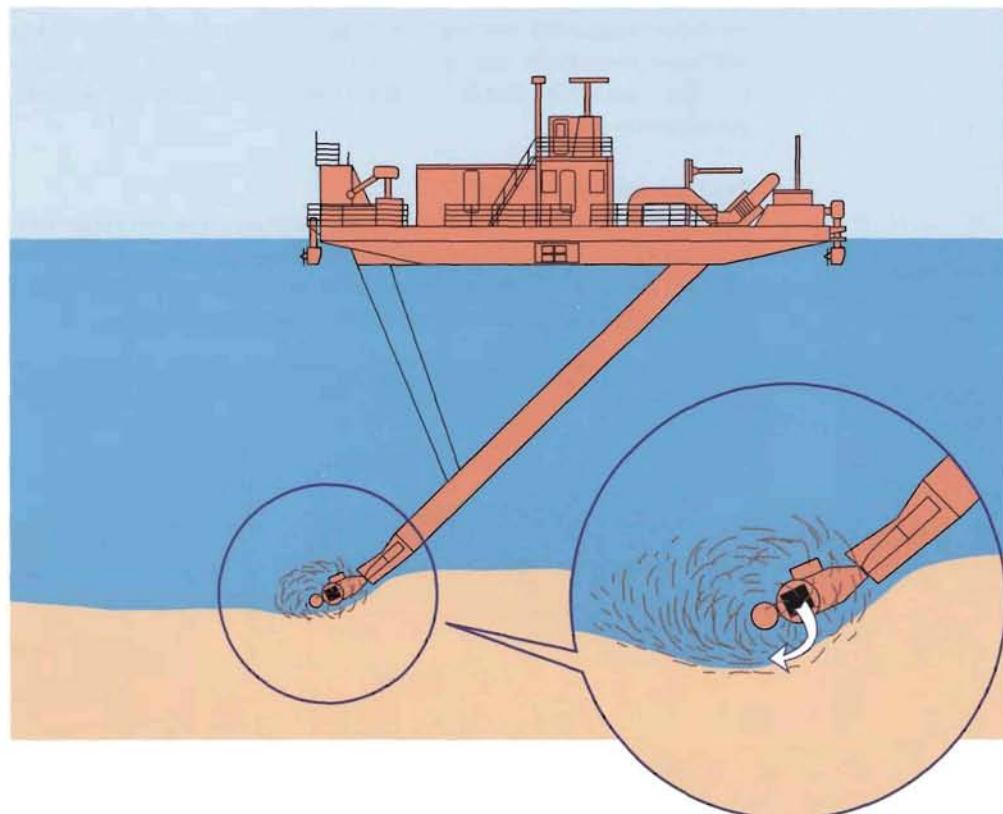
Les dragues pneumatiques

Le matériel est dragué au moyen d'une pompe à air comprimé. Le système comprend des compartiments de réception des matériaux dragués. Cet équipement est particulièrement bien adapté au dragage des sédiments contaminés.

La technique de l'injection (Jetsed)

Figure 4
Technique de dragage
« Jetsed ».

Cette technique consiste à fluidiser le sol par application d'eau sous pression ou d'air comprimé; le sédiment est alors remis en suspension et peut être véhiculé par les courants (fig. 4).



Dragages en milieu contaminé

Le dragage de matériaux fortement contaminés requiert des précautions particulières pour éviter la remise en suspension de sédiments provenant de couches particulièrement polluées. À cet effet, certaines dragues peuvent être dotées d'équipements spéciaux. Il s'agit soit de têtes de coupe montées sur des dragues stationnaires et aménagées avec

un dispositif enveloppant qui isole la zone draguée, soit de vis sans fin qui décapent la surface du sédiment. Ces équipements sont munis de systèmes de contrôle multiples, en particulier pour limiter les volumes d'eau de dilution et optimiser leur efficacité. De même, les bennes preneuses peuvent être adaptées aux conditions des dragages dits environnementaux. Les avantages de ces systèmes sont décrits de manière détaillée dans les guides Ceda (Anonyme, 1998).

Les techniques de rejet

Dépôt à terre

Dans le cas de volumes limités, les dépôts à terre de sédiments à faible teneur en eau peuvent se faire directement à la benne ; plus généralement ces dépôts à terre sont réalisés à l'aide de conduites de refoulement. Les sédiments peuvent être placés dans des chambres de dépôt qui permettent leur consolidation et facilitent par exemple la réalisation de terre-pleins portuaires.

Rejet par émissaire en mer

Le rejet par émissaire en mer se fait généralement à la suite d'un dragage par aspiration. Les sédiments sont alors refoulés soit en surface, soit au fond. Les caractéristiques hydrodynamiques du site de rejet conditionneront la plus ou moins grande dispersion du matériel dragué.

Drague aspiratrice stationnaire avec conduite de rejet à terre.



Clapage

Les sédiments extraits soit par des moyens mécaniques, soit par aspiration, peuvent donner lieu à des opérations de clapage sur des zones de dépôt bien localisées. Dans le cas de sédiments contaminés, les matériaux clapés seront éventuellement recouverts par des sédiments non pollués et identiques (d'un point de vue granulométrique) à ceux du site de rejet choisi, afin d'éviter la dispersion des éléments contaminants dans le milieu (technique du « capping »).

Dragage « à l'américaine »

Cette technique, principalement utilisée en domaine estuaire, consiste à rejeter directement hors de la drague les sédiments extraits. Elle est d'autant plus efficace qu'elle est pratiquée dans des zones à forts courants susceptibles d'évacuer vers les zones souhaitées la mixture issue de la surverse.

Références bibliographiques

- Anonyme, 1998. Environmental aspects of dredging: machines, methods and mitigation. Central Dredging Association (Ceda) ed., 80 p.
- Environnement Canada, 1994. Répercussions environnementales du dragage et de la mise en dépôt des sédiments. Document préparé par les consultants J. Bérubé inc. pour la section du développement technologique. Direction de la protection de l'environnement, régions du Québec et de l'Ontario, n° de catalogue En 159-39/1994F, 109 p.
- Kenneth O., Hardy A.J., 1980. Impact of navigational dredging on fish and wildlife. A Literature Review. US Department of the Interior. Report FWS/OBS-80/07, 81 p.
- Ottmann F., 1985. Un problème controversé pour l'environnement marin : les dragages et leurs conséquences. Actes du 1^{er} colloque d'océanologie côtière, Bordomer 85. Bordeaux 8-11 octobre 1985. Aderma eds, 367-382.
- Sogreah, 1994. Dragages dans les ports français. Synthèse. Géode. 99 p. + annexes.



Drague à benne prenante et barge de réception des matériaux dragués.

Chapitre II

Les dragages sur le littoral français

Jacky L'Yavanc, Claude Alzieu et Jean-Louis Mauvais

Les dragages sur le littoral français

Le littoral, avec environ 6 500 kilomètres de côte d'une grande diversité, est devenu un espace où se côtoient les activités marines et terrestres du commerce, de la pêche, des cultures marines, de la plaisance et du tourisme en général. Ainsi, les côtes de France métropolitaine abritent 69 ports de commerce et de pêche qui se différencient par le type d'activité, la nature et l'importance des échanges commerciaux. L'ossature de l'activité portuaire nationale est constituée par :

- six ports autonomes ; Dunkerque, Le Havre, Rouen, Nantes, Bordeaux, Marseille ;
- 17 ports métropolitains d'intérêt national dont le trafic de marchandises est supérieur à un million de tonnes par an ou qui sont contigus à des ports militaires : Calais, Boulogne, Dieppe, Caen-Ouistreham, Cherbourg, Saint-Malo, Brest (Le Fret, Roscanvel), Concarneau, Lorient, La Rochelle (La Pallice), Bayonne, Port-la-Nouvelle, Sète, Toulon, Nice, Ajaccio, Bastia et quatre dans les départements d'outre-mer (code des ports maritimes 1993) ;
- une vingtaine de ports départementaux et de nombreux ports de plaisance.

C'est dans les années soixante que la navigation de plaisance a connu un essor très rapide. De nouveaux aménagements ont donc été réalisés pour répondre à la très forte demande. L'installation de mouillages saisonniers, la construction de nouveaux ensembles portuaires regroupant services et logements d'accueil ont permis, dans un premier temps, de répondre aux besoins. Pour cela, il a fallu construire des bassins, des digues en enrochements, creuser des chenaux d'accès, aménager des espaces délaissés par les activités maritimes traditionnelles, désenvasser des darses et des bassins existants pour les équiper d'appontements flottants. Depuis le début des années quatre-vingt, la construction de nouveaux ports s'est ralentie, malgré l'augmentation constante du nombre de bateaux. L'offre s'est alors déplacée vers des solutions temporaires : mouillages forains dans des anses bien abritées, souilles creusées dans des estrans découvrants où les bateaux restent à flot autour de la basse mer. Cette phase d'expansion de la navigation de plaisance a modifié considérablement le paysage littoral et le trait de côte (Mauvais, 1991).

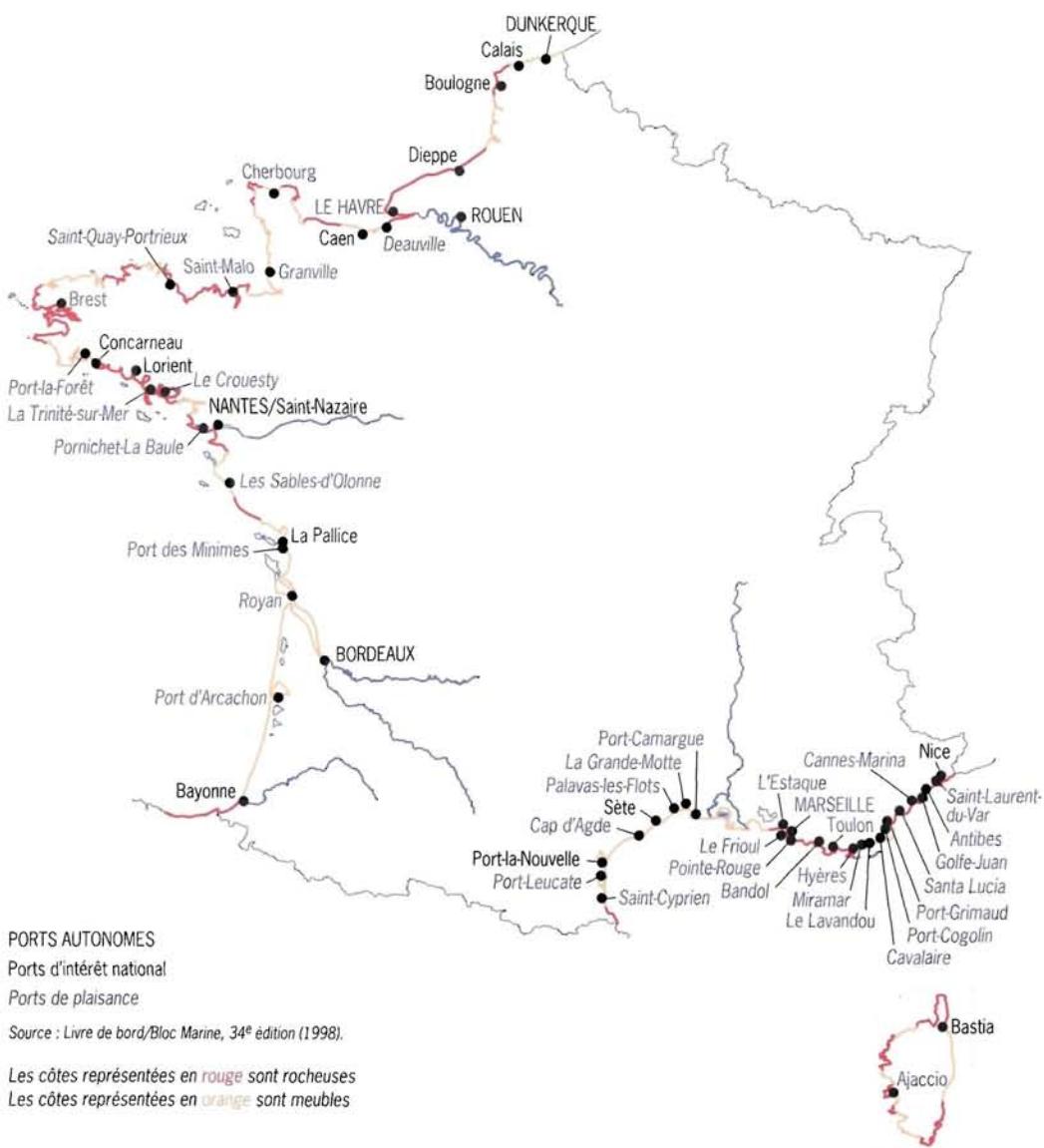
Les implantations portuaires

Si les linéaires côtiers de nos trois façades maritimes, Manche-mer du Nord, Atlantique, Méditerranée, sont comparables (entre 2 100 et 2 300 km), la répartition des enclaves portuaires est plus importante en Atlantique et Méditerranée qu'en Manche (fig. 5).

Figure 5
Implantation sur le littoral des différents ports (ports autonomes, ports d'intérêt national et ports de plaisance dont la capacité est supérieure à 1 000 places).

Ainsi, sur 465 abris ou ports recensés toutes spécificités confondues (Anonyme, 1998), la répartition est la suivante :

- Manche : 107 ports ou abris, dont 3 ports autonomes, 6 ports d'intérêt national, 6 ports de plaisance d'une capacité d'accueil de plus de 1 000 places (Saint-Malo et Saint-Quay-Portrieux n'excèdent pas 1 600 places) et 10 ports de 500 à 1 000 places ;
- Atlantique : 181 ports ou abris, dont 2 ports autonomes et 5 ports d'intérêt national, 9 ports de plaisance d'une capacité d'accueil de plus de 1 000 places (le plus important, le port des Minimes à La Rochelle, 3 300 places) et 14 ports de 500 à 1 000 places ;



- Méditerranée : 177 ports ou abris, dont un port autonome, 6 ports d'intérêt national, 24 ports de plaisance d'une capacité d'accueil de plus de 1 000 places (Port-Camargue se situe au premier rang des ports français avec 4 400 places ; c'est un des plus importants ports européens) et 35 ports de 500 à 1 000 places.

En Manche et en Atlantique, une majorité de ports se sont développés à l'embouchure des estuaires ou dans des rades abris. Dans ces sites, l'importance des phénomènes sédimentaires entraîne souvent des ensablements ou des envasements importants.

L'accès aux aménagements portuaires

La sédimentation des matières en suspension d'origine continentale ou marine constitue une entrave pour l'accès des navires aux installations portuaires. Le dragage est donc une pratique courante pour restaurer des seuils acceptables pour la navigation, quand les exhaussements sont trop importants. La sédimentation n'ayant pas la même ampleur sur tout le littoral, comme le montre la figure 6, les ports n'ont pas à faire face aux mêmes problèmes. Une relation entre l'envasement et la nature du fond peut être établie (Robbe, 1989). Ceux situés sur une côte rocheuse comme en Bretagne Nord, Provence-Côte d'Azur et Corse sont soumis à une sédimentation faible. Ceux situés dans des baies à dominante vaseuse ou à proximité de l'embouchure d'estuaires comme en Nord - Pas-de-Calais, Picardie, Normandie, Loire-Vendée-Charente et dans les étangs littoraux du Languedoc-Roussillon subissent des sédimentations dont les taux varient entre 0,5 à 1 m par an.

Le dragage constitue une activité vitale pour l'exploitation des ports. Environ 50 millions de mètres cubes de sédiments sont dragués en moyenne par an et rejetés dans le milieu marin. Les volumes les plus importants de matériaux déplacés le sont par les grands ports (fig. 6). Les trois principaux ports d'estuaires (Rouen, Nantes - Saint-Nazaire et Bordeaux) font état d'un volume moyen annuel d'environ 25 millions de mètres cubes, dont 6,5 millions de mètres cubes de sables, 9,3 millions de mètres cubes de vases clapées dans des zones d'immersion et une quantité équivalente rejetée en surverse. Les cinq grands ports maritimes, Dunkerque, Calais, Boulogne, Le Havre et La Rochelle, draguent un volume moyen annuel de 6,2 millions de mètres cubes, composé par environ 20 % de sable et 80 % de vase. Marseille n'a pratiquement pas de dragage d'entretien. La part importante que prennent ces grands ports dans le volume des matériaux rejetés en mer (3/4 des volumes dragués) ne doit pas faire oublier les dragages, moins conséquents en volume, des multiples autres enclaves portuaires, qui peuvent poser des problèmes compte tenu des contraintes environnementales.

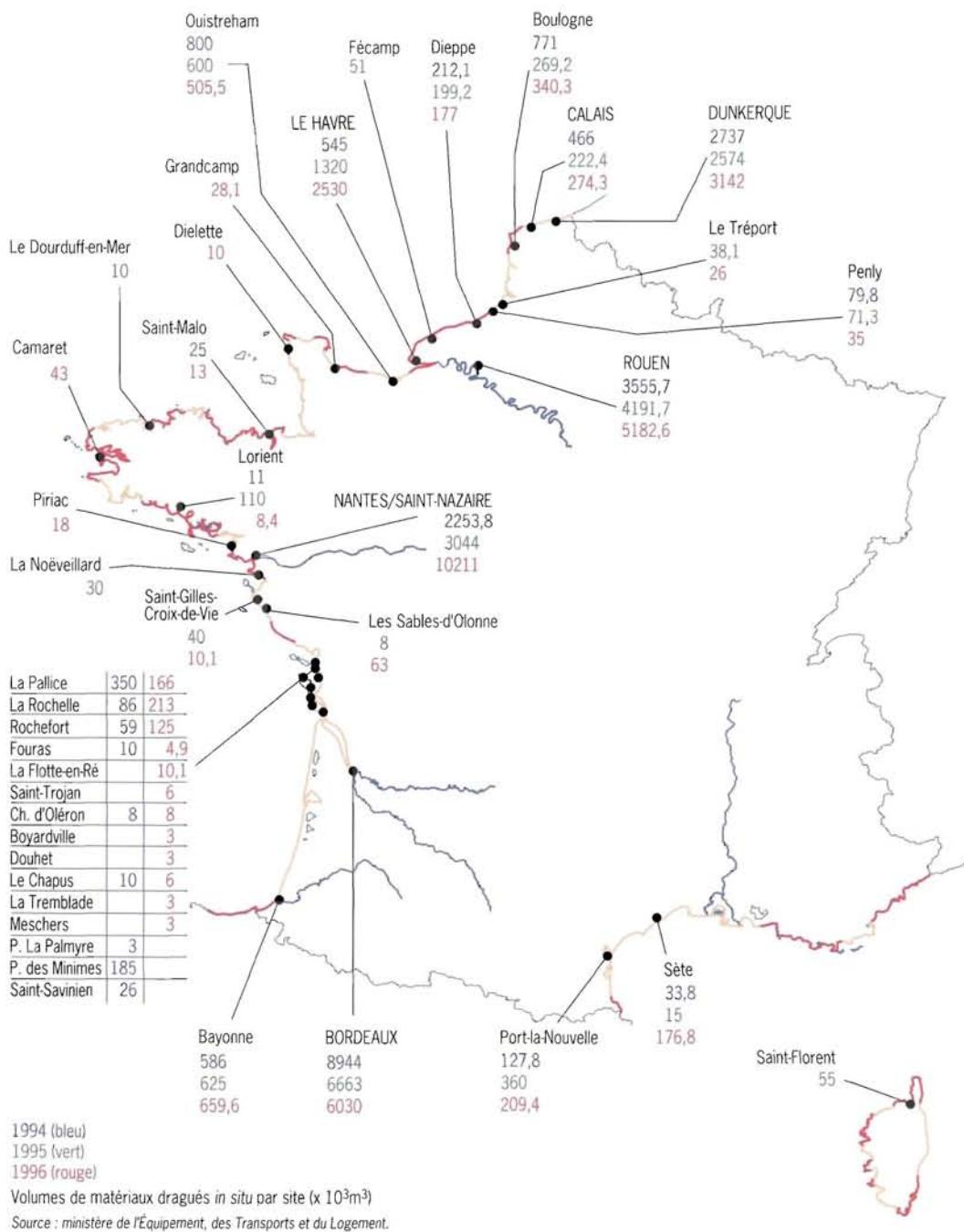


Figure 6 - Données relatives aux matériaux dragués dans les ports français en 1994, 1995 et 1996.

Les modalités du dragage

Les ports, qu'ils soient d'estuaires ou ouverts sur la mer, sont souvent constitués par un chenal d'accès, un avant-port ou un port à marée et/ou des bassins à flot. Les modalités de dragage diffèrent selon ces zones, la nature des sédiments à draguer et le type de travaux à réaliser. Classiquement, on distingue trois types de dragage : entretien, approfondissement, aménagement de nouvelles aires portuaires.

Dragages d'entretien

Les opérations de dragage d'entretien concernent la majeure partie des travaux réalisés dans les ports. Ces opérations répétitives visent à extraire les sédiments qui se sont déposés et qui gênent la navigation. Elles sont quasi permanentes dans les ports d'estuaires et périodiques dans les ports ouverts sur la mer.

Il faut distinguer les opérations d'entretien selon qu'elles sont réalisées dans :

- les chenaux d'accès des ports estuariens où la sédimentation est constituée très souvent de particules fines (Loire, Gironde) ou de mélange de sable et de vase (Seine) ;
- les chenaux d'accès des ports maritimes où la sédimentation est, la plupart du temps, à dominante sableuse ;
- les bassins à flot où la sédimentation est liée à la décantation des matières en suspension chargées en particules fines.

Différentes méthodes de travail sont mises en œuvre pour optimiser les dragages.

Dans les chenaux et près des quais, l'extraction des dépôts excédentaires est réalisée par des dragues mécaniques ou aspiratrices en marche. Les déblais sont alors stockés dans des cuves ou des puits de drague et ensuite clapés en mer dans des zones délimitées et réservées à cet effet. Les remises en suspension sont peu importantes et les modifications physiques de faible ampleur. La répercussion sur la faune est minime puisqu'il s'agit de secteurs biologiquement pauvres, continuellement perturbés par le trafic maritime et les dragages réguliers. La fréquence des opérations est prévisible et peut donc être programmée. Une autre méthode consiste à aspirer une mixture composée d'eau et de sédiment et à la refouler dans un puits de drague. L'eau en excès est évacuée par débordement, entraînant avec elle la fraction fine du sédiment qui n'a pu décanter dans le puits de drague : c'est le dragage par surverse. La mixture peut également être aspirée et rejetée directement hors de la drague : c'est le dragage « à l'américaine ». Ce type d'opération s'effectue en fonction des nécessités sans qu'il y ait programmation : par exemple, pour assurer l'entrée d'un navire ayant un tirant d'eau très important dans des conditions de marée peu favorables. Cette technique est utilisée pour répondre à un besoin urgent d'exploitation et ne peut être mise en œuvre que lorsque les conditions hydrauliques permettent le transport des matières en suspension vers l'extérieur des zones portuaires. Elle permet ainsi de rectifier une profondeur (seuil) pour une période limitée.

Les remises en suspension sont importantes mais généralement faibles par rapport à la turbidité naturelle du milieu. L'impact de la dispersion des matériaux remis en suspension est limité, sauf au voisinage des bassins portuaires ou des souilles.

Dans les chenaux d'accès des ports maritimes, la sédimentation est à dominante sableuse. Les sédiments sont peu contaminés ; extraits par des dragues mécaniques ou hydrauliques, ils sont évacués dans des zones de dépôt en mer ou à terre. Une partie des déblais peut être utilisée à l'état brut ou après traitement sommaire pour la construction de digues et de remblais routiers, ainsi que pour l'engrangement de certaines plages.

Dans les bassins portuaires, les courants généralement faibles et l'agitation réduite favorisent la sédimentation vaseuse liée à la décantation des particules en suspension. Le taux de sédimentation étant connu, la périodicité des dragages peut être prévisible et programmable. Les dépôts sont constitués de sédiments fins caractéristiques des zones confinées. La concentration en contaminants de ces sédiments peut être très supérieure aux normes admises. Les techniques de dragage doivent tenir compte de ces conditions et être les moins polluantes possibles pour l'environnement. Les moyens de dragages mis en œuvre pour extraire ces sédiments peuvent être :

- des dragues à godets, à benne ou à pelle montées sur pontons qui conservent des vases compactes pour les charger sur des chalands et les rejeter en mer par clapage. Cette technique est surtout utilisée dans des zones difficiles d'accès ou pour des travaux lourds. L'inconvénient principal est l'encombrement des ports et des chenaux ;
- des dragues hydrauliques ou suceuses qui rejettent, par un émissaire, une mixture d'eau et de sédiment à l'extérieur du bassin. Selon la granulométrie du sédiment en place, le mélange est généralement composé d'un volume de matériaux pour 5 à 10 volumes d'eau. La concentration en résidu sec du mélange rejeté est alors comprise entre 100 et 250 kg.m⁻³ pour des sédiments vaseux. Le refoulement à l'extérieur du port se fait par une pompe, dans un conduit dont la longueur n'excède pas 800 m. Cette mixture peut être rejetée en mer ou à terre dans des zones de mise en décharge. Cette technique de dragage est surtout utilisée dans les ports de moyenne importance et dans les ports de plaisance.

Dragages d'approfondissement

L'évolution de la taille des navires suppose une modernisation des ports et en particulier l'adaptation du seuil de navigation pour les chenaux d'accès et les bassins. Ces travaux nécessitent de déplacer d'importants volumes de sédiments et demandent des moyens de dragages importants. Tous les ports autonomes et certains ports d'intérêt national sont concernés par ces travaux neufs. Une drague aspiratrice d'une capacité de transport de 8 000 m³ est utilisée à Nantes ; Dunkerque fournit 100 000 m³ de sable propre à un groupement d'entreprises de travaux publics.

Aménagement de nouvelles aires portuaires

La construction d'aménagements nouveaux occasionne souvent le déplacement d'importants volumes de matériaux divers : roche, sable, terre, argile, graviers ou vase. Dans ce cas, les sédiments ne sont généralement pas contaminés. Ces travaux nouveaux peuvent engendrer des modifications physiques des sites ayant un impact sur leurs fonctions biologiques et écologiques : disparition de vasières... Les caractéristiques hydrodynamiques sont également modifiées, ce qui provoque des perturbations sur la dynamique sédimentaire (érosion/dépôt). Avant leur réalisation, ces travaux sont l'objet d'études d'impact.

La qualité des matériaux dragués

En France, une circulaire conjointe du ministère de l'Environnement et du ministère de l'Équipement, en date du 24 mars 1988, fixe les conditions de prélèvement et d'analyse des déblais de dragage. Le nombre d'échantillons est fonction des volumes dragués et les analyses portent sur des paramètres de caractérisation des matériaux (granulométrie, teneurs en aluminium et carbone organique total) ainsi que sur la détermination des concentrations en micropolluants métalliques et organiques. Ces campagnes de mesures permettent d'évaluer la qualité des matériaux afin d'en déterminer le devenir : immersion, dépôt à terre, traitement, etc.

Le tableau 1 donne les valeurs extrêmes des variations des médianes annuelles des concentrations en contaminants mesurées dans les grands ports des trois façades maritimes.

Tableau 1 - Concentrations en contaminants dans les matériaux dragués de 1986 à 1993. Valeurs minimales et maximales des médianes annuelles (source : Géode).

| mg.kg ⁻¹ | Manche/Mer du Nord | Atlantique | Méditerranée |
|---------------------|--------------------|-------------|--------------|
| Mercure | 0,15 - 1,45 | 0,05 - 0,19 | 1,16 - 2,51 |
| Cadmium | 0,5 - 0,95 | 0,27 - 0,64 | 1 - 1,25 |
| Arsenic | 3,9 - 13,8 | 4,4 - 28,7 | 10,4 - 11,2 |
| Plomb | 36 - 59 | 41 - 75 | 93 - 357 |
| Chrome | 38 - 65 | 37 - 75 | 56 - 74 |
| Cuivre | 18 - 35 | 10 - 53 | 107 - 745 |
| Zinc | 105 - 175 | 60 - 180 | 274 - 506 |
| Nickel | 12 - 17 | 6 - 39 | 25 |
| PCB | 0,01 - 0,14 | 0,005 - 0,1 | 0,1 - 0,81 |

Le devenir des matériaux dragués

Le devenir ultime des déblais de dragage pose de très nombreux problèmes d'ordre technique et environnemental. Ainsi, une attention toute particulière doit être portée aux opérations qui se réalisent à proximité de zones sensibles, qu'elles soient d'intérêt biologique (cultures

marines, frayères...), économique (exploitation de ressources minérales) ou touristique. La répétition de ces opérations engendre un volume considérable de sédiments remaniés et entraîne des modifications notables sur l'environnement marin. La pérennité des dépôts dépend des conditions hydrodynamiques dominantes. La présence de sable sur le fond permet de penser que des dépôts de sédiments vaseux seront éventuellement déplacés. À l'inverse, un fond vaseux offre des conditions favorables pour le piégeage des déblais de nature sableuse.

Pour les sédiments non contaminés, plusieurs méthodes sont utilisées. Le clapage consiste à larguer les sédiments compacts par l'ouverture du fond des chalands porteurs. La descente des matériaux, cohésifs ou non, se fait en masse avec seulement une faible dispersion par remise en suspension estimée à moins de 5 % du volume clapé. L'évolution de ces déblais sur le fond dépend des conditions hydrodynamiques (courants, houles) et des caractéristiques physiques des sédiments.

Le rejet par émissaire s'effectue sur des sédiments désagrégés et dilués. L'extrémité du conduit peut être positionnée au fond ou en surface. Cette méthode de rejet induit un panache de turbidité dont la dispersion dépend de l'hydrodynamisme local. En fonction de l'environnement proche, les conditions d'utilisation de la drague, l'emplacement et les heures des rejets doivent être étudiés pour ne pas générer de nuisances importantes.

Le stockage à terre des matériaux sableux à des fins de génie civil est fréquemment utilisé. Ces matériaux sont recherchés pour la construction, les remblais ou le rechargement des plages. Le recours au stockage à terre pour les sédiments fins est très peu utilisé en France, vraisemblablement par manque de sites appropriés. Lorsque les sédiments présentent un niveau de contamination élevé en comparaison des niveaux de référence admis, le stockage à terre peut constituer une solution alternative à l'immersion. De manière générale, une évaluation des risques est réalisée afin de définir les impacts potentiels tant sur l'environnement terrestre que maritime. Suivant l'importance des risques écologiques, la solution envisagée peut être le stockage ou le traitement à terre. Du fait de la forte teneur en eau des matériaux dragués, leur stockage à terre demande de grandes surfaces de confinement. D'importantes précautions sont également nécessaires au cours de la phase de consolidation de ces matériaux. Les bassins récepteurs doivent être parfaitement étanches, les eaux de décantation doivent être recueillies et traitées. Ces travaux de consolidation et de décontamination ne sont pas sans risque pour l'environnement immédiat. Le stockage à terre pour d'importants volumes s'avère donc très délicat et le coût de ces opérations est particulièrement élevé. Il doit toutefois être envisagé pour des sédiments dont la contamination présente un risque manifeste pour l'environnement marin.

Les opérateurs des dragages

L'entretien de l'accès aux zones portuaires est de la responsabilité de l'État ; le dragage des grands ports est donc l'affaire exclusive des pouvoirs publics. Les travaux d'entretien sont assurés par le matériel de dragage du groupement d'intérêt économique « dragage » (GIE-Dragage). Le GIE-Dragage est une association créée en 1979 entre l'État et les ports autonomes. Cette association acquiert et gère au mieux le parc de matériel de dragage pour que les ports assurent l'entretien et exécutent des travaux neufs en fonction de la disponibilité du matériel. Le GIE est propriétaire du matériel de dragage et des engins de service et loue ce matériel aux différents ports qui en assurent l'armement. Les travaux neufs ne sont pratiquement pas assurés par le GIE-Dragage mais par des entreprises privées qui ont le savoir-faire et le matériel adapté. Actuellement, les ports de plaisance s'équipent en moyens de dragage légers pour assurer leurs travaux d'entretien périodiques. En dehors des périodes d'activité, ces ports proposent leurs propres moyens de dragage à d'autres ports.

Références bibliographiques

- Anonyme, 1998. Votre livre de bord/Bloc Marine. Documents réglementaires, livres des feux, journal de bord, météo-électronique, croisières, ports, tarifs, plans d'eau, 2 vol. : mer du Nord, Manche et Atlantique, Méditerranée.
- Mauvais J.-L., 1991. Les ports de plaisance : impact sur le littoral. Éditions Ifremer, 165 p.
- Robbe D., 1989. Les ports de plaisance : leurs équipements, leur gestion. Bulletin de liaison des laboratoires des Ponts et Chaussées, 81-111.

Chapitre III

Microbiologie sanitaire des sédiments

Isabelle Crenn, Michèle Gourmelon, Pierre Le Cann, Dominique Ménard,
Françoise Le Guyader, Annick Derrien et Monique Pommeupuy

Microbiologie sanitaire des sédiments

La très grande majorité des études sur les dragages s'est intéressée à l'aspect chimique de la pollution mais très peu ont abordé l'aspect bactériologique et encore moins l'aspect viral. Cependant, les ports et les estuaires reçoivent des eaux usées d'origines urbaine et agricole. Ces rejets, plus ou moins bien épurés, contiennent un grand nombre de bactéries et de virus dont certains, d'origine fécale, sont pathogènes pour l'homme et peuvent lui être transmis au cours de baignades ou lors de la consommation de coquillages. À leur arrivée en mer, une partie des microorganismes des eaux usées est diluée dans la colonne d'eau tandis qu'une autre partie, fixée aux particules, se dépose dans les zones vaseuses. Les sédiments fins accumulés abritent ainsi une flore importante où les bactéries et les virus d'origine entérique cohabitent avec la flore microbienne autochtone. L'évaluation de l'impact microbiologique du dragage passe tout d'abord par la connaissance de la charge bactérienne et virale du sédiment et des mécanismes qui régissent l'activité et la survie des bactéries dans cet écosystème.

La population microbienne du sédiment

Modalités de l'implantation des microorganismes

Après excrétion dans les selles, les bactéries et les virus entériques se retrouvent dans les eaux usées, qui vont être traitées avant d'être rejetées dans l'environnement. L'élimination partielle, dans les stations d'épuration, des particules organiques auxquelles sont, notamment, associés les microorganismes permet dans les meilleurs cas une réduction des concentrations de 2 unités logarithmiques (Dupray *et al.*, 1990; Schwartzbrod *et al.*, 1979). Ces microorganismes vont se déposer dans les zones côtières proches des rejets d'émissaire, telles que les ports. D'une manière générale, la charge microbienne de l'eau est plus faible que celle du sédiment sous-jacent (Irvine et Pettibone, 1993; Martinez-Manzanares *et al.*, 1992; Melnick, 1984). Quant à la charge en bactéries et en virus d'origine fécale des sédiments, elle est très variable et dépend de la proximité des zones industrielles, agricoles ou urbaines et, dans tous les cas, elle semble concentrée au niveau du sédiment superficiel (Ferguson *et al.*, 1996; Hill *et al.*, 1993; Albinger, 1993).

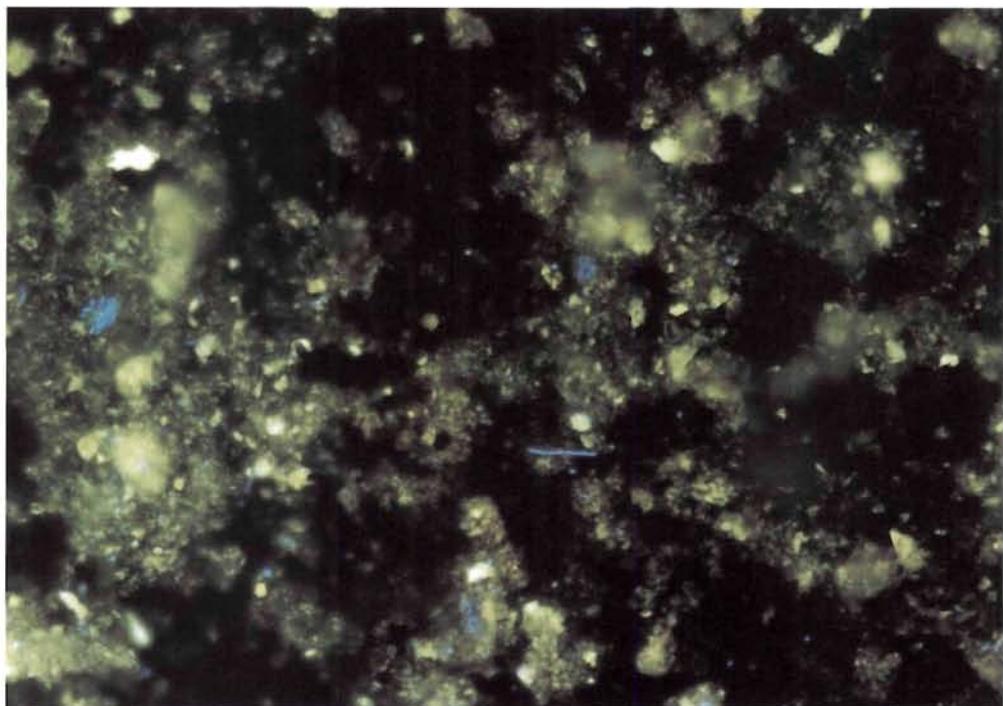
• Contamination bactérienne du sédiment

La texture du sédiment, c'est-à-dire la présence de sable, vase ou argile, la teneur en matière organique, la température, la prédation par les protozoaires et la compétition de flore ont une influence sur la quantité et la qualité de la contamination microbienne du sédiment (Auer et Niehaus, 1993; Davies *et al.*, 1995; Crump *et al.*, 1998; Høi *et al.*, 1998; Le Guyader *et al.*, 1991). Ces facteurs déterminent le nombre, la composition spécifique et l'activité métabolique des bactéries (Nealson,

1997). Le sédiment est un habitat où la granulométrie et la nature du matériel minéral jouent un rôle important sur la pénétration et la circulation des liquides, des gaz, des solutés organiques ou inorganiques et sur la nature des microorganismes qui vivent dans les pores entre les particules. L'oxygène est, entre autres, un facteur déterminant dans la structure écologique des sédiments : en effet, la plupart du temps, les sédiments sont anoxiques en dessous d'une fine couche superficielle oxydée. Dans les sédiments sous-jacents, différents modes de respiration sont utilisés et déterminent une « succession écologique » : bactéries aérobies, bactéries fermentatives, bactéries dénitrifiantes, bactéries sulfato-réductrices et bactéries méthanogènes.

Dans un sédiment sableux, environ 30 % du volume est occupé par des pores de gros diamètre tandis que, dans les argiles, les interstices de petit diamètre peuvent représenter jusqu'à 50 % du volume. Ces pores sont remplis de liquides ou de gaz qui permettent la croissance de la flore bactérienne et conditionnent les échanges entre les éléments provenant de la colonne d'eau (oxygène, nitrate, phosphate, sulfate...) et le sédiment. Que ce soit dans le milieu marin ou en eau douce, les sédiments constitués par les particules les plus fines contiennent les plus grands nombres de bactéries car ils offrent une grande surface de colonisation par rapport à leur masse (Schallenberg et Kalff, 1993). Auer et Niehaus (1993) évaluent par exemple à 90,5 % le taux de coliformes thermotolérants fixés sur des particules de petite taille (de 0,45 à 5 µm) tandis que seulement 9,5 % seraient fixés sur des grosses particules. Une corrélation négative semble, d'ailleurs, relier significativement le nombre

Flore bactérienne d'un sédiment vaseux (baie de Daoulas) en microscopie à épifluorescence. Les bactéries fluorescent en bleu après coloration au Dapi.



de coliformes thermotolérants et de bactéries saprophytes à la taille des particules du sédiment de rivière sur une profondeur de 0 à 1 cm. Au-delà de cette profondeur, cette corrélation n'existe plus du fait de la diminution du nombre de bactéries (Albinger, 1993).

Une difficulté de l'étude du sédiment est liée à l'adhésion bactérienne. Plusieurs protocoles ont été proposés pour décrocher les bactéries afin d'optimiser leur dénombrement : des traitements physiques (agitation, homogénéisation, utilisation des ultrasons) ou des traitements chimiques (utilisation de détergents, d'oxydants ou de chélateurs). Les deux types de traitements sont souvent testés en parallèle ou simultanément (Epstein et Rossel, 1995 ; Lindahl et Bakken, 1995). L'action d'enzymes sur les sédiments a également été étudiée (Brisou, 1980). Cependant, les résultats obtenus sont variables et dépendent de la nature du sédiment et de la technique de mise en évidence utilisée (mise en culture, épifluorescence).

Parmi la flore du sédiment, des microorganismes pathogènes pour l'homme peuvent être retrouvés : *Salmonella*, *Escherichia coli*, streptocoques fécaux, *Clostridium perfringens*, *Clostridium botulinum* de type E, *Vibrio vulnificus*, *Vibrio cholerae*, *Vibrio parahaemolyticus*, *Aeromonas* spp. (Hood et Ness, 1982 ; Martinez-Manzanares *et al.*, 1992 ; Hill *et al.*, 1996 ; Ferguson *et al.*, 1996 ; Høi *et al.*, 1998 ; Hielm *et al.*, 1998). Parmi cette flore abondante, des virus entériques pouvant présenter un danger potentiel pour l'homme sont également présents (Le Guyader *et al.*, 1994).

• Contamination virale du sédiment

Malgré les traitements d'épuration, les virus rejetés dans l'environnement sont encore abondants. Selon Schwartzbrod *et al.* (1979), une agglomération de 300 000 habitants traitant ses eaux usées déverserait plus de 10^9 virus entériques infectieux par 24 heures. Ainsi, de nombreux virus entériques tels que celui de l'hépatite A ou des virus responsables de gastro-entérites comme les calicivirus humains, les rotavirus, les astrovirus, les entérovirus sont rejetés dans les zones côtières. Dans le milieu hydrique, les virus sont adsorbés principalement sur les particules sédimentaires fines ($\leq 3 \mu\text{m}$) en suspension dans l'eau et notamment sur les particules d'argile (Rao *et al.*, 1986). Par exemple, les montmorillonites retiennent 93 à 99 % des poliovirus présents (Schaub *et al.*, 1974). L'adsorption des virus sur les sédiments nécessite des ions Na^+ et Ca^{++} . Ces cations neutralisent l'excès de charges négatives des particules. Les fortes concentrations en cations augmentent également la rétention des virus. L'adsorption se fait grâce à des liaisons de type Van der Waals et elle est réversible. Quand on abaisse la force ionique du milieu, les virus se désorbent du sédiment. En règle générale, les faibles pH favorisent l'adsorption des virus et les forts pH leur élution. Cependant, la matière organique soluble entre en compétition avec les virus pour l'adsorption sur les particules sédimentaires.

D'un point de vue quantitatif, Bitton (1975) a dénombré jusqu'à 10^5 particules virales adsorbées par gramme de silicate. D'une manière générale, la charge virale du sédiment serait 10 à 10 000 fois supérieure

à celle de l'eau superficielle, ce qui montre la capacité de rétention du sédiment (Melnick, 1984). Certains substrats ont de fortes capacités d'adsorption comme l'hématite, la magnétite en présence de chlorure de calcium, l'oxyde de fer, la silice (SiO_2). Dans le milieu marin, Gerba *et al.* (1977) ont montré que le poliovirus est retenu sur les sédiments d'estuaire dans des proportions qui atteignent 99 à 100 %. Lors d'études *in vitro*, les rotavirus s'adsorbent plus facilement en faible condition de salinité (Metcalf *et al.*, 1984).

Les microorganismes pathogènes pour l'homme étant en faible nombre dans l'environnement, la législation propose des indicateurs de contamination fécale pour évaluer le risque sanitaire.

- Les indicateurs de contamination fécale

L'étude sanitaire des eaux côtières et des eaux de rivière utilise l'analyse quantitative de germes tests qui font office d'indicateurs de pollution fécale : *Escherichia coli* ou les coliformes thermotolérants et les streptocoques fécaux. Un indicateur doit répondre à différents critères : (1) indiquer la présence de germes pathogènes et être présent uniquement lorsque les pathogènes sont présents ; (2) être en plus grand nombre que les pathogènes ; (3) se développer facilement sur des milieux de culture ordinaires et son identification doit se faire sans ambiguïté ; (4) être réparti au hasard dans l'échantillon et ne pas se multiplier dans l'environnement ni être inhibé par la présence d'autres bactéries.

Ces dernières années, plusieurs études ont été réalisées afin d'évaluer la bonne représentativité de ces indicateurs. En effet, des pathogènes tels que les virus et certaines bactéries (*Salmonella* et *Clostridium*) persistent plus longtemps que les indicateurs dans l'environnement, respectivement sous forme inerte, dormante et sporulée. Se pose alors le problème de la corrélation entre ces pathogènes et les indicateurs (Martinez-Manzanares *et al.*, 1992 ; Ferguson *et al.*, 1996).

Parmi les microorganismes proposés, plusieurs auteurs suggèrent *Clostridium perfringens* comme indicateur de contamination fécale dans les sédiments. Un exemple est donné par l'étude du site d'immersion des boues de stations d'épuration de New York et de New Jersey où des déversements ont eu lieu de 1986 à 1992 (soit $42 \times 10^6 \text{ m}^3$) à 196 km des côtes. Ces boues ont sédimé et des spores de *Clostridium perfringens* ont été dénombrées dans les sédiments superficiels à raison d'environ 9 000 spores par gramme de sédiment sec à proximité du site de rejet, dans des conditions marines extrêmes : 2 200-2 700 m de profondeur, environ 250 atmosphères de pression et une température de 2 °C (Hill *et al.*, 1993). Un an après l'arrêt du rejet, une concentration stable de spores de *Clostridium perfringens* est observée (Hill *et al.*, 1996). Cette très longue survie de *Clostridium perfringens* dans des conditions extrêmes pourrait introduire un biais dans une analyse à long terme de l'impact de rejets.

De nouveaux indicateurs viraux ont également été proposés (IAWPRC, 1991) : les entérovirus, les virus pathogènes détectés par des techniques moléculaires (Metcalf *et al.*, 1995) et les bactériophages (Harvelaar et

al., 1993 ; Doré et Lees, 1995). La recherche des entérovirus par culture cellulaire est de plus en plus écartée car elle est longue, coûteuse et se heurte à des problèmes techniques (masquage des virus par le sédiment par ailleurs toxique vis-à-vis de la culture cellulaire). Pour les virus détectés par des techniques moléculaires (PCR), les résultats obtenus sont intéressants mais doivent être quantifiés. L'utilisation des bactériophages retient actuellement l'attention de divers auteurs.

Les bactériophages sont des virus infectant les bactéries. Ils sont, de ce fait, inertes et persistent comme eux dans l'environnement. Plusieurs classes de bactériophages ont été proposées comme indicateurs de contamination fécale (Armon et Kott, 1996) : (1) les phages somatiques infectant *Escherichia coli*; (2) les phages de *Bacteroides fragilis* qui présentent l'avantage de signer une contamination humaine et de permettre ainsi de distinguer l'origine de la pollution (Jofre *et al.*, 1997); cependant, ils sont souvent présents en faible nombre et la méthode de détection est assez délicate à mettre en œuvre (Le Maître, 1990); (3) les phages F+ARN spécifiques d'*Escherichia coli* et *Salmonella* spp. Divers travaux tentent actuellement de valider ces indicateurs, mais très peu d'études portent sur le sédiment (Chung et Sobsey, 1993 ; Ferguson *et al.*, 1996 ; Tarter et Jofre, 1987).

Devenir des microorganismes dans le sédiment

- Activité métabolique des bactéries et leur survie dans le sédiment

Activité métabolique

En dépit de fortes concentrations en matière organique, le sédiment représente pour les microorganismes un environnement limité en énergie et en nutriments ; en effet, une large proportion de la matière organique est réfractaire et la partie labile n'est pas toujours immédiatement utilisable par les bactéries. De très grandes variations spatio-temporelles sont observées au niveau des apports en éléments nutritifs et les organismes qui survivent sont soit ceux qui ont une faible activité, adaptés à de faibles concentrations en éléments nutritifs, soit ceux qui peuvent assimiler très rapidement la matière organique pendant de courtes périodes d'abondance et survivre dans des stades inactifs durant de longues périodes intermédiaires.

Différents modes d'adaptation peuvent être utilisés : le plus draconien est celui de la formation de spores (*Clostridium*) qui offre une très grande résistance à la température ou à toute autre condition défavorable. Cependant, toutes les bactéries n'ont pas cette possibilité et, lorsque les conditions extérieures ne sont pas vraiment létales, elles utilisent différents mécanismes pour survivre. Ainsi, la plupart adhèrent aux surfaces. Les bactéries peuvent rester ainsi actives à de très faibles niveaux de concentration en nutriments. La fixation aux particules semblerait permettre aux bactéries d'avoir une plus forte activité métabolique que les bactéries libres ; elles seraient ainsi responsables de la dégradation de la plus grande partie de la matière organique et de 90 % de la production de carbone (Crump *et al.*, 1998).

Différents états physiologiques ont pu être mis en évidence lors de la survie des bactéries en condition stressante (Roszak et Colwell, 1987). Dans les premiers stades, dits « viables et cultivables », la bactérie présente un métabolisme qui lui permet d'être recultivée en utilisant des méthodes dites douces (préculture) ; à un stade ultérieur, les cellules ne peuvent plus être cultivées mais elles continuent à pouvoir utiliser du matériel exogène et à avoir un métabolisme actif : elles sont alors dites « viables non cultivables » (Davies *et al.*, 1995). Ces observations ont amené Guillaud *et al.* (1997) à remettre en question la valeur du T90 (temps nécessaire pour que 90 % des bactéries ne soient plus retrouvées par culture technique classique de dénombrement des bactéries) dans l'estimation du risque sanitaire et à proposer d'utiliser plutôt le VT90 qu'ils définissent comme étant le temps nécessaire pour que la numération directe des bactéries viables (DVC) diminue d'un logarithme décimal.

Survie des bactéries dans le sédiment

La réduction de l'activité métabolique constitue globalement un moyen de survie des bactéries dans le sédiment puisqu'elles vont s'adapter à ce milieu hostile.

La présence d'osmoprotecteurs (glycine-bétaïne, tréhalose, acides aminés) peut également augmenter la survie des bactéries d'origine fécale. Ghoul *et al.* (1990) ont pu observer qu'*Escherichia coli*, placé dans du sédiment vaseux, était capable d'accumuler de la bétaïne exogène et d'augmenter ainsi sa tolérance au sel. Gauthier et Le Rudulier (1990) ont, quant à eux, démontré que cette accumulation était plus importante dans un sédiment riche en matière organique.

Le sédiment marin côtier est un milieu où sont concentrés de nombreux polluants chimiques et notamment des métaux lourds souvent toxiques à l'état de traces. À de fortes concentrations en métaux lourds correspondent, en général, de faibles numérations bactériennes (Fabiano *et al.*, 1994). Cependant, l'effet à long terme de cette exposition chez les bactéries semble être le développement de résistance à ces métaux et également à d'autres substances comme les antibiotiques (Rasmussen et Sorensen, 1998). Les gènes de résistance peuvent, en effet, être portés par des plasmides transférables d'une bactérie à l'autre par conjugaison. Les gènes de résistance aux antibiotiques sont proches de ceux responsables de la résistance aux métaux lourds ; ils sont donc souvent transférés simultanément et leur fréquence d'expression est similaire (Bale *et al.*, 1988). Un autre polluant, le tributylétain (TBT), utilisé comme matière active des peintures antifouling sur des coques de bateaux est connu pour ses effets néfastes sur les coquillages et les gastéropodes (Alzieu *et al.*, 1980). Une étude a été réalisée sur la baie d'Arcachon pour évaluer son impact sur les populations microbiennes du sédiment (*Clostridium*, *Pseudomonas* et entérobactéries). Il semblerait qu'un environnement pollué au TBT n'engendre pas de sélection de populations bactériennes résistantes. En effet, aucune différence significative dans la sensibilité au TBT n'a été observée entre les souches issues

de cet environnement et des souches provenant d'environnement non pollué (Jude *et al.*, 1996). Cette étude a montré que les souches isolées du port d'Arcachon tolèrent des concentrations en TBT de 0,4 mg.l⁻¹ pour les Clostridia à plus de 1 000 mg.l⁻¹ pour les entérobactéries, c'est-à-dire des concentrations de 4 à 4 000 fois supérieures à celles auxquelles elles sont soumises dans le port (Jude *et al.*, 1996).

Devenir des virus dans le sédiment

Les sédiments joueraient un rôle protecteur vis-à-vis des virus qui, enrobés, se trouvent à l'abri des agressions chimiques. De plus, les sédiments, en piégeant les composés chimiques éventuellement toxiques, ont un pouvoir neutralisant. La sensibilité des virus aux agents désinfectants se trouverait très diminuée par le piégeage des composés toxiques sur les particules solides.

Les virus accumulés dans les sédiments conservent leur potentiel infectieux et leur virulence pendant plusieurs semaines alors qu'elle n'est que de quelques jours dans l'eau de mer. De plus, le maintien du pouvoir infectieux est inversement proportionnel à la température. Ainsi, Chung et Sobsey (1993) ont montré qu'au bout de 38 jours à 25 °C le titre infectieux du poliovirus dans le sédiment diminuait de 4 unités logarithmiques, alors qu'il fallait 1 899 jours à 5 °C pour obtenir le même résultat (tab. 2). Ces études ont été réalisées par contamination *in vitro* de sédiment.

Tableau 2 - Survie des virus dans l'environnement; nombre de jours nécessaires pour la diminution du titre infectieux de 4 logarithmes décimaux.

| Température | Habitat | Virus F + Coliphage | Bacteroides <i>fragilis</i> phage | Poliovirus | Virus de l'hépatite A | Rotavirus |
|-------------|------------|---------------------|-----------------------------------|------------|-----------------------|-----------|
| 25 °C | Eau de mer | 11 | 47 | 25 | 34 | 22 |
| | Sédiment | 14 | 50 | 38 | 69 | 12 |
| 5 °C | Eau de mer | 125 | 50 | 37 | 84 | 871 |
| | Sédiment | 1 393 | 210 | 1 899 | infini | 234 |

(Chung et Sobsey, 1993)

Dans les estuaires, les sédiments représentent une source de contamination virale. La fluctuation de la salinité peut provoquer une désorption des virus, par exemple lors des crues entraînant une baisse de salinité. Des actions mécaniques telles que les remises en suspension lors des vives-eaux ou en période de clapot peuvent libérer également des virus qui vont de ce fait contaminer la masse d'eau ou les coquillages.

Le devenir de la charge microbienne sur le site d'un dragage

Le dragage provoque une remise en suspension des sédiments mais également des bactéries (Grimes, 1980) et virus qui y sont associés. Peu d'études ont été réalisées sur le devenir de cette charge microbienne ; cependant, des remises en suspension des sédiments et des microorganismes associés ont été mises en évidence lors des phénomènes de

marées, de certaines conditions météorologiques (orages, vents violents, fortes pluies) et de passages de bateaux (Grimes, 1980; Irvine et Pettibone, 1993; Pettibone *et al.*, 1996; Weiskel *et al.*, 1996).

De nombreux auteurs ont étudié les différents impacts sur le plan éco-logique : augmentation de la turbidité, de la demande en oxygène, des teneurs en métaux toxiques... Ces phénomènes peuvent, par exemple, aggraver localement des déficits en oxygène dissous déjà existants et dus à la présence, dans les estuaires, du bouchon vaseux.

Du point de vue de la microbiologie, se pose la question du devenir des flores bactérienne et virale et en particulier celles d'origine fécale, piégées dans les sédiments et remises en suspension lors des dragages. Comme pour tous les autres polluants, la qualité des matériaux dragués et l'hydrodynamisme conditionnent l'impact microbien du dragage sur l'environnement. Ainsi, Grimes (1980) montre qu'il existe, sur le site du dragage, une corrélation hautement significative entre les turbidités et les concentrations en germes tests : coliformes thermotolérants et streptocoques fécaux. Il est également important de souligner que la charge microbienne d'origine fécale des sédiments est très variable d'un site à l'autre et est concentrée dans les premiers centimètres. Lors du dragage, la couche contaminée va être mélangée à l'ensemble du sédiment, conduisant à une dilution de cette charge microbienne.

Pour étudier l'impact des dragages sur la contamination fécale d'un site, deux approches peuvent être envisagées : l'approche qualitative qui consiste à suivre certains pathogènes et l'approche quantitative nécessaire en matière de réglementation.

Aspect qualitatif de la contamination microbienne des eaux par les sédiments

Comme précédemment décrit, la flore microbienne du sédiment présente une très grande diversité d'espèces et est significativement différente de celle de l'eau surnageante avec notamment des concentrations bactériennes ou virales très supérieures (Melnick, 1984; Martinez-Manzanares *et al.*, 1992; Irvine et Pettibone, 1993; Pettibone *et al.*, 1996). Il est possible à partir de ces différences (nombre, espèces, activité métabolique...) de caractériser la flore de l'eau et celle du sédiment, et de tenter d'évaluer l'effet qualitatif d'une remise en suspension du sédiment sur la qualité de l'eau.

L'exemple présenté ci-dessous concerne l'estuaire de l'Elorn où le sédiment est régulièrement remis en suspension par les courants en vives-eaux (Pommepuy *et al.*, 1990). Les flores bactériennes ont été caractérisées par différents critères tels que l'aptitude des bactéries à fermenter le lactose à 42 °C (bactéries fécales), à croître en présence de NaCl (bactéries marines et bactéries halotolérantes) ou en fonction du type respiratoire : aérobies ou anaérobies (*Clostridium*, *Bacteroides*), etc.

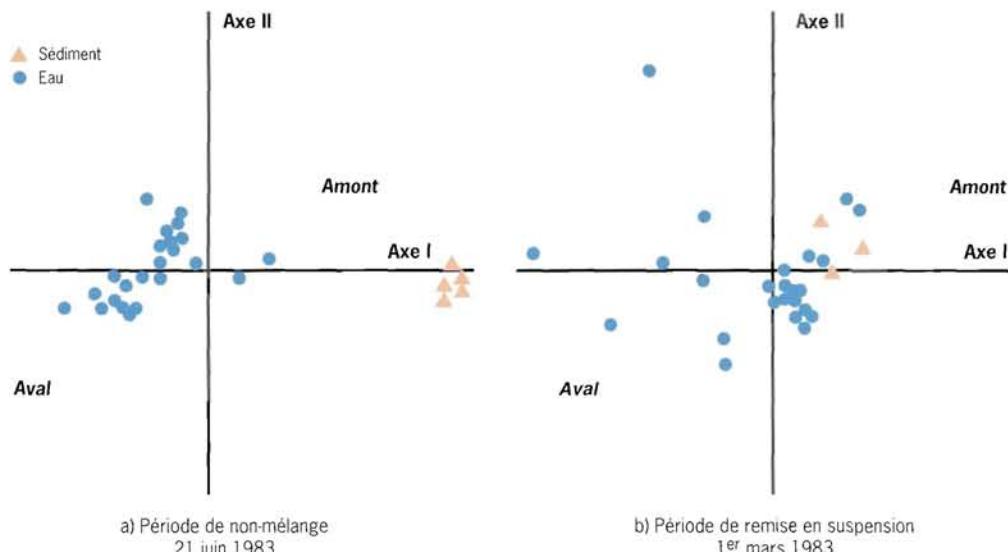
Une étude statistique des résultats par l'analyse des correspondances a été réalisée pour deux campagnes de mesures présentant des conditions

hydrodynamiques différentes : 21 juin 1983 (marée moyenne, coef. 63-65, peu de remise en suspension) et 1^{er} mars 1983 (vives-eaux, coef. 110-108, forte remise en suspension).

La figure 7a représente la projection du nuage des observations du 21 juin 1983 dans le plan défini par les deux premiers axes de l'analyse des correspondances qui extraient respectivement 85 % et 9 % de la variance totale du phénomène. Dans cette situation, une répartition de la flore de l'eau selon un gradient amont/aval très net et une séparation de la flore du sédiment et de celle de l'eau sont observées.

La figure 7b représente le graphique obtenu le 1^{er} mars 1983 ; les deux premiers axes extraient respectivement 44 % et 30 % de la variance. Dans le cas où l'on a de fortes remises en suspension, tous les points sont alignés selon un axe amont/aval avec une dispersion qui reste assez grande. Dans ces conditions hydrodynamiques, il y a donc intégration de la flore du sédiment au schéma général de distribution des bactéries dans l'estuaire.

Figure 7
Effet des remises en suspension de la flore du sédiment sur la qualité de l'eau d'un estuaire (Pommepuy *et al.*, 1990).
a : marée moyenne ;
b : vives-eaux.



Aspect quantitatif de la contamination microbienne des eaux par les sédiments

Parallèlement à cette modification de la distribution des ensembles bactériens, il y a, dans le sédiment, une alternance de fortes numérasions, correspondant à des périodes de mortes-eaux, où le sédiment se dépose, et de faibles numérasions qui sont en relation avec les périodes de crues ou de vives-eaux. La tendance inverse est observée pour les numérasions dans l'eau où les périodes de vives-eaux amènent de fortes numérasions et les situations de mortes-eaux des valeurs plus faibles (Pommepuy *et al.*, 1990).

Colonies de bactéries type vibron sur un sédiment argileux. Microscopie à balayage.

5 µm



La figure 8 représente les résultats obtenus en un point situé au centre de l'estuaire. Elle montre la simulation des remises en suspension de sédiments et des bactéries adhérentes à ces sédiments (bactéries liées) par les vives-eaux ; les bactéries circulant dans la masse d'eau sans sédimentier sont appelées « libres ». Les concentrations en bactéries ont été calculées dans un premier cas avec une perte de cultivabilité nulle et dans un deuxième cas avec un T90 de 7 jours pour les bactéries liées et de 2 jours pour les bactéries libres. Les résultats obtenus sont comparables aux concentrations observées *in situ* au même point et montrent l'importance de l'hydrodynamique sur la décroissance des concentrations bactériennes dans l'estuaire.

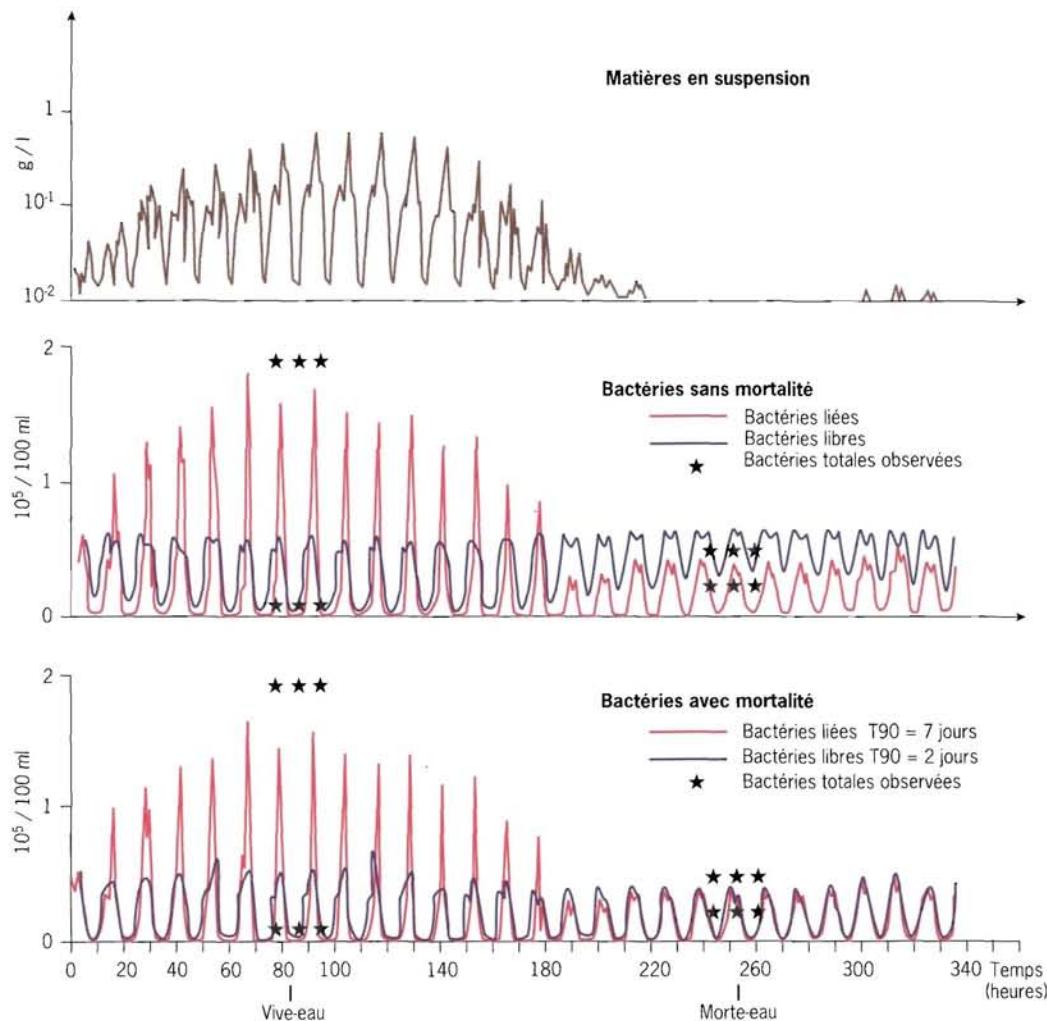
L'application de tels modèles au problème du dragage nécessite une bonne connaissance des sources de bactéries (rivières, rejets, sédiments) et de leur survie dans le sédiment et la masse d'eau.

Le devenir de la charge microbienne au niveau du site de rejet des matériaux dragués

Les sédiments prélevés sur le site de dragage peuvent être soit stockés à terre soit rejetés ou immersés au large des côtes. Quelles que soient les solutions choisies, elles présentent des risques de contamination des sites marins voisins et en particulier des zones de baignade et d'élevage conchylicole.

Le devenir de la charge microbienne lors de rejets des matériaux dragués en mer est fonction d'un certain nombre de processus qui contribuent à faire diminuer les concentrations microbiennes : la dilution physique, la sédimentation et, pour les bactéries, les facteurs liés à l'eau de mer et à l'ensoleillement qui conduisent à une atteinte cellulaire. Quant aux virus, leur comportement à l'échelle des travaux de dragage sera comparable à celui des particules inertes adhérentes au sédiment. La dilution physique joue un rôle primordial pour disperser les contaminants. Ainsi, Delattre (1988) constate, lors du suivi d'un rejet de sable vaseux, que dans les premiers prélèvements (10 minutes après le clapage) la dispersion du matériel est telle que les résultats bactériologiques révèlent des concentrations inférieures à 3 coliformes thermotolérants pour 100 ml.

Figure 8
Simulation de l'effet des remises en suspension sur les teneurs en matières en suspension et sur la qualité bactériologique de l'eau ; avec et sans lois de mortalité. Estuaire de Morlaix (Le Hir et al., 1989).



En ce qui concerne les phénomènes de sédimentation, la plupart des bactéries et des virus étant adhérents, ils vont suivre les lois de sédimentation des matériaux rejetés ; la fraction grossière se dépose très rapidement tandis que la fraction fine, *a priori* plus chargée en microorganismes, se maintiendra plus ou moins longtemps au niveau du point de rejet sous forme d'un nuage turbide. Cette fraction fine peut se déplacer sur des distances relativement grandes car on a pu mettre en évidence des virus entériques dans des sédiments prélevés à 5 km des côtes et à une profondeur de 82 m (Bosch *et al.*, 1988).

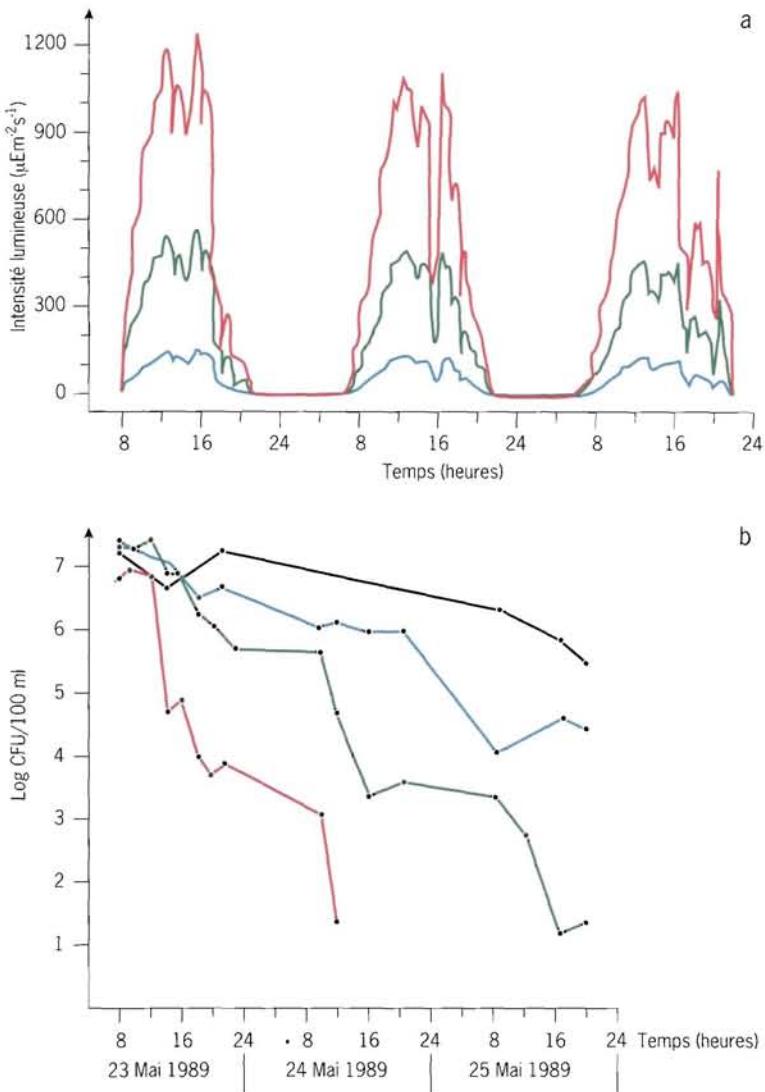
Les facteurs pouvant affecter la survie des bactéries d'origine entérique en mer ont fait l'objet de nombreuses études *in situ* ou en laboratoire : la lumière solaire (la lumière visible ou les UV proches), la salinité, la teneur en éléments nutritifs, la température, la prédatation et la compétition de flore. Sous l'effet des différents stress qu'elles rencontrent en milieu marin, les bactéries évoluent, comme dans le sédiment, vers des formes viables non cultivables (Roszak et Colwell, 1987 ; Trousselier *et al.*, 1998).

La lumière visible étant un des facteurs les plus importants pour limiter la survie des entérobactéries en mer, celui-ci a été plus particulièrement étudié ces dernières années. Il a été démontré qu'en milieu marin la lumière agissait sur les bactéries entériques par l'intermédiaire de la formation d'espèces oxygénées réactives, composés très réactifs pouvant endommager différents constituants cellulaires. Par ailleurs, son action néfaste est plus ou moins importante suivant l'état physiologique des bactéries et la qualité de l'eau (teneur en sels et en nutriments) (Gourmelon *et al.*, 1997).

Lors des rejets des matériaux dragués, l'action de la lumière sera atténuée par la turbidité, du fait de la formation d'un nuage de matières en suspension pendant cette opération. En effet, dès que les eaux sont turbides (20 mg.l⁻¹), une atténuation importante de la pénétration de la lumière est observée.

Des mesures réalisées *in situ* à l'aide de chambres à diffusion mettent en évidence l'effet de l'intensité lumineuse reçue par les bactéries sur la perte de cultivabilité bactérienne. Ainsi, à 2 m de profondeur, dans une eau marine de turbidité faible (< 3 mg.l⁻¹), les bactéries reçoivent des intensités lumineuses importantes (> 1 000 µE. m⁻².s⁻¹) et les numérisations chutent très rapidement (fig. 9a et 9b). Par contre, lorsque la profondeur d'expérimentation augmente de 5 à 10 m, l'intensité lumineuse reçue est moins importante et la perte de cultivabilité des bactéries est plus faible (Pommepuy *et al.*, 1990). Ainsi, dans les eaux turbides des zones de dragage et d'immersion, la survie des bactéries serait facilitée par la double action des matières en suspension : protection contre la pénétration de la lumière et support fournissant les éléments nutritifs aux bactéries.

Figures 9a et 9b
 Intensité lumineuse (a)
 et survie d'*Escherichia coli*
 (b) dans des chambres
 à diffusion maintenues
 à l'abri de la lumière (trait
 noir), à 2, 5 et 10 m
 de profondeur (traits rouge,
 vert et bleu) en baie
 de Morlaix.
 Mai 1989, salinité de 35,
 turbidité 3 mg.l⁻¹,
 température moyenne 15 °C
 (Pommepuy et al., 1990).



Conclusion

Ce texte dresse le bilan des études faites sur l'impact des dragages sur la qualité sanitaire de l'eau. Si l'analyse de la flore microbienne du sédiment et des facteurs influençant sa quantité et sa qualité est bien documentée, très peu d'études ont cependant été réalisées sur l'impact du dragage en lui-même. Ainsi, avant de conclure que les dragages ne constituent pas une menace pour les zones conchyliologiques ou de baignade, des études complémentaires sont nécessaires.

Références bibliographiques

- Albinger O., 1993. Relationship between number of saprophytic and faecal coliform bacteria and particle size of river sediment. *Arch. Hydrobiol. (Suppl.)*, 101, 23-34.
- Alzieu C., Thibaud Y., Heral M., Boutier B., 1980. Évaluation des risques dus à l'emploi des peintures antisolaires dans les zones conchyliologiques. *Rev. Trav. Inst. pêches maritimes*, 44, 305-348.
- Armon R., Kott Y., 1996. Bacteriophages as indicators of pollution. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 26, 299-335.
- Auer M.T., Niehaus S.L., 1993. Modeling faecal coliform bacteria. I. Field and laboratory determination of loss kinetics. *Wat. Res.*, 27, 693-701.
- Bale M.J., Fry J.C., Day M.J., 1988. Transfert and occurrence of large mercury resistance plasmids in river epilithon. *Appl. Environ. Microbiol.*, 54, 972-978.
- Bitton G., 1975. Adsorption of viruses onto surfaces in soil and water. *Wat. Res.*, 9, 473-484.
- Bosch A., Lucena F., Girones R., Jofre J., 1988. Occurrence of enteroviruses in marine sediment along the coast of Barcelona, Spain. *Can. J. Microbiol.*, 34, 921-924.
- Brisou J.-F., 1980. Débusquement enzymatique des bactéries fixées sur les sédiments marins. *Comptes rendus académie Sciences*, 290, 1421-1424.
- Chung H., Sobsey M.D., 1993. Comparative survival of indicator viruses and enteric viruses in seawater and sediment. *Wat. Sci. Tech.*, 27, 425-428.
- Crump B.C., Baross J.A., Simenstad C.A., 1998. Dominance of particle-attached bacteria in the Columbia River estuary, USA. *Aquat. Microb. Ecol.*, 14, 7-18.
- Davies C.M., Long J.A.H., Donald M., Ashbolt N.J., 1995. Survival of faecal microorganisms in marine and freshwater sediments. *Appl. Environ. Microbiol.*, 61, 1888-1896.
- Delattre J.-M., 1988. Dragages et microbiologie des vases portuaires. *Journées des « Cellules Pollutions Marines »*. Les Sables-d'Olonne, 26-28 avril 1988.
- Doré W.J., Lees D.N., 1995. Behavior of *Escherichia coli* and male-specific bacteriophage in environmentally contaminated bivalve molluscs before and after depuration. *Appl. Environ. Microbiol.*, 61, 2830-2834.
- Dupray E., Baleux B., Bonnefont J.-L., Guichaoua C., Pommepuy M., Derrien A., 1990. Apports en bactéries par les stations d'épuration. In: *La mer et les rejets urbains*, Bendor, 13-15 juin 1990, Ifremer, Actes de colloques, 11, 81-88.
- Epstein S.S., Rossel J., 1995. Enumeration of sandy sediment bacteria: search for optimal protocol. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 117, 289-298.
- Fabiano M., Danovaro R., Magi E., Mazzucotelli A., 1994. Effects of heavy metals on benthic bacteria in coastal marine sediments: a field result. *Mar. Pollut. Bull.*, 28, 18-23.

- Ferguson C.M., Coote B.G., Ashbolt N.J., Stevenson I.M., 1996. Relationships between indicators, pathogens and water quality in a estuarine system. *Wat. Res.*, 30, 2045-2054.
- Gauthier M.J., Le Rudulier D., 1990. Survival in seawater of *Escherichia coli* cells grown in marine sediments containing glycine betaine. *Appl. Environ. Microbiol.*, 56, 2915-2918.
- Gerba C.P., Smith E.M., Melnick J.L., 1977. Development of quantitative method for detecting enteroviruses in estuarine sediments. *Appl. Environ. Microbiol.*, 34, 158-163.
- Ghoul M., Bernard T., Cormier M., 1990. Evidence that *Escherichia coli* accumulates glycine betaine from marine sediments. *Appl. Environ. Microbiol.*, 56, 551-554.
- Gourmelon M., Touati D., Pommepuy M., Cormier M., 1997. Survival of *Escherichia coli* exposed to visible light in seawater : analysis of *rpoS*-dependent effects. *Can. J. Microbiol.*, 43, 1036-1043.
- Grimes D.J., 1980. Bacteriological water quality effects of hydraulically dredging contaminated upper Mississippi river bottom sediment. *Appl. Environ. Microbiol.*, 39, 782-789.
- Guillaud J.-F., Derrien A., Gourmelon M., Pommepuy M., 1997. T90 as a tool for engineers: Interest and limits. *Wat. Sci. Tech.*, 35, 277-281.
- Harvelaar A.H., Van Olphen M., Drost Y.C., 1993. F-specific RNA bacteriophages are adequate model organisms for enteric viruses in fresh water. *Appl. Environ. Microbiol.*, 59, 2956-2962.
- Hielm S., Hyttä E., Andersin A.B., Korkeala H., 1998. A high prevalence of *Clostridium botulinum* type E in Finnish freshwater and Baltic Sea sediment samples. *J. Appl. Microbiol.*, 84, 133-137.
- Hill R.T., Knight I.T., Anikis M.S., Colwell R.R., 1993. Benthic distribution of sewage sludge indicated by *Clostridium perfringens* at a deep ocean dump site. *Appl. Environ. Microbiol.*, 59, 47-51.
- Hill R.T., Straube W.L., Palmisano A.C., Gibson S.L., Colwell R.R., 1996. Distribution of sewage indicated by *Clostridium perfringens* at a deep-water disposal site after cessation of sewage disposal. *Appl. Environ. Microbiol.*, 62, 1741-1746.
- Høi L., Dalsgaard I., Dalsgaard A., 1998. Improved isolation of *Vibrio vulnificus* from seawater and sediment with cellobiose-colistin agar. *Appl. Environ. Microbiol.*, 64, 1721-1724.
- Hood M.A., Ness G.E., 1982. Survival of *Vibrio cholerae* and *Escherichia coli* in estuarine waters and sediment. *Appl. Environ. Microbiol.*, 43, 578-584.
- IAWPRC, 1991. Bacteriophages as model viruses in water quality control. *Wat. Res.*, 25, 529-545.
- Irvine K.N., Pettibone G.W., 1993. Dynamics of indicator bacteria populations in sediment and river water near a combined sewer outfall. *Environmental Technology*, 14, 531-542.
- Jofre J., Araujo R., Puig A., 1997. Bacteriophages of *Bacteroides fragilis* as indicators of human faecal pollution. *Progress in Microbial Ecology*, 75-478.

- Jude F, Lascourrèges J.-F, Capdepuy M., Quentin C., Caumette P., 1996. Evaluation of tributyltin resistance in marine sediment bacteria. *Can. J. Microbiol.*, 42, 525-532.
- Le Guyader F., Dubois E., Ménard D., Pommepuy M., 1994. Detection of hepatitis A virus, rotavirus, and enterovirus in naturally contaminated shellfish and sediment by reverse transcription-semi-nested PCR. *Appl. Environ. Microbiol.*, 60, 3665-3671.
- Le Guyader F., Pommepuy M., Cormier M., 1991. Implantation d'*Escherichia coli* en pilote expérimental et influence des compétitions de flore. *Can. J. Microbiol.*, 37, 116-121.
- Le Hir P., Guillaud J.-F., Pommepuy M., Le Guyader F., Salomon J.-C., 1989. Modélisation du transport dissous et particulaire dans l'estuaire de Morlaix. Application au devenir des bactéries entériques. Session n° 139 SHF, 15-16 novembre 1989 : les modèles mathématiques pour la gestion de la qualité des eaux superficielles.
- Le Maître J.-P., 1990. Recherche des bactériophages de *Bacteroides fragilis* dans les moules. Approche méthodologique. Faculté des sciences pharmaceutiques et biologiques. Université Nancy I, 34 p.
- Lindahl V., Bakken L.R., 1995. Evaluation of methods for extraction of bacteria from soil. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 16, 135-142.
- Martinez-Manzanares E., Morinigo M.A., Castro D., Balebona M.C., Sanchez J.M., Borrego J.J., 1992. Influence of the faecal pollution of marine sediments on the microbial content of shellfish. *Mar. Pollut. Bull.*, 24, 342-349.
- Melnick J.L., 1984. Enteric viruses in water. In: *Monographs in virology*, Basel-Karger (ed.), 15, 235 p.
- Metcalf T.G., Melnick J.L., Estes M.K., 1995. Environmental virology : from detection of virus in sewage and water by isolation to identification by molecular biology: a trip of over 50 years. *Ann. Rev. Microbiol.*, 49, 461-487.
- Metcalf T.G., Rao V.C., Melnick J.L., 1984. Solid associated viruses in a polluted estuary. *Monogr. Virol.*, 15, 97-110.
- Nealson K.H., 1997. Sediment bacteria: who's there, what are they doing, and what's new? *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.*, 25, 403-434.
- Pettibone G.W., Irvine K.N., Monahan K.M., 1996. Impact of a ship passage on bacteria levels and suspended sediment characteristics in the Buffalo River, New York. *Wat. Res.*, 30, 2517-2521.
- Pommepuy M., Guillaud J.-F., Le Guyader F., Dupray E., Cormier M., 1990. Le devenir de la charge bactériologique des sédiments dragués. In: *Actes du séminaire international sur les aspects environnementaux liés aux activités de dragages*. Nantes, 27 novembre 1989-1^{er} décembre 1989, 65-78.
- Rao V.C., Metcalf T.G., Melnick J.L., 1986. Human viruses in sediments, sludges, and soils. *Bull. World Health Organ.*, 64, 1-13.
- Rasmussen L.D., Sorensen S.J., 1998. The effect of longterm exposure to mercury on the bacterial community in marine sediment. *Curr. Microbiol.*, 36, 291-297.

- Roszak D.B., Colwell R.R., 1987. Survival strategies of bacteria in the natural environment. *Microbiol. Rev.*, 51, 365-379.
- Schallenberg M., Kalf J., 1993. The ecology of sediment bacteria in lakes and comparison with other aquatic ecosystems. *Ecology*, 74, 919-934.
- Schaub S.A., Sorber C.A., Taylor G.W., 1974. The association of enteric viruses with natural turbidity in the aquatic environment. In: *Virus survival in water and wastewater systems*. J.F. Malina, Salick B.P. (eds), CFRIWR. The University of Texas, Austin, vol. 71-83.
- Schwartzbrod L., Lucena F., Finance C., 1979. Étude quantitative de la pollution virale dans l'affluent et l'effluent d'une station d'épuration d'eaux résiduaires. *J. Fr. Hydrol.*, 10, 7-20.
- Tartera C., Jofre J., 1987. Bacteriophages actives against *Bacteroides fragilis* in sewage-polluted waters. *Appl. Environ. Microbiol.*, 53, 1632-1637.
- Trousselier M., Bonnefont J.-L., Courties C., Derrien A., Dupray E., Gauthier M., Gourmelon M., Joux F., Lebaron P., Martin Y., Pommeuy M., 1998. Responses of enteric bacteria to environmental stresses in seawater. *Oceanol. Acta*, 21, 965-981.
- Weiskel P.K., Howes B.L., Heufelder G.R., 1996. Coliform contamination of a coastal embayment : Sources and transport pathways. *Environ. Sci. Technol.*, 30, 1872-1881.

Chapitre IV

Phytoplancton toxique et sédiments

Évelyne Erard-Le Denn

Phytoplancton toxique et sédiments

Certaines microalgues du phytoplancton produisent des toxines qui sont susceptibles de provoquer des mortalités d'organismes marins (ichthyotoxines) ou de s'accumuler dans les coquillages ou les poissons et ainsi de les rendre impropre à la consommation (Le Doux et Fremy, 1994). Dans les eaux européennes, on apporte une attention toute particulière à la présence des toxines diarrhéiques (DSP) ou paralytiques (PSP) dans les mollusques bivalves tels que les moules, huîtres... En effet, en s'alimentant, ces coquillages filtrent de très importants volumes d'eau qui peuvent renfermer des dinoflagellés producteurs de toxines (Sommer et Meyer, 1937 ; Shumway, 1989). Parmi les plus dangereuses figurent les espèces produisant des toxines paralysantes qui peuvent être mortelles pour l'homme. C'est le cas d'*Alexandrium minutum*, dinoflagellé dénombré sur les côtes françaises. Signalé pour la première fois en 1988 dans le Finistère Nord (Nézan et Le Doux, 1989), *A. minutum* est présent de manière endémique le long des côtes de la Bretagne, notamment dans les abers et en baie de Morlaix (Erard-Le Denn *et al.*, 1993). Observé à des concentrations importantes, dépassant parfois 40 millions de cellules par litre d'eau, ce dinoflagellé est capable de se développer très rapidement et de s'étendre aux zones voisines. De plus, cette espèce est capable de survivre dans des conditions environnementales défavorables : elle forme des cellules à parois épaisses, nommées kystes, qui sédimentent et survivent pendant des mois ou des années dans un état de dormance (Erard-Le Denn, 1991). Le retour à des conditions de croissance favorables déclenche la germination de ces kystes.

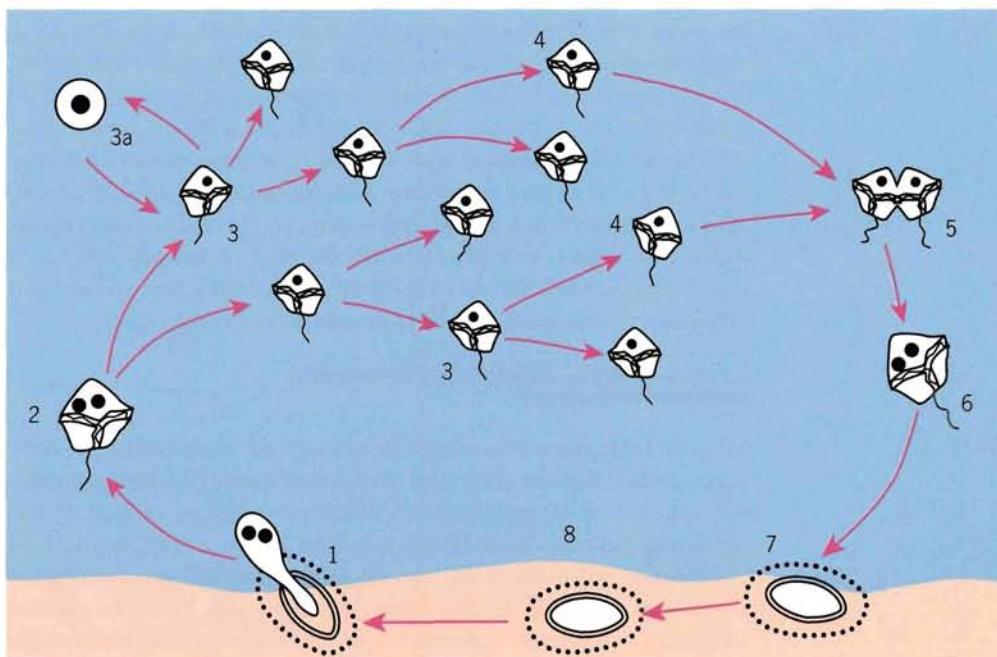
Le cycle biologique d'*Alexandrium minutum*

Le cycle biologique d'*Alexandrium minutum* est indéniablement complexe car il comporte des stades morphologiques et biologiques différents. La figure 10 représente les différents stades du cycle dont certains correspondent à des formes mobiles (2, 3, 4, 5 et 6) et d'autres à des formes immobiles (7, 8, 1 et 3a). Le stade mobile comprend principalement les cellules végétatives en division (3) (fig. 11a) et les gamètes (4) qui sont les formes rencontrées dans les efflorescences au moment des événements toxiques. Ces dernières cellules qui ne contiennent qu'un noyau fusionnent (5) et le planozygote (6) qui en résulte est généralement mobile, de même aspect mais plus volumineux que le stade végétatif. Après quelques jours passés en milieu pélagique, le planozygote perd ses flagelles et se transforme en forme immobile appelée kyste (7) (fig. 11b). Il faut noter que toutes les cellules végétatives ne produisent pas des kystes et que le rapport kystes/stades mobiles peut varier de 0,5 à 1/500 suivant les conditions, physiologiques de l'espèce et d'environnement. Formé à la fin de l'efflorescence, le jeune kyste immature (7) sédimente : à ce stade, il est non revivifiable et une période de dormance variant

de 2 à 5 mois lui est nécessaire pour devenir un kyste de résistance (8), viable pendant environ 6 ans dans le sédiment. Une autre forme de résistance appelée kyste temporaire (3a) peut également être retrouvée parmi la population pélagique. Ce kyste est obtenu lorsque les conditions environnementales sont défavorables, mais son retour à la forme végétative peut se faire rapidement.

En résumé, le dinoflagellé toxique *Alexandrium minutum* est la plupart du temps présent dans le milieu sous sa forme enkystée : c'est seulement au bout de 9 à 10 mois, lorsque les conditions environnementales sont favorables, que les kystes peuvent germer (1) pour donner des cellules végétatives. Les particularités de la formation des kystes expliquent bien des aspects écologiques et biogéographiques des algues à reproduction sexuée : le moment et la localisation d'une efflorescence dépendent respectivement de l'instant où les kystes germent et de l'endroit où ils se sont déposés. La production de kystes facilite la dispersion des espèces car, transportés par les courants ou par d'autres moyens, ils peuvent former l'inoculum qui colonisera des zones encore non touchées.

Figure 10
Cycle biologique
d'*Alexandrium minutum*
d'après Wyatt et Jenkinson,
(1997) :
1) germination du kyste
à la surface du sédiment;
2) planoméioyte; 3) cellules
végétatives en division;
3a) kyste temporaire;
4) gamètes. 5) fusion de
gamètes; 6) planozygote;
7) kyste immature; 8) kyste
mature dit de résistance.

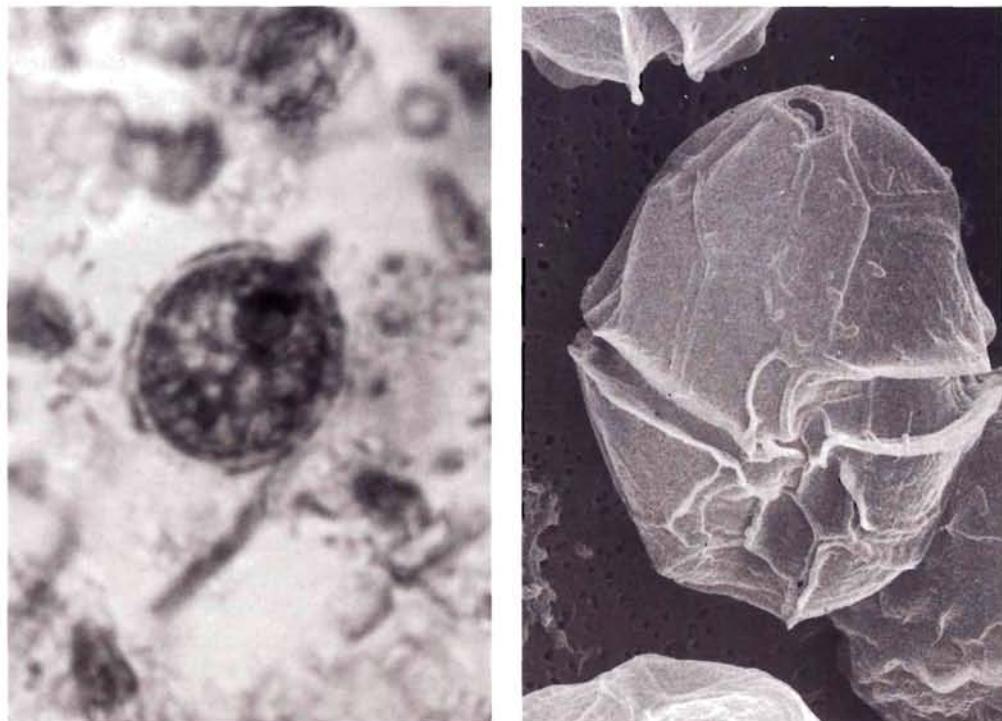


Ainsi, les kystes d'*A. minutum* se comportent comme les particules inertes des sédiments auxquels ils sont agrégés. Leur remise en suspension au printemps, associée au retour à des conditions de croissance favorables, déclenche la germination et le repeuplement de l'eau en donnant de nouvelles cellules végétatives susceptibles de former des eaux colorées.

La plupart des travaux référencés sur les phénomènes de désenkystement des dinoflagellés (Endo et Nagata, 1984; Anderson et Keafer, 1987; Blanco, 1990; Cannon, 1993) concernent des études menées en labo-

ratoire à partir de kystes isolés des sédiments. Pour se rapprocher des conditions environnementales, des expérimentations menées par Erard-Le Denn (1997b) ont été réalisées en maintenant les kystes dans leur matériel sédimentaire. Celles-ci ont montré qu'à des températures comprises entre 14 et 20 °C, et dans des eaux de salinité variant entre 18 et 37, les kystes étaient susceptibles de germer. Des conditions de milieu dépend également la vitesse de germination. C'est ainsi que, quelles que soient la température et la salinité, aucun kyste ne se revivifie après un jour d'incubation. Par contre, 15 % des kystes germent après 2 jours, à une température minimale de 16 °C et une salinité inférieure à 32. Au-delà du troisième jour, le processus de division des cellules issues de la germination des kystes est en cours.

Figure 11
a) à droite, cellule végétative d'*A. minutum* en microscopie électronique
(1 cm correspond à 7 µm);
b) à gauche, kyste de résistance d'*A. minutum* en microscopie optique
(1 cm correspond à 14 µm).



Présence et origines d'*Alexandrium minutum*

En ce qui concerne la présence de l'espèce dans les sédiments, une étude réalisée en 1996 (Erard-Le Denn, 1997a) le long des côtes de la Bretagne a montré que, sur 32 sites échantillonnés, 8 s'avèrent être « sensibilisés » car contaminés par des kystes viables d'*Alexandrium minutum* : la Rance, le Trieux, le Jaudy, la baie de Lannion, la baie de Morlaix incluant la Penzé, l'aber Wrac'h et l'aber Benoît. Des efflorescences ont été observées seulement en Rance, en baie de Morlaix et dans les abers, mais tout porte à croire que les zones « sensibilisées » doivent être considérées comme à risque pour l'avenir.

Outre la France, en Europe, les zones où *Alexandrium minutum* est présent de manière endémique concernent essentiellement au nord, l'Irlande, la Hollande, l'Allemagne, la Grande-Bretagne et la Norvège, et au sud, l'Espagne, le Portugal et l'Italie (Nehring, 1998).

Jusqu'à présent, il est difficile d'évaluer l'importance relative des apports côtiers et le rôle de l'activité humaine dans le développement des algues toxiques, certains biologistes supposent que la pollution favorise préférentiellement ces espèces nuisibles, d'autres soutiennent que l'enrichissement des eaux est aggravé par l'intensification des communications, entraînant de ce fait l'introduction d'espèces étrangères.

À ce jour, les causes des introductions restent encore mal connues, néanmoins elles sont probablement variées et une même espèce peut, *a priori*, être introduite de différentes manières :

- soit par le biais de transferts géographiques de coquillages. Dans ce cas, la flore associée ne fait pas l'objet de surveillance et les coquillages peuvent stocker *in situ* des cellules ou des kystes phytoplanctoniques viables (Scarret *et al.* 1993). Le transport de coquillages d'une zone de production à l'autre est donc un facteur de déplacement de foyers d'épidémie quand on sait que, dans le bol alimentaire d'une huître, il peut y avoir jusqu'à 80 % de cellules viables d'*Alexandrium* ;
- soit par introductions accidentelles causées par l'intensification des communications et, notamment, par les transports d'algues dans les cuves des bateaux (Gosselin *et al.*, 1995 ; Locke *et al.*, 1993 ; Smith et Kerr, 1992 ; Subba Rao *et al.*, 1994). Nous savons depuis longtemps que les bateaux transportent des organismes dans l'eau de leurs ballasts. Une équipe de chercheurs de l'université de Tasmanie a montré que des boues de vraquiers pouvaient contenir jusqu'à 300 millions de kystes de dinoflagellés par cuve (Hallegraeff et Bolch, 1992). Ces chercheurs ont aussi démontré que l'apparition, au cours des vingt dernières années, d'un dinoflagellé toxique dans les eaux tasmaniennes correspond au développement du commerce de bois avec le Japon.

Sur nos côtes, une étude récente menée par Fouché et Masson (1998) montre que, de 1993 à 1995, 50 % des navires accostant dans les ports de La Rochelle-La Pallice et Rochefort proviennent des côtes portugaises et espagnoles, les autres navires viennent de la mer Rouge, du golfe Persique, de la mer Noire, de la Baltique, de Norvège, d'Asie du Sud-Est, etc. Certaines espèces proliférant sur nos côtes pourraient donc avoir une origine étrangère.

Les zones de dragage à risque

Les opérations de dragage et d'immersion des boues représentent un facteur de dissémination géographique d'*A. minutum* par l'intermédiaire des formes enkystées présentes dans le sédiment. Il convient donc de prendre en compte ce risque dans les procédures réglementaires d'autorisation de l'immersion des boues. Ces considérations sont d'autant plus impérieuses que l'on se trouve à proximité de régions conchyliocles. Les zones à risques du littoral français correspondent à deux situations bien définies :

- Zones à risque élevé pour les secteurs où des efflorescences se sont déjà produites. C'est le cas de :
 - la côte nord de la Bretagne : dans l'aber Wrac'h en 1988 ($2,3 \cdot 10^6$ cellules par litre) et en 1995 ($5,7 \cdot 10^6$ cellules par litre), la baie de Morlaix tous les ans depuis 1989 (sauf en 1991), à des concentrations supérieures à $1 \cdot 10^6$ cellules par litre, pouvant atteindre plus de $40 \cdot 10^6$ cellules par litre (la Penzé en 1997), la Rance depuis 1996 (720 000 cellules par litre);
 - la côte sud de la Bretagne où une importante efflorescence de *Protogonyaulax* sp. (= *Alexandrium* sp.) a été observée en 1985 avec $6 \cdot 10^6$ cellules par litre (Lassus *et al.*, 1986).
- Les kystes dans les sédiments des abers bretons et de la baie de Morlaix ont fait l'objet d'une étude approfondie par Erard-Le Denn *et al.* (1993). Ces auteurs ont montré que, dans ces zones, les kystes étaient systématiquement présents et revivifiables jusqu'à une profondeur de sédiment de 10 à 30 cm et que leur densité était maximale en surface à la fin de l'été (24 000 kystes par gramme de sédiment humide). Le cas de la rade de Toulon semble particulier, puisque l'efflorescence remarquée pour la première fois en 1990 ne s'est jamais renouvelée et que des kystes n'ont pas été observés dans les sédiments ;
- Zones à risque potentiel pour les secteurs où l'espèce est présente dans les eaux ou dans les sédiments mais n'a jamais donné lieu à des efflorescences. Les observations réalisées dans les échantillons d'eau depuis 1984, dans le cadre du réseau Ifremer de surveillance du phytoplancton toxique (Réphy), montrent que *A. minutum* est observé épisodiquement depuis 1988 et à faible concentration sur les côtes de Bretagne Ouest et Sud, mais plus récemment en Poitou-Charentes et en Aquitaine. La figure 12, tirée de Belin et Raffin (1998), donne les zones concernées de 1992 à 1995 ainsi que les concentrations maximales observées par site.

Conclusion

Les espèces phytoplanctoniques toxiques, telles qu'*Alexandrium minutum*, représentent un danger réel pour la santé des consommateurs de coquillages. La dissémination des formes enkystées est de nature à accroître le risque potentiel d'efflorescence qu'il convient de gérer par des mesures prédictives et des contrôles appropriés. Ainsi, dans certains secteurs exposés, l'immersion des sédiments portuaires a été remplacée par leur dépôt à terre qui paraît de nature à réduire la dispersion des kystes. La prise de conscience des risques encourus par l'introduction d'espèces étrangères véhiculées par le transport maritime est aujourd'hui internationale. Ainsi, le programme Global Ecology of Harmful Algal Blooms (GEOHAB) s'est donné pour but de favoriser les échanges de connaissances sur les comportements physiologiques des algues toxiques. L'élaboration d'une théorie générale devrait permettre de définir des mesures de préservation et de contrôle efficaces.

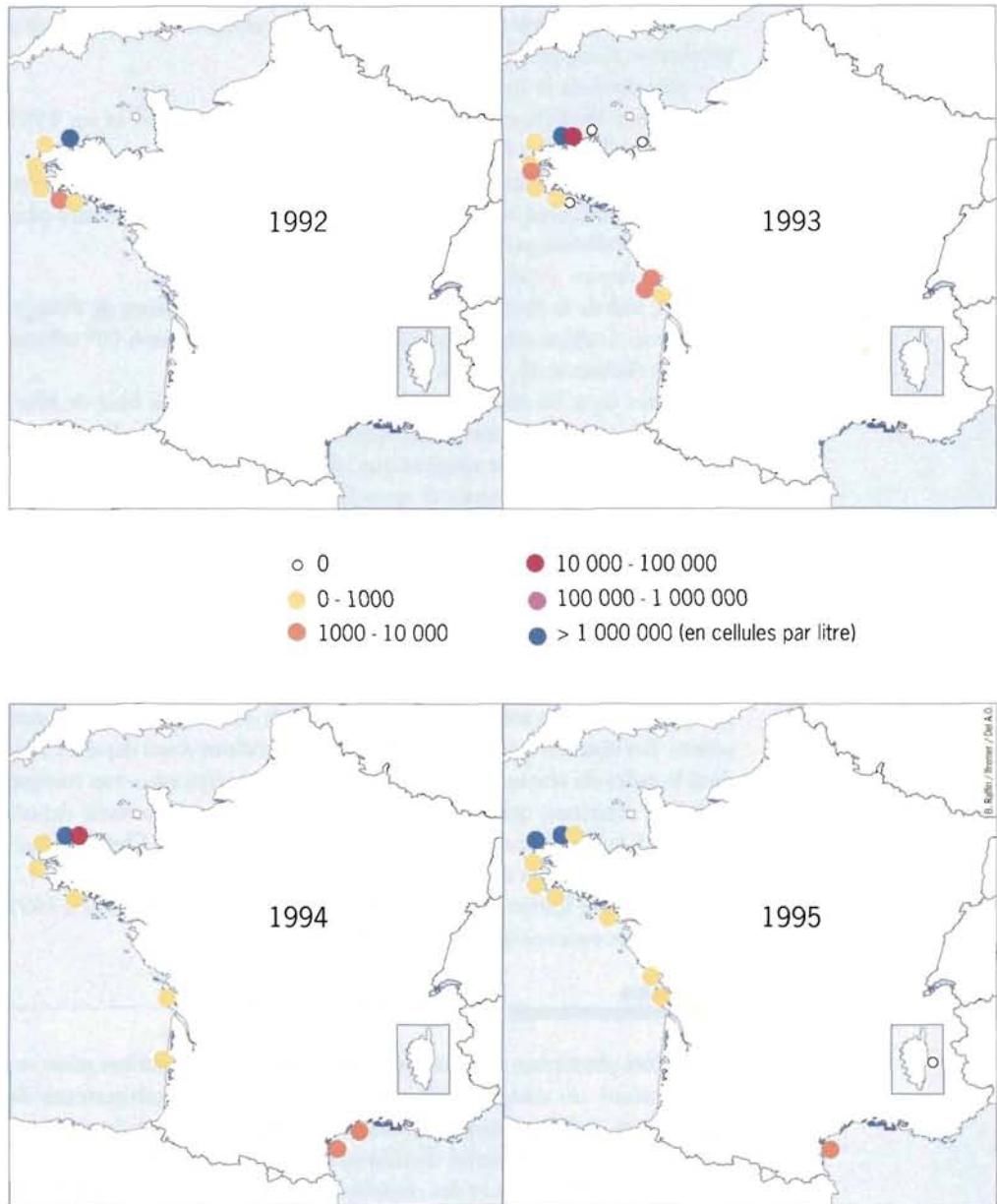


Figure 12 - Zones où *Alexandrium minutum* a été observé par le Réphy de 1992 à 1995 (d'après Belin et Raffin, 1998).

Références bibliographiques

- Anderson D.M., Keafer B.A., 1987. An endogenous annual clock in the toxic marine dinoflagellate *Gonyaulax tamarensis*. *Nature*, 325, 616-617.
- Belin C., Raffin B., 1998. Les espèces phytoplanktoniques toxiques et nuisibles sur le littoral français de 1984 à 1995. Résultats du Réphy (réseau de surveillance du phytoplankton et des phycotoxines). Ifremer/RST.DEL/MP-AO 98-16, 283 p.
- Blanco J., 1990. Cyst germination of two dinoflagellates species from Galicia (N.W.). *Sci. Mar.*, 54, 287-291.
- Cannon J.A., 1993. Germination of the toxic dinoflagellate *Alexandrium minutum* from the sediment in the Port River, South Australia. In: Toxic Phytoplankton Bloom in the Sea. Smayda T. J. and Shimizu Y. (eds). Elsevier Science Publishers, 103-107.
- Endo T., Nagata H., 1984. Resting and germination of *Peridinium* sp. *Bull. of Plankton Soc. of Japon*, 31, 22-33.
- Erard-Le Denn E., 1991. Recent occurrence of red-tide dinoflagellate *Alexandrium minutum* Halim from the North-Western coasts of France. In: Recent Approaches on Red Tides. Park J.S. and Kim H.G. (eds), 85-98.
- Erard-Le Denn E., Desbruyères E., Olu K., 1993. *Alexandrium minutum*: resting cyst distribution in the sediments collected along the brittany coast, France. In: Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea. Smayda T.J. and Shimizu Y. (eds). Elsevier Science Publishing, 109-114.
- Erard-Le Denn E., 1997a. Étude sur l'utilisation des kystes d'*Alexandrium minutum* à la prévision des efflorescences. Rapport d'état d'avancement des travaux Pneat/contrat universitaire n° 97.5.440912, 18 p.
- Erard-Le Denn E., 1997b. *Alexandrium minutum*. In: Efflorescences toxiques des eaux côtières françaises : Écologie, écophysiologie, toxicologie. Berland B., Lassus P. (eds). Repères Océan, 13, 53-65.
- Fouché D., Masson D., 1998. Les eaux de ballast des navires et leur impact possible sur les zones côtières. Rapport Ifremer DEL/LT/RND/98, 98 p.
- Gosselin S., Levasseur M., Gauthier D., 1995. Transport and deballasting of toxic dinoflagellates via ships in the Grande Entree Lagoon of the Iles de la Madeleine (Gulf of St. Lawrence, Canada). In: Harmful Marine Algal Blooms. Lassus P., Arzul G., Erard-Le Denn E., Gentien P., Marcaillou C. (eds). Lavoisier Publishing, 591-596.
- Hallegraeff G.M., Bolch C.J., 1992. Transport of diatom and dinoflagellate resting spores in ship's ballast water : implication for plankton biogeography and aquaculture. *J. Plankton Res.*, 14, 1067-1084.
- Lassus P., Maggi P., Truquet P., Bardouil M., Larrazabal M.E., 1986. Distribution de *Dinophysis* cf. *acuminata* et des espèces associées, en baie de Vilaine, pendant l'été 1985. Rapport DERO/86.02-MR, 56 p.
- Le Doux M., Frémy J.M., 1994. Phytoplankton, phycotoxines et intoxications alimentaires. *Rec. Méd. Vét.*, 170, 129-139.

- Locke A., Reid D.M., Van Leeuwen H.C., Sprules W.G., Carlton J.T., 1993. Ballast water exchange as a means of controlling dispersal of freshwater organisms by ships. *Can. J. Fish. Aqua. Sci.*, 50, 2086-2093.
- Nézan E., Le Doux M., 1989. Red tide by *Alexandrium minutum* in France. *Red Tide Newsletter, Sherkin Isl. Mar. Stat.*, 2, 2-3.
- Nehring S., 1998. Non-indigenous phytoplankton species in the North sea : supposed region of origin and possible transport vector. *Arch. Fish. Mar. Res.*, 46, 181-194.
- Scarrett A.M., Scarrett D.J., Scarrett M.G., 1993. Survival of live *Alexandrium tamarensis* cells in mussels and scallops spat under simulated transfer conditions. *J. Shellfish Res.*, 12, 383-388.
- Shumway S.E., 1989. Toxic algae: a serious threat to shellfish aquaculture. *World Aquaculture*, 20, 65-74.
- Smith T.E., Kerr S.R., 1992. Introduction of species transported in ship's ballast waters: the risk to Canada 's marine resources. *Can. J. Fish. Aqua. Sci.*, 1867, 16 p.
- Sommer H., Meyer K.E., 1937. Paralytic Shellfish Poisoning. *Arch. Path.*, 24, 560-598.
- Subba Rao D.V., Sprules W.G., Locke A., Carlton J.T., 1994. Exotic phytoplankton from ship's ballast waters : risk of potential spread to mariculture sites on Canada's east coast. *Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci.*, 937, 51 p.
- Wyatt T., Jenkinson I.R., 1997. Notes on *Alexandrium* population dynamics. *J. of Plankton Res.*, 19, 551-575.

Chapitre V

Contamination chimique des sédiments

Claude Alzieu, Pierre Michel, Jean-François Chiffolleau,
Bernard Boutier et Alain Abarnou



Carottage de sédiments sur l'estran pour l'analyse de contaminants.

Contamination chimique des sédiments

Les sédiments côtiers et estuariens renferment de nombreuses substances dont certaines présentent un caractère toxique affirmé : métaux lourds, hydrocarbures polyaromatiques, organochlorés (PCB), pesticides et biocides divers. Leur dragage et rejet en mer posent le problème de la mobilité des éléments et substances toxiques et de leurs effets sur les organismes vivants. Les processus qui interviennent dans le relargage ou l'immobilisation des contaminants associés au sédiment sont régulés dans une large mesure par les propriétés physico-chimiques de l'environnement du site de dépôt, mais aussi liés à l'activité microbiologique dans le sédiment dragué. Les paramètres physico-chimiques importants sont le pH, le potentiel d'oxydo-réduction et la salinité. Quand l'environnement physico-chimique d'un sédiment contaminé est perturbé lors de son dépôt, des processus importants liés à l'immobilisation ou à la mobilisation des contaminants peuvent être modifiés. Souvent, la modification des conditions physico-chimiques qui conduit au relargage de contaminants favorise, par ailleurs, d'autres réactions d'immobilisation. Les principales propriétés physico-chimiques des sédiments qui contrôlent les interactions entre le sédiment dragué et les contaminants sont :

- la quantité et le type de particules fines (pélites) ;
- le pH ;
- le potentiel rédox ;
- la quantité et la nature des cations et anions présents ;
- le contenu en matière organique (spécialement les acides humiques) ;
- la salinité.

La plupart des matériaux dragués dans les ports et les chenaux d'accès sont riches en sédiments fins, ont une teneur en matière organique élevée, contiennent une quantité appréciable de sulfures et sont souvent anoxiques. Ces conditions favorisent l'immobilisation effective de nombreux contaminants, tant que le matériau de dragage n'est pas soumis à l'action des vagues et des courants susceptibles de le remettre en suspension. Les sédiments grossiers, qui sont généralement pauvres en matière organique, ont une faible capacité d'immobilisation des métaux et des contaminants organiques. Ces matériaux sont en général peu contaminés, sauf s'ils se trouvent à proximité d'un rejet. Dans le cas des sédiments contaminés, des substances potentiellement toxiques peuvent être relarguées au moment du mélange avec la masse d'eau. En conséquence, les sédiments grossiers contaminés, pauvres en matière organique, présentent un potentiel important de relargage des contaminants quel que soit le mode de dépôt choisi (en mer ou à terre). Les sédiments qui tendent à devenir acides après drainage et oxydation à long terme présentent également un risque important pour l'environnement dans certaines conditions de dépôt (sites à terre). Une attention particulière

est apportée aux contaminants ci-après en raison de leurs propriétés intrinsèques : toxicité, persistance, bioaccumulation, importance des apports en milieu côtier.

L'arsenic

L'arsenic est un élément dont les propriétés sont intermédiaires entre les métalloïdes et les métaux : numéro atomique 33, masse atomique 74,92, isotope stable ^{75}As . Son comportement chimique et biologique l'apparente au phosphore.

Sources

L'arsenic est présent naturellement dans les sols à l'état de traces, mais il est associé sous forme de sulfures à de nombreux minéraux (fer, cuivre, plomb, zinc...) dont l'extraction, le transport et le traitement métallurgique contribuent à sa dissémination dans le milieu environnant. L'arsenic est alors un sous-produit peu valorisable que l'on retrouve dans les rejets liquides ou solides et dans les émissions atmosphériques (Chilvers et Peterson, 1987). La combustion du charbon est aussi une source majeure de contamination. La production mondiale de trioxyde d'arsenic était estimée en 1980 à 31 600 tonnes par an, essentiellement utilisée comme pesticides en agriculture et pour le traitement des bois (mélanges cuivre, chrome, arsenic). En 1990, la France était encore un important producteur de trioxyde d'arsenic (10 000 à 12 000 tonnes), sous-produit de la production aurifère (Michel, 1993).

Comportement géochimique

À l'état dissous, l'arsenic inorganique se présente sous forme d'As(III) et d'As(V). Les formes réduites (AsIII) sont instables en milieu oxique et résultent de l'activité bactérienne ou phytoplanctonique. En milieu anoxique, As(III) prédomine. L'activité planctonique libère aussi des composés organoarsénés tels que l'acide mono-méthyl arsonique (MMA), l'acide diméthyl arsinique (DMA) (Chilvers et Peterson, 1987 ; Francesconi et Edmonds, 1993). Les algues supérieures synthétisent des arsénoribosides partiellement solubles. Quant aux poissons, ils accumulent l'arsenic essentiellement sous forme d'arsénobétaïne non toxique (Francesconi et Edmonds, 1993). En milieu côtier ou estuarien, le comportement de l'arsenic dissous est très dépendant de l'adsorption sur les particules riches en hydroxydes ferriques qui insolubilisent As(V) et provoquent sa sédimentation. La concentration en arsenic dans les particules est souvent corrélée avec les concentrations en fer, alors que les particules planctoniques sont plutôt un facteur de dilution.

Dans les sédiments récents, l'anoxie progressive solubilise à nouveau l'arsenic sous forme d'As(III) et contribue donc à sa remobilisation partielle. Par contre, dans les horizons profonds, la présence de sulfures favorise la fixation définitive de l'arsenic et de certains autres métaux. Cet équilibre, très lié au potentiel rédox des sédiments, est susceptible d'être remis en cause lors des opérations de dragage.

Niveaux de présence habituels

Les concentrations habituelles en arsenic total dans les eaux océaniques se situent entre 1 et 1,8 µg.l⁻¹ (Michel, 1993), avec un léger enlèvement dans les eaux superficielles du fait de l'activité phytoplanctonique et du pompage par les particules chargées en hydroxydes. En zone estuarienne, les teneurs peuvent être plus importantes (1 à 4 µg.l⁻¹); elles n'excèdent ces valeurs que dans le cas de pollutions massives et identifiées : exploitation minière, sidérurgie, etc.

Dans les sédiments côtiers, les concentrations par rapport au sédiment sec sont le plus souvent comprises entre 10 et 15 µg.g⁻¹ (Chilvers et Peterson, 1987 ; Michel, 1993). Les marnes et les schistes, avec une teneur moyenne de 13 µg.g⁻¹, sont souvent utilisés comme éléments comparatifs. Des teneurs jusqu'à 100 fois plus élevées sont parfois rapportées pour des zones contaminées. Dans les particules en suspension, les concentrations sont plus variables (5 à 40 µg.g⁻¹); elles sont localement bien corrélées à leur teneur en fer.

Toxicité

La toxicité de l'arsenic dépend essentiellement des formes chimiques sous lesquelles cet élément est présent dans le milieu, ou accumulé dans le réseau trophique. Les ions arsénites et arséniates sont les formes les plus dangereuses pour les espèces marines et pour le consommateur de produits marins.

Le phytoplancton est le maillon le plus sensible aux effets toxiques de l'arsenic. À des concentrations supérieures à 5 µg.l⁻¹, As(III) et As(V) inhibent le développement de *Skeletonema costatum*. La croissance de nombreuses diatomées est réduite par 0,2 µg par cellule et, dans des conditions naturelles, la composition spécifique du phytoplancton s'en trouve modifiée au profit des microflagellés. Indirectement, cette modification spécifique peut agir sur le zooplancton (Michel, 1993 ; Sanders *et al.*, 1994).

Malgré de fortes concentrations dans la chaîne alimentaire, la toxicité pour le consommateur humain n'est pas établie. L'arsenic est en effet accumulé par les macroalgues, les poissons, les mollusques et les crustacés sous des formes chimiques non toxiques (arsénosucres, arsénobétaïne, arsénolipides). Ces formes sont rapidement excrétées par le consommateur, sans transformation en espèces toxiques.

Le cadmium

Le cadmium est un élément métallique de numéro atomique 48 et de masse atomique 112,41. Les isotopes 106 (1,2 %), 108 (1,2 %), 110 (1,2 %), 111 (1,2 %), 112 (1,2 %), 113 (1,2 %), 114 (1,2 %), 116 (1,2 %) sont stables. Le ¹⁰⁹Cd, de période égale à 450 jours, est utilisé comme traceur biogéochimique.

Sources

La production mondiale de cadmium en 1995 était de 18 100 tonnes. Aux États-Unis, 65 % servent à la fabrication des batteries Ni-Cd,

14 % sont utilisés comme pigments (sulfures), 9 % pour le traitement de surface des aciers, 9 % servent à la stabilisation des matières plastiques et 2 % entrent dans la composition des alliages non ferreux (USGS, 1996). Ces usages sont représentatifs de la consommation dans les pays industriellement développés. La consommation tend à s'accroître avec l'apparition des véhicules électriques et des divers appareils portables utilisant des batteries rechargeables.

Par ailleurs, le cadmium étant associé à l'état de traces dans les minerais, les activités métallurgiques sont sources d'émissions atmosphériques importantes. Cossa et Lassus (1989) rapportent des flux atmosphériques anthropiques de 5 500 à 7 300 tonnes par an, dont 73 % en provenance de la métallurgie et 19 % de l'incinération des déchets. La récupération des poussières est un moyen efficace de réduction de la contamination atmosphérique. En 1994, le gouvernement américain a adopté une réglementation visant à réduire de 99 % les émissions atmosphériques par l'industrie de traitement des métaux non-ferreux (Anonyme, 1994).

Les fleuves sont aussi une source importante d'apport de cadmium à l'océan. Dans les eaux douces, l'essentiel du cadmium est adsorbé sur les particules en suspension. Ce cadmium particulaire est ensuite rapidement remobilisé lorsque la force ionique du milieu s'accroît avec l'apparition des eaux marines. Les concentrations en cadmium dissous sont très variables d'un fleuve à l'autre en fonction du contexte géologique et des activités industrielles du bassin versant. À titre indicatif, on rapporte les concentrations suivantes (en ng.l^{-1}) : Orénoque 0,2 - 0,8 ; Saint-Laurent 13 ; Rhin 10 - 80 ; Garonne 60 (Cossa et Lassus, 1989). Le flux de cadmium dissous exporté de la Gironde vers l'océan est estimé à 57 kg.j^{-1} (Jouanneau *et al.*, 1990), à $2,4 \text{ kg.j}^{-1}$ pour la Loire (Bouttier *et al.*, 1993) ; pour la Seine, il serait de 0,3 à $0,5 \text{ kg.j}^{-1}$ en période d'étiage (Chiffolleau *et al.*, 1994).

Comportement géochimique

Les ions Cd^{2+} constituent la forme prédominante du cadmium dissous en eau douce. Dès que la salinité augmente, les chlorocomplexes deviennent rapidement les espèces dominantes (Cossa et Lassus, 1989). Le comportement très différent de ces deux espèces chimiques vis-à-vis des particules en suspension explique en grande partie les proportions de cadmium dissous ou particulaire que l'on peut rencontrer selon les zones considérées. Dans les rivières, 95 % du cadmium serait sous forme particulaire. Cette proportion s'inverse lorsque la salinité atteint 17 à 20 (Bouttier *et al.*, 1993 ; Chiffolleau *et al.*, 1994). En estuaire, la représentation des concentrations en cadmium dissous en fonction de la salinité prend la forme d'une courbe en cloche très caractéristique. La conservativité du cadmium dissous dans la gamme de salinité d'environ 20 à 33 permet d'extraire une concentration théorique de cadmium à salinité nulle et de calculer ainsi les exports à l'océan.

L'affinité du cadmium pour les particules en suspension peut être exprimée par le coefficient de partage entre les phases dissoutes et particu-

liaires (K_d) ou par son logarithme décimal ($\log K_d$). Chiffolleau *et al.*, (1994) rapportent des $\log K_d$ de 3,9 à 4 pour la Seine, 4,5 à 5 pour l'Escaut et 3,5 à 5 pour les côtes britanniques. En milieu côtier ou océanique, le cadmium a un comportement du type phosphate, c'est-à-dire qu'il est assimilé par le phytoplancton et voit ainsi sa concentration se réduire dans la couche euphotique avec entraînement vers les eaux profondes sous l'action des particules biogènes. La modélisation du comportement du cadmium en phase dissoute et particulaire a été abordée (Gonzalez *et al.*, 1997). Ces auteurs considèrent que les hydroxydes de fer, les ligands organiques, la salinité, le pH et la charge en particules sont les facteurs clés du comportement du cadmium en milieu estuaire. Cette modélisation est en voie d'affinement, en particulier par l'étude de l'adsorption de ^{109}Cd sur des particules détritiques et de l'absorption par le phytoplancton.

Dans les sédiments, l'adsorption du cadmium est principalement en relation avec les concentrations en carbone organique (Gonzalez *et al.*, 1991). Les flux issus de la colonne d'eau par le biais de l'activité phytoplanctonique sont alors mis en évidence. La diagénèse précoce de la matière organique dans les sédiments superficiels tend à recycler une part du cadmium ainsi immobilisée (Cossa et Lassus, 1989), car les eaux interstitielles de surface deviennent plus concentrées en cadmium que les eaux sus-jacentes. Toutefois, une part du cadmium reste immobilisée de façon plus permanente, sous forme de sulfures, dans les sédiments profonds anoxiques (Cossa et Lassus, 1989). Cette particularité peut être mise à profit, si la bioturbation n'est pas trop importante, pour dater une contamination anthropique. La remise en suspension, par tempête ou dragage, d'un sédiment contaminé modifie la nature des équilibres et des échanges avec la phase dissoute.

Pour les organismes vivants, nous avons déjà vu que le cadmium était assimilé par le phytoplancton. Lee et Morel (1995) montrent même qu'un déficit en zinc (élément essentiel) peut être partiellement compensé par la présence de cadmium. Il ne semble pas pour autant que la nourriture soit une voie importante de contamination des chaînes alimentaires. Selon Cossa et Lassus (1989), l'essentiel du cadmium accumulé par les copépodes et les mollusques viendrait de la phase dissoute. Pour les échelons trophiques supérieurs, la part de l'alimentation dans la contamination serait cependant plus importante.

Niveaux de présence habituels

Les niveaux de présence du cadmium dans le milieu marin dépendent non seulement de la contamination mais aussi de certains paramètres physico-chimiques influant sur les équilibres et les distributions. Les données ci-après seront cependant utiles pour fixer des ordres de grandeur de concentrations en cadmium auxquels on peut s'attendre. Nous nous limiterons à quelques informations récentes. Pour plus amples informations, on pourra se reporter aux données compilées par Cossa et Lassus (1989).

En phase dissoute dans des eaux estuariennes, on trouve (en ng.l^{-1}) : pour la Gironde 20 à 400 (Jouanneau *et al.* 1990), pour la Loire 12 à 47 (Boutier *et al.*, 1993), la Seine 30 à 200 (Chiffolleau *et al.*, 1994), la Léna 3 à 8 et l'Amazone 10 (Martin *et al.*, 1993). Dans les eaux de surfaces océaniques, les concentrations de cadmium en phase dissoute sont le plus souvent inférieures à 5 ng.l^{-1} (Cossa et Lassus, 1989). Les eaux côtières sont souvent influencées par des apports terrigènes : 11 à 23 ng.l^{-1} pour le sud de la Bretagne et 11 à 14 ng.l^{-1} au nord de la Bretagne selon Boutier *et al.* (1993), 10 à 50 ng.l^{-1} à l'ouest de la Gironde (Jouanneau *et al.*, 1990).

Dans les particules en suspension, en milieu marin, la teneur en cadmium est de 0,4 à 0,8 $\mu\text{g.g}^{-1}$ pour l'estuaire de la Loire (Boutier *et al.*, 1993), 1,5 à 3,3 $\mu\text{g.g}^{-1}$ pour l'estuaire de Seine (Chiffolleau *et al.*, 1994), 0,5 $\mu\text{g.g}^{-1}$ en moyenne pour l'estuaire de la Gironde (Kraepiel *et al.*, 1997).

Dans les sédiments océaniques, la teneur moyenne est voisine de 0,2 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (In: Cossa et Lassus, 1989). Ces concentrations sont de 0,19 à 0,41 $\mu\text{g.g}^{-1}$ dans les sédiments de surface du bassin de Marennes-Oléron (Gonzalez *et al.*, 1991), elles atteignent 1,5 $\mu\text{g.g}^{-1}$ dans des carottages de l'estuaire de la Gironde (Jouanneau *et al.*, 1990).

Les mollusques bivalves (moules et huîtres) sont fréquemment utilisés comme témoins de la contamination par le cadmium. Une comparaison a récemment été faite entre les données de la surveillance ainsi effectuée en France et aux États-Unis (RNO, 1996). Les résultats statistiques sont présentés dans le tableau 3.

Tableau 3 - Résultats statistiques comparés de la surveillance du cadmium dans les mollusques en France et aux États-Unis. Les concentrations sont exprimées en $\mu\text{g.g}^{-1}$ par rapport au poids de chair sèche.

| | Moules | | Huîtres | |
|--------------------------|--------|------------|---------|------------|
| | France | États-Unis | France | États-Unis |
| Nombre d'observations | 179 | 232 | 105 | 254 |
| 1 ^{er} quartile | 0,68 | 1,0 | 1,7 | 1,7 |
| 2 ^e quartile | 1,0 | 1,6 | 2,2 | 2,8 |
| 3 ^e quartile | 1,6 | 2,8 | 5,1 | 4,2 |
| 4 ^e quartile | 13,0 | 13,5 | 100 | 17,7 |

Selon Beliaeff et Smith (1996), l'effet saisonnier est important sur les mesures effectuées et peut expliquer 45 % des variations constatées. Par ailleurs, le facteur d'accumulation diffère selon les espèces et on considère généralement que l'huître *C. gigas* accumule 3 à 4 fois plus le cadmium que la moule *M. edulis* dans un environnement comparable.

Les poissons concentrent moins le cadmium que les mollusques. Cossa *et al.* (1990) ont réalisé un inventaire des niveaux rencontrés dans les produits de la pêche française. Exprimées en $\mu\text{g.g}^{-1}$ dans la chair sèche, les concentrations varient pour le flét de 0,002 à 0,066, le hareng de 0,004 à 0,025, la plie de 0,002 à 0,017, le maquereau de 0,002 à 0,119, la sole de 0,002 à 0,020. Les crustacés ont des teneurs plus élevées : crevettes grises de 0,034 à 0,667 et langoustines de 0,21 à 1,295.

Toxicité

Le cadmium ne présente pas de toxicité aiguë pour les organismes marins à des concentrations susceptibles d'être rencontrées dans le milieu. Au niveau subletal, des concentrations de 0,05 à 1,2 $\mu\text{g.l}^{-1}$ peuvent provoquer des effets physiologiques pour les larves de crustacés (respiration, stimulation enzymatique) et des inhibitions de croissance pour le phytoplancton. Le rôle des métallothionéines dans les mécanismes de bioaccumulation et de détoxication est aussi rapporté (Cossa et Lassus, 1989).

Selon le rapport du Gesamp (1991), le cadmium présente des risques pour le consommateur humain. Même à de faibles concentrations, il tend à s'accumuler dans le cortex rénal sur de très longues périodes (50 ans) et à provoquer des dysfonctionnements urinaires chez les personnes âgées. L'Organisation mondiale de la santé limite à 70 $\mu\text{g.j}^{-1}$ l'ingestion de cadmium pour un adulte. Pour certaines populations humaines, la consommation de coquillages contribue notablement aux apports de cadmium.

Le chrome

Le chrome (Cr) est un métal blanc, brillant, dur et cassant, de numéro atomique 24 et de masse atomique 51,996. Ses isotopes stables sont au nombre de 4, de masses respectives 50, 52, 53 et 54, et ses radionucléides artificiels au nombre de 5 et de masses respectives 48, 49, 51, 55 et 56 ont des périodes courtes. Le chrome est extrêmement résistant à la corrosion. Il est soluble dans les acides minéraux non oxydants, mais insoluble à froid dans l'eau régale et l'acide nitrique concentrés ou dilués.

Sources et flux

Le chrome produit industriellement provient de l'extraction de la chromite, minéral de fer et de chrome dont les ressources mondiales, essentiellement en Afrique, sont estimées à environ 6 000 millions de tonnes (Nriagu, 1988). D'après la consommation actuelle de 10 millions de tonnes par an, les ressources disponibles équilibreront la demande pendant encore plusieurs siècles. Ce métal est utilisé principalement dans la métallurgie, mais aussi dans la technologie des matériaux réfractaires et dans l'industrie chimique (Chiffolleau, 1994).

La majeure partie du chrome parvenant à l'océan depuis le continent provient des fleuves, soit annuellement environ 1,5 million de tonnes (Martin et Meybeck, 1979). Cet apport est essentiellement particulaire et insoluble, le chrome particulaire étant intégré dans une très forte proportion aux mailles d'alumino-silicate constituant les particules. Cependant, les fleuves constituent une source non négligeable de chrome dissous, avec un flux annuel de 20 000 à 45 000 tonnes par an (Jeandel et Minister, 1987), du même ordre de grandeur que les rejets industriels et urbains directs dans les eaux côtières.

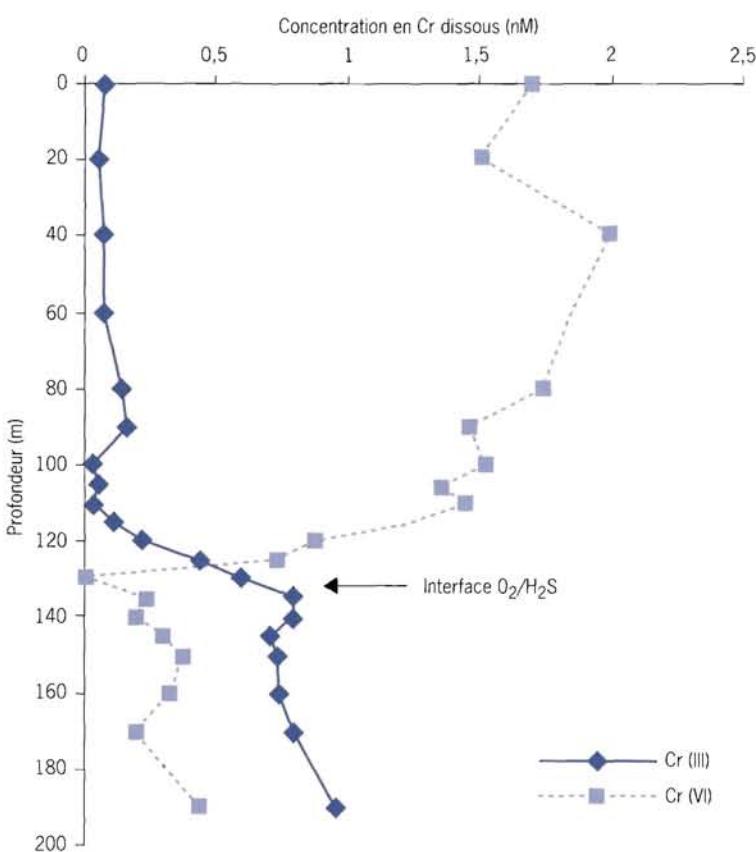
L'atmosphère constitue une source beaucoup moins importante d'apport de chrome à l'océan puisque, sur les 50 000 tonnes de chrome qui

se déposent annuellement à la surface de l'océan, seulement 5 000 tonnes sont solubles dans l'eau (Chester et Murphy, 1990). Les sources sous-marines constituent un apport négligeable estimé à moins de 200 tonnes par an.

Comportement géochimique

Le chrome appartient aux éléments de transition de la première série (groupe VI b) et, comme tous les éléments de transition, il existe sous plusieurs états d'oxydation, depuis Cr(0) la forme métallique jusqu'à Cr(VI); cependant, seules les formes Cr(III) et Cr(VI) sont rencontrées à l'état dissous dans le milieu aquatique, la présence de l'une ou de l'autre forme chimique étant contrôlée théoriquement par les équilibres thermodynamiques. Ainsi, le chrome se retrouve en phase totalement dissoute sous forme Cr(III) dans les bassins anoxiques, alors que les eaux océaniques bien oxygénées favorisent la présence de la forme Cr(VI), comme le montre la figure 13 tirée de Emerson *et al.* (1979). Alors que la forme oxydée Cr(VI) est très soluble, la forme réduite Cr(III) possède une forte tendance à s'adsorber sur toutes les surfaces et est donc enlevée très rapidement de la colonne d'eau sous forme particulaire. Cependant, la présence de matière organique dissoute induit la formation avec l'espèce chimique Cr(III) de complexes stables en solution et,

Figure 13
Espèces chimiques
du chrome dans un fjord
partiellement anoxique
(d'après Emerson *et al.*,
1979).



de plus, insensibles à l'oxydation. Si la réduction de Cr(VI) en Cr(III) est rapide en milieu anoxique, par contre l'oxydation de Cr(III) en Cr(VI) requiert la présence d'un catalyseur : l'oxyde de manganèse solide. Pour toutes ces raisons, il n'est pas rare de rencontrer des distributions très différentes de celles prévues par les diagrammes thermodynamiques (Nakayama *et al.*, 1981).

En milieu estuarien, les deux formes chimiques Cr(III) et Cr(VI) cohabitent, le Cr(VI) présentant un caractère très conservatif alors que le Cr(III) est enlevé dans une forte proportion et très rapidement de la colonne d'eau par adsorption sur les particules en suspension (Mayer *et al.*, 1984).

En milieu océanique, l'incorporation partielle du chrome dissous aux fractions biogéniques siliceuses ou carbonatées provoque une légère diminution des concentrations au voisinage de la surface, la sédimentation et la minéralisation ultérieure de ces phases porteuses provoquant un enrichissement des eaux de fond. Ainsi, le profil vertical de concentration du chrome en milieu océanique est du même type que celui de la silice (Jeandel et Minster, 1987).

Les réactions de dégradation de la matière organique initiées dans la colonne d'eau se poursuivent à l'interface eau-sédiment. Le peu d'études sur la diagénèse précoce montrent une solubilisation du chrome dans les couches oxiques du sédiment, avec pour conséquence un flux de chrome dissous vers les eaux sus-jacentes. Dans les couches sédimentaires plus profondes et anoxiques, le chrome libéré se retrouve totalement sous forme Cr(III) et est enlevé très rapidement de la phase dissoute par adsorption (Gaillard *et al.*, 1986).

Niveaux de présence

On observe une très grande variabilité de la distribution du chrome dans l'atmosphère, selon la proximité des sources, la fréquence des émissions et les facteurs météorologiques. Les teneurs mesurées varient de $0,005 \text{ ng.m}^{-3}$ au pôle Sud à plus de 150 ng.m^{-3} dans des zones urbaines (Nriagu *et al.*, 1988).

Les concentrations en chrome dissous dans l'océan se situent dans une gamme assez réduite, depuis 150 ng.l^{-1} à la surface de l'océan mondial, où l'activité phytoplanctonique a extrait une partie de cet élément, jusqu'à 350 ng.l^{-1} dans les eaux profondes de l'océan Pacifique. Ces teneurs remarquablement proches les unes des autres se retrouvent aussi dans les mers et les zones littorales (Jeandel et Minster, 1987).

Les phases dissoutes des eaux fluviales sont en général peu contaminées, alors que l'on retrouve parfois de très forts niveaux de concentration dans les particules en suspension et les sédiments fluviaux et estuariens (Moore et Ramamoorthy, 1984).

Le chrome est peu concentré par les organismes vivants en milieu naturel. Les teneurs sont en général de l'ordre du mg.kg^{-1} dans le plancton, comme chez les invertébrés et les poissons. On retrouve cependant dans de rares cas de contamination aiguë des niveaux de plusieurs centaines de mg.kg^{-1} chez des moules (Gault *et al.*, 1983).

Toxicité

Peu de données sont disponibles sur la toxicité sublétale des différentes formes d'oxydation du chrome. Martin *et al.* (1981) ont trouvé que des concentrations en dichromate de potassium de l'ordre de $4\,500 \mu\text{g.l}^{-1}$ (EC 50) provoquaient des anomalies dans le développement larvaire des bivalves. Le seuil sans effet (Threshold Effect Level) dans les sédiments est estimé à $52,3 \mu\text{g.g}^{-1}$ (FDEP, 1994).

Le cuivre

Le cuivre est un élément métallique de numéro atomique 29 et de masse 63,5. Associé à des protéines, il joue un rôle important dans certaines fonctions biologiques comme le transport de l'oxygène par le sang chez les mollusques (hémocyanines) ou les processus de métabolisation des substances exogènes (cytochrome oxydases). C'est un oligo-élément nécessaire à la vie, mais qui peut présenter des effets toxiques à partir d'un certain seuil de concentration.

Sources

L'industrie électrique utilise plus de 50 % de la production mondiale de cuivre qui est de l'ordre de 10 millions de tonnes par an. On estime à 17 000 tonnes la quantité de cuivre déposée annuellement dans les océans par voie atmosphérique et par les rivières (*In:* Moore et Ramamoorthy, 1984). L'utilisation de l'oxyde Cu_2O comme matière active des peintures antusalissures marines constitue une source importante d'introduction dans les zones portuaires. Ces apports ont eu tendance à s'accroître à partir du début des années quatre-vingt, en raison de l'interdiction d'emploi du tributylétain dans ces mêmes peintures.

Comportement géochimique

Dans le milieu aquatique, le cuivre existe sous forme particulaire, colloïdale et dissoute. Il a tendance à former des complexes avec des bases fortes telles que carbonates, nitrates, sulfates, chlorures. En milieu marin, il se trouve peu lié aux acides humiques (10 %), car rapidement déplacé de ses complexes par le calcium et le magnésium (Mantoura *et al.*, 1978). Le cuivre est introduit sous forme particulaire dans les océans, où son temps de résidence est estimé entre 1 500 et 78 000 ans. Les matières en suspension en renferment des quantités variables, soit de 12 à 97 %.

Niveaux de présence habituels

Les concentrations dans les eaux marines varient de moins de $2 \mu\text{g.l}^{-1}$ dans les eaux océaniques à une dizaine de $\mu\text{g.l}^{-1}$ dans les estuaires. Des concentrations en cuivre soluble supérieures à $15 \mu\text{g.l}^{-1}$ ont été trouvées dans l'estuaire du Rhin ainsi que des valeurs de l'ordre de 1 à $5 \mu\text{g.l}^{-1}$ dans des mers exposées à des apports, comme la Baltique et la Méditerranée (*In:* Moore et Ramamoorthy, 1984).

Le cuivre étant rapidement adsorbé sur les sédiments riches en ligands, tels qu'hydroxydes de fer et de manganèse, les niveaux de présence peuvent atteindre des valeurs très élevées ($> 1\,000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, poids sec) dans les zones sous influence des apports miniers. Moore et Ramamoorthy (1984) estiment à moins de $20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ les teneurs correspondant à des milieux non pollués. Les données de surveillance obtenues en 43 points de la baie de Seine (RNO, 1995) montrent des valeurs comprises entre 1,5 et $9,2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, la partie est présentant les valeurs les plus élevées, c'est-à-dire supérieures à $4,1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Dans les sédiments estuariens de la baie des Veys, la contamination maximale était de $15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. En Méditerranée, sur une centaine d'échantillons prélevés de 1994 à 1996, les résultats du RNO montrent des ordres de grandeur régionalement différents mettant en évidence des apports urbains ou industriels (tab. 4).

Tableau 4 - Ordres de grandeur des teneurs en cuivre dans les sédiments de la Méditerranée (d'après RNO, 1998).

| Région échantillonnée | $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (nb. d'échantillons) |
|------------------------------------|---|
| Corse | 3 à 25 |
| Provence - Côte d'Azur | < 30 (16) |
| | 30 à 60 (6) |
| | > 60 (1) |
| Golfe du Lion - Pro-delta du Rhône | 6 à 22 |
| | 43 sous influence du Rhône |
| Étangs littoraux (Thau, Palavas) | 100 à 150 |

Les mollusques bivalves, en particulier les huîtres, bioaccumulent fortement le cuivre. En un même lieu, les teneurs sont plus faibles chez les moules qui régulent fortement leur teneur en cuivre ($7 \text{ à } 8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). Sur les côtes françaises, les teneurs dans les moules sont comprises entre 0,9 et $33,9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ en Manche-Atlantique et entre 2,3 et 52,2 en Méditerranée ; alors que les huîtres de Manche-Atlantique en renferment de 7,7 à 1962 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ et en moyenne 138 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (RNO, 1995).

Toxicité

La toxicité vis-à-vis des organismes marins dépend des espèces considérées, de la salinité, de la solubilité de ses sels ainsi que du degré d'oxydation et de l'état de complexation du cuivre. De façon générale, la toxicité est plus élevée pour le cuivre à l'état d'oxydation +1 et décroît dans l'ordre +2 à 0. Les oxydes, CuO et Cu_2O , très peu solubles, sont toxiques à des concentrations de l'ordre de 1 à 2 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ et les anions influencent la toxicité dans l'ordre décroissant : acétates, chlorures, sulfates, carbonates. Le tableau 5 donne un ordre de grandeur des concentrations toxiques pour différentes espèces prises au stade larvaire. His et Robert (1983-1985) ont trouvé que le chlorure cuivrique CuCl_2 était sans effet sur les larves d'huîtres *C. gigas* à la concentration de $10 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$, tandis que le développement embryonnaire était totalement perturbé à $50 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$. Les larves d'huîtres plates *Ostrea edulis*

semblent plus sensibles : CL50 en 48 h = 1 à 3 µg.l⁻¹. On remarquera que certaines valeurs publiées sont inférieures aux concentrations considérées comme normales en milieu marin.

Tableau 5 - Toxicité du cuivre pour le phytoplancton et les larves de crustacés et mollusques ; adapté de Alzieu *et al.* (1980). CSE : concentration sans effet. CL50 : concentration létale 50 %.

| Espèces | Concentrations (µg.l ⁻¹) | Effets |
|------------------------------|--------------------------------------|--------------------------|
| Phytoplancton | 4 à 600 | Inhibition de croissance |
| <i>Carcinus maenas</i> | 600 | CL50 ; 48 h |
| <i>Crangon crangon</i> | 300 | CL50 ; 48 h |
| <i>Homarus gammarus</i> | 100 à 300 | CL50 ; 48 h |
| <i>Crassostrea gigas</i> | 20 | CL100 |
| <i>Crassostrea virginica</i> | 80/103/130 | CSE/CL50/CL100 |
| <i>Ostrea edulis</i> | 1 à 3 | CL50 ; 48 h |

Le mercure

Le mercure est un élément métallique de numéro atomique 80, sa masse atomique est de 200,59. Les isotopes stables sont : 196, 198, 199, 200, 201, 202 et 204. Compte tenu de sa toxicité, de son cycle biogéochimique et des capacités de biomagnification par la chaîne alimentaire, le mercure présente un risque majeur pour l'écosystème marin et pour le consommateur humain.

Sources

Parmi les sources anthropiques de mercure, on peut citer la fabrication et l'usage de catalyseurs, de fongicides, de pigments et composés mercuriels, les piles au mercure, la fabrication de chlore par électrolyse sur cathode de mercure, le traitement des minerais non ferreux, l'incinération de déchets et la combustion du charbon (Cossa *et al.*, 1990). Pour la Communauté européenne, Leroy (1987) estimait annuellement à 550 tonnes les rejets de mercure liés à la fabrication du chlore et à 700 tonnes ceux issus d'autres industries.

Comportement géochimique

Le mercure peut prendre les degrés d'oxydation 0, I ou II. Il peut aussi former des liaisons covalentes stables et donner ainsi des dérivés alkylés ou phényles très toxiques. Dans l'environnement, les composés méthylés ont une place particulièrement importante dans le cycle biogéochimique. La méthylation du mercure est constatée dans les sédiments sous l'action des microorganismes et, dans la colonne d'eau, en présence de phytoplancton. Le monométhyl mercure (CH₃)Hg⁺ ainsi formé a une très grande faculté de biomagnification dans les chaînes alimentaires et sa proportion augmente progressivement quand on passe d'un échelon trophique au suivant (Thibaud, 1992). En fin de chaîne alimentaire, le facteur de concentration atteint fréquemment 5.10⁵.

La volatilité du mercure métal Hg° et du diméthyl mercure $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ contribue essentiellement aux échanges avec le compartiment atmosphérique et à la dissémination du mercure à la surface du globe. Pour l'hémisphère nord, la concentration en mercure dans l'atmosphère est estimée à 2 ng.m^{-3} (Cossa *et al.*, 1990).

Le mercure est très réactif vis-à-vis des particules en suspension. Dans le bassin de Marennes-Oléron, Gonzalez *et al.* (1991) rapportent des coefficients de distribution ($\log K_d = \log ([\text{Hg particulaire}]/[\text{Hg dissous}])$) compris entre 2,5 et 3,6. Dans les estuaires de la Seine et de la Loire, Coquery *et al.* (1997) font état de coefficients de distribution plus élevés ($\log K_d = 4,6$ à 6). Il en résulte que les particules en suspension jouent un rôle majeur dans les flux de mercure issus du continent et dans les flux verticaux en zone littorale.

Les sédiments constituent un réservoir important de contamination mercurielle. C'est donc un compartiment essentiel à prendre en considération pour l'examen de l'impact des rejets de dragages. La diagénèse précoce du mercure dans les sédiments doit encore être approfondie, mais l'étude de carottages couplée avec une datation des horizons sédimentaires a déjà permis d'établir des historiques de contamination coïncidant avec l'ère industrielle (Cossa *et al.*, 1990).

Niveaux de présence

Dans les eaux océaniques, les concentrations en mercure dissous varient entre 0,1 et 2 ng.l^{-1} . Pour les eaux estuariennes de Seine et de Loire, Coquery *et al.* (1997) rapportent des concentrations du même ordre (respectivement 0,4 à 2 et 0,2 à 1 ng.l^{-1}). En Méditerranée, Cossa *et al.* (1997) notent des concentrations en mercure total comprises entre 0,2 et $1,3 \text{ ng.l}^{-1}$.

Pour les sédiments prélevés sur l'ensemble du littoral français, Boutier et Cossa (1988) ont trouvé des concentrations moyennes de 0,04 à $1,2 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$ exprimées par rapport au poids sec. Le bruit de fond géochimique étant voisin de $0,1 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$, ces auteurs considèrent que les résultats supérieurs à $0,5 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$ sont un indice certain de contamination.

Les mollusques filtreurs (huîtres et moules) sont fréquemment utilisés comme témoins de la contamination du milieu. Les concentrations extrêmes exprimées par rapport au poids de tissus secs varient mondialement de 0,03 à $2,7 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$. Pour le littoral français, les teneurs moyennes sont de $0,13 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$ pour *Mytilus edulis* et $0,15 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$ pour *Crassostrea gigas*. La répartition géographique met en évidence certaines zones en estuaire de Seine ou en Méditerranée qui méritent une attention accrue (Boutier et Cossa, 1988 ; Cossa *et al.*, 1990).

Les concentrations en mercure total dans les poissons varient beaucoup d'une espèce à l'autre en fonction du niveau trophique où ils se situent ainsi que de la taille des spécimens analysés. Les données publiées par Cossa *et al.* (1990) pour 12 espèces commerciales et près de 1 000 échantillons analysés laissent apparaître des teneurs plus importantes chez les espèces carnassières : bar, congre, roussette. Les teneurs moyennes vont de $0,20 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$ (poids sec) chez le hareng de Manche Est à $4,2 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$

chez la roussette de la même zone. Cette étude fait aussi état d'une proportion de méthyl mercure comprise entre 73 et 97 % par rapport au mercure total.

Toxicité

Les seuils létaux ou sublétaux rapportés pour le mercure en milieu marin sont de l'ordre de 1 000 ng.l⁻¹ (Cossa *et al.*, 1990). Ces teneurs sont très supérieures aux concentrations mesurées dans le milieu. Parmi les effets les plus significatifs qui ont été observés, on peut noter l'induction de métallothionéines chez les poissons et, en mésocosme, l'altération de la distribution des espèces phytoplanctoniques.

Pour le consommateur humain, les effets toxiques du mercure sont plus évidents. La capacité de concentration d'un facteur de 10⁴ à 10⁶ pour les poissons par rapport au milieu ambiant et la forte sensibilité de ce facteur à la présence de méthyl mercure rendent le milieu marin très sensible aux écarts de contamination. Ce risque est pris en compte par l'arrêté du 21 juillet 1995 relatif au classement de la salubrité et à la surveillance des zones conchyliques qui précise que la teneur en mercure des coquillages n'excédera pas 0,5 mg de mercure total par kg de chair humide. Notons aussi que, pour les poissons, la France limite aussi à 0,5 mg.kg⁻¹ la teneur en mercure total, à l'exception de thons pour lesquels on accepte jusqu'à 0,7 mg.kg⁻¹.

Le nickel

Le nickel (Ni) est un métal de poids atomique 58,71 très répandu dans la croûte terrestre (0,01 %) sous forme d'oxydes, de carbonates, silicates et sulfures. On le trouve dans l'eau de mer majoritairement sous la forme Ni²⁺ (47 %) et de divers chlorocomplexes ; il présente une forte affinité pour les ligands organiques à fonction thiol (SH⁻).

Sources et flux

Les apports fluviaux au milieu marin sont estimés à 1,5 million de tonnes par an, essentiellement sous forme particulaire, la fraction dissoute ne représentant que 19 000 t. L'introduction annuelle de nickel d'origine anthropique vers l'atmosphère provient de l'utilisation des combustibles fossiles (41 000 t) et de la production de métaux non ferreux (9 000 t). L'activité volcanique et l'érosion éolienne qui constituent l'essentiel des flux naturels vers l'atmosphère (26 000 t) représentent 40 à 50 % du flux anthropique.

Comportement géochimique

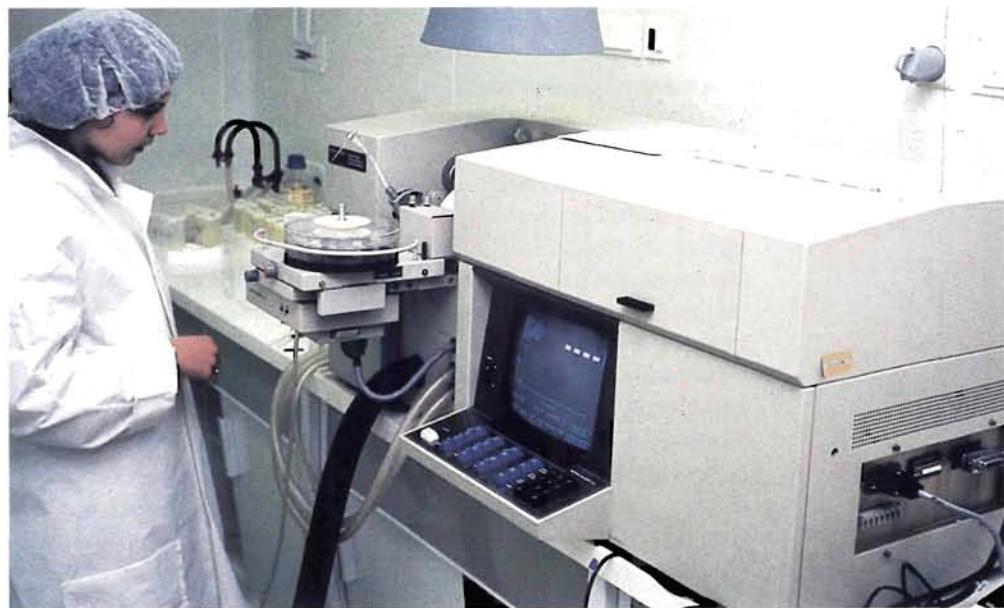
Que ce soit en milieu côtier ou de façon encore plus nette en milieu profond, l'affinité pour les oxyhydroxydes de fer ou de manganèse constitue la caractéristique essentielle du comportement diagénétique du nickel. Klinkhammer (1980) a établi les liens entre le comportement du nickel dans la colonne sédimentaire et la séquence d'utilisation des oxydants décrite par Froelich *et al.* (1979), selon laquelle la dégradation de la

matière organique consomme les oxydants dans l'ordre des enthalpies libres de réactions décroissantes : O_2 , NO_3^- , Mn , Fe , SO_4^{2-} , CH_2O .

Dans les sédiments côtiers, le comportement du nickel présente une grande variabilité liée à la diversité des conditions physiques, chimiques, dynamiques et biologiques rencontrées dans les eaux peu profondes. Ainsi, dans les eaux interstitielles des sédiments anoxiques de Narragansett Bay, Elderfield *et al.* (1981) observent des concentrations très faibles de nickel dissous qu'ils attribuent à la précipitation de cet élément sous forme de sulfure : dans ce cas, le nickel est piégé dans le sédiment. Dans des sédiments anoxiques du Puget Sound (Emerson *et al.*, 1984), les eaux interstitielles sont fortement enrichies en nickel dissous dans les premiers centimètres et ces sédiments se comportent comme une source pour la colonne d'eau. Les auteurs attribuent l'absence de précipitation du nickel à la bioirrigation par les organismes fousseurs qui permettrait à l'oxygène de la colonne d'eau de pénétrer dans le sédiment, empêchant ainsi la formation de sulfures. Par des mesures sous cloche benthique au-dessus de sédiments anoxiques de Gullmarsfjorden, Westerlund *et al.* (1986) ont mis en évidence des flux de nickel importants vers la colonne d'eau ($12 \mu\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$). Les écarts entre les flux observés et ceux que l'on peut calculer en appliquant les lois de la diffusion montrent que ces flux seraient dus à la dégradation d'une fraction oxydable du sédiment à laquelle le nickel serait associé, et non à la dissolution de la fraction réductible. Cette dégradation aurait lieu dans le premier millimètre du sédiment, là où l'oxygène peut pénétrer.

Dans les sédiments côtiers présentant un caractère oxique sur une plus grande épaisseur, la remise en solution du nickel semble également intervenir. Au débouché du Grand Rhône, Huynh-Ngoc *et al.* (1989)

Analyse des contaminants métalliques.



observent des teneurs de $2,3 \mu\text{g.l}^{-1}$ dans les eaux interstitielles situées entre 2 et 5 cm alors que les eaux de fond ne contiennent que $0,2 \mu\text{g.l}^{-1}$, ce qui permet de prévoir un flux important de nickel du sédiment vers la colonne d'eau.

Une étude systématique du golfe du Lion a mis en évidence un enrichissement général des eaux interstitielles des premiers centimètres par rapport à l'eau sus-jacente. Cet enrichissement de quelques dizaines à deux cents nanomoles est attribué à la dégradation oxique de la matière organique (Nolting et Helder, 1990). Par ailleurs, la plupart des profils présentent un maximum de nickel dissous situé généralement en dessous de la limite de pénétration de l'oxygène. Ces pics qui peuvent être très marqués, jusqu'à $400 \mu\text{g.l}^{-1}$, sont attribués à la dissolution réductive des oxydes de manganèse. Sur certaines stations, la dégradation de la matière organique dans la couche oxique produit également un enrichissement important des eaux interstitielles.

Finalement, que ce soit dans les océans ou en milieu côtier, le nickel apparaît susceptible d'être mobilisé par deux grands types de mécanismes :

- la dégradation de la matière organique en milieu oxique ; les exemples cités montrent que les flux résultant de ce processus sont modérés mais intéressent une grande partie du fond des mers et des océans ;
- la dissolution réductive des oxydes de manganèse en milieu suboxique ; ce processus libère des quantités importantes de nickel qui se trouvent le plus souvent piégées dans les horizons supérieurs oxiques lors de la reprécipitation du manganèse. Si le sédiment devient anoxique, la reprécipitation sous forme de sulfure intervient et limite la diffusion vers les niveaux supérieurs.

Certains facteurs, comme la bioturbation ou la remise en suspension par les tempêtes, peuvent accélérer considérablement le passage du nickel vers la colonne d'eau.

Niveaux dans les sédiments

Les concentrations dans les sédiments fins océaniques profonds varient selon la nature des dépôts. Les sédiments carbonatés, en grande partie constitués de tests, contiennent peu d'oxydes de fer et de manganèse et sont également beaucoup plus pauvres en nickel (30 mg.kg^{-1} , Turekian et Wedepohl, 1961).

Les argiles des grands fonds d'origine essentiellement continentale se sont enrichies en oxydes de fer et de manganèse au cours du transport en estuaire et en mer, lors de la sédimentation en milieu marin ou encore lors de la diagénèse précoce. Les teneurs en nickel y sont très élevées (79 mg.kg^{-1} dans l'Atlantique, 293 dans le Pacifique) par rapport à celles des argiles côtières (55 mg.kg^{-1} , Chester et Aston, 1976). Il semble que l'abondance des oxydes de fer et de manganèse soit capable d'expliquer en grande partie les enrichissements en nickel observés dans les argiles profondes alors que les teneurs dans les argiles côtières sont plus faibles.

Les teneurs en nickel des sédiments côtiers sont extrêmement variables (tab. 6) et sous l'influence de divers facteurs, dont principalement les apports anthropiques et la couverture géologique du bassin versant. Mais les caractéristiques physiques du sédiment (granulométrie) ainsi que les conditions hydrodynamiques et biologiques de la zone jouent également un rôle important. Les teneurs moyennes (Turekian et Wedepohl, 1961) sont de l'ordre de 55 mg.kg^{-1} . En Méditerranée, toujours pour des sédiments fins, Nolting et Helder (1990) observent 40 mg.kg^{-1} dans des niveaux inférieurs de carottes du golfe du Lion et adoptent ce niveau comme référence pour le secteur. Dans le Kattegat et la Baltique, Madsen et Larsen (1986) observent des teneurs comprises entre 10 et 34 mg.kg^{-1} dans des sédiments antérieurs à 1850, donc en principe non contaminés. Ces auteurs expliquent les variations des teneurs en nickel par celles des teneurs en carbone organique, les deux variables étant liées par une corrélation linéaire très forte.

Tableau 6 - Concentration en nickel (mg.kg^{-1}) de quelques sédiments (LD = limite de détection).

| Lieu de prélèvement | Ni (mg.kg^{-1} poids sec) | Remarques | Référence |
|----------------------------------|--|---|---|
| Bassin de Panama | 231 | Interface eau/sédiment. Sédiment océanique | Balistrieri et Murray, 1986 |
| Bassin de Panama | 175 | Horizon situé à 19/25 cm. Sédiment océanique | Balistrieri et Murray, 1986 |
| Bermudes | < 5 | Sédiment côtier, grossier (sable calcaire) | Jickells et Knap, 1984 |
| Mer Baltique | 10 - 34 | Niveaux antérieurs à 1850 | Madsen et Larsen, 1986 |
| Mer Baltique | 45 - 75 | Sédiment superficiel du bassin de Gotland | Blazhishin <i>et al.</i> , 1986 |
| Floride | < LD - 25 | Niveaux naturels, fortement corrélés à [Al] | Windom <i>et al.</i> , 1989 |
| Manche Southampton | 15 - 33 | Sédiment fin (93 à 99 % < 63 μ) | Armansson <i>et al.</i> , 1985 |
| Mer du Nord | 20 | | Lichtfuss et Brummer, 1981 |
| Golfe de Thaïlande | 8 - 31 | | Windom <i>et al.</i> , 1984 |
| Golfe du Lion | 40 - 60 | | Nolting et Helder, 1990 |
| Mer Ligure | 94 - 182 | Sédiment fin non contaminé | Cosma <i>et al.</i> , 1982 |
| Mer Ligure | 215 - 250 | Sédiment fin riche en matière organique | Cosma <i>et al.</i> , 1982 |
| Port de Porquerolles | 2,6 - 14 | Sédiment fin riche en matière organique | Augier <i>et al.</i> , 1980 |
| Côte israélienne | 5 - 8 | Sédiment sableux non contaminé | Amiel et Navrot, 1978 |
| Côte israélienne | 1 - 5 | Sédiment sableux proche d'un émissaire de Tel-Aviv | Amiel et Navrot, 1978 |
| Lagune de Venise | 0 - 5 | Sédiment silteux. Apports partiellement anthropiques | Donazzolo <i>et al.</i> , 1984 |
| Golfe de Pagassitikos (Grèce) | 79 | Sédiment sableux | Voutsinou-Taliadouri et Satsmadjis, 1982 |
| Golfe de Pagassitikos (Grèce) | 240 | Sédiment fin | Voutsinou-Taliadouri et Satsmadjis, 1982 |
| Baie d'Alexandrie | 40 | 30 % de sédiment fin | Elsokkary, 1979 |

Dans les sédiments dragués des principaux ports français, les teneurs moyennes sont de l'ordre de 20 à 25 mg.kg⁻¹ (poids sec), mais peuvent atteindre des valeurs maximales de 250 mg.kg⁻¹ (poids sec) en zone fortement polluée.

Toxicité

La toxicité du nickel pour les organismes marins est considérée comme faible. Des effets sur la reproduction des bivalves (anomalies du développement larvaire) ont été observés chez l'huître *Crassostrea gigas* à la concentration (EC50) de 349 µg.l⁻¹ en sulfate de nickel et à 891 µg.l⁻¹ chez la moule *Mytilus edulis* (Martin *et al.*, 1981). Chez la moule adulte, Strömgren (1982) estime à 200 µg.l⁻¹ la concentration en chlorure de nickel sans effet sur la croissance (NOEC). En ce qui concerne la teneur sans effet dans les sédiments elle est estimée à 15,9 µg.g⁻¹ (FDEP, 1994).

Le plomb

Sources et flux

Le plomb (Pb) est un métal qui se présente sous la forme d'un mélange de 27 isotopes radioactifs et d'isotopes stables dont ²⁰⁶Pb, ²⁰⁷Pb et ²⁰⁸Pb sont les plus répandus. Il est utilisé industriellement depuis l'Antiquité et sa production s'est régulièrement accrue jusqu'au début du XX^e siècle. L'utilisation de plomb tétraéthyle comme additif antidétonant dans les carburants a eu pour conséquence un accroissement brutal de la consommation en plomb à partir de 1945. Malgré une très forte demande pour la fabrication d'accumulateurs, la consommation annuelle mondiale de plomb s'est stabilisée autour de 5 500. 10³ t à partir des années quatre-vingt. Cette stabilisation est à mettre au crédit des mesures de réduction des taux de dérivés du plomb dans les essences. L'atmosphère représente la principale voie de transfert du plomb d'origine anthropique vers l'océan comme le montre le tableau 7 (Cossa *et al.*, 1993).

Tableau 7 - Bilan des apports en plomb à l'océan (Cossa *et al.*, 1993).

| Transfert | Source | Milliers de tonnes par an |
|------------|-------------|---------------------------|
| Fleuves | naturelle | 0,4 - 3 |
| | anthropique | 0,1 - 0,6 |
| Atmosphère | naturelle | 1 |
| | anthropique | 90 - 140 |
| Total | naturelle | 1,4 - 4 |
| | anthropique | 90 - 140 |

En France, en 1991, le ministère de l'Environnement estimait les émissions atmosphériques annuelles à 6,15 t, dont 2,2 t pour l'incinération de déchets industriels et 2 t pour celle des déchets ménagers (Min. Env., Citepa, 1991). Comparativement, Cossa *et al.* (1993) estiment à 833 t par an les apports totaux en plomb dissous et particulaires des grands estuaires.

Comportement géochimique

Dans l'eau de mer, le plomb se trouve principalement sous forme de carbonates $PbCO_3$ (40 à 80 %) ou de chlorures $PbCl_2$ (1 à 40 %) et $PbCl^+$ (2 à 19 %). Il présente une forte affinité pour la matière particulaire. La fraction adsorbée sur les particules en suspension augmente avec le pH et diminue lorsque la chlorinité augmente. Bien que la biométhylation du plomb par les bactéries ait été prouvée expérimentalement, il ne semble pas qu'en milieu naturel elle représente un mécanisme significatif de son comportement géochimique. Le plomb est bioaccumulé par les organismes marins et, malgré la présence de formes organiques du plomb, il n'a pas été mis en évidence de phénomène de biomagnification (accumulation amplifiée par les chaînes alimentaires). Le facteur de bioaccumulation varie généralement entre 1 000 et 100 000 selon les espèces considérées.

Niveaux de présence

En milieu côtier, à l'écart des zones de rejet, les teneurs en plomb dissous dans les eaux sont comparables à celles mesurées en milieu océanique. Ceci est à considérer comme la résultante des phénomènes d'adsorption par les matières en suspension (100 à 1 000 $\text{ng} \cdot \text{mg}^{-1}$) et le plancton. Tatsumoto et Patterson (1963) estiment que 50 % du plomb total présent dans l'eau peut être adsorbé par le zooplancton. Généralement, la contamination des sédiments décroît de la surface vers les horizons profonds, traduisant ainsi les effets de l'ère industrielle. Cossa *et al.* (1993) estiment que les niveaux de présence sont de l'ordre de 5 à 20 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ dans les dépôts industriels, 50 à 100 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ sur le plateau continental et peuvent dépasser 150 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ en milieu côtier.

Ces valeurs ne sont pas significativement différentes de celles établies par Géode (1996) à partir des sédiments dragués dans les principaux ports français. Ces sédiments, prélevés de 1986 à 1993 dans les chenaux d'accès et les zones portuaires exposées aux apports polluants, renferment des teneurs moyennes en plomb de l'ordre de 60 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ en mer du Nord-Manche (1 - 1 280), de 55 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ en Atlantique (1 - 176) et de 287 en Méditerranée (5 - 1 519). Le bruit de fond géologique pour le plomb en Manche et Atlantique a été estimé à 47 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$.

Toxicité

Cossa *et al.* (1993) ont recensé les concentrations en plomb inorganique à partir desquelles des effets sublétaux peuvent être observés sur différents groupes d'organismes :

- 0,5 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$, concentration la plus faible provoquant un retard de croissance pour le phytoplancton ;
- 10 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$, effet négatif sur la production primaire ;
- 60 à 200 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$, influence sur la biodiversité végétale observée en mésocosme ;
- 500 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$, anomalies dans le développement embryonnaire des bivalves.

Les seuils toxiques du plomb inorganique en milieu aquatique semblent nettement supérieurs aux concentrations habituelles des eaux estuariennes françaises ($0,1$ à $0,45 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$). Néanmoins, les niveaux de bioaccumulation dans les produits marins, mollusques en particulier, sont à prendre en considération pour la protection de la santé des consommateurs.

Le zinc

Le zinc est un élément métallique de numéro atomique 30 et de masse atomique 65,4 dont les propriétés chimiques sont comparables à celles des métaux de transition par sa capacité à former des complexes avec l'ammoniac, les amines, les ions d'halogènes et les cyanures. Il se trouve à l'état naturel sous forme de sulfures ou carbonates et est impliqué dans la constitution d'un grand nombre de métalloenzymes, anhydrases carboniques et phosphatasées alcalines. Il joue également un rôle important dans la synthèse des acides nucléiques et la protection immunitaire.

Sources

Les émissions mondiales naturelles par érosion des sols, apports liés au volcanisme et à la végétation, sont faibles (43 500 t par an) comparées aux apports anthropiques (314 000 t par an) essentiellement imputables à la métallurgie et à la combustion des bois et des charbons (*In: Moore et Ramamoorthy, 1984*). Dans les zones portuaires, le zinc est introduit à partir de la dissolution des masses de zinc pur fixées sur les parties immergées des bateaux pour assurer leur protection contre la corrosion. De plus, certaines peintures anticalisures renferment des quantités importantes d'oxyde de zinc utilisé comme adjuvant anticorrosion.

Géochimie

À pH supérieur à 8, le zinc se présente sous forme d'un hydroxyde divalent Zn(OH)_2 et donne des complexes avec les ligands organiques ou s'adsorbe sur les matières en suspension.

Niveaux habituels de présence

Dans les eaux océaniques, les concentrations en zinc varient de $0,4$ à $5 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$; dans les eaux côtières exposées aux apports anthropiques, les teneurs peuvent être supérieures à $20 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$ (*In: Moore et Ramamoorthy, 1984*). Ces mêmes auteurs considèrent que les teneurs dans les sédiments non contaminés sont généralement inférieures à 50 mg.kg^{-1} (poids sec). La contamination maximale se rencontre à proximité de zones d'extraction minières et de traitements métallurgiques, comme dans les sédiments du Sørfjord en Norvège où les concentrations varient entre 830 et $118 000 \text{ mg.kg}^{-1}$ (*In: Moore et Ramamoorthy, 1984*). Les données de surveillance obtenues en 43 points de la baie de Seine (RNO, 1995) montrent des valeurs comprises entre 15 et 70 mg.kg^{-1} .

Comme cela a été observé pour le cuivre, la partie est présente les valeurs les plus élevées, c'est-à-dire supérieures à 40 mg.kg^{-1} . Dans les sédiments estuariens de la baie des Veys, les teneurs sont inférieures à 35 mg.kg^{-1} ; deux points présentent des valeurs voisines de 7 mg.kg^{-1} . En Méditerranée, sur une centaine d'échantillons prélevés de 1994 à 1996, les résultats du RNO montrent des ordres de grandeur régionalement différents. Les contaminations sont particulièrement élevées dans les étangs littoraux du Languedoc (Thau, Palavas), pour lesquels les teneurs sont généralement supérieures à 100 mg.kg^{-1} et peuvent occasionnellement dépasser 400 mg.kg^{-1} . En Provence - Côte d'Azur, la plupart des valeurs sont inférieures à 90 mg.kg^{-1} à l'exception des sites à proximité de zones fortement urbanisées ou portuaires. Dans le golfe du Lion, les sédiments sous l'influence du Rhône présentent des teneurs supérieures à 100 mg.kg^{-1} .

Toxicité

Les sels de zinc sont moins toxiques que ceux du cuivre ou du cadmium et présentent la particularité d'être moins nocifs pour les organismes marins que pour ceux des eaux douces, en raison de l'action protectrice des ions calcium.

Tableau 8 - Toxicité du zinc exprimée en $\mu\text{g.l}^{-1}$ pour différentes espèces d'organismes marins (MATC : concentration maximum acceptable selon les auteurs).

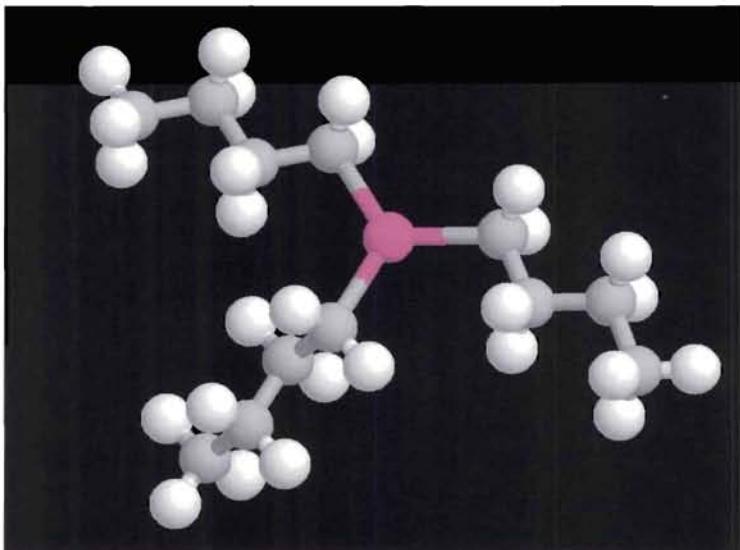
| Espèces | Stades | Effets/concentrations | Références |
|--|----------|--|--------------------------------|
| <i>Crassostrea virginica</i> (huître) | embryon | LC0 : 75 ; LC50 : 310 ; LC100 : 350 | Calabrèse <i>et al.</i> , 1973 |
| <i>Ruditapes philippinarum</i> (palourde) | adulte | LC50, 48 h : 147 900 LC50, 96 h : 16 400 CSE : 820 | Liu <i>et al.</i> , 1997 |
| <i>Haliothis rufescens</i> (ormeau) | embryon | EC50, 48 h : 40 EC50, 10 J : 32 | Conroy <i>et al.</i> , 1996 |
| <i>Strongylocentrotus purpuratus</i> (oursin) | embryon | EC50 fertilisation : 4,1 à 100 développement larvaire : 107,4 | Phillips <i>et al.</i> , 1998 |
| <i>Mysidopsis inti</i> (mysidacé) | adulte | MATC, 7 j : 152 | Harmon et Langdon, 1996 |
| <i>Limulus polyphemus</i> (crabe) | embryon | CSE : < 50 000 | Botton <i>et al.</i> , 1995 |
| <i>Anguilla japonica</i> (anguille) | juvénile | LC50, 96 h, 15 °C : 8 100 CSE : 100 | Yang et Chen, 1996 |
| Macroalgues | adulte | inhibition de la croissance en 21 jours à partir de 20 | Filho <i>et al.</i> , 1997 |

Le tableau 8 montre que les adultes de palourdes sont peu sensibles à la présence de zinc puisque la concentration la plus forte qui n'a pas d'effet à court terme sur leur survie est estimée à $820 \mu\text{g.l}^{-1}$ (Liu *et al.*, 1997). L'embryogenèse et le développement larvaire des mollusques benthiques semblent assurés à des concentrations n'excédant pas $75 \mu\text{g.l}^{-1}$. Les crustacés et les poissons sont peu sensibles à la présence de zinc.

Le tributylétain

Sources et flux

D'abondance moyenne dans la croûte terrestre, l'étain (Sn) et ses composés organiques ne sont considérés comme un polluant du milieu marin que depuis le début des années quatre-vingt, en raison de l'utilisation du tributylétain (TBT) comme matière active des peintures antislissures. Ces dernières, destinées à protéger la carène des navires contre la fixation d'organismes vivants, agissent en diffusant dans le milieu des quantités importantes de TBT ($> 5 \text{ } \mu\text{g.cm}^{-2}.\text{jour}^{-1}$). Une estimation réalisée par Alzieu *et al.* (1980) dans les bassins d'Arcachon et Marennes-Oléron indiquait des flux respectifs de l'ordre de 1,3 t et 115 kg par an pour une période antérieure à l'interdiction d'emploi du TBT dans les peintures. Ces flux en TBT dans les eaux territoriales sont actuellement imputables aux activités navales : entretien et stationnement des bateaux de plus de 25 m de long.



Tributylétain.

Comportement géochimique

Dans l'eau de mer, le TBT se trouve à l'état dissous sous forme d'hydroxyde, de carbonates ou chlorures et faiblement associé aux matières en suspension (5 %). Cette faible affinité pour la phase particulaire se traduit par des coefficients de partage eau-sédiments faibles, mesurés sous différentes conditions de pH, salinité, taille des particules et teneurs en matières organiques, qui varient entre 340 et $1,9 \cdot 10^6$ pour le TBT, 650 et 2 600 pour ses deux produits de dégradation, respectivement le dibutylétain (DBT) et le monobutylétain (MBT). Les cinétiques d'adsorption sur les sédiments sont lentes, 0,57 ng TBT par cm^2 et par jour, les taux de désorption non significatifs (Stang et Seligman, 1987).

Ceci traduit de faibles échanges entre sédiment et eau interstitielle, caractérisés par des coefficients de partage variant de 103 à 104 selon Dowson *et al.* (1993). Néanmoins, par agitation de sédiments contaminés dans l'eau, une fraction faible (< 1 %) peut être désorbée.

Le TBT est dégradable dans les eaux par action microbiologique et photolytique. Sa durée de vie mesurée dans des conditions environnementales varie entre quelques jours et quelques semaines. Dans les sédiments, le TBT est beaucoup plus stable, sa durée de demi-vie étant estimée à plusieurs années : 1,3 à 4,4 ans dans le port d'Auckland (De Mora *et al.*, 1995) et 19 ans selon des études en mésocosmes (Adelman *et al.*, 1990).

Contrairement à l'étain inorganique qui ne s'accumule pas dans les tissus des organismes vivants, les tributylétains sont absorbés ou bioconcentrés par les bactéries, le phytoplancton, les mollusques, les crustacés et les poissons. Les facteurs de bioaccumulation varient dans une très grande proportion (< 1 à 30 000) sans qu'il soit possible de définir des fourchettes par groupe d'espèces (Alzieu et Michel, 1998). Certaines observations tendent à montrer que les crustacés et les poissons possèdent les systèmes enzymatiques capables de métaboliser le TBT bioaccumulé en DBT et MBT.

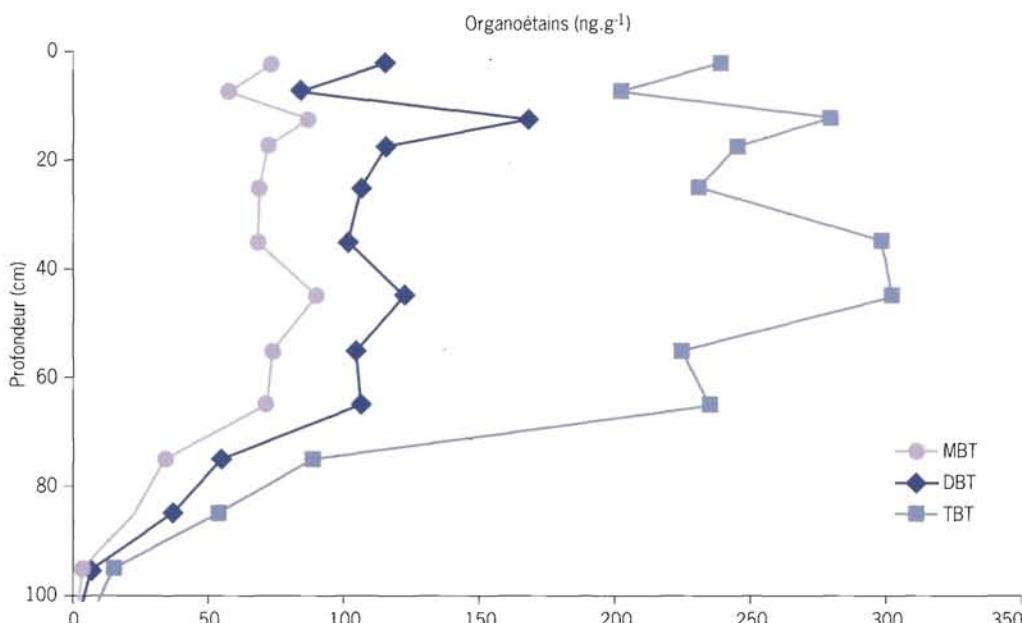
Niveaux de présence

Un bilan général de la contamination des eaux du littoral français entrepris en 1992 par Michel et Avery (1996) indique des valeurs moyennes de l'ordre de 40 ng.l⁻¹ dans les ports de plaisance de la Manche et de l'Atlantique et de l'ordre de 20 ng.l⁻¹ en Méditerranée. Les moyennes calculées pour les ports de commerce paraissent plus faibles : 19,9 en Manche, 16,3 en Méditerranée et 10,4 en Atlantique. Bien que ces niveaux soient considérablement inférieurs à ceux relevés avant l'interdiction d'emploi du TBT (1982), ils traduisent une contamination chronique des zones portuaires. Les campagnes de mesures réalisées par Michel et Avery (1999) n'indiquent pas de changement significatif. La contamination des sédiments est très variable selon les sites de prélèvement. Dans les ports du bassin d'Arcachon, Sarradin *et al.* (1994) indiquent des concentrations extrêmes comprises entre 4 et 158 ng.g⁻¹ de sédiment superficiel sec. Comparativement, à l'intérieur de la baie, les teneurs sont de l'ordre de 4 ng.g⁻¹ en moyenne et n'excèdent pas 10 ng.g⁻¹. Dans la rade de Brest, la contamination est considérablement plus élevée du fait des activités nautiques (Michel et Avery, 1995). Les teneurs varient entre 840 et 6 344 ng.g⁻¹ dans les sédiments portuaires où la concentration ponctuelle extrême était de 21 300 ng.g⁻¹ et entre 2 et 197 ng.g⁻¹ de sédiment sec dans le reste de la rade. Les sédiments profonds sont également contaminés comme l'atteste la carotte prélevée dans le port de La Trinité-sur-Mer (fig. 14) qui montre des niveaux en TBT sensiblement constants jusqu'à une profondeur de 80 cm (Alzieu et Michel, 1998).

Figure 14
Mesures de tributylétain (TBT) et de ses produits de dégradation, dibutylétain (DBT) et monobutylétain (MBT) dans une carotte sédimentaire provenant du port de plaisance de La Trinité-sur-Mer en 1991. Les mesures sont exprimées en ng.g^{-1} des différents ions (Alzieu et Michel, 1998).

Toxicité

Les tributylétains sont très toxiques pour les mollusques à des concentrations extrêmement faibles. Ainsi, pour des teneurs voisines du ng.l^{-1} , on observe des modifications significatives de la sexualité des gastéropodes marins se traduisant par l'imposition de caractères mâles chez les femelles : imposex. Dans son stade aigu, les femelles deviennent stériles mettant en péril le renouvellement des populations. L'influence de concentrations similaires (2 ng.l^{-1}) sur la calcification des coquilles d'huîtres creuses *Crassostrea gigas* a été observée *in situ* et au laboratoire. Les perturbations se traduisent par la formation de chambres remplies d'une substance gélantineuse et l'absence de croissance. La reproduction des bivalves est affectée à partir de concentrations supérieures à 20 ng.l^{-1} .



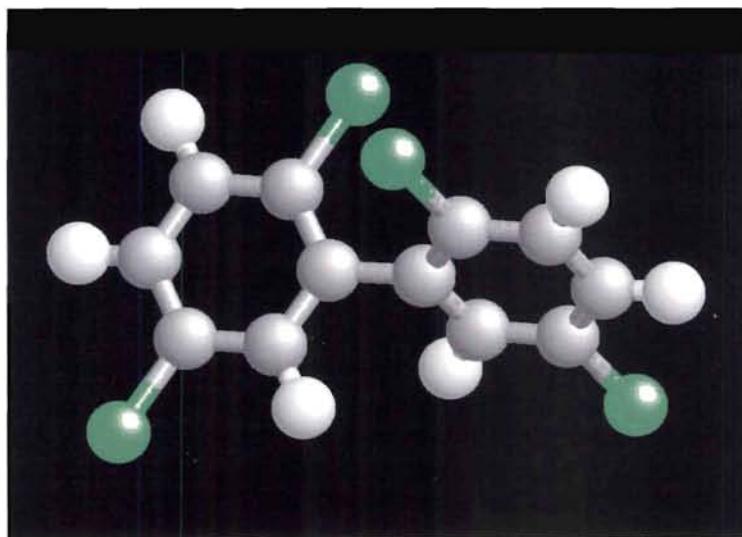
Une échelle de relation entre concentrations en TBT et effets sur l'embryogenèse et le développement des larves a été proposée par His et Robert (1983-1985). Comparativement, la reproduction des poissons semble être affectée à des concentrations de l'ordre de $1 \text{ à } 10 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$, c'est-à-dire 1 000 à 10 000 fois plus élevées.

Les polychlorobiphényles (PCB)

Nature et utilisation

Le terme de PCB désigne une famille de composés organochlorés de haut poids moléculaire de formule chimique $\text{C}_{10}\text{H}_{(10-n)}\text{Cl}_n$. Ces composés de synthèse sont obtenus par chloration du biphenyle, qui conduit à des mélanges techniques dont les propriétés (viscosité, stabilité thermique,

constante diélectrique) dépendent de leur taux moyen de chlore. Produits industriellement depuis 1930, ces mélanges ont, fait l'objet de multiples utilisations comme additifs dans les peintures, les encres et les apprêts destinés aux revêtements muraux. Dans les années soixante-dix, la prise en compte de leurs effets environnementaux a conduit d'abord à l'interdiction des usages dispersifs en limitant leur emploi aux systèmes clos, essentiellement pour le matériel électrique de grande puissance (transformateurs, condensateurs), puis à l'arrêt de leur production industrielle (1987 en France). La production mondiale cumulée est estimée à environ $1,2 \cdot 10^6$ tonnes par Tanabe et Tatsukawa (1986). Le groupe des PCB comprend 209 congénères (CB) qui se distinguent par le nombre d'atomes de chlore fixés sur la molécule (chloro-homologues ou isomères de composition) et par leur position sur le noyau biphenyle (isomères de structure). Ce sont ces caractères structuraux qui déterminent les propriétés physico-chimiques fondamentales de chaque congénère (solubilité, pression de vapeur) et par conséquent leur distribution dans l'environnement selon les lois de partage (constante de Henry, coefficient de partage octanol-eau).



2,2', 5,5' tétrachlorobiphenyl.

Les techniques analytiques permettent d'identifier et quantifier un grand nombre de CB, facilitant ainsi une meilleure perception des processus de distribution, du devenir et des effets des PCB dans l'environnement (Duinker *et al.*, 1991). En contrepartie, la quantification à partir des CB individuels n'est pas comparable à celle que l'on obtenait par le passé par étalonnage avec des mélanges techniques. Sur la base de critères prenant en compte la faisabilité analytique, la représentativité et la présence des congénères dans diverses matrices ainsi que leurs effets toxiques, divers groupes de travail ont établi une liste minimale de congénères prioritaires.

Dans le tableau 9, les sept premiers CB constituent la liste proposée par le Bureau communautaire de référence et adoptée par quelques législations nationales en Europe. Les CB 105 et 156 (Ballschmiter et Zell, 1980) ont été inclus pour prendre en compte leur caractère toxique défini par le facteur d'équivalent toxicité dioxine TEF (Ahlborg *et al.*, 1994). Les CB 77, 126 et 169 de structure coplanaire sont les plus toxiques, mais ne contribuent que relativement peu aux effets potentiels des PCB (critère d'effets noté par T) en raison de leurs faibles niveaux de présence (critère de niveaux noté de --- à ++++).

Tableau 9 - Congénères de PCB à quantifier en priorité.

| Congénère | Structure | TEF | Critères de niveaux de présence (+/-) et d'effets (T) |
|-----------|-------------------------|---------|---|
| CB 28 | 2,4,4' - Tri CB | | --- |
| CB 52 | 2,2',5,5' - TéCB | | ++ |
| CB 101 | 2,2',4,5,5' - PeCB | | ++ + |
| CB 118 | 2,3',4,4',5' - PeCB | 0,0001 | +++ ; T T |
| CB 138 | 2,2',3,4,4',5 - HxCB | | +++ + |
| CB 153 | 2,2',4,4',5,5' - HxCB | | ++++ |
| CB 180 | 2,2',3,4,4',5,5' - HpCB | 0,00001 | +++ |
| CB 105 | 2,3,3',4,4' - PeCB | 0,0001 | ++ |
| CB 156 | 2,3,3',4,4',5 - HxCB | 0,0005 | + |
| CB 77 | 3,3',4,4' - TéCB | 0,0005 | - |
| CB 126 | 3,3',4,4',5 - PeCB | 0,1 | -- ; T |
| CB 169 | 3,3',4,4',5,5' - HxCB | 0,01 | --- |

Sources et flux

Les PCB sont des contaminants de synthèse représentatifs d'une pollution diffuse d'origine strictement anthropique. En plus des pertes lors des remplissages et retraitement des systèmes clos, les rejets urbains, les décharges de matériel usagé et les activités liées à la récupération des matériaux ferreux sont potentiellement des sources d'introduction dans l'environnement. Globalement, les apports de PCB dans la zone de l'Atlantique Nord (zone des conventions d'Oslo et de Paris) se situeraient, selon diverses estimations (Axelman, 1997), entre 10 et 100 tonnes par an et correspondraient à environ 0,05-0,5 g par an et par équivalent-habitant. Compte tenu de la grande dispersion des PCB dans l'environnement, les foyers de contamination de la zone littorale se situent à proximité des grands fleuves en relation avec l'importance de l'urbanisation et de l'activité industrielle de leur bassin versant.

Devenir et distribution

Le devenir des PCB dans l'environnement s'explique par leurs propriétés physico-chimiques : ce sont des composés semi-volatils, hydrophobes et persistants.

Présents dans l'atmosphère essentiellement sous forme dissoute, ils sont entraînés vers la surface terrestre par les précipitations et véhiculés sous

forme dissoute et associée aux particules solides en suspension. Les composés les plus solubles, c'est-à-dire les plus faiblement chlorés, prédominent dans les eaux océaniques et leur adsorption sur le matériel particulaire augmente avec le caractère hydrophobe. Par exemple, en amont de l'estuaire de la Seine (Poses), la fraction adsorbée est la plus importante et augmente avec le degré de chloration des CB considérés : elle représente 75 et 85 % de la concentration totale, respectivement pour les CB 101 et 180. Plus en aval, dans la zone de mélange, la fraction associée aux matières en suspension atteint plus de 90 %, en raison de l'augmentation de la turbidité et l'effet de la salinité. Dans la frange littorale, les dépôts sédimentaires représentent des zones de stockage des PCB. La capacité du sédiment superficiel à piéger les PCB augmente avec la quantité de particules fines et le taux de carbone organique. Du fait de leur caractère hydrophobe et de leur grande stabilité chimique, les PCB sont bioaccumulés. L'importance de la bioaccumulation dépend de facteurs chimiques liés à la structure des molécules et de paramètres biologiques propres à chaque espèce : état physiologique, nourriture disponible. La nourriture représente la principale voie de transfert vers les organismes. Une fois ingérés, les PCB sont très peu métabolisés, stockés dans les tissus de réserve riches en lipides et transférés par l'alimentation aux organismes de rang trophique plus élevé. En ce qui concerne la répartition des différents CB dans les organismes, les processus de bioaccumulation aboutissent à une augmentation des concentrations en composés les plus chlorés, qui sont aussi les plus persistants. On observe ainsi une réduction du nombre de congénères du fait de l'élimination des composés moins chlorés et de la biotransformation partielle des composés intermédiaires (Abarnou et Loizeau, 1994).

Niveaux de présence

Les niveaux de présence dans l'eau de mer sont très faibles. En zone océanique, des concentrations de congénères individuels inférieures à $0,05 \text{ pg.l}^{-1}$ ou de quelques dizaines de pg.l^{-1} ont été mesurées (Schulz-Bull *et al.*, 1991). Des teneurs sensiblement plus élevées ont été rencontrées dans les eaux côtières sous l'influence des apports terrigènes. La contamination des organismes par les PCB a fait l'objet de très nombreux travaux. Dans tous les organismes, le CB153 est le congénère majoritaire, en raison de son importance dans les mélanges techniques utilisés par le passé, de son caractère hydrophobe et de sa grande résistance aux processus de dégradation. Les concentrations les plus faibles sont mesurées dans les microorganismes à l'écart de zones contaminées, les plus élevées dans les tissus adipeux de prédateurs de rang élevé : oiseaux ou lard des mammifères marins odontocètes. Pour le dauphin commun du proche Atlantique, la contamination du lard varie de 0,5 à $7 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$ selon l'âge et le sexe. Pour le littoral français, les concentrations de CB153 dans la chair de moules varient du nanogramme par gramme de poids sec à environ 500 ng.g^{-1} selon la proximité des zones d'apports.

Dans le sédiment superficiel de la zone centrale de la mer du Nord, les niveaux de PCB sont extrêmement faibles ($<0,1 \text{ ng.g}^{-1}$) et se caractérisent par une relative importance des congénères faiblement chlorés d'origine atmosphérique (Knickmeyer et Steinhart, 1988). Les concentrations augmentent dans les prélèvements de sédiments plus côtiers et atteignent quelques nanogrammes par gramme à proximité des embouchures des rivières ou de zones de dépôt de dragages. Les composés les plus hydrophobes (CB153, CB138, CB180) sont alors prédominants. Des concentrations très élevées, soit de l'ordre de 10 mg.g^{-1} pour le CB153, ont été mesurées dans les sédiments superficiels de l'estuaire du New Bedford Harbor, rivière polluée par une usine de production de PCB (Weaver, 1984).

Toxicité

Les PCB ne présentent pas de caractère de toxicité aiguë. Par contre, l'exposition chronique à de faibles doses peut être à l'origine de divers dysfonctionnements observés chez les animaux de laboratoire : hypertrophie hépatique, effets cancérogènes, chloro-acné, altération des fonctions reproductrices, etc. (McConnell, 1989). Les mécanismes de toxicité sont semblables à ceux des composés apparentés aux dioxines et caractérisés par l'activation de systèmes enzymatiques communs. La compréhension et la comparaison des mécanismes de toxicité de ces deux classes de contaminants sont à la base de la définition du concept de toxicité équivalente dioxine et des facteurs d'équivalent toxique (Ahlborg *et al.*, 1994). Cette approche permet le calcul de la toxicité en prenant en compte les contributions des différents congénères.

Deux cas de mutation génique associés avec des hyperplasies dans le foie du dragonnet *Callionymus lyra* ont été observés par Vincent *et al.* (1998) et attribués à la contamination par des CB non ortho-substitués (CB 77, 126 et 169) dans les tissus. L'accroissement des adduits à l'ADN et la contamination des foies semblaient être corrélés avec les niveaux de PCB et hydrocarbures polyaromatiques dans les sédiments. Bien que les néoplasies du foie ne soient pas fréquentes dans la zone étudiée, les auteurs pensent que les mutations observées avec des hyperplasies des cellules hépatiques suggèrent une corrélation possible entre les lésions hépatiques précancéreuses et l'activation du gène *ras*.

Les hydrocarbures polyaromatiques

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont des substances dont la structure chimique est constituée de plusieurs noyaux aromatiques ayant en commun plus d'un atome de carbone. Les HAP constituent une large classe de contaminants qui se différencient entre eux par le nombre de noyaux aromatiques (de deux pour le naphtalène à sept pour le coronène), leur position dans la structure moléculaire ainsi que par la nature et la position des substituants.

Origines et sources

Les HAP présents dans l'environnement résultent de différents processus mentionnés par Neff (1979) dont :

- la biosynthèse par des organismes vivants ; ainsi le pérylène peut être formé dans les sédiments anaérobies à partir de quinones d'origine biologique sensibles aux réactions biologiques ;
- les pertes à partir du transport ou de l'utilisation des carburants fossiles, charbons, pétroles ;
- la pyrolyse des matières organiques à haute température, feu de forêts, combustion des charbons et pétroles.

Ce dernier processus constitue la principale voie d'introduction des HAP dans l'environnement et résulte majoritairement des actions anthropiques. Il est bien connu que la combustion des essences est une source importante d'introduction de HAP dans l'atmosphère, parmi lesquels le benzo[a]pyrène (BaP) (50 à 100 µg par litre de carburant consommé). Les activités industrielles telles que les usines de production d'aluminium, les raffineries de pétrole ou les rejets urbains contribuent également de manière importante aux apports atmosphériques et aquatiques. Le tableau 10 tiré de Neff (1979) montre que les rejets pétroliers contribuent très majoritairement aux apports de HAP alors que les retombées atmosphériques sèches et humides sont responsables de l'introduction de BaP.

Tableau 10 - Estimation de la contribution (%) des différentes sources de BaP et HAP aux apports dans l'environnement (adapté de Neff, 1979).

| | BaP | HAP totaux |
|--------------------------------|-----------|------------|
| Biosynthèse | 3 | 1,17 |
| Rejets pétroliers | 2,8 - 4,3 | 73,9 |
| Déchets urbains et industriels | 4,3 | 1,9 |
| Lessivage des sols | 16,9 | 1,26 |
| Retombées atmosphériques | 71,7 | 21,7 |

Ces apports sont constitués par des mélanges complexes de composition variable selon les sources. Ainsi, les rejets pétroliers sont essentiellement constitués de molécules dont le nombre de noyaux aromatiques est généralement inférieur à 4. Les produits de pyrolyse renferment des dérivés penta et hexa-aromatiques, non substitués si la pyrolyse s'effectue à haute température (2 000 °C) ou alkylés entre 400 à 800 °C. Certains auteurs ont proposé de caractériser l'origine des HAP à partir de rapports moléculaires. Ainsi, en considérant les concentrations en 4,5 méthylène phénanthrène présent dans les sédiments des zones urbaines et industrielles par rapport au phénanthrène d'origine pétrolière, il est possible d'en déduire des informations sur la pollution des sédiments. Généralement, un seul rapport moléculaire ne suffit pas à caractériser une source de HAP. Le tableau 11 repris de Baumard (1997) rassemble quelques rapports moléculaires proposés par différents auteurs.

Tableau 11 - Rapports moléculaires en fonction de l'origine des HAP.

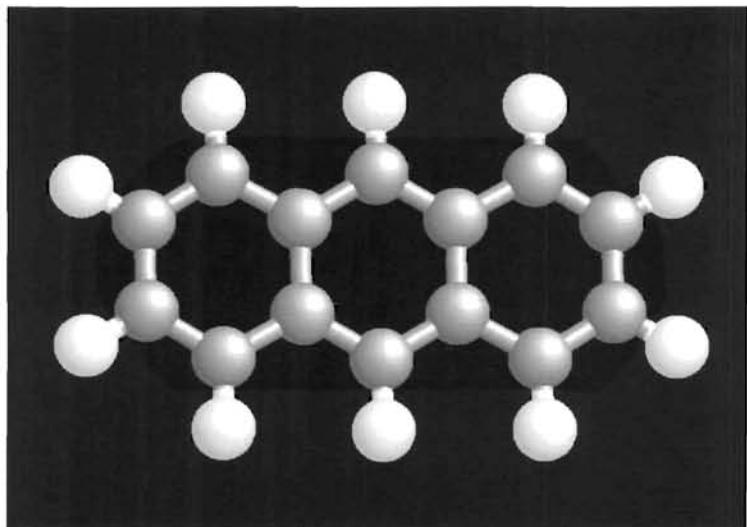
| Rapports moléculaires | 4,5 MP/ΣMP | ΣMP/P | P/A | BeP/BaP |
|-----------------------|------------|-------|---------|---------|
| Produits pétroliers | 0 | > 2 | > 25 | > 5 |
| Produits de pyrolyse | 0,1 - 0,2 | < 1 | 10 - 25 | - |
| Aérosols | 0,04 - 0,4 | < 1 | 1 - 10 | < 2 |

- 4,5 MP/ΣMP : rapport entre concentration en 4,5 méthylène phénanthrène et somme des concentrations en méthylène phénanthrène (Garrigues *et al.*, 1995).

- ΣMP/P : rapport entre somme des concentrations en méthylène phénanthrène et phénanthrène (Garrigues *et al.*, 1995).

- P/A : rapport entre concentrations en phénanthrène et anthracène (Socio, 1986).

- BeP/BaP : rapport entre concentrations en benzo[e]pyrène et benzo[a]pyrène (Broyelle, 1997).



Anthracène.

Comportement géochimique

La distribution des HAP dans l'environnement dépend très étroitement de leurs propriétés physico-chimiques. Elles sont caractérisées par :

- une faible solubilité dans l'eau de mer, qui décroît quand le nombre de noyaux aromatiques augmente (20 mg.l⁻¹ pour le naphtalène et 0,6 mg.l⁻¹ pour le phénanthrène);
- une forte affinité pour les solvants organiques, le coefficient de partage octanol/eau (log K_{ow}) est de 4,57 pour l'anthracène et le phénanthrène et de 7,11 pour le dibenzanthracène;
- une adsorption élevée sur les matières en suspensions et les colloïdes, le coefficient de partage entre sédiment et phase aqueuse (log K_p) est voisin ou supérieur à 3 (2,73 pour l'anthracène et 5,65 pour le dibenzanthracène).

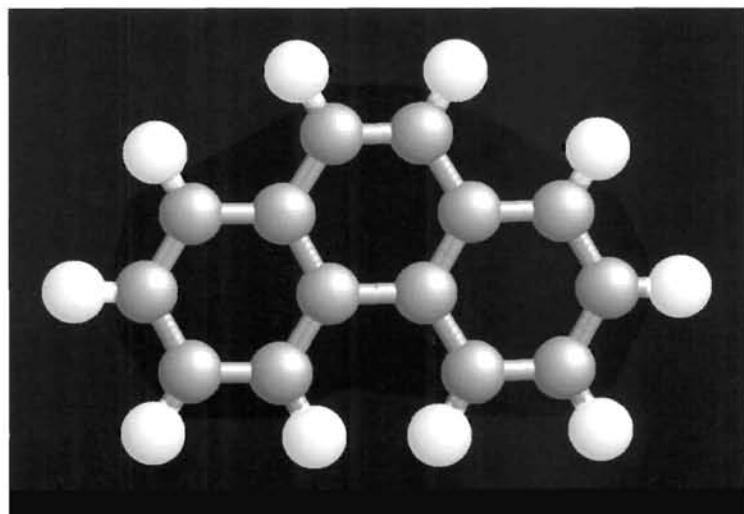
En milieu aquatique et en présence d'oxygène, les HAP peuvent être dégradés par oxydation chimique, photo-oxydation et transformation métabolique par les organismes vivants, animaux et végétaux. Dans les milieux anoxiques, les HAP sont résistants à la dégradation chimique

et biologique. Les différents mécanismes de dégradation débutent généralement par la formation des dérivés époxydés, hydroxylés ou quinoniques. La métabolisation s'effectue par l'intermédiaire de la fonction oxygénase mixte (MFO) dépendante du système cytochrome P450, localisé dans les microsomes hépatiques. L'induction de l'une de ces enzymes, l'Érod, est utilisée comme indicateur d'exposition des organismes aux HAP. Toutefois, l'activation métabolique des MFO peut aussi conduire à la formation de molécules fortement toxiques. Ainsi, il est admis que la cancérogénicité du BaP est due à la formation d'un isomère de l'époxy-dihydro-dihydroxybenzo[a]pyrène.

Niveaux de présence

En raison de leur caractère lipophile, les HAP sont concentrés dans les sédiments et les organismes vivants, les niveaux rencontrés dépendant de la nature et des sources de contamination. Dans les sédiments de la Méditerranée occidentale, Baumard (1997) a mesuré des teneurs en HAP totaux comprises entre 1 ng.g^{-1} et $20,8 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$. Dans les zones portuaires, les concentrations sont fréquemment supérieures au $\mu\text{g.g}^{-1}$, comme à Ajaccio (20,5), Toulon (9,99), Port-Vendres (6,9) ou Barcelone (1,7). Ces teneurs sont comparables aux valeurs obtenues par le même auteur dans le bassin d'Arcachon, où elles varient entre 0,9 et $4,1 \mu\text{g.g}^{-1}$ à l'intérieur du bassin et sont de l'ordre de $30 \mu\text{g.g}^{-1}$ à l'entrée du bassin. Dans la plupart des cas, la contamination est attribuée à une origine pyrolytique.

Les organismes benthiques peuvent bioaccumuler les HAP présents dans les sédiments. À partir d'échantillons de sédiments et de moules prélevés au même endroit, Baumard (1997) montre que les teneurs en HAP dans les tissus des moules ne sont pas directement corrélées à celles des mêmes composés dans les sédiments. Les quantités bioaccumulées



Phénanthrène.

sont identiques quand la contamination des sédiments est inférieure à $3 \mu\text{g.g}^{-1}$ mais tendent à s'accroître très rapidement au-dessus de cette valeur seuil. De plus, il semble que les composés tétra-aromatiques sont préférentiellement bioaccumulés par les moules alors que les tri-aromatiques sont majoritaires chez les poissons.

Toxicité

Les HAP peuvent interagir avec les mécanismes cellulaires soit directement en se fixant sur les sites lipophiles, soit indirectement par liaison de leurs métabolites hydrophiles avec des structures cellulaires (protéines, ADN), provoquant ainsi des effets à long terme. La toxicité aiguë varie dans de très grandes proportions suivant la substance et l'espèce considérées. Ce sont surtout les effets à long terme et particulièrement leurs aspects cancérogènes et mutagènes qui présentent les risques écotoxicologiques les plus importants. Les molécules suivantes sont reconnues comme étant fortement cancérogènes pour les mammifères : 7,12-diméthylbenz[a]anthracène ; dibenz[ah]anthracène ; benzo[a]phénanthrène ; 3-méthylcholanthrène ; benzo[a]pyrène ; dibenzo[ah]pyrène ; dibenzo[ai]pyrène. De même, 16 molécules ont été reconnues toxiques pour l'environnement par l'Environment Protection Agency aux États-Unis. Il s'agit du napthalène, de l'acénaphtylène, de l'acénaphtène, du fluorène, du phénanthrène, de l'anthracène, du fluoranthrène, du pyrène, du benzo[a]anthracène, du chrysène, du benzo[b]fluoranthrène, du benzo[k]fluoranthrène, du benzo[a]pyrène, du dibenzo[ah]anthracène, du benzo[ghi]pérylène et de l'indéno[1,2,3-cd]pyrène.

En ce qui concerne les effets sur les organismes aquatiques, des études en cours tendent à montrer que la contamination de l'estuaire de la Seine par les HAP serait liée au caractère mutagène des sédiments, à la présence d'adduits à l'ADN dans les microsomes hépatiques de flet et pourrait se traduire par des néoplasies rencontrées dans les foies d'un échantillonnage de flets de la baie de Seine (Cachot *et al.*, 1997).

Références bibliographiques

- Abarnou A., Loizeau V., 1994. La bioaccumulation : l'exemple des PCB. *Océanis*, 20, 3, 29-45.
- Adelman D., Hinga K.R., Pilson M.E.Q., 1990. Biogeochemistry of butyltins in an enclosed marine ecosystem. *Environ. Sci. Technol.*, 24, 1027-1032.
- Ahlborg U.G., Becking G.C., Birnbaum L.S., Brouwer A., Berks H.J.G.M., Feeley M., Golor G., Hanberg A., Larsen J.C., Liem A.K.D., Safe S.H., Schlatter C., Waern F., Younes M., Yrjänheikki E., 1994. Toxic equivalent factors for dioxin-like PCBs. *Chemosphere*, 28, 6, 1049-1067.
- Alzieu C., Michel P., 1998. L'étain et les organoétains en milieu marin : biogéochimie et écotoxicologie. *Repères océan (Ifremer)*, 15, 104 p.
- Alzieu C., Thibaud Y., Héral M., Boutier B., 1980. Évaluation des risques dus à l'emploi des peintures antalissoires dans les zones conchyliologiques. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, 44, 4, 301-348.

- Amiel A.J., Navrot J., 1978. Nearshore sediment pollution in Israel by trace metals derived from sewage effluent. *Marine Pollution Bulletin*, 9, 1, 10-14.
- Anonymous, 1994. Rules 1407: Control of emissions of arsenic, cadmium and nickel from non-ferrous metal melting operations. <http://www.agmd.gov/rules/html/r1407.html>.
- Armansson H., Burton J.D., Jones G.B., Knap A.H., 1985. Trace metals and hydrocarbons in sediments from the Southampton water region with particular reference to the influence of oil refinery effluent. *Marine Environ. Res.*, 15, 1, 31-44.
- Augier H., Chabert D., Vicente N., 1980. Le port de Porquerolles (îles d'Hyères, Méditerranée, France). Contaminations par les métaux lourds. *Travaux scientifiques du parc naturel de Port-Cros*, 6, 253-285.
- Axelman J., 1997. Assessment of PCB fluxes and inventories relevant to the OsPar convention area. Univ. Stockholm. Rapport présenté au groupe Input des conventions OsPar.
- Balistrieri L., Murray S.W., 1986. The surface chemistry of sediments from Panama basin: The influence of Mn oxides on metal adsorption. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 50, 2235-2243.
- Ballschmiter K., Zell M., 1980. Analysis of PCB by glass capillary gas chromatography. Composition of technical Arochlor and Clophen PCB mixtures. *Fresenius Z. Anal. Chem.*, 302, 20-31.
- Baumard P., 1997. Biogéochimie des composés aromatiques dans l'environnement marin. Thèse n° 1788, université Bordeaux I, Bordeaux, France, 299 p.
- Beliaeff B., Smith P.J., 1996. Estimation of coastal water contamination long-term trend using seasonal linear models. *J. AM. Water Resources Assoc.*, 32, 595-603.
- Blazhishin A.I., Shishkina O.V., Lukashin V.N., Gordeev V.V., Metropoliski A.Y., 1986. Geochemical profile of the Gotland Basin. In: *Geochemistry of sedimentation processes in the Baltic Sea*. Nauka, Moskow, 115-130.
- Botton M.L., Jhonson K., Gonzalez T.I., Helleby L., 1995. Acute toxicity of copper and zinc to embryos and larvae of the horseshoe crab, *Limulus polyphemus*. 33th Benthic Ecology Meeting, New Brunswick, NJ (USA), 17-19 March 1995.
- Boutier B., Cossa D., 1988. Évaluation critique des dosages de cadmium et mercure dans les sédiments superficiels prélevés le long du littoral français. In: Réseau national d'observation de la qualité du milieu marin. Dix années de surveillance 1974-1984. Document technique vol IV : Mercure et Cadmium, 127 p.
- Boutier B., Chiffolleau J.-F., Auger D., Truquet I., 1993. Influence of the Loire River on dissolved lead and cadmium concentrations in coastal waters of Brittany. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 36, 133-145.
- Broyelle I., 1997. Contribution à l'étude de la biochimie de la matière organique en milieu estuarien : cas des deltas du Rhône et de la Léna. Thèse université Paris VI, 256 p.

- Cachot J., Cherel Y., Kadakas V., Feist S., Vethaak D., Galgani F., Vincent F., 1997. Histopathological study and mutation analysis of *ras* and *p 53* genes in feral flounder liver tumors: relation with environmental pollutants. 7th International Conference on Environmental Mutagens, Toulouse, September 7-12, 1997.
- Calabrèse A., Collier R.S., Nelson D.A., Mac Innes J.R., 1973. The toxicity of heavy metals to embryos of the American Oyster *Crassostrea virginica*. Mar. Biol., 18, 162-166.
- Chester R., Aston S.R., 1976. The geochemistry of deep sea sediment. In: Oceanography. Academic. Riley J.P. et Chester R. Chemical Press, 2nd edit. vol 6, 281-390.
- Chester R., Murphy K.J.T., 1990. Metals in the marine atmosphere. In: Heavy Metals in the Marine Environment. Furness R.W. & Rainbow P.S. (eds). CRC Press, Boca Raton, 256 p.
- Chiffolleau J.-F., 1994. Le chrome en milieu marin. Repères océan (Ifremer), 8, 43 p.
- Chiffolleau J.-F., Cossa D., Auger D., Truquet I., 1994. Trace metal distribution, partition and fluxes in the Seine Estuary (France) in low discharge regime. Marine Chemistry, 47, 147-158.
- Chilvers D.C., Peterson P.J., 1987. Global cycling of arsenic. In: Lead, Mercury, Cadmium and Arsenic in the environment. Hutchinson T.C. & Meema K.M. (eds). Scope 31, J. Wiley & Sons, 279-301.
- Conroy P.T., Hunt J.W., Anderson B.S., 1996. Validation of a short term effects on larval red abalone *Haliotis rufescens*. Environ. Toxicol. Chem., 15, 7, 1245-1250.
- Coquery M., Cossa D., Sanjuan J., 1997. Speciation and sorption of mercury in two macro-tidal estuaries. Mar. Chem., 58, 213-227.
- Cosma B., Frache R., Baffi F., Dadone A., 1982. Trace metals in sediments from the Ligurian coast, Italy. Marine Pollution Bulletin, 13, 4, 127-132.
- Cossa D., Lassus P., 1989. Le cadmium en milieu marin : biogéochimie et écotoxicologie. Rapports scientifiques et techniques de l'Ifremer, 16, 111.
- Cossa D., Auger D., Luçon M., Masselin P., Noël J., Sanjuan J., 1990. Niveaux de concentration en métaux, métalloïdes et composés organochlorés dans les produits de la pêche côtière française. Ifremer-centre de Brest, 59 p.
- Cossa D., Elbaz-Poulichet F., Gnassia-Barelli M., Roméo M., 1993. Le plomb en milieu marin : biogéochimie et écotoxicologie. Repères océan (Ifremer), 3, 76 p.
- Cossa D., Martin J.M., Takayanagi K., Sanjuan J., 1997. The distribution and cycling of mercury species in the Western Mediterranean. Deep-Sea Research II, 4, 721-740.
- Cossa D., Thibaud Y., Roméo M., Gnassia-Barelli M., 1990. Le mercure en milieu marin. Biogéochimie et écotoxicologie. Rapports scientifiques et techniques de l'Ifremer, 19, 130 p.

- De Mora S.J., Stewart C., Philips D., 1995. Sources and rate of degradation of tributyltin in marine sediments near Auckland, New Zealand. *Mar. Pollut. Bull.*, 30, 1, 50-57.
- Donazzolo R., Orio A.A, Pavoni B., Perin G., 1984. Heavy metals in the sediments of the Venice Lagoon. *Oceanologica Acta*, 7, 1, 25-32.
- Dowson P.H., Bubb J.M., Lester J.N., 1993. A study of the partitioning and sorptive behaviour of butyltins in the aquatic environment. *Appl. Organomet. Chem.*, 7, 623-633.
- Duinker J.C., Schulz D.E., Petrick G., 1991. Analysis and interpretation of chlorobiphenyls; possibilities and problems. *Chemosphere*, 23, 8-10, 1029-1041.
- Elderfield H., Mc Caffrey R.J., Luedtke N., Bender M., Truesdale W.V., 1981. Chemical diagenesis in Narragansett Bay sediments. *American Journal of Science*, 281, 1021-1055.
- Elsokkary I.H., 1979. Distribution and nature of heavy metals in some marine sediments of the mediterranean sea coast, East of Alexandria, Egypt. *Actes des 4^e journées d'étude sur les pollutions marines en Méditerranée*, Antalya 1978. CIESM, Monaco.
- Emerson S., Cranston R.E., Liss P.S., 1979. Redox species in a reducing fjord: equilibrium and kinetic considerations. *Deep-Sea Res.*, 26 A, 859-878.
- Emerson S., Janhke R., Heggie D., 1984. Sediment - water exchange in shallow water estuarine sediments. *Journal of Marine Research*, 42, 709-730.
- Filho G.M.A., Karez C.S., Andrade L.R., Yoneshique-Valentin Y., Pfeiff, 1997. Effects on growth and bioaccumulation of zinc in six seaweed species. *Ecotox. and Environ. Safety.*, 37, 3, 223-228.
- Francesconi K.A., Edmonds J.S., 1993. Arsenic in the Sea. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, 31, 111-151.
- Froelich P.N., Klinkhammer G.P., Bender M.L., Luedtke N.A., Heath G.R., Cullen D., Dauphin P., Hammond D., Hartmann B., Maynard V., 1979. Early oxidation of organic matter in pelagic sediments of the eastern equatorial Atlantic: suboxic diagenesis. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 43, 1075-1090.
- Gaillard J.-F., Jeandel C., Michard G., Nicolas E., Renard D., 1986. Interstitial water chemistry of Villefranche bay sediments: trace metal diagenesis. *Mar. Chem.*, 18, 233-247.
- Garrigues P., Budzinski H., Manitz M.P., Wise S.A., 1995. Pyrolytic and petrogenic inputs in recent sediments: a definitive signature through phenanthrene and chrysene compound distribution. *Pol. Arom. Comp.*, 7, 275-284.
- Gault N.F.S., Tolland E.L.C., Parker J.G., 1983. Spatial and temporal trends in heavy metal concentrations in mussels from Northern Ireland coastal waters. *Mar. Biol.*, 77, 3, 307-316.
- Géode, 1996. Métaux et polychlorobiphényles (PCB) dans les sédiments dragués dans les ports français : évolution 1986-1993, 72 p.
- Gesamp, 1991. Review of potentially harmful substances: carcinogens. *Reports and Studies Gesamp*, 46, 56 p.

- Gonzalez J.L., Boutier B., Chiffolleau J.-F., Auger D., Noël J., Truquet I., 1991. Distribution of Cd and Hg in the Bay of Marennes-Oléron. *Oceanologica Acta*, 14, 559-568.
- Gonzalez J.L., Thouvenin B., Tomasino C., 1997. Étude des processus qui contrôlent la dynamique du cadmium dans l'estuaire. Programme Seine-Aval, Rapport 1996/fin-3, 24-40.
- Harmon V.L., Langdon C.J., 1996. A 7-D toxicity test for marine pollutants using the Pacific mysid *Mysidopsis initii*. 2. Protocol evaluation. *Environ. Toxicol. Chem.*, 15, 10, 1824-1830.
- His E., Robert R., 1983-1985. Développement des véligères de *Crassostrea gigas* dans le bassin d'Arcachon. Étude sur les mortalités larvaires. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, 47, 1-2, 63-88.
- Huynh-Ngoc L., Whitehead N.E., Boussemart M., 1989. Dissolved nickel and cobalt in the aquatic environment around Monaco. *Marine Chemistry*, 26, 119-132.
- Jeandel C., Minster J.-F., 1987. Chromium behavior in the ocean: global versus regional processes. *Global Biogeochemical Cycles*, 1, 2, 131-154.
- Jickells T.D., Knap A.H., 1984. The distribution and geochemistry of some trace metals in the Bermuda coastal environment. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 18, 245-262.
- Jouanneau J.M., Boutier B., Chiffolleau J.-F., Latouche C., Phillipps I., 1990. Cadmium in the Gironde fluvioestuarine system: behavior and flow. *The Science of the Total Environment*, 97/98, 465-479.
- Klinkhammer G.P., 1980. Early diagenesis in sediments from the eastern equatorial Pacific: II. Pore water metal results. *Earth and Planetary Science Letters*, 49, 81-101.
- Knickmeyer R., Steinhart H., 1988. The distribution of cyclic organochlorines in North Sea sediments. *Dt. Hydrogr. Z.*, 41, 1-21.
- Kraepiel A.M.L., Chiffolleau J.-F., Martin J.M., Morel F.M.M., 1997. Geochemistry of trace metals in the Gironde estuary. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 61, 7, 1421-1436.
- Lee J.G., Morel F.M.M., 1995. Replacement of zinc by cadmium in marine phytoplankton. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 127, 305-309.
- Leroy O., 1987. La Communauté européenne face à la pollution du milieu aquatique par les substances dangereuses. *Impact Europe* (éd.), Kraainem, Belgique, 386 p.
- Lichtfuss R., Brummer G., 1981. Naturlicher gehalt und anthropogenearreicherung von schwermetallen in den sedimenten von Elbe, Eider, Trave, und Schwentine. *Catena*, 8, 251-264.
- Liu Q., Hong H., Chai L., 1997. Acute toxicity test of zinc and lead to *Ruditapes philippinarium*. *J. Oceanogr. Taiwan Strait.*, 16, 1, 50-54.
- Madsen P.P., Larsen B., 1986. Accumulation of mud sediments and trace metals in the Kattegat and the Belt Sea. Report of the marine pollution laboratory, Charlottenlund, Denmark.
- Mantoura R.F.C., Dickson A., Riley J.P., 1978. The complexation of metals with humic materials in natural waters. *Estuarine and Coastal marine Science*, 6, 387-408.

- Martin J.M., Meybeck M., 1979. Elemental mass-balance of material carried by major world rivers. *Mar. Chem.*, 7, 173-206.
- Martin J.M., Guam D.M., Elbaz-Poulichet F., Thomas A.J., Gordeev V.V., 1993. Preliminary assessment of the distributions of some trace elements (As, Cd, Cu, Fe, Ni, Pb and Zn) in a pristine aquatic environment: The Lena River Estuary (Russia). *Mar. Chem.*, 43, 185-189.
- Martin M., Osborn K.E., Billig P., Glickstein, 1981. Toxicities of ten metals to *Crassostrea gigas* and *Mytilus edulis* and *Cancer magister* larvae. *Mar. Poll. Bull.*, 12, 9, 305-309.
- Mayer L.M., Schick L.L., Chang C.A., 1984. Incorporation of trivalent chromium into riverine and estuarine colloidal material. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 48, 1717-1722.
- McConnell E.E., 1989. Acute and chronic toxicity and carcinogenesis in animals. In: Halogenated biphenyls, terphenyls, napthalenes dibenzodioxins and related products. Kimbrough and Jensen (eds). Elsevier Sc. Publ. OMS, 1977. - Critères d'hygiène de l'environnement. 2- PCB et PCT. Publ. Organisation mondiale de la santé, Genève.
- Michel P., Averty B., 1995. La contamination de la rade de Brest par le tributylétain. Contrat rade de Brest - 3^e Rencontres Scientifiques Internationales, 12 au 15 mars 1995. Actes du colloque, 2, 87-96.
- Michel P., Averty B., 1996. Bilan 1992 de la contamination des côtes françaises par les composés organostanniques. Ifremer R. Int. DEL/96.06/Nantes, 12 p.
- Michel P., Averty B., 1999. Contamination of french coastal waters by organotin compounds: 1997 Update. *Mar. Pollut. Bulletin* (in press).
- Michel P., 1993. Arsenic en milieu marin, biogéochimie et écotoxicologie. Repères océan (Ifremer), 4, 62 p.
- Ministère de l'Environnement/Citepa, 1991. Estimation des émissions atmosphériques de métaux lourds en France pour le cuivre, le nickel, le plomb et le zinc. Citepa, 3 rue H. Heine, 75016 Paris.
- Moore J.W., Ramamoorthy S., 1984. Heavy metals in natural waters: applied monitoring and impact assessment. Springer-Verlag Edit., 268 p.
- Nakayama E., Kuwamoto T., Tsurubo S., Tokoro H., Fujinaga T., 1981. Chemical speciation of chromium in sea water. Part 1 - Effect of naturally occurring organic materials on the complex formation of chromium (III). *Anal. Chim. Acta*, 130, 289-294.
- Neff J.M., 1979. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. Sources, fates and biological effects. Applied Science Publishers Ltd. Ripples road, Barking, Essex, England, 262 p.
- Nolting R.F., Helder W., 1990. Distribution of nickel in sediment and porewater in the Golfe du Lion (Mediterranean Sea). Water pollution research report 20 "EROS 2000". Second workshop on the North West mediterranean sea, Blanes, Spain. Martin J.M. & Barth H. (eds).

- Nriagu J.O., 1988. Production and uses of chromium. In: Chromium in the Natural and Human Environment. Nriagu J.O. & Nieboer E. (eds). Wiley Interscience, New York, 571 p.
- Nriagu J.O., Pacyna J.M., Milford J.B., Davidson C.I., 1988. Distribution and characteristic features of chromium in the atmosphere. In: Chromium in the Natural and Human Environment. Nriagu J.O. & Nieboer E. (eds). Wiley Interscience, New York, 571 p.
- Phillips B.M., Anderson B.S., Hunt J.W., 1998. Spatial and temporal variation in results of purple urchin (*Strongylocentrotus purpuratus*) toxicity tests with zinc. Environ. Tox. Chem., 17, 3, 453-459.
- RNO, Surveillance du milieu marin. Édition 1995. 32 p.
- RNO, Surveillance du milieu marin. Édition 1996. 32 p.
- RNO, Surveillance du milieu marin. Édition 1998. 52 p.
- Sanders J.G., Riedel G.F., Osman R.W., 1994. Arsenic cycling and its impact in estuarine and coastal marine ecosystems. In: Arsenic in the environment, Part I : Cycling and characterisation. Nriagu J.O., J. Wiley & Sons (eds), 289-307.
- Sarradin P.M., Astruc A., Sabrier R., Astruc M., 1994. Survey of butyltin compounds in Arcachon bay sediments. Mar. Pollut. Bull., 28, 621.
- Schulz-Bull D.E., Petrick G., Duinker J.C., 1991. Polychlorinated biphenyls in North Sea water. Mar. Chem., 36, 365-384.
- Soclo H., 1986. Étude de la distribution des hydrocarbures aromatiques polycycliques marins récents, identification des sources. Thèse n° 50, université de Bordeaux I, Bordeaux, France, 158 p.
- Stang P.M., Seligman P.F., 1987. In situ adsorption and desorption of butyltin compounds from Pearl Harbor (Hawaii) sediment. Ocean's 87 Conference Proceedings. Organotin Symposium. Halifax, 28 septembre-1^{er} octobre, 4, 1386-1391.
- Strömgren T., 1982. Effects of heavy metals (Zn, Hg, Cu, Pb, Ni) on the length of *Mytilus edulis*. Marine Biology, 72, 69-72.
- Tanabe S., Tatsukawa R., 1986. Distribution, behavior, and load of PCBs in the oceans. In: PCBs and the environment, vol 1. Waid J.S. (ed.), CRC Press Boca Raton.
- Tatsumoto M., Patterson C.C., 1963. The concentration of common lead in seawater. In: Earth Science and Meteoritics. Geiss G. & Goldberg E. (eds), North-Holland, Amsterdam.
- Thibaud Y., 1992. Utilisation du modèle de Thomann pour l'interprétation des concentrations en mercure des poissons de l'Atlantique. Aquat. Living Resour., 5, 57-80.
- Turekian K.K., Wedepohl K.H., 1961. Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. Geol. Soc. Amer. Bull., 72, 175-192.
- USGS, 1996. Mineral commodity summaries : Cadmium. <http://minerals.er.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/cadmium/140396.txt>.

- Vincent F., De Boer J., Pfohl-Leszkowicz A., Cherrel Y., Galgani F., 1998. Two cases of ras mutation associated with liver hyperplasia in dragonets (*Callionymus lyra*) exposed to polychlorinated biphenyls and polycyclic aromatic hydrocarbons. Molecular Carcinogenesis, 21, 121-127.
- Voutsinou-Taliadouri F., Satsmadjis J., 1982. Trace metals in the Pagasitikos Gulf, Greece. Estuarine Coastal and Shelf Science, 15, 2, 221-228.
- Weaver G., 1984. PCB contamination in and around New Bedford, Mass. Environ. Sci. Technol., 18, 1, 22A-27A.
- Westerlund S., Anderson L.G., Hall P.O.J., Iverfeldt A., Rutgers Van Der Loeff M., Sundby B., 1986. Benthic fluxes of cadmium, copper, nickel, zinc and lead in the coastal environment. Geochimica et Cosmochimica Acta, 50, 1289-1296.
- Windom H.L., Schropp S.J., Calder F.D., Ryan J.D., Smith R.G., Burney L.C., Lewis F.G., Rawlinson C.H., 1989. Natural trace metals concentrations in estuarine and coastal marine sediments in the southern United States. Environ. Sci. Technol., 23, 3.
- Windom H.L., Silipat S., Chanpongsang A., Smith R.G., Hungspreugs M., 1984. Trace metals composition and accumulation rates of sediments in the upper Gulf of Thailand. Estuarine Coastal and Shelf Science, 133-142.
- Yang H.N., Chen H.C., 1996. The influence of temperature on the acute toxicity and sublethal effects of copper, cadmium and zinc to Japanese eel, *Anguilla japonica*. Acta Zool. Taïwan, 7, 1, 29-38.

Chapitre VI

Les dragages et leurs impacts sur l'environnement marin

Yves Monbet

Les dragages et leurs impacts sur l'environnement marin

En général, les sédiments non contaminés ne posent pas de problèmes particuliers quant à leurs effets sur l'environnement. Ils sont même, dans certains cas, utilisés de façon positive pour la création de zones humides, l'engrassement de plages en cours d'érosion ou la construction de routes. En revanche, le dragage et le rejet de matériaux contaminés posent un certain nombre de questions concernant leurs effets sur la qualité physicochimique des eaux, le devenir des substances toxiques et leurs effets sur les organismes vivants.

Les impacts sur la qualité des eaux entraînés par les activités de dragage sont relativement aisés à mesurer et se traduisent essentiellement par des effets à court terme. Par contre, les contaminants peuvent être dispersés, transportés par les courants et stockés dans des zones d'accumulation. Certains sont alors introduits dans la chaîne alimentaire, rendant les ressources biologiques impropre à la consommation.

Les modifications induites dans les communautés biologiques sont dans certains cas faciles à mesurer (disparition complète d'une population), mais on observe aussi des changements insidieux qui nécessitent des études extrêmement fines et détaillées pour les mettre en évidence.

Physicochimie de l'eau

Les opérations de dragage et le dépôt des produits prélevés sont susceptibles d'altérer l'environnement marin selon plusieurs modalités. L'immersion de déblais de dragage peut provoquer l'apparition de zones déficitaires en oxygène dissous. De même, l'augmentation de la turbidité des eaux par l'immersion de sédiments fins peut avoir des effets négatifs sur la qualité des eaux. Lorsque les sédiments sont contaminés, comme cela est souvent le cas lors des dragages d'entretien des grands ports industriels, le relargage de substances toxiques est à l'origine de problèmes environnementaux potentiels. Dans le même ordre d'idée, on peut assister au relargage de substances stimulant la production végétale comme les sels nutritifs et, en particulier, l'ammonium. Dans certains cas particuliers (rejets dans des zones confinées), cela peut conduire à l'eutrophisation du milieu. Ces conséquences sur le milieu ont suscité de multiples études, dont les premières ont été conduites dans les Grands Lacs américains (USACE, 1969). Les résultats de ces études (Windom, 1976) suggéraient une relation entre la nature chimique des sédiments à draguer et leur potentiel toxique ou biostimulateur. Ces études ont finalement débouché sur l'adoption, par l'agence américaine pour la protection de l'environnement (EPA), de critères pour décider si un matériel est apte ou non à être rejeté dans le milieu. Ces critères ont été très largement critiqués et les études qui ont été faites

après leur adoption ont montré que la liaison entre critères et modification de la qualité de l'eau n'était pas aussi directe qu'on pouvait le penser auparavant. Ces doutes sont à l'origine d'un programme de recherche d'envergure consacré spécifiquement aux problèmes posés par les dragages (Dredge Material Research Program) et d'une révision des critères d'acceptabilité des déblais de dragage à l'immersion (USEPA, Green book, 1977). Ce guide méthodologique concerne notamment :

- l'échantillonnage, la préparation et la conservation de l'eau et des sédiments ;
- les analyses chimiques de la phase liquide ;
- les protocoles d'analyse des bioessais sur les phases solide, particulaire et liquide ;
- la mise en œuvre des tests de bioaccumulation ;
- le calcul du mélange initial des phases particulaire et solide ;
- l'interprétation des résultats, qui débouche sur deux types de conclusions :
 - matériel acceptable sur le plan environnemental,
 - études supplémentaires requises.

Les informations actuellement disponibles sur les effets des opérations de dragage sur la qualité de l'eau font la plupart du temps référence à des dragages hydrauliques.

La turbidité

Le phénomène le plus visible lors d'une opération de dragage est l'augmentation de la turbidité au voisinage de la drague ou du site de dépôt. Ceci est particulièrement vrai pour les eaux côtières naturellement peu chargées en matériel en suspension. Dans les grands estuaires, les teneurs en matières en suspension sont plus élevées (notamment dans le bouchon vaseux) et on peut supposer qu'un accroissement de la turbidité aura moins d'effet. Dans le milieu naturel, on observe des variations périodiques de la turbidité, engendrées par les courants, la houle ou le vent, qui peuvent conduire à des valeurs égales à celles provoquées par les travaux de dragage. Cependant, même dans les zones où les niveaux sont naturellement faibles, l'accroissement de turbidité créé par les dragages est généralement très localisé et temporaire. La préoccupation majeure concernant la création d'un nuage turbide réside dans l'effet qu'il peut avoir sur les organismes. Bien que la plupart des organismes estuariens soient adaptés à des niveaux de turbidité importants (au moins temporairement), il semble que des niveaux élevés de matières en suspension pendant des périodes prolongées puissent les affecter. L'exposition prolongée à des niveaux de turbidité élevés peut se traduire par une diminution de la croissance et une baisse du taux de reproduction (Wilson, 1950). Toutefois, la majorité des investigateurs ayant étudié les effets de la turbidité sur les organismes vivants (Appleby et Scarrat, 1989) arrive finalement à la conclusion générale que, dans la plupart des cas, les phénomènes naturels (crues des rivières, remises en suspension par les houles et les courants) ont des impacts plus importants que ceux provoqués par des rejets de dragage. Les études menées par Biggs (1968),

dans la baie de Chesapeake et l'estuaire du Delaware, montrent que les accroissements de la turbidité sont localisés et temporaires, et que les niveaux atteints dans les conditions naturelles sont proches de ceux observés à proximité des sites de rejet de dragage.

En général, moins de 5 % du sédiment total déversé reste en suspension et 95 % du sédiment rejoint rapidement le fond du fait de la densité élevée du nuage turbide. Une étude importante (Biggs, 1970) a été réalisée en 1966-1967 pour observer le nuage turbide provoqué par le déversement à 1 m sous la surface de boues de dragage à partir d'une drague hydraulique. L'augmentation de la turbidité était très faible près de la surface, excepté à proximité du point de décharge. À la profondeur de 3 m, l'excursion horizontale maximale du nuage turbide était de 5 500 m, et en moyenne de 2 200 à 3 000 m. La largeur maximale du nuage atteignait 1 000 m et sa surface totale 4 à 5 km². Après l'arrêt des opérations, la turbidité retombait au niveau naturel en moins de 2 heures. La nature temporaire de l'accroissement de turbidité peut être attribuée à la formation d'agrégats au sein du nuage turbide ayant une vitesse de chute plus élevée que les particules fines qui les composent. Le phénomène d'agrégation est dû à la charge électrolytique élevée de l'eau de mer qui neutralise la charge de surface des particules fines.

Les sels nutritifs

Les sédiments fins des zones côtières et estuariennes contiennent des concentrations importantes en azote et phosphore dissous (10 à 100 fois les teneurs observées dans l'eau sus-jacente). Cela est dû à l'accumulation de détritus organiques qui sont reminéralisés par la flore microbienne. Ces sels nutritifs peuvent être relargués au moment du dragage ou du rejet des matériaux dragués. Au cours d'une étude sur les effets écologiques de la construction du terminal d'Antifer, Monbet et Crézé (1975) ont observé une augmentation significative des teneurs en ammonium à proximité de la drague. De même, Flemer (1970) et Windom (1975) observent des teneurs en phosphore et en azote 50 à 100 fois plus élevées que le niveau ambiant à proximité d'un site de rejets de dragage. Les sédiments riches en matière organique contiennent des teneurs élevées en sels nutritifs régénérés. Comme ces sédiments sont souvent dépourvus d'oxygène, l'azote y est présent sous forme d'ammonium. Il est clair que, quand ces sédiments sont dragués, une grande partie des sels nutritifs contenus dans le sédiment est relarguée dans la masse d'eau. Les études ont néanmoins montré que l'accroissement des teneurs en sels nutritifs était limité dans le temps et dans l'espace. L'abaissement rapide des concentrations peut être imputé à des phénomènes tels que l'adsorption sur les particules en suspension, l'utilisation par le phytoplancton et, pour l'ammonium, aux processus de nitrification bactérienne et/ou d'oxydation chimique. Les nitrates et les phosphates peuvent également être relargués, mais en quantités bien moindres que l'ammonium.

L'oxygène dissous

Au cours des opérations de rejets de dragages, des quantités importantes de matériel particulaire possédant un fort potentiel de demande en oxygène sont déversées dans la masse d'eau. Bien que de fortes demandes en oxygène aient été enregistrées sur des sédiments estuariens, seule une faible fraction de ce matériel est réactif au cours de la descente du panache turbide vers le fond. La vitesse de chute du panache turbide va déterminer la quantité d'oxygène consommée. On a observé que 50 à 95 % du matériel déversé se dépose sur le fond en quelques dizaines à quelques centaines de secondes, selon la profondeur. À cette échelle de temps, la quantité d'oxygène consommée est certainement plus faible que celle qui peut être prédictive à partir de la teneur en carbone organique ou à partir de la capacité réductrice du sédiment déjà en place.

Les espèces chimiques réductrices présentes dans les sédiments et capables d'interréagir avec l'oxygène dissous, à des échelles de temps de l'ordre de quelques minutes à quelques heures, sont principalement en solution dans l'eau interstitielle du sédiment. Ces espèces sont des dérivés du soufre (H_2S , HS^- , S^{2-}), du fer réduit (Fe^{+2}) et du manganèse (Mn^{+2}). Bien que l'on puisse s'attendre à une demande en oxygène importante de la part de la matière organique et des sulfures, cette demande est pondérée par le fait que la plus grande partie de la décomposition de la matière organique est due aux bactéries et que l'oxydation des sulfures est initialement limitée à la surface des particules. Ces facteurs contribuent à accroître les échelles de temps de consommation de l'oxygène et font que ces réactions deviennent importantes seulement après que le sédiment se soit déposé.

L'examen de la littérature traitant des effets des dragages sur la teneur en oxygène dissous montre qu'il existe à ce sujet quelques controverses (Windom, 1976). De nombreuses études entreprises pour déterminer la demande potentielle en oxygène des sédiments suggèrent que la dispersion d'un nuage turbide dans la colonne d'eau pourrait avoir un effet important sur les teneurs en oxygène (Frankenberg et Westerfield, 1968). Dans les sites de rejets de dragage, on a observé des baisses des teneurs en oxygène de l'ordre de 80 % par rapport aux concentrations ambiantes. Toutefois, que ce soit dans la baie de Chesapeake (Biggs, 1970) ou dans la baie de Mobile en Alabama (Brown et Clark, 1968), les diminutions observées étaient faibles ($\sim 1 \text{ mg.l}^{-1}$) et spatialement limitées au voisinage de la drague. De même, le suivi en continu des teneurs en oxygène à proximité d'un site de rejet par le Chesapeake Biological Laboratory montre que l'on n'observe pas de baisse importante des teneurs, excepté au voisinage du point de rejet où les concentrations passent de 10 à 9 mg.l^{-1} . Dans les sites des dépôts confinés à terre, on observe une situation paradoxale : la concentration en oxygène dans l'effluent, c'est-à-dire l'excédent d'eau évacuée du dépôt, est plus élevée que dans l'eau du milieu ambiant. Cet accroissement des teneurs s'expliquerait par le relargage de sels nutritifs et, par voie de conséquence, par une stimulation de la production primaire productrice d'oxygène (Windom, 1976).

Effets sur les organismes

Les impacts que les organismes peuvent subir de la part des opérations de dragage peuvent être de nature différente. Généralement, ils se matérialisent par des modifications physiques ou chimiques de l'environnement. Leur sévérité n'est pas toujours identique selon les méthodes de dragage et de dépôt utilisées, les propriétés des matériaux dragués ainsi que la richesse faunistique et floristique de la zone où s'effectuent ces opérations.

Les différents impacts potentiels concernent les modifications physiques des habitats de certaines espèces et plus particulièrement des espèces benthiques, l'inhibition ou la stimulation des populations résultant de changements dans la qualité physico-chimique de l'eau ou les perturbations introduites dans les habitudes des espèces migratrices.

Invertébrés benthiques

Les organismes benthiques qui vivent en étroite liaison avec le fond sont particulièrement exposés aux effets directs consécutifs au dragage et au rejet de dragage. Les dragages vont provoquer la destruction de l'habitat et des espèces qui y vivent. Au cours des opérations de rejet des déblais, les organismes benthiques seront enfouis sous une masse plus ou moins importante de sédiments. Morton (1976) et Saïla *et al.* (1972) ont étudié les effets de l'enfouissement des organismes benthiques sous les dépôts de dragage. La faune et la flore qui sont fixées sur le fond sont immédiatement tuées. Les plus petits individus de la macrofaune endogée sont les plus vulnérables lorsque les conditions deviennent anoxiques, du fait de leur inaptitude à regagner la surface du sédiment avant de suffoquer. Parmi les crustacés, et chez quelques bivalves, diverses adaptations métaboliques leur permettent de supporter des conditions d'hypoxie prononcée et accroissent ainsi le temps dont ils disposent pour s'échapper. D'autres organismes, comme les polychètes et les mollusques, sont suffisamment agiles pour échapper à l'enfouissement. Il est généralement admis que la plupart des espèces mobiles résistent à l'enfouissement quand l'épaisseur du sédiment déversé est inférieure à une vingtaine de centimètres. Les espèces les plus résistantes sont les suspensivores, se nourrissant à l'aide d'un siphon, qui peuvent survivre à un recouvrement de plus de 50 cm (Maurer *et al.*, 1986). En général, après les rejets de dragage, les peuplements se rétablissent au bout de quelques mois à quelques années dans les cas les plus défavorables (Monbet, 1984).

De nombreuses études ont mis en évidence la relation étroite qui existe entre la granulométrie des sédiments et la composition spécifique des peuplements qui les colonisent (fig. 15). En général, on peut s'attendre à une modification de la biomasse et de la composition spécifique des peuplements si on altère la qualité granulométrique des sédiments en place (Monbet, 1984), par exemple en déversant une quantité importante de vases sur des fonds sableux.



Figure 15 - Prélèvement de sédiments par carottage pour l'étude du benthos.

Les organismes benthiques peuvent également être affectés de façon indirecte par l'augmentation de la turbidité de l'eau. La plupart des études concernant l'effet de la turbidité sur les organismes ont été réalisées avec des mollusques bivalves, à cause de leur intérêt commercial. Ces travaux montrent que la plupart des bivalves (huîtres, moules, coquilles Saint-Jacques) peuvent supporter des taux élevés de turbidité, jusqu'à 700 mg.l⁻¹ (Mackin, 1956). Néanmoins, les particules fines en suspension peuvent affecter le développement des œufs et les phases de croissance des juvéniles qui sont plus sensibles que les adultes. Toutefois, comme l'accroissement de turbidité au cours des opérations de dragage est temporaire, les effets sur les organismes sont limités. Ainsi, différents travaux cités par Stern et Stickle (1978) montrent que le taux de mortalité des huîtres situées près de zones de dépôt de dragage n'est pas différent de celui attribué à la mortalité naturelle.

Les expériences réalisées avec les crustacés donnent des résultats extrêmement variables. Ainsi, chez les copépodes (*Acartia tonsa*), on constate essentiellement un abaissement du taux de filtration pour des concentrations supérieures à 50 mg.l⁻¹. Comparativement, les crevettes (*Crangon nigromaculata*) présentent un taux de mortalité de 50 % lorsqu'elles sont exposées à des concentrations de 50 g.l⁻¹ pendant 200 heures. Des résultats analogues ont été obtenus chez le crabe *Cancer magister* et la crevette *Palæmon macrodactylus* pour des concentrations en matières en suspension de 32 et 77 g.l⁻¹ respectivement.

Poissons

La littérature traitant de l'effet de la turbidité sur les poissons est abondante. Seules les données les plus significatives seront reprises ici.

Dans la baie de Mobile (Alabama), Ingle (1952) n'observe aucun dommage pour les poissons, même à proximité des opérations de dragage (25-50 m). D'une façon générale, les poissons évitent les zones où la turbidité est trop importante.

Dans la baie de Chesapeake, Ritchie (1970) n'a mis en évidence aucune baisse dans les captures de bars, ni aucun accroissement de la mortalité pour des poissons emprisonnés dans des cages à proximité d'une zone où s'effectuent des dépôts de dragage. L'état des branchies avant et après leur séjour dans l'eau ne présente aucun dommage.

Des observations analogues ont été faites par Flemer *et al.* (1978). Toutefois, des mortalités importantes de poissons ont été observées suite à des crues importantes du Potomac ayant provoqué l'augmentation de la turbidité (6 g.l⁻¹) pendant 15 jours.

D'une façon générale, les poissons supportent bien les variations de la turbidité du milieu. Le seuil critique où quelques effets peuvent être observés semble se situer aux alentours de 500 mg.l⁻¹ (Schubel et Wang, 1973).

Bien qu'il soit difficile d'évaluer avec précision l'impact des travaux de dragage sur les organismes capables d'effectuer des déplacements importants, on peut supposer que l'effet à long terme le plus marquant concerne la destruction et l'altération des communautés benthiques

dont se nourrissent les poissons. La disparition de la nourriture, pour de nombreux poissons et invertébrés, affecte en effet l'ensemble de l'écosystème. Dans les zones où les communautés benthiques se rétablissent rapidement, cet effet est temporaire. Quand les sédiments sont suffisamment altérés pour empêcher toute colonisation, les poissons tendent à désertер ces biotopes.

Populations algales planctoniques et benthiques

À cause de leurs possibilités de déplacement très faibles, les populations planctoniques peuvent être affectées par les opérations de dragage. Les effets sont généralement directs. Pour ce qui concerne le phytoplancton, on peut observer deux effets antagonistes : l'accroissement de la turbidité qui aura tendance à inhiber le développement du phytoplancton et le relargage des sels nutritifs qui lui, au contraire, aura un effet stimulant.

La majorité des expérimentateurs ayant étudié ces problèmes est finalement parvenue à la conclusion générale que, dans la plupart des cas, les phénomènes naturels, crues des rivières, remises en suspension par les courants et les houles, avaient des effets plus importants que ceux provoqués par les rejets de dragage. Par ailleurs, la diminution éventuelle de l'activité photosynthétique du phytoplancton peut être compensée partiellement, voire totalement, par le relargage dans la colonne d'eau de sels minéraux biostimulants. Cependant, il faut préciser que dans certains milieux où les eaux sont particulièrement limpides, en Méditerranée et dans les zones tropicales par exemple, une diminution significative de la transparence de l'eau peut altérer profondément les peuplements. C'est notamment le cas des herbiers de posidonies et des récifs coralliens. À ce propos, Salvat *et al.* (1979) signalent que le dragage de sables coralliens altère profondément les coraux, en gênant l'extension et la nutrition des polypes ainsi que l'activité des zooxanthelles, algues symbiotiques qui ne peuvent assurer leur fonction chlorophyllienne. De même, des teneurs en matières en suspension importantes sont susceptibles de réduire le taux de croissance des coraux car la calcification de leur squelette dépend de la lumière incidente. En outre, une concurrence s'exerce entre les algues macrophytes (*Halimeda*, *Turbinaria*) et les coraux, ce qui compromet gravement le repeuplement des zones détruites. Yamazoto (1986) et Rogers (1990) soulignent également que la destruction des coraux proviendrait de la trop grande énergie qu'ils dépensent pour sécréter le mucus nécessaire à l'évacuation des particules sédimentaires.

Quelques exemples d'impacts sur le benthos

L'estuaire de la Seine

Les impacts observés dans l'estuaire de la Seine résultent des profondes modifications qu'il a subies au cours des temps.

Grâce aux travaux réalisés par Gadeau de Kerville au siècle dernier (1898) sur les invertébrés benthiques de l'estuaire de la Seine, l'évolution des

biocénoses au cours des 100 dernières années a pu être mise en évidence. Les travaux d'endigage, en augmentant l'effet de chasse, ont fortement modifié les processus sédimentaires à l'intérieur de l'estuaire et, par conséquent, la nature et la distribution des biocénoses estuariennes. On a globalement assisté à un déplacement de tout le système estuaire vers l'aval :

- la zone limnique, alors située en amont d'Aizier, descend aujourd'hui jusqu'à Tancarville ;
- la zone oligohaline est descendue de la pointe de la Roque jusqu'à Honfleur ;

- la zone mésohaline a glissé de Honfleur à l'extrémité de la digue du Ratier, c'est-à-dire à l'extérieur de l'estuaire géographique.

La zone mésohaline, qui comptait à l'époque 25 espèces, présente aujourd'hui trois aspects différents :

- le chenal de navigation est azoïque par suite de l'action hydrodynamique des courants et des dragages réguliers d'entretien ;
- la fosse nord, hydrologiquement très proche du chenal de navigation, est très pauvre avec un maximum de 9 espèces et de faibles densités ;
- la fosse sud, moins affectée par les aménagements et au caractère plus marin car plus indépendante du chenal de navigation, présente une richesse spécifique et des densités très supérieures à celles de la fosse nord, tant dans le domaine subtidal qu'intertidal où plus de 20 espèces et 10 000 individus par m² ont été observés.

Dans le même temps, on assiste au contraire à une remontée vers l'amont des biocénoses marines de l'embouchure, qui s'explique par l'apport croissant de sables marins résultant du phénomène de transgression. Des espèces de sables fins propres ou peu envasés comme *Nephthys cirrosa*, *Nerine cirratulus*, *Bathyporeia sarsi*, *Spio filicornis*... s'installent progressivement dans l'estuaire inférieur en même temps que se produit un désenvasement conduisant à la régression des espèces « classiques » que sont *Nereis diversicolor*, *Corophium volutator*, *Macoma balthica*, *Scrobicularia plana*... (Proniewski, 1986; Déprez et Dupont, 1986; Duhamel et Déprez, 1993).

À la continentalisation de la partie amont de l'estuaire s'ajoute donc une marinisation de la partie aval et ce mouvement de tenaille se fait aux dépens des biocénoses les plus productives de l'estuaire.

Le terminal d'Antifer

En 1971 est prise la décision de construire à 20 km au nord du Havre un terminal pétrolier devant permettre l'accueil de navires de 500 000 tonnes. Bien que les travaux effectués sur ce site aient une ampleur moindre que ceux réalisés dans l'estuaire de la Seine, ils n'en sont pas moins conséquents. La construction du port a en effet nécessité 6 millions de tonnes de galets dragués dans la baie de Seine, 9,5 millions de tonnes de matériaux silico-calcaires, 5,3 millions de tonnes de remblais et 15 millions de tonnes de béton. Pour ramener le fond à la cote -25 m, 30 millions de mètres cubes de sédiments ont été dragués. La présence du port présente des effets à la fois positifs et négatifs sur l'intégrité du site.

Les structures immergées jouent un rôle positif vis-à-vis de certaines espèces marines auxquelles elles procurent un substrat, indispensable aux espèces sessiles, ou un abri dans lequel les organismes peuvent se réfugier soit pour s'abriter d'un hydrodynamisme trop violent, soit pour échapper à leurs prédateurs. Dans les parages d'Antifer où les endroits abrités sont rares, les milliers de blocs de béton constituant la digue de 3,5 km de long ont contribué à l'augmentation locale de la biodiversité. Il a été notamment remarqué une augmentation significative des prises de homards. En contrepartie, les aspects négatifs se caractérisent par la perte permanente d'un secteur de côte au profit d'une seule activité. Cette action se fait surtout ressentir au niveau de la pêche artisanale, plus particulièrement des activités de chalutage pour lesquelles existe une gêne certaine mais difficilement quantifiable.

Les organismes vivants les plus affectés sont, sans conteste, ceux des communautés benthiques qui ont souffert des opérations de dragage et de rejet de boues. Le microphytobenthos a enregistré des baisses de la biomasse chlorophyllienne comprises entre 38 % et 79 % dans les zones draguées par rapport aux zones non draguées. Une diminution de la biomasse de la macrofaune benthique égale à 80 % a aussi été observée. Les résultats obtenus indiquent également une baisse du nombre d'individus de l'ordre de 75 % dans le peuplement des sables envasés. Cependant, ces effets ont été transitoires puisque, trois ans après l'achèvement des travaux (1978), la densité des individus dans le peuplement à *Abra alba* - *Pectinaria koreni* atteignait 600 individus par m² contre 147 en 1975 et la biomasse 29 g.m⁻² (poids sec) contre 23 g.m⁻² trois ans auparavant (Monbet, 1980).

L'estuaire de la Loire

Pendant plusieurs siècles, l'estuaire de la Loire a été encombré par de multiples îles, bancs et faux bras qui rendaient la navigation difficile malgré les très faibles tirants d'eau des navires de l'époque. Un endiguement, réalisé à la fin du XIX^e siècle entre Nantes et La Martinière, et l'aménagement au XX^e siècle de la section intermédiaire, La Martinière-Paimbœuf, ont permis de remédier à cette situation. L'ouverture du chenal nord entre Donges et Saint-Nazaire, qui constitue le chenal de navigation actuel, a été réalisée en 1940. Les travaux entrepris en 1980 ont amené la profondeur du chenal à -13,25 m.

Au plan biologique, les derniers travaux d'aménagement, dépôt de dragage sur le banc de Bilho, creusement d'une zone d'évitage à Montoir, approfondissement du chenal de navigation, ont affecté principalement le secteur polyhalin de l'estuaire (CSEEL, 1984) où les peuplements de la macrofaune benthique sont répartis en mosaïque, en fonction des conditions hydrodynamiques et édaphiques locales. Après le dépôt de sédiments remaniés sur le banc de Bilho, on a observé une redistribution des peuplements caractérisée par la disparition du faciès à « micro-annélides » dépositivores qui ne représente plus que 2 % de la superficie totale, la régression des faciès à mollusques lamellibranches filtreurs et dépositivores, et l'extension des populations de *Corophium volutator*

qui devient l'espèce dominante, avec l'occupation de 43 % de la surface totale. Cette évolution peut être attribuée à la redistribution du sédiment, à l'instabilité du substrat ainsi qu'à l'évolution des conditions hydrodynamiques due à l'individualisation de trois chenaux. Les vasières latérales de la rive sud n'ont été affectées qu'indirectement. Dans le même temps, et à l'instar de ce qui se passe dans l'estuaire de la Seine (*vide supra*), la répartition amont-aval des espèces a été légèrement modifiée et entraîne une remontée de quelques kilomètres de la limite de pénétration de certaines espèces euryhalines vers l'amont.

La rade de Brest

L'étude faite par Hily et Glémarec (1990) concerne une station de vases sableuses de la rade de Brest où ont été réalisés des dragages intensifs jusqu'en août 1978. Le suivi a duré trois ans et les recolonisations décrites sont très liées aux apports organiques excédentaires, activités industrielles et émissaires urbains. Au début de l'étude, la quasi-totalité de la faune a disparu. Suit une période de latence qui dure 7 mois où des espèces opportunistes telles que *Chætozone setosa* dominent. L'activité de bioturbation des espèces pionnières facilite le retour des espèces tolérantes, telles *Mellina palmata* et *Abra alba*, ce qui se traduit par une diversité maximale au bout de 13 mois. La succession est ensuite caractérisée par des maximums saisonniers d'abondance de *M. palmata* dont la dominance excessive stoppe momentanément la succession après 25 mois.

La baie de Liverpool

Une étude (Rees *et al.*, 1992) a été conduite entre 1974 et 1988 dans la baie de Liverpool pour évaluer les effets des rejets de dragage sur les peuplements benthiques vivant dans le secteur. Les rejets de dragage provenaient de l'entretien du chenal de navigation de l'estuaire de la Mersey et de ses approches. Le sédiment constitué de sables et de vases contenait une forte proportion de carbone organique et des contaminants métalliques. Contrairement à ce qui était attendu, il n'a pas été observé d'appauvrissement de la faune benthique à proximité immédiate du site de rejet où, certaines années, les tonnages déversés dépassaient plusieurs millions de tonnes de sédiment. Le substrat a été rapidement colonisé par des espèces opportunistes telles que *Pectinaria koreni*, *Lanice conchylega* et *Abra alba*, le résultat final consistant en une augmentation globale du nombre d'individus. Ceci s'explique par le recrutement larvaire et la migration des adultes vivant à la périphérie du site de rejet.

Au cours de l'étude, l'un des deux sites de dépôt a été fermé pour observer le comportement des populations benthiques. Sur ce site, le peuplement de vases sableuses dominé par *Pectinaria koreni* a été remplacé par une faune moins riche, typique des sédiments sableux.

En résumé, les auteurs observent sur le site de dépôt une augmentation du nombre d'individus et notent l'absence d'effets inhibiteurs dus à la présence de teneurs élevées en métaux dans les sédiments rejetés.

La baie de Santander

Une étude (Lastra *et al.*, 1991) des effets des dragages (350 000 m³) dans le terminal portuaire de Raos a été entreprise d'avril 1987 à avril 1988 afin de déterminer les impacts sur la faune benthique. Des prélèvements quantitatifs ont été réalisés tous les mois. La communauté benthique était dominée par des mollusques, des polychètes et des crustacés, plus quelques groupes accessoires. Les activités de dragage ont entraîné la destruction complète de la macrofaune dans la zone draguée. Les auteurs ont montré que les polychètes dépositaires de surface *Chætozone setosa* et *Polycirrus pallidus*, et les dépositaires de subsurface *Mediomastus fragilis* et *Notomastus latericeus* étaient particulièrement sensibles aux activités de dragage. Dès la fin des opérations de dragage, ils ont constaté une augmentation rapide de la densité de la macrofaune, dominée essentiellement par des espèces tolérantes et opportunistes. L'évolution des peuplements en baie de Santander est comparable à celle décrite en rade de Brest (*vide supra*).

Conclusion

Les impacts des opérations de dragage et d'immersion des boues de dragages sur l'environnement côtier sont spécifiques du site où se déroulent ces opérations. Cela signifie que les résultats des études réalisées sur un site ne peuvent généralement pas être appliqués sur un autre site. Il n'existe donc pas de procédure simple pour sélectionner une méthode permettant à coup sûr d'immerger des déblais contaminés sans risque pour l'environnement. Cependant, au travers des études réalisées jusqu'ici, il apparaît que le rejet en mer semble une solution plus sûre que les rejets à terre quant aux risques pour l'environnement.

À l'exception du cas spécifique des sédiments contaminés, les impacts des opérations de dragage sont associés principalement à des effets physiques persistants et parfois irréversibles : destruction des habitats, enfouissement de la flore et de la faune. Les relargages des contaminants dans la colonne d'eau sont alors habituellement limités aux sels nutritifs, principalement l'ammonium. Les sédiments fortement contaminés, quelques pour cent des volumes dragués en France, représentent des situations locales qui nécessitent une approche particulière. Il est important de noter que la mesure globale des concentrations en contaminants du matériel dragué, ou rejeté, n'est pas représentative de leur toxicité potentielle.

Bien qu'un certain nombre de connaissances aient été accumulées au cours des années écoulées, de nombreuses incertitudes, concernant le comportement géochimique et la biodisponibilité des contaminants dans les sédiments dragués, rendent encore difficile toute extrapolation en matière d'évaluation du risque.

Références bibliographiques

- Appleby J.A., Scarlat D.J., 1989. Physical effects of suspended solids on marine and estuarine fish and shellfish with special reference to ocean dumping: A literature review. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, 1681, 33 p.
- Biggs R.B., 1968. Environmental effects of overboard spoil disposal. A.S.C.E. J. Sanit. Eng. Div., 94, 477.
- Biggs R.B., 1970. Project A. Geology and Hydrography, 7-15. In: Gross physical and biological effects of overboard spoil disposal in upper Chesapeake Bay. Nat. Res. Inst. Special Report n° 3. Chesapeake Bay Lab., Univ. of Maryland, 66 p.
- Brown C.L., Clark R., 1968. Observations on dredging and dissolved oxygen in a tidal waterway. Water Resour. Res., 4, 1381.
- CSEEL, 1984. Rapport final du comité scientifique pour l'environnement de l'estuaire de la Loire. Rapports scientifiques et techniques, 55, 158 p.
- Déprez M., Dupont J.-P., 1986. Impact biosédimentologique d'aménagements portuaires en estuaire de Seine. La baie de Seine (Gréco-Manche). Ifremer, Actes de colloque, 4, 449-458.
- Duhamel S., Déprez M., 1993. Suivi biosédimentaire de la fosse de flot nord de l'estuaire de la Seine. Campagne 1992. Gemel/Port autonome de Rouen, 24 p.
- Flemer D.A., 1970. Project B. Phytoplankton, 16-25. In: Gross physical and biological effects of overboard spoil disposal in upper Chesapeake Bay. Nat. Res. Inst. Special Report n° 3. Chesapeake Bay Lab., Univ. of Maryland, 66 p.
- Flemer D.A., Dovel W.L., Pfizenmeyer H.T. *et al.*, 1978. Biological effects of spoil disposal in Chesapeake Bay. J. Sanit. Eng. Div. Proc. Am. Soc. Civ. Eng. S4, 683-706.
- Frankenberg D., Westerfield C.W., 1968. Oxygen demand and oxygen depletion capacity of sediments from Wassau Sound, Georgia. Bull. G. Acad. Sci., 26, 160.
- Gadeau de Kerville H., 1898. Recherches sur les faunes marines et variations de Normandie. Deuxième voyage. Bailliére et fils (eds).
- Hily C., Glémarec M., 1990. Dynamique successionale des peuplements de fonds meubles au large de la Bretagne. Oceanol. Acta, 13, 1, 107-115.
- Ingle R.M., 1952. Studies on the effects of dredging operations on fish and shellfish. Tech. Ser., 5. State of Florida. Board of Conservation, Tallahasse, FL.
- Lastra M., Parada J.M., Sanchez A., Mora J., 1991. Evolucion temporal de una comunidad de *Abra alba* afectada por actividades de dragado portuario en la bahía de Santander (N. de Espana). Thalassas, 9, 87-97.
- Mackin J.G., 1956. Studies of the effects of suspension of mud in sea water on oysters. Report n° 19. Texas A & M University. Research foundation project 23. College Station, Texas.

- Maurer D., Keck R.T., Rinsman J.C., Leathem W. A., Wethe C., Lord C., 1986. Vertical migration and mortality of marine benthos in dredged material: A synthesis. *Int. Rev. Gesamt. Hydrobiol.*, 71, 1, 49-63.
- Monbet Y., Crézé J.-Y., 1975. Incidences écologiques de la construction du terminal d'Antifer et incidences sur la pêche maritime. *Rapport Cnexo-Unité littoral*, 189 p.
- Monbet Y., 1980. Évolution des peuplements benthiques à Antifer. *Cnexo/Port autonome du Havre*, 114 p.
- Monbet Y., 1984. Sedimentological and biological changes associated with the construction of the oil terminal of Antifer (France). *Wat. Sci. Tech.*, 16, 399-406.
- Morton J.W., 1976. Ecological impacts of dredging and dredge spoil disposal. A literature review. M.S. Thesis. Cornell University, Ithaca, N.Y., 112 p.
- Proniewski F., 1986. Influence sur les peuplements estuariens des rejets industriels et des aménagements portuaires. La baie de Seine (Gréco-Manche). Ifremer, *Actes de colloques*, 4, 459-464.
- Rees H.L., Rowlett S.M., Limpenny D.S. *et al.*, 1992. Benthic studies at dredge material disposal sites in Liverpool Bay. *Aquat. Env. Monit. Rep. Dir. Fish. Res. G.B.*, 21 p.
- Ritchie D.W., 1970. "Fish". In: Gross physical and biological effects of overboard spoil disposal in upper Chesapeake Bay. Cronin L.E. (ed). University of Maryland. Natural Research Institute. Special Report n° 3, 50 p.
- Rogers C.S., 1990. Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 62, 1-2, 185-202.
- Saïla S.B., Pratt S.G., Polgar T.T., 1972. Dredge spoil disposal in Rhode Island Sound. *Marine Technical Report n° 2*. Univ. of Rhode Island, Providence, 48 p.
- Salvat B., Vergonzanne G., Galzin R. *et al.*, 1979. Conséquences écologiques des activités d'une zone d'extraction de sable corallien dans le lagon de Mooréa (Îles de la Société - Polynésie française). *Cahiers de l'Indo-Pacifique*, 1, 1, 83-126.
- Schubel J.R., Wang J.C.S., 1973. The effect of suspended sediments on the hatching success of *Perca flavescens* (yellow perch), *Morone americana* (white perch), *Morone saxatilis* (stripped bass) and *Alosa pseudoharengus* eggs. *Special Report n° 30*. Chesapeake Bay Institute. John Hopkins University, Baltimore, Md.
- Stern E.M., Stickle W.B., 1978. Effects of turbidity and suspended material in aquatic environment. Literature review. Technical report, US Army Engineer Waterways Experiment Station. D, 78-21, 117 p.
- US Army Corps of Engineers, 1969. Dredging and water quality problems in the Great Lakes. U.S. Army Engineer district, Buffalo.

- USEPA/USCOE, 1977. Technical Committee on criteria for dredge and fill material. Ecological evaluation of proposed discharge of dredge material into ocean waters: Implementation manuel for section 103 of Public law 92-532. Marine Protection Research and Sanctuaries Act of 1972, « The Green Book ».
- Wilson W., 1950. The effects of sedimentation due to dredging operation on oysters in Copano Bay, Texas. M.S. Thesis. Texas A & M College Station. Texas.
- Windom H.L., 1975. Water quality aspects of dredging and dredge spoil disposal in estuarine environments. *In: Estuarine Research*, Vol. 2. Cronin L.E. (ed.). Academic Press, N.Y., 559-571.
- Windom H.L., 1976. Environmental aspects of dredging in the coastal zone. C.R.C. critical Reviews in Environmental Control, 91-109.
- Yamazoto K., 1986. The effects of suspended particles on reef building corals. Proc. MAB-Ecomar Regional Workshop on Coral Reefs Ecosystems. Their management practices and research/Training Needs, Bogor, 4-7 March 1986.

Chapitre VII

L'analyse des risques chimiques appliquée aux dragages

Françoise Quiniou et Claude Alzieu

L'analyse des risques chimiques appliquée aux dragages

L'analyse des risques est une notion récente qui a donné lieu à des recherches systématiques vers la fin des années cinquante (Renn, 1998) avec le développement des premiers outils de probabilité d'analyse de sécurité nécessités par les programmes d'exploration spatiale. Initialement destinée à la protection de la santé humaine, elle a été appliquée à la préservation de l'environnement dès qu'il a été la cible de pollutions affectant son intégrité ou sa qualité.

Si plusieurs pays ont élaboré des schémas et des démarches d'évaluation des risques pour l'homme et son environnement (USEPA, 1992a ; Cal/EPA, 1997 ; Commission of the European Communities, 1996a), la prise en considération des particularismes du milieu marin est toutefois plus limitée (Forbes et Forbes, 1994 ; Chapman 1995 ; Gray, 1998). En France, une approche d'analyse des risques environnementaux des sédiments contaminés a été développée par un groupe de travail interministériel : Géode. Bien que préliminaire et nécessitant des compléments, elle permet de discriminer les sédiments dragués selon leur niveau de contamination, leur toxicité potentielle et mesurée, apportant ainsi une aide à la décision pour les gestionnaires.

Concepts et définitions

Le danger peut être défini comme une situation qui présente un certain potentiel à causer des dommages aux personnes, aux biens, à l'environnement ou, de façon plus spécifique, comme la propriété intrinsèque d'une substance susceptible de causer un dommage. Le risque est une grandeur qui caractérise un événement indésirable par sa probabilité d'occurrence et par la gravité des dommages de la réalisation de cet événement.

Pour une cible donnée, dans un contexte donné, un risque accidentel peut donc être estimé en appliquant la formule suivante :

$$\text{Risque} = \text{Dommages} \times \text{Probabilité.}$$

Cette formule s'applique dans le cas d'une exposition ponctuelle ou de nature accidentelle. Il n'en est pas de même lorsqu'il s'agit d'évaluer un risque qui a un caractère chronique, comme l'intoxication faisant suite à plusieurs années d'exposition. Le risque n'est alors plus lié à un événement mais à la répétition d'une exposition. Il ne s'agit plus d'estimer la probabilité de contact entre un produit dangereux et une cible, mais d'évaluer le risque à partir du nombre de fois où cette situation se produit sur une période donnée.

On peut considérer qu'il existe deux catégories d'outils d'évaluation du risque : l'un qualitatif d'évaluation simplifiée et l'autre qui étudie de manière quantitative l'impact d'une source de pollution. Le premier permet, pour chaque site, l'attribution d'une note globale, celle-ci

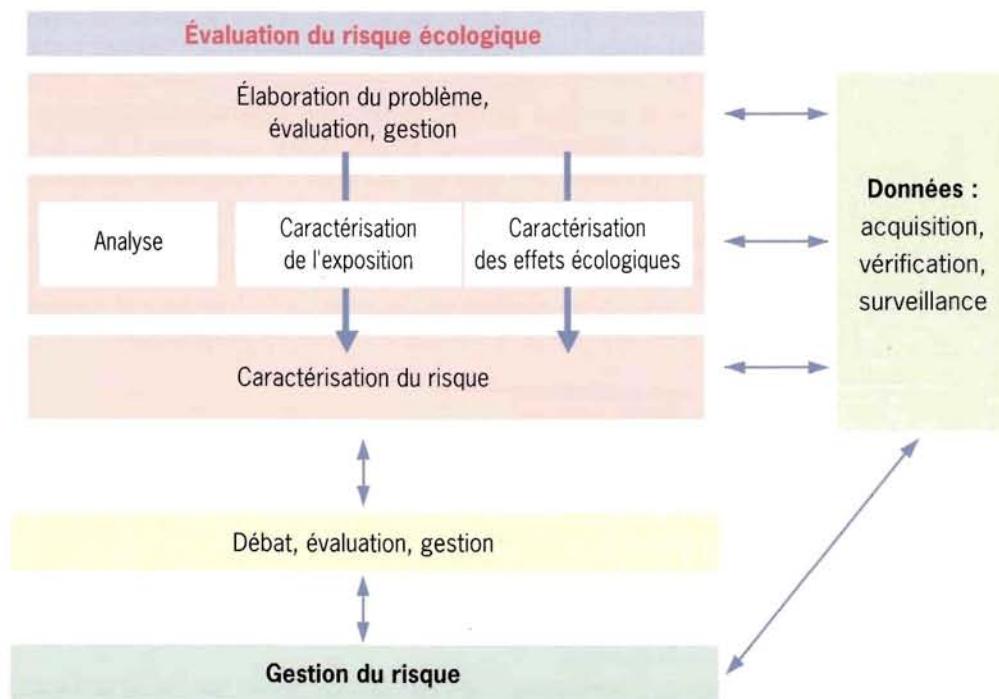
résultant de sous-notes attribuées en fonction du danger des substances considérées, de leurs modes de transfert et des cibles potentielles. Il s'agit simplement, dans ce cas, d'établir un indice de nuisance potentielle ou réelle des sédiments :

$$\text{Risque} = \text{Danger} \times \text{Transfert} \times \text{Cible}.$$

Les trois éléments évalués sont donc :

- le danger potentiel de la source de pollution, en fonction de sa nature et des quantités de substances émises ;
- le transfert de la source vers la cible, en fonction de son potentiel de mobilité et des voies d'exposition ;
- l'existence et la vulnérabilité de cibles potentielles.

Figure 16
Schéma général de l'analyse de risque d'après USEPA (1992a), Van Leeuwen *et al.* (1996), Forbes et Forbes (1994).



L'approche adoptée dans une étude quantitative du risque est singulièrement différente et plus lourde à mettre en œuvre qu'une étude qualitative. De telles démarches accordent en principe la même attention aux écosystèmes qu'aux atteintes à la santé humaine. Plusieurs étapes sont nécessaires pour cette quantification du risque :

- la sélection des substances dangereuses, en tenant compte des formes chimiques présentes en fonction des conditions physico-chimiques du milieu ;
- la caractérisation de la toxicité et plus précisément la relation entre la concentration des produits sélectionnés et les effets sur les organismes cibles ;
- l'évaluation de l'exposition des individus à ces substances ;
- la caractérisation du risque, où l'on compare quantitativement les

doses absorbées pour un scénario d'exposition donné avec les doses de référence correspondant à une toxicité démontrée ;

- l'évaluation de l'incertitude associée au risque calculé ;
- l'évaluation du risque obtenu du point de vue de son acceptabilité et la gestion de ce risque en terme de stratégies adoptées.

En aval de l'étude de risque, les objectifs des stratégies de gestion doivent correspondre à un niveau de risques acceptables pour la santé et/ou l'environnement. Ces stratégies (fig. 16) peuvent être définies soit de manière à respecter des normes ou des critères qui fixent les teneurs acceptables (valeurs guides, niveaux Géode), soit en mettant en œuvre une étude de risque qui permettra de préciser ou définir les objectifs à respecter et de choisir des scénarios de gestion.

Application dans le contexte Géode

Les niveaux proposés par Géode (cf. chap. IX) ont été utilisés pour une première évaluation du risque dans le but de définir une stratégie et un outil d'aide à la décision en matière de gestion des sédiments contaminés.

La démarche suivie consiste à prendre successivement en considération les domaines suivants :

- le danger potentiel de chaque contaminant ;
- la toxicité mesurée du sédiment ;
- la potentialité du transfert des contaminants à partir de la zone de dépôt ;
- la sensibilité de l'écosystème récepteur.

Pour chacun des domaines ci-dessus sont pris en considération des critères de risques spécifiques auxquels sont attribuées des notes comprises entre zéro et trois, fixées à partir de données bibliographiques sur la biogéochimie et la toxicité des contaminants considérés.

Tableau 12 - Critères et notes de risque pour l'estimation du danger potentiel des sédiments.

| Critères de danger potentiel | Notes de risque | | | |
|------------------------------|-----------------|---------|-------------------|------------------|
| | 0 | 1 | 2 | 3 |
| Concentration : Dm | < 0,5 | 0,5 à 1 | 1 à 1,5 | > 1,5 |
| Affinité phase dissoute | > 5 | | 4,5 à 5 | < 4,5 |
| (log Kd) | Pb | | Hg, Cu, Zn | Cd, PCB |
| Bioaccumulation | < 2 | | 2 à 3 | > 3 |
| (log BCF) | | | Cd, Pb, Cr, Zn | Hg, Cu, PCB |
| Toxicité potentielle | | | Cu, Zn, Cr VI, Pb | PCB, Hg, Cd, TBT |

Danger potentiel

Les critères de danger potentiel et leurs notes de risque associées indiquées dans le tableau 12 prennent en considération :

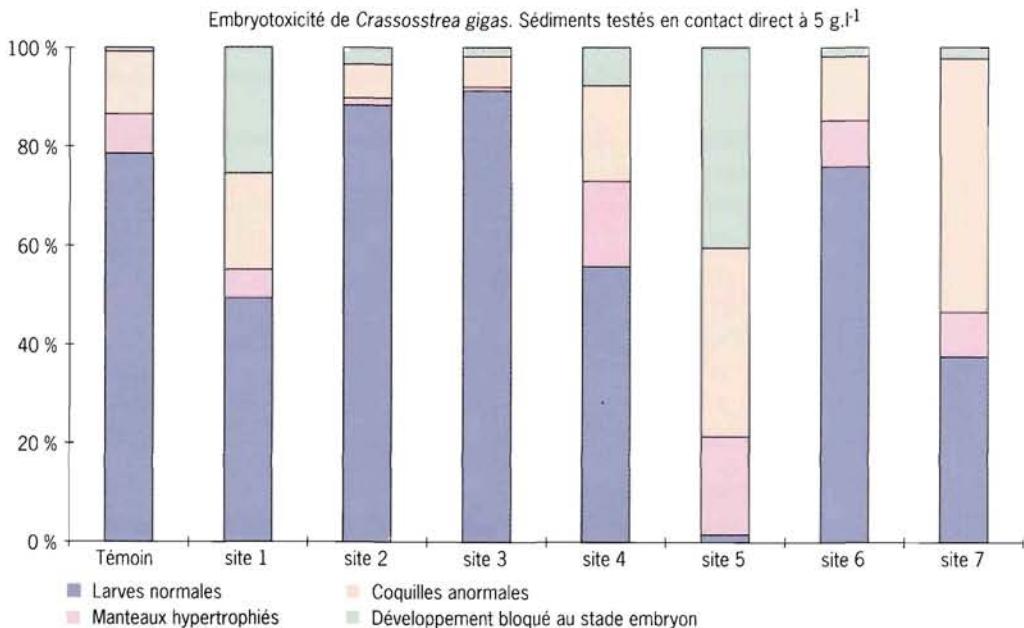
- la concentration du contaminant dans le sédiment comparée à sa valeur de niveau 1 Géode ; la valeur Dm (dépassement niveau 1) est égale au rapport entre concentration et niveau 1 ;

- l'affinité pour la phase dissoute, explicitée par le coefficient de partage entre la phase solide et l'eau (K_d) pour les contaminants inorganiques et pour les substances organiques par le K_{ow} , coefficient de partage octanol-eau, qui exprime leur caractère plus ou moins lipophile;
- la bioaccumulation, déterminée par le facteur de bioaccumulation (BCF) pour les substances organiques, le BCF peut être calculé à partir du K_{ow} ;
- la toxicité potentielle, évaluée sur la base des données bibliographiques de toxicité sublétale.

Toxicité mesurée des sédiments

L'analyse des dangers potentiels ne prenant en considération qu'un nombre limité de contaminants, il est nécessaire d'intégrer à la fois leur biodisponibilité réelle et la toxicité d'éventuelles substances non décelées par l'analyse chimique. Ceci conduit à déterminer la toxicité globale du sédiment, en utilisant un ou plusieurs bio-essais de laboratoire. Un test basé sur l'embryotoxicité des œufs fécondés d'huître creuse (*Crassostrea gigas*) ou de moule (*Mytilus edulis*) est préconisé, en raison de sa grande sensibilité et de sa capacité à discriminer différents niveaux de contamination des sédiments (fig. 17). La phase finale du développement embryonnaire des bivalves est constituée par le stade de larve « D », qui correspond au début de l'évolution larvaire. La toxicité des sédiments est alors évaluée par le pourcentage d'anomalies du développement embryonnaire pour des expositions à des concentrations en sédiment comprises entre 0 et 10 g.l⁻¹.

Figure 17
Toxicité comparée de sept sédiments contaminés évaluée par le test « développement embryonnaire de bivalve » (Quiniou *et al.*, 1997b).



En fonction du pourcentage d'anomalies, la grille de notes de risque s'établit comme suit :

| Note | Toxicité | Pourcentage |
|------|-------------|-------------|
| 0 | négligeable | < 10 % |
| 1 | faible | 10 % à 30 % |
| 2 | moyenne | 30 % à 50 % |
| 3 | forte | > 50 % |

Transfert

Le terme de transfert recouvre à la fois les aspects de transport du polluant et d'accessibilité à une cible donnée. Difficile à quantifier, il est évalué d'une manière générale et très globalisante en considérant une échelle décroissante de confinement : conteneurs étanches (note 1), érosion faible du dépôt (note 2) ou forte (note 3).

Sensibilité de l'écosystème

L'attribution des notes de risque tient compte des conditions locales telles que : pas d'écosystème d'intérêt majeur dans la zone d'influence du rejet (note 1), cibles en position intermédiaire ou risque d'exposition occasionnelle (note 2), zone de production biologique ou touristique à proximité (note 3).

Le calcul du score de risque global du sédiment prend en considération pour chaque contaminant analysé les scores de danger potentiel et de transfert et, dans un deuxième temps, les scores de toxicité mesurée et de sensibilité de l'écosystème, selon la formule :

$$\text{Risque} = [\text{DI} \times \text{Q}] \times [(\text{M} + \text{B}) \times \text{C}] \times [\text{V}]$$

avec DI : note de toxicité potentielle (de 0 à 3)

Q : note pour la concentration en contaminant (de 0 à 3)

M : note affinité phase dissoute (de 1 à 3)

B : note de bioaccumulation (de 1 à 3)

C : note de transfert (de 1 à 3)

V : note de sensibilité de l'écosystème (1 à 3).

Bien que perfectible, la démarche d'analyse des risques des boues de dragage proposée par Géode et qui adapte les modèles développés par ailleurs (Van De Meent, 1988 ; Gray *et al.*, 1991 ; USEPA, 1992a ; Forbes et Forbes, 1994 ; Commission of the European Communities., 1996 ; Van Leeuwen, 1995 ; Cal/EPA, 1997 ; Calow, 1998) constitue un bon outil d'aide à la décision pour une autorisation ou interdiction d'immersion. Des améliorations sont possibles tant par la prise en compte d'un plus grand nombre de contaminants que par la multiplication de tests de toxicité plus représentatifs des différents niveaux trophiques.

Les tests de toxicité

L'écotoxicité du compartiment sédimentaire a longtemps été négligée en Europe, contrairement aux pays d'Amérique du Nord où la pollution des Grands Lacs a été à l'origine de nombreuses préoccupations.

Dans le cadre spécifique des boues de dragage, il existe peu de bio-essais normalisés et de méthodes d'évaluation de la toxicité. Trois types de tests peuvent être retenus pour évaluer les effets des sédiments, selon que l'on s'intéresse à la toxicité du sédiment total, à celle de ses eaux interstitielles ou aux contaminants extractibles en milieu aqueux (Smrcek et Zeeman, 1998 ; Hill *et al.*, 1993). Les tests portant sur le sédiment total donnent une détermination directe de la toxicité des substances chimiques présentes ; ceux sur l'eau interstitielle ou les extraits aqueux évaluent les effets toxiques de la fraction de contaminants solubilisés. Cette dernière, non adsorbée sur les particules, est la plus biodisponible et donc directement responsable des effets observés sur les organismes benthiques (Di Toro *et al.*, 1991). Lors des immersions, la fraction solubilisable est dispersée dans la colonne d'eau : ceci justifie les recommandations visant à tester la sensibilité d'espèces pélagiques en complément de celles inféodées au sédiment.

Les tests OsPar

En 1995, les commissions d'Oslo et de Paris ont adopté quatre protocoles de tests pour l'évaluation de la toxicité des substances et préparations utilisées dans l'industrie pétrolière offshore. Cette sélection résultant d'essais intercalibrés comprend :

- un test d'inhibition de croissance d'une algue marine *Skeletonema costatum* [norme NF EN ISO 10253 (T90-311) publiée par l'Afnor en 1998] ;
- un test de toxicité aiguë sur le copépode marin *Acartia tonsa* [norme ISO/DIS 14669 : 1996 (F)] ;
- un test de toxicité des sédiments sur l'amphipode marin *Corophium* sp., correspondant à la norme ASTM (1993) préconisant l'emploi d'amphipodes marins et/ou estuariens.
- un test de toxicité aiguë à partir de juvéniles de turbot (*Scophthalmus maximus*) ou du cyprinodon (*Cyprinodon variegatus*) selon la ligne directrice 203 de l'OCDE (OsPar, 1994, 1995).

• Inhibition de croissance d'une algue marine *Skeletonema costatum*

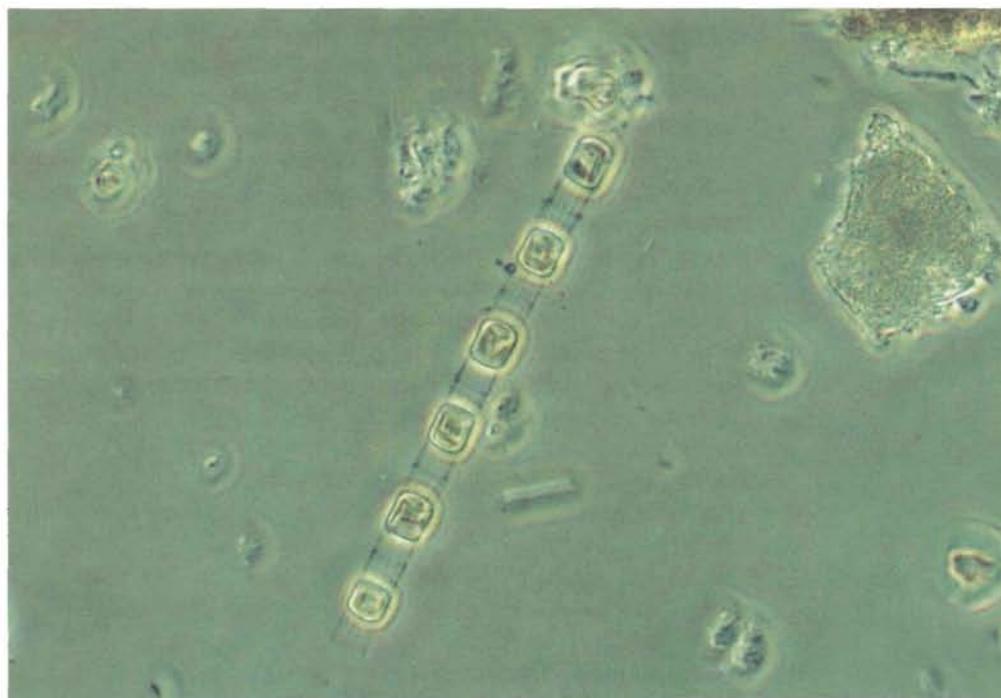
La norme ISO 10253 : 1998 (F) définit un protocole pour la détermination des effets toxiques de substances chimiques et d'effluents sur la croissance d'algues marines, *Skeletonema costatum* et *Phaedactylum tricornutum*. Seule l'espèce *Skeletonema costatum* (fig. 18) est retenue par OsPar.

Plusieurs générations de cellules de la même espèce sont cultivées dans un milieu contenant une série de concentrations de la substance à tester. Il est préparé en mélangeant des quantités appropriées de concentrés nutritifs, d'eau de mer, de solutions mères des substances à expérimenter et un inoculum de cellules en phase exponentielle de croissance. Les solutions d'essai sont incubées pendant une période minimale de 72 h au cours de laquelle la concentration cellulaire de chacune d'entre elles est mesurée au moins toutes les 24 heures. L'inhibition est déterminée comme étant la diminution de la croissance,

ou du taux de croissance, par rapport aux cultures témoins réalisées dans des conditions identiques.

L'algue phytoplanctonique utilisée est la diatomée *Skeletonema costatum* dont les souches sont maintenues dans quelques laboratoires européens référencés dans la norme ISO. Cette norme donne aussi les modes opératoires pour réaliser les cultures mères de l'algue ainsi que les inoculi. Les essais peuvent se dérouler en eau de mer de synthèse, de composition donnée, ou en eau de mer naturelle selon des critères de qualité prescrits. Les conditions de culture et d'éclairement sont décrites avec précision. Une série de 4 à 5 concentrations est effectuée pour chaque milieu à tester, 3 réplicats sont réalisés par concentration. L'inoculum de *Skeletonema costatum* doit contenir de 2 à 3.10^3 cellules.ml⁻¹. La série expérimentale est complétée par 6 témoins. Il n'est normalement pas nécessaire d'ajuster le pH, sauf en cas de trop forte alcalinité ou acidité des solutions à tester.

Figure 18
Chaîne de *Skeletonema costatum*.



Les tests sont réalisés dans les conditions suivantes :

- illumination continue à la lumière blanche (400 - 700 nm), soit 60 à 120 $\mu\text{E.s}^{-1}.\text{m}^{-2}$, avec un cycle jour/nuit de 16 h à 18 h;
- température de 20 °C ± 2, salinité 30 ± 5, pH 8,0 ± 0,3 mesurés au début et en fin d'expérimentation; agitation régulière des fioles ou bullage pour éviter les trop grandes variations de pH.

Les résultats sont exprimés en logarithme de la concentration cellulaire en fonction des concentrations testées et du temps. L'évaluation de l'inhibition de croissance au cours de l'essai est fondée sur l'aire située sous

la courbe de croissance et le taux de croissance. Les concentrations qui inhibent 10 et 50 % de la croissance des algues par rapport au témoin sont calculées (CE10 et CE50) ainsi que la concentration sans effet observé (CSEO).

Ce test n'est utilisable que pour des solutions vraies : substances chimiques dissoutes, effluents et extraits aqueux filtrés ou eaux interstitielles.

- Toxicité aiguë sur le copépode marin *Acartia tonsa* (Dana)

La norme ISO/DIS 14669 (1996) décrit une méthode de détermination de la toxicité aiguë vis-à-vis des copépodes marins *Acartia tonsa*, *Tisbe battagliai* et *Nitocra spinipes* pour des substances chimiques solubles, des effluents industriels et urbains, des eaux de mer ou d'estuaires. Seule l'espèce *Acartia tonsa* est retenue par OsPar.

Les copépodes sont exposés aux milieux à tester, eau de mer ou substances à différentes concentrations. La mortalité des copépodes est enregistrée au bout de 24 h et 48 h, la concentration provoquant en 48 h la mort de 50 % des copépodes exposés dans les conditions de l'essai est déterminée (CL50 - 48 h). Les organismes utilisés pour les essais proviennent de culture de laboratoire. La norme indique les méthodes de cultures et donne des lignes directrices permettant l'identification de l'espèce testée. Les individus d'*Acartia tonsa* doivent être des copépodes de grandes tailles (stade 5) ou des adultes. Les essais peuvent se dérouler en eau de mer non polluée et filtrée ou en eau de mer synthétique. L'eau de dilution doit permettre la survie des copépodes pendant au moins 48 h et avoir la même origine que l'eau ayant permis la culture des organismes sur deux générations au moins. Les essais se déroulent en bêchers en verre ou en plaques à trous jetables pour culture de tissus, préalablement lavés et rincés à l'eau de dilution. Chaque concentration est testée par 4 réplicats de 5 copépodes, à raison d'un individu pour 5 ml.

Les tests sont réalisés dans les conditions suivantes :

- pas d'alimentation pendant la durée de l'essai, cycle jour/nuit de 16 h à 18 h ;
- température de $20^{\circ}\text{C} \pm 2$, salinité 29 à 36, pH $8,0 \pm 0,3$, taux d'oxygène $> 80\%$ de la saturation (4 mg.l^{-1}), mesurés au début et en fin d'expérimentation ;
- condition de validité du test : pourcentage de mortalité dans les récipients témoins (10 %), toxique de référence : 3,5-dichlorophénol (CL50 - 48 h = $0,5$ - $1,5\text{ mg.l}^{-1}$) ou dichromate de potassium.

Cette méthode initialement prévue pour des milieux liquides peut aussi être appliquée à des effluents, des extraits aqueux de sédiments ainsi qu'à de l'eau interstitielle.

- Toxicité des sédiments sur l'amphipode *Corophium* sp.

La méthode retenue par OsPar décrit un protocole de toxicité létale pour la détermination de la toxicité des sédiments dopés par des substances et préparations utilisées par l'industrie offshore vis-à-vis de l'amphipode marin *Corophium* sp., espèce *C. volutator* ou *C. arenarium* (fig. 19).

L'essai consiste à mettre en contact, pendant 10 jours, des amphipodes adultes avec un sédiment contenant des concentrations croissantes de substances à tester afin de déterminer celle qui entraîne la mort de 50 % des individus (CL50). Les amphipodes sont collectés dans le milieu naturel, deux espèces sont proposées : *Corophium volutator* ou *C. arenarium*. Les animaux récoltés sont utilisés après vérification de leur bonne santé : moins de 10 % de mortalité pendant la période de stabulation (5 à 10 jours avant les essais). Les essais, statiques avec aération, peuvent se dérouler en eau de mer naturelle ou artificielle. Les sédiments à tester sont placés dans des bêchers à raison d'une épaisseur minimale de 15 mm de sédiment recouverts d'eau, le sédiment correspondant à 20 % de la hauteur totale. Chaque concentration est testée en dupliquata, chaque réplicat nécessitant 20 amphipodes. Au cours des 10 jours de contact, les amphipodes morts sont dénombrés et retirés ; en fin d'expérience, la CL50 est calculée.

Figure 19
Amphipode marin :
Corophium sp.
(taille réelle 4 mm).



Les tests sont réalisés dans les conditions suivantes :

- pas d'alimentation pendant la durée de l'essai ;
- température de $15^{\circ}\text{C} \pm 2$, salinité 25, pH 7,5 à 8,5, taux d'oxygène 85 % de la saturation avec aération continue, contrôlés aux temps $t_{-24\text{h}}$, t_0 et deux fois pendant les expérimentations.

Ce test est proposé pour évaluer la toxicité des substances ou préparations incorporées dans les boues de forage utilisées sur les plates-formes pétrolières offshore. Cette méthode est largement employée pour évaluer la toxicité de sédiments provenant de zones contaminées et a été préconisée par le groupe de travail de la SETAC en 1993.

- Toxicité aiguë sur les juvéniles de turbot *Scophthalmus maximus*

La méthode retenue par OsPar décrit un test de toxicité aiguë basé sur les lignes directrices modifiées 203 de l'OCDE pour déterminer la toxicité de substances et préparations de l'industrie offshore. Ce test a fait l'objet d'une proposition de norme ISO en 1997 (ISO TC 147/SC5 N220), actuellement à l'étude.

Figure 20
Turbot adulte
(taille réelle 30 cm).



Les turbots (fig. 20) sont exposés à de l'eau de mer contenant différentes concentrations des substances à tester. La mortalité des poissons est enregistrée au bout de 24 h à 96 h et la concentration qui provoque la mort de 50 % des individus est déterminée (CL50 - 24 h ou CL50 - 96 h). Le remplacement des juvéniles de turbot par des juvéniles de *Cyprinodon variegatus* est possible. Les poissons sont conditionnés au laboratoire 12 jours avant les essais et transférés en eau de référence 4 jours avant le test. L'alimentation est arrêtée 24 h avant le début des expériences. Les lots sélectionnés pour les essais, en eau de mer naturelle ou éventuellement artificielle, doivent avoir une mortalité inférieure à 5 % pendant la stabulation. Les essais sont semi-statiques sans aération : les solutions à tester sont changées au moins toutes les 48 h. Les substances sont testées à raison de 7 turbots de 5 à 6 cm, ou 10 cyprinodons de 1,5 à 2,5 cm par concentration : soit 1 gramme de poisson par litre d'eau. Les essais peuvent se dérouler sans ajustement de pH. Au cours de l'exposition, les poissons morts sont dénombrés à 24 h, 48 h, 72 h et 96 h ; en fin d'expérience, la CL50 est calculée. Si possible, sont aussi exprimés la concentration létale 100 % (CL100) et la plus faible concentration produisant un effet (LOEC).

Les tests sont réalisés dans les conditions suivantes :

- pas d'alimentation pendant la durée de l'essai, renouvellement des milieux toutes les 48 h, photopériode 12 à 16 h de lumière par 24 h ;
- température de 15 °C ± 1,5 (turbot) et 20 °C ± 2 (cyprinodon), salinité 30 à 36, taux d'oxygène > 60 % de la saturation, sans aération.

La température, le pH, la salinité et le taux d'oxygène sont contrôlés tous les jours, au moins dans la concentration la plus élevée et le témoin. Le protocole OsPar donne les caractéristiques auxquelles doivent répondre les substances à tester.

Les bio-essais à l'Ifremer

En raison de la grande sensibilité aux toxiques de la phase du développement embryonnaire des invertébrés marins, l'Ifremer a retenu deux bio-essais sur la spermiotoxicité (perte du pouvoir fécondant du sperme) et le développement embryonnaire chez deux bivalves (*Mytilus edulis*, *Crassostrea gigas*) et deux oursins (*Sphærechinus granularis*, *Paracentrotus lividus*) (Trieff *et al.*, 1995 ; Pagano *et al.*, 1996 ; His *et al.*, 1997 ; Quiniou *et al.*, 1997a ; Quiniou et Guillou, 1998).

- Bivalves

Développement embryonnaire

Ce test de toxicité aiguë qui est préconisé par le Conseil international pour l'exploration de la mer a fait l'objet d'un essai d'intercalibration européen en 1991. Il est comparable à la norme ASTM (E 724-94) et, bien que non normalisé, largement employé en Europe avec les espèces *Mytilus edulis* et *Crassostrea gigas* et recommandé en France par Géode pour évaluer la toxicité potentielle des sédiments destinés au dragage. Le développement embryonnaire d'œufs fécondés (10 à 15 mn après la fécondation) est réalisé dans les milieux à tester afin de déterminer les concentrations qui induisent une anomalie du développement, voire un blocage de ce dernier (fig. 21). Les essais se déroulent sur 24 h avec les embryons d'huître et 48 h avec ceux de moule. Les géniteurs matures, âgés de un à trois ans, proviennent d'une écloserie ou du milieu naturel après vérification de la qualité de la zone de provenance. Les gamètes sont obtenus par stimulation thermique : immersion alternative, de 30 à 45 mn, en eau de mer de 18 °C à 28 °C. Dès l'émission des gamètes, les géniteurs sont isolés dans des bêchers d'eau de mer stérile : eau de mer de référence ou eau de mer de synthèse filtrée à 0,2 µm. Après émission, les ovocytes des différents géniteurs sont filtrés sur soie de 100 µm pour éliminer les débris et transférés dans deux litres d'eau de mer de référence filtrée. Le sperme est tamisé sur une soie de 32 µm et utilisé non dilué. La fécondation est effectuée dans les bêchers contenant les ovocytes en utilisant un seul couple de géniteurs pour chaque fécondation. Le taux de réussite de la fécondation est vérifié sous microscope afin de déterminer le lot qui sera employé pour les tests. Quinze minutes après la fécondation, sous agitation douce, un volume correspondant à 24 000 œufs par litre est transféré par pipette automatique aux milieux

à tester. Chaque milieu et/ou concentration est testée à raison de cinq réplicats dans des pots de 25 à 100 ml, plus dix témoins. En fin d'expérience, le taux de larves anormales est déterminé sur 100 larves par réplicat (fig. 22). L'expérience est recommandée si le taux d'anomalies dans les témoins dépasse 20 %. Les résultats sont exprimés en CE100, CE50 ou CE20 selon la toxicité induite. Les LOEC (concentration la plus faible ayant montré un effet) et NOEC (concentration n'entraînant pas d'effet) peuvent aussi être calculées. Les anomalies peuvent être classées selon différents critères : embryon n'ayant pas atteint le stade larve « D », larve avec une coquille irrégulière, larve dont le manteau est hypertrophié ou atrophié.

Figure 21
Larves normale
et anormales de *Crassostrea*
gigas âgées de 24 heures.

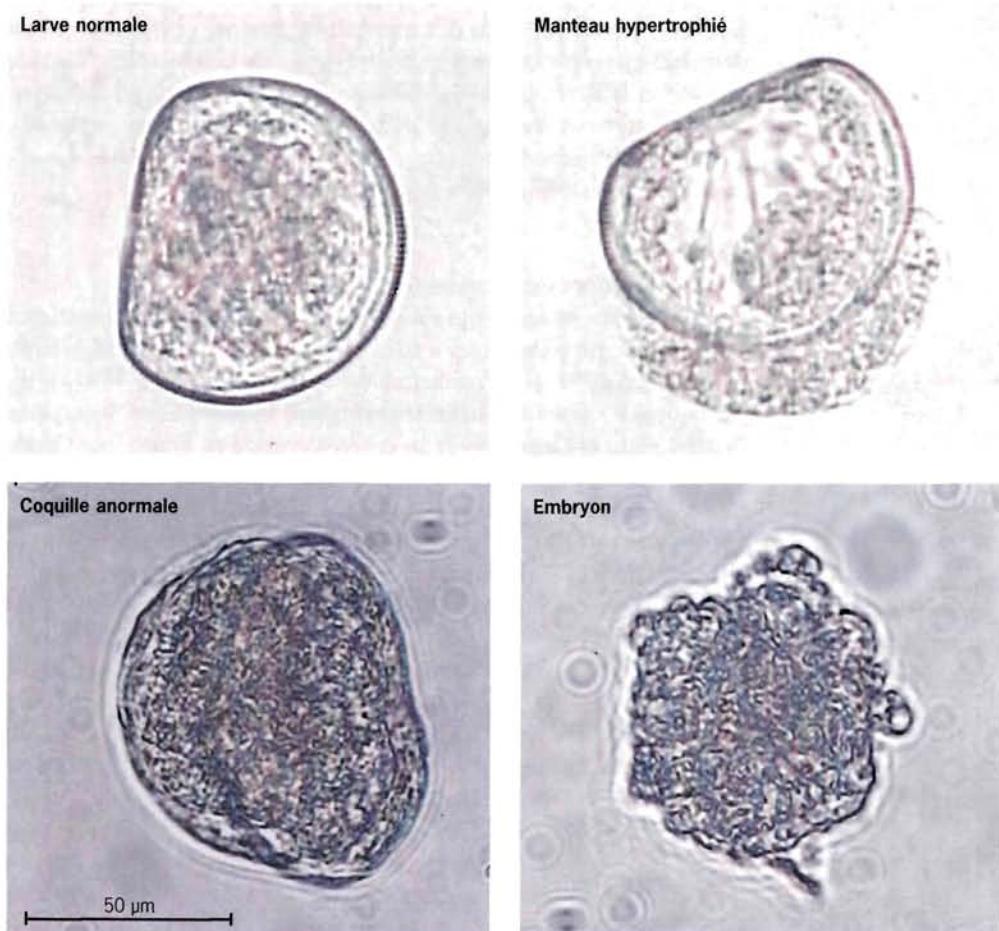
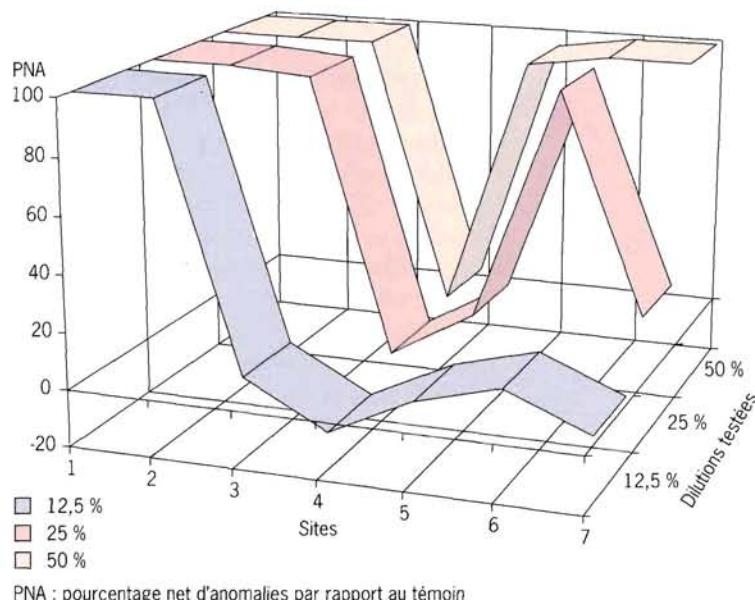


Figure 22
Toxicité comparée des eaux interstitielles de sept sédiments contaminés évaluée par le test « développement embryonnaire de bivalve » (Quiniou *et al.*, 1997b).

Embryotoxicité *Crassostrea gigas*. Tests réalisés sur les eaux interstitielles



PNA : pourcentage net d'anomalies par rapport au témoin

Spermotoxicité

Les ovocytes sont obtenus et sélectionnés comme précédemment. Le sperme devant être utilisé « sec » est prélevé directement sur le géniteur après ouverture des valves et introduit dans les milieux à tester pendant des périodes de 5, 10, 15 ou 30 mn (à raison de 20 µl pour 5 ml de milieu). Ensuite, les ovocytes préparés en eau de mer de référence ou de synthèse sont fécondés à l'aide du sperme prétraité (à raison de 30 µl pour 3 ml). Le taux de réussite de la fécondation est observé pendant deux heures, lorsque les premières segmentations sont intervenues. Comme pour l'embryotoxicité, les essais sont effectués en 5 réplicats. Les résultats, comparés aux témoins, sont exprimés en pourcentage de fécondation et exprimés en CE20, CE50 ou CE10, ou LOEC et NOEC.

Les tests de spermotoxicité et embryotoxicité sont réalisés dans les conditions suivantes :

- pas d'alimentation pendant la durée du développement embryonnaire ;
- durée et température : 24 h à 24 °C ± 1 pour l'huître creuse, 48 h à 20 °C ± 1 pour la moule ;
- salinité : 25 à 35, pH 7,5 à 8,5, taux d'oxygène > 90 % de la saturation.

Tous les paramètres sont mesurés en début et fin d'essais. Ce test est proposé pour évaluer la toxicité potentielle du sédiment en contact direct, d'extraits aqueux ou organiques, ou de l'eau interstitielle. Le sulfate de cuivre (CuSO_4) est employé comme toxicité de référence.

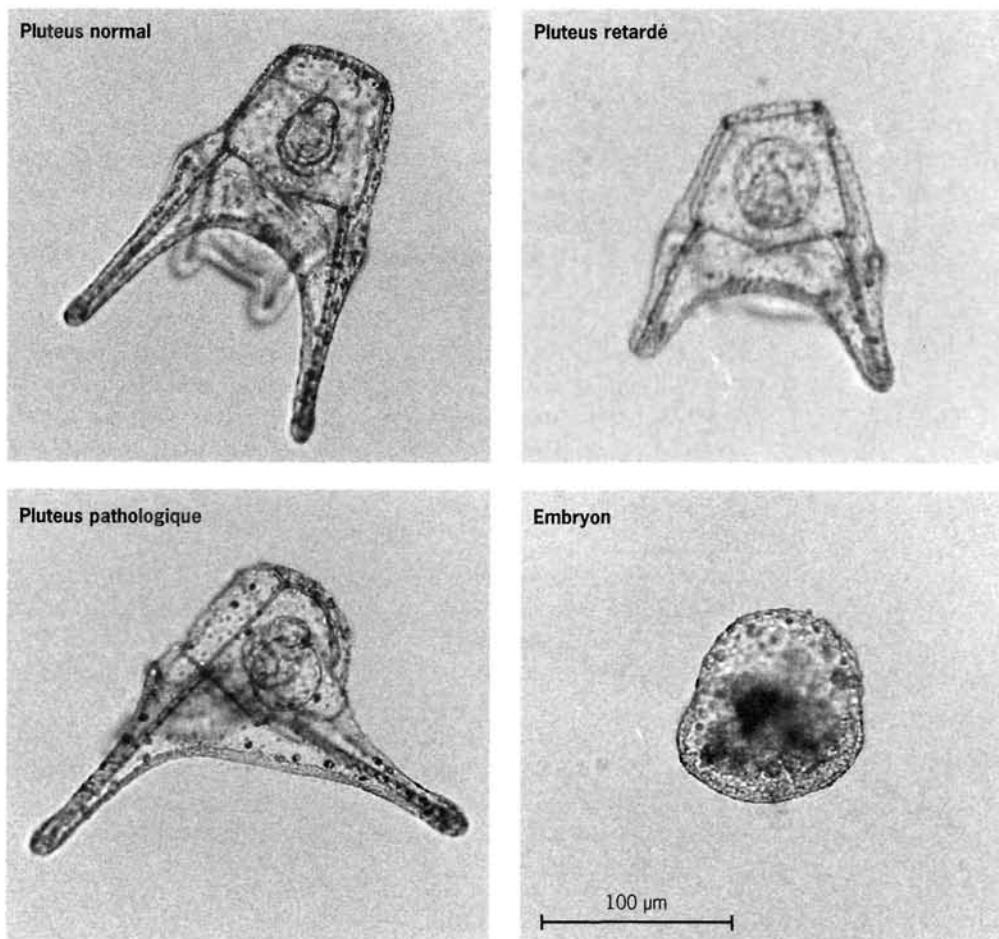
- Oursins

Développement embryonnaire

Ce test de toxicité aiguë ne fait pas encore l'objet d'une norme en Europe même s'il y est couramment employé ; il est très proche de ceux préconisés par la norme ASTM (E 1563-95). Deux espèces peuvent être utilisées : *Sphærechinus granularis* et *Paracentrotus lividus*.

Comme pour les essais bivalves, ce bio-essai consiste à réaliser le développement embryonnaire d'œufs fécondés (10 à 15 minutes après la fécondation), dans les milieux à tester, afin de déterminer les concentrations qui induisent une anomalie du développement, voire un blocage de ce dernier. Les essais se déroulent sur 48 h à 20-21 °C pour *P. lividus* et 72 à 96 h à 16-18 °C pour *S. granularis*. Les géniteurs matures proviennent d'un élevage ou du milieu naturel après vérification de la qualité de la zone de provenance. Les gamètes sont obtenus par stimulation chimique : injection d'une solution de KCl (*P. lividus*) ou d'acetylcholine (*S. granularis*) dans la cavité coelomique des géniteurs soigneusement lavés à l'eau de mer stérile. Dès émission des gamètes, les femelles sont placées au-dessus d'un bêcher contenant de l'eau de mer

Figure 23
Développement normal et anormal de pluteus de l'oursin *Sphærechinus granularis* (96 heures).

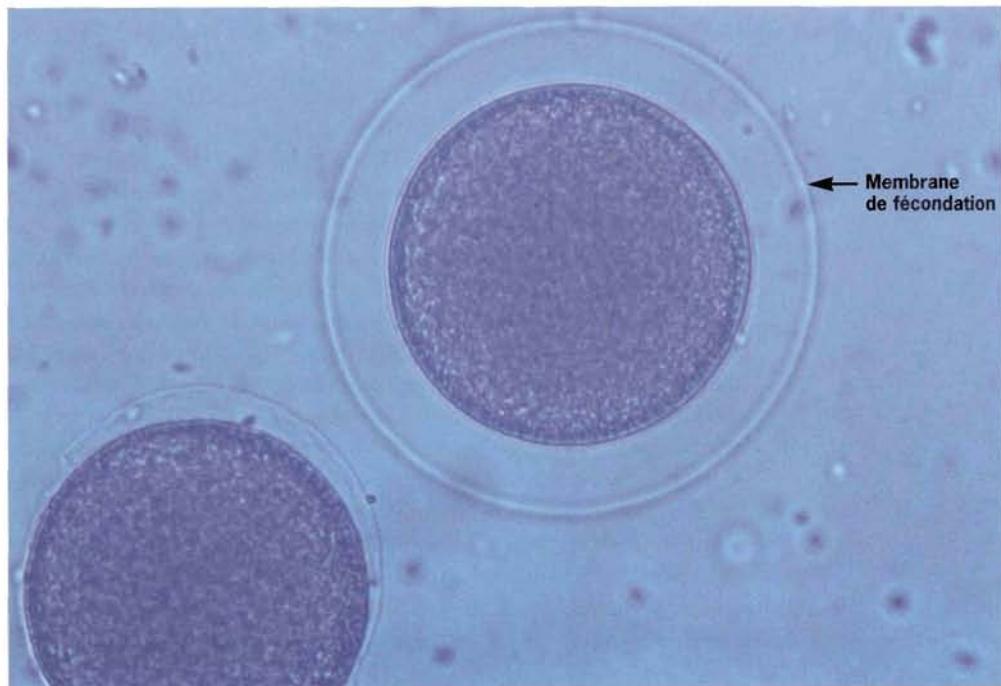


stérile (eau de mer de référence ou eau de mer de synthèse filtrée à 0,2 µm) alors que le sperme est récupéré « sec » et conservé à 0 °C. Après émission, les ovocytes des différents géniteurs sont filtrés sur soie de 200 µm pour éliminer les débris et transférés dans 500 ml eau de mer filtrée propre, puis décantés et rincés deux fois afin d'éliminer les ovocytes de moins bonne qualité qui sont plus légers. Le sperme est dilué, à raison de 40 µl pour 2 ml d'eau de mer. La fécondation est effectuée dans les bêchers contenant les ovocytes en utilisant un seul couple de géniteurs pour chaque fécondation. Le taux de réussite de la fécondation, vérifié sous microscope, détermine le lot qui sera employé pour les tests. Quinze minutes après la fécondation, sous agitation douce, un volume correspondant à 24 000 œufs par litre est transféré par pipette automatique aux milieux à tester. Chaque milieu et/ou concentration est testée à raison de cinq réplicats dans des pots de 25 à 100 ml, plus dix témoins. En fin d'expérience, le taux de larves anomalies est déterminé sur 100 larves par réplicat. L'expérience est recommandée si le taux d'anomalies dans les témoins dépasse 20 %. Les résultats peuvent être exprimés en CE100, CE50 ou CE20 selon la toxicité induite et les LOEC et NOEC calculées. Les anomalies (fig. 23) sont exprimées selon différents critères : embryon n'ayant pas atteint le stade « prisme », larve n'ayant pas atteint le stade pluteus, larve « pluteus » dont les baguettes présentent des anomalies.

Spermotoxicité

Les gamètes sont obtenus et sélectionnés comme précédemment. Le sperme est introduit directement dans les milieux à tester pendant des périodes de 5, 10, 15 ou 30 mn, à raison de 20 µl pour 5 ml de milieu.

Figure 24
Œuf fécondé de l'oursin *Sphærechinus granularis* : apparition de la membrane de fécondation.



Ensuite, les ovocytes préparés en eau de mer de référence ou de synthèse sont fécondés à l'aide du sperme prétraité, à raison de 30 μ l pour 3 ml. Le taux de réussite de la fécondation est observé dès l'apparition de la membrane de fécondation, soit 15 à 30 mn après la fécondation (fig. 24). Comme pour l'embryotoxicité, les essais sont effectués en 5 réplicats et les résultats, exprimés en pourcentage de fécondation par rapport aux témoins, peuvent être traduits en CE20, CE50 ou CE10, LOEC et NOEC.

Les tests de spermotoxicité et d'embryotoxicité sont réalisés dans les conditions suivantes :

- pas d'alimentation pendant la durée du développement embryonnaire ;
- durée et température : 48 h à 20 °C \pm 1 pour *P. lividus*, 72 à 96 h à 16-18 °C \pm 1 pour *S. granularis* ;
- salinité : 30 à 35, pH 7,5 à 8,5, taux d'oxygène > 90 % de la saturation.

Tous les paramètres sont mesurés en début et fin d'essais. Ce test est proposé pour évaluer la toxicité potentielle du sédiment en contact direct d'extraits aqueux ou organiques ou de l'eau interstitielle. Le sulfate de cuivre (CuSO_4) et le sulfate de cadmium (CdSO_4) peuvent être employés comme toxiques de référence.

Autres tests

D'autres tests, en voie de standardisation ou de normalisation plus ou moins avancée, sont proposés pour l'étude de la toxicité potentielle des sédiments : Burton (1992), Lamberson *et al.*, (1992), USEPA (1992b), ASTM (1993, 1994, 1995), Hill *et al.*, (1993), Luoma et Ho (1993), TNO (1993), ASMO (1996), Ciem(1997), Wells *et al.*, (1997).

Conclusion

La contamination chimique des sédiments, qu'elle soit liée à la présence de métaux ou de substances toxiques diverses, constitue une source potentielle de pollution des écosystèmes littoraux. Les opérations de dragage et les immersions de boues plus ou moins contaminées constituent un apport non négligeable de contaminants en zone côtière. L'appréciation des risques environnementaux encourus est généralement basée sur l'analyse chimique des contaminants liés aux sédiments et sur l'évaluation de la toxicité par l'intermédiaire de tests de laboratoire. Ces données, bien qu'indispensables, se révèlent parfois insuffisantes pour évaluer l'impact potentiel des immersions projetées. Cette incertitude dépend du fait que les sédiments sont des milieux complexes et hétérogènes dans lesquels les contaminants se trouvent sous des formes spécifiques aux conditions physico-chimiques et qui ne sont pas toujours identifiées par l'analyse chimique. De plus, les tests de toxicité pratiqués au laboratoire sont réalisés sur un matériau parfois peu représentatif du sédiment : il est bien établi par exemple que la conservation

d'un sédiment par congélation modifie sa toxicité. Les méthodes d'analyse des risques, quoique perfectibles, prennent en considération les mécanismes qui interviennent pour déterminer les niveaux d'exposition des organismes vivants. Leur approche intégratrice et analytique est de nature à guider le gestionnaire vers des options de risques acceptables ou à fonder ses demandes d'étude d'impact spécifiques.

Références bibliographiques

- ASMO, 1996. Oslo and Paris Commissions : Summary of the meeting of ASMO 1996, Appendix 1, 5-13.
- ASTM, 1993. Standard guide for conducting 10-day static sediment toxicity tests with marine and estuarine Amphipods (includes Annexes on procedures for the following organisms : *Ampelisca abdita*, *Eohaustorius estuarinus*, *Grandidierella japonica*, *Leptocheirus plumulosus* and *Rhepoxynius abronius*). In: ASTM 1993 Annual book of Standards, vol 11.04, E1367-92. American Society for Testing and Materials, Philadelphia.
- ASTM, 1994. Standard guide for conducting static acute toxicity tests starting with embryos of four species of saltwater bivalve molluscs. In: ASTM 1994 Annual book of Standards, vol 11.05, 223-240. American Society for Testing and Materials, Philadelphia.
- ASTM, 1995. Standard guide for conducting static acute tests with echinoid embryos. In: ASTM 1995 Annual book of Standards, 999-1017. American Society for Testing and Materials, Philadelphia.
- Burton G.A. Jr., 1992. Sediment Toxicity Assessment. Lewis publishers, Burton G.A. Jr. (ed.), 457 p.
- Cal/EPA, 1997. Guidelines for assessing ecological risk posed by chemicals, Development plan. Office of Environmental Health Hazard Assessment Reproductive and Cancer Hazard Assessment Section Ecotoxicology Unit. Draft for Public Review and Comment, November 1997.
- Calow P., 1998. Handbook of Environmental Risk Assessment and Management. Calow P. (ed.), 590 p.
- Chapman P.M., 1995. Ecotoxicology and pollution - Keys issues. Marine Pollution Bulletin, 31, 167-177.
- Ciem, 1997. Report of the Working Group on Biological Effects of Contaminants. ICES headquaters 3-7 march 1997. ICES CM 1997/Env: ref. E, 37 p.
- Commission of the European Communities (CEC), 1996. Technical guidance documents in support of the commission. Directives 96/67/EEC on risk assessment for new substances and the Commission Regulation (EC) N° 1488/94 on risk assessment for existing substances, Commission of the european Communities, Brussels, Belgium.
- Di Toro D.M., Zarba C.S., Hansen D.J., 1991. Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals by using equilibrium partitioning. Environmental Toxicology and Chemistry, 10, 1541-1583.

- Forbes V.E., Forbes T.L., 1994. Ecotoxicology and Practice. Chapman & Hall, London.
- Gray J.S., 1998. Risk assessment and management in the exploitation of the seas. In: Handbook of Environmental Risk Assessment and Management. Calow P. (ed.), 17, 453-476.
- Gray J.S., Calamari D., Duce R., Portman J.E., Wells P.G., Windom H.L., 1991. Scientifically based strategies for marine environmental protection and management. Marine Pollution Bulletin, 22, 432-440.
- Hill I.R., Matthiessen P., Heimbach F. (eds), 1993. Guidance document on sediment toxicity tests and bioassays for freshwater and marine environments. SETAC-Europe Workshop on sediment toxicity assessment, 8-10 November 1993, Renesse (NL), 105 p.
- His E., Budzinski H., Geffard O., Beiras R., 1997. Action d'un sédiment pollué par les hydrocarbures sur la métamorphose de l'huître japonaise, *Crassostrea gigas* (Thunberg). C.R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la vie, 320, 797-803.
- ISO, 1996. Qualité de l'eau - Détermination de la toxicité létale aiguë vis-à-vis de copépodes marins (Copepoda, Crustacea). International Standards Organisation, Standard Draft ISO/DIS 14669/1996 (F), 23 p.
- ISO, 1998. Qualité de l'eau - Essai d'inhibition de la croissance des algues marines avec *Skeletonema costatum* et *Phaeodactylum tricornutum*. International Standards Organisation, Standard NF EN ISO10253 : T 90-311, 8 p.
- Lamberson J.O., Dewitt T.H., Swartz R.C., 1992. Assessment of sediment toxicity to marine benthos. In: Sediment Toxicity Assessment. Bourton G.A. (ed.), 183-211.
- Luoma S.N., Ho K.T., 1993. Appropriate uses of marine and estuarine sediment bioassays. In: Handbook of Ecotoxicology, vol 1, 193-226.
- OsPar, 1995. Parcom protocols on methods for the testing of chemicals used in the offshore industry. Oslo and Paris Commissions, 33 p.
- OsPar, 1994. Parcom final report of the results of the parcom sediment reworker ring test workshop, La Hague, December 1993. GOP/18/4/4-E. Paris Commision - Group on O.P. Pollution.
- Pagano G., His E., Beiras R., De Biase A., Korkina L.G., Iaccarino M., Oral R., Quiniou F., Warnau M., Trieff N.M., 1996. Cytogenetic, developmental, and biochemical effect of aluminium, iron, and their mixture in sea urchins and mussels. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 31, 4, 466-474.
- Quiniou F., Judas A., Le Squer-André E., 1997a. Toxicité potentielle des eaux et des sédiments des principaux estuaires de la rade de Brest évaluée par deux bio-essais. Annales de l'Institut océanographique, Paris, 73, 1, 35-48.
- Quiniou F., Alzieu C., His E., 1997b. Potential toxicity assessment of contaminated muds using bivalve embryo bioassay. ICCS, September 7-11, Rotterdam, The Nederland (poster).

- Quiniou F., Guillou M., 1998. Arrest and delay in embryonic development in sea urchin populations of the Bay of Brest (Brittany, France): link with environmental factors. *Marine Pollution Bulletin*, 38, 5, 401-406.
- Renn O., 1998. Three decades of risk research : accomplishment and new challenges. *Journal of Risk Research*, 1, 1, 49-71.
- Smrcek J.C., Zeeman M.G., 1998. Assessing risk to ecological systems from chemicals. *In: Handbook of Environmental Risk Assessment and Management*. Calow P. (ed.), 3, 24-90.
- TNO, 1993. Detailed review paper on sediment toxicity test methods (summarizing report). Part 1: compilation of tests methods. TNO report IMW-R 93, 256.
- USEPA, 1992a. Framework for Ecological Risk Assessment. EPA 630-R-92-001. US Environmental Protection Agency. Risk Assessment Forum, Washington DC, 41 p.
- USEPA, 1992b. Sediment Classification Methods Compendium. Prepared by: US Environmental Protection Agency, Sediment Oversight Technical Committee, Office of Water. Washington, District of Columbia. EPA 823-R-92-006, September 1992.
- Trieff N.M., Romana L.A., Espositio A., Oral R., Quiniou F., Iaccarino M., Alcock N., Ramanujam V.M.S., Pagano G., 1995. Effluent from bauxite factory induces developmental and reproductive damage in sea urchins. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 28, 173-177.
- Van De Meent D., 1988. Environmental chemistry : instrument in ecological risk assessment. *In: Manual on Aquatic Ecotoxicology*. De Kruijff H.A.M., De Zwart P., Ray P.K. (eds), Viswannathan P.N. (Kluwer Academic Press, Dordrecht), 31-35.
- Van Leeuwen C.J., 1995. General introduction. *In: Risk Assessment of Chemicals, An Introduction*. Van Leeuwen C.J., Hermens J.L.M. (eds) Kluwer Academic Press, Dordrecht, 1-17.
- Van Leeuwen C.J., Bro-Rasmussen F., Fiejtel T.C.J., Arndt R., Bussian B.M., Calamari D., Glynn P., Grandy N.J., Hansen B., Van Hemmen J.J., Hurst P., King N., Koch R., Müller M., Solbé J.F., Speijers G.A.B., Vermeire T., 1996. Risk assessment and management of new and existing chemicals. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 2, 243-299.
- Wells P.G., Kenneth L., Blaise C., 1997. Microscale testing in aquatic toxicology : Advances, Techniques and Practice. CRC Press, 679 p.

Chapitre VIII

Modélisation mathématique des rejets de dragage

Ricardo Silva Jacinto, Pierre Le Hir et Philippe Bassoulet

Modélisation mathématique des rejets de dragage

La modélisation mathématique peut être utilisée pour prédire le devenir en mer des rejets de dragage et pour estimer leur évolution sous l'action hydrodynamique des courants et de la houle. Les options de modélisation sont très dépendantes des conditions et caractéristiques des rejets ainsi que de l'échelle à laquelle leur impact doit être estimé. La modélisation mathématique appliquée aux rejets de dragage présente ainsi une variété d'approches d'évaluation des caractéristiques et des échelles de mélange des rejets dans le milieu récepteur. Ces approches prennent la forme de formulations empiriques ou déterministes résolues analytiquement ou numériquement. Elles permettent d'évaluer le devenir des rejets discrets, à partir de barges ou de dragues aspiratrices, ou des rejets continus, par refoulement en conduite.

Il est important ici de souligner que l'objet d'une modélisation des rejets de dragage n'est pas le rejet lui-même mais sa dispersion. En effet, la législation concernant les rejets de dragage est exprimée en termes de concentrations (turbidité, contaminants). La modélisation doit donc prédire, à court et à long termes, où et pendant combien de temps un rejet (présentant *a priori* un certain niveau de pollution) créera des zones où les concentrations dépassent les valeurs permises ou susceptibles de créer un impact. La modélisation doit donc indiquer si le mélange d'un rejet dans le milieu récepteur est ou non suffisant. Elle se doit de déterminer, ou estimer au mieux, l'échelle de la zone de mélange, *i.e.* les dimensions de la zone effectivement *réceptrice* du milieu récepteur.

Vu les limitations des techniques de modélisation que nous détaillerons ci-après, une stratégie de contrôle et de surveillance est nécessaire, voire inhérente, à chaque opération de dragage. Ce travail constituant en quelque sorte une validation des modèles, il doit tenir compte de la réflexion précédente. Il ne suffira pas de vérifier que la modélisation est capable de prédire des évolutions bathymétriques et au bon endroit - ce qui peut toutefois être de grande importance - il faudra surtout vérifier, à court et à long termes, que les niveaux de concentration (turbidité, contaminants) ont été bien prédis.

Les matériaux de dragage peuvent être de plusieurs natures et présenter ainsi des propriétés différentes et des comportements physico-sédimentologiques divers. Les opérations de rejets de dragage ont également lieu dans des environnements hydrodynamiques très variés (courant, agitation, stratification, profondeur) et font appel à des techniques fondamentalement dissemblables (rejet continu ou ponctuel ; clapage ou refoulement en conduite).

Tenant compte de cette diversité, la modélisation mathématique doit déterminer comment et où le matériel dragué est dispersé et déposé

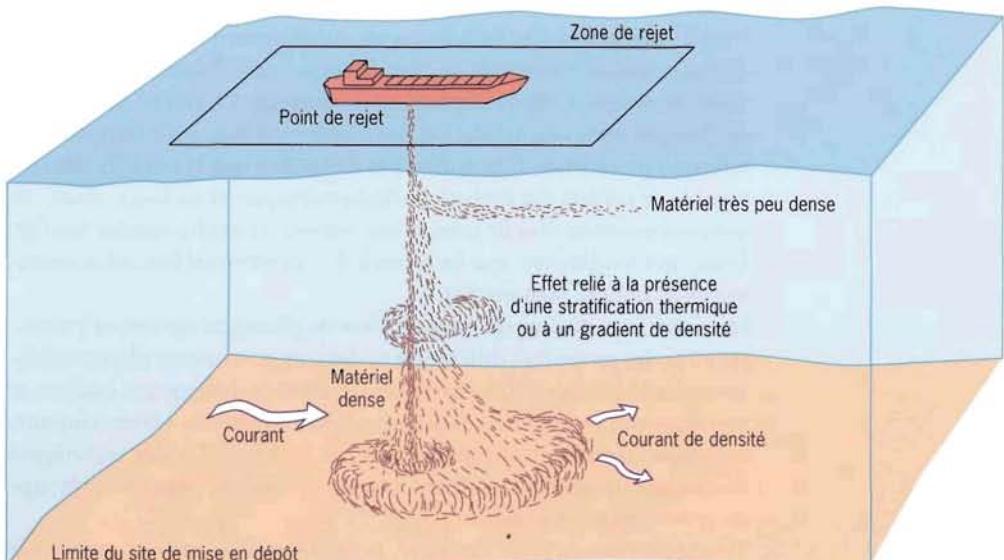
dans les minutes et les heures qui suivent le rejet en mer. Puis, la modélisation doit également permettre d'évaluer le devenir et l'éventuelle dispersion à long terme, de quelques jours à quelques années, de l'auréole de dépôt générée lors du rejet. Il est donc naturel qu'il n'existe pas de modèle mathématique universel capable d'englober, dans une même stratégie de modélisation, toutes les situations liées aux rejets en mer des matériaux de dragage. L'analyse et la gestion des rejets de dragage doivent ainsi faire appel à un ensemble de (sub) modèles mathématiques spécifiques à des processus et à des techniques de rejet, dont l'assemblage est propre à chaque situation et application.

Description générale d'un rejet

Les sédiments de dragage peuvent être rejetés en surface ou près du fond. Étant fortement chargés en sédiments, les rejets de dragage sont habituellement plus denses que l'eau du milieu récepteur. Ainsi, lorsqu'un rejet est réalisé près du fond (par refoulement en conduite), il s'étale sur le fond où il demeure par stabilité gravitationnelle si les conditions hydrodynamiques (courant, houle, turbulence) sont insuffisantes pour le mettre en suspension.

Par contre, si le rejet est effectué en surface (par clapage, surverse ou refoulement en conduite), sa densité plus importante donne naissance à une instabilité gravitationnelle et un mouvement convectif du matériel se produit. Ce mouvement complexe, qui tend à projeter plus ou moins rapidement les produits de dragage vers le fond, est habituellement décrit en trois phases : convection ou descente en masse, diffusion passive et effondrement dynamique.

Figure 25
Comportement des sédiments au cours d'un rejet de dragage (d'après Truitt, 1988).



Une fois le rejet étalé sur le fond, dans un état d'énergie minimum, son comportement devient indépendant de la technique de rejet. À partir de ce moment, l'évolution du matériel se réalise à long terme et peut être décrite selon deux phases : formation et tassemement des dépôts et remise en suspension et dispersion de ceux-ci.

La figure 25 adaptée de Truitt (1988) représente les différentes phases d'évolution des matériaux.

Convection ou descente en masse

La convection est caractérisée par la descente rapide des matériaux sous l'effet de la gravité. Pendant la convection, les matériaux se comportent comme un ensemble déformable dont la vitesse de chute est supérieure à celle qu'auraient les particules considérées individuellement. Ce comportement d'ensemble est limité par la dilution et le mélange interne provoqué par l'entraînement de l'eau environnante. Lorsque la dilution atteint une certaine limite et que les particules acquièrent un comportement individualisé, le mouvement de convection devient un mouvement de décantation, avec ou sans entravement.

Dans la majorité des cas, la descente convective se poursuit jusqu'à ce que les matériaux s'effondrent par étalement horizontal au fond ou au niveau d'une forte stratification.

Diffusion passive

Le matériel rejeté pourra contenir des blocs très denses ainsi que des matériaux très fins. La diffusion passive concerne surtout les particules fines qui, durant la convection, se séparent de l'ensemble par l'effet de la dilution et de l'entraînement. De l'eau interstitielle, avec les éventuels contaminants dissous qu'elle contient, est également libérée de l'ensemble. Cette fraction fine, de décantation très lente, peut être transportée par les courants et dispersée dans le milieu récepteur.

Effondrement dynamique

L'effondrement dynamique correspond à l'interruption du mouvement de convection par un violent étalement horizontal sur le fond ou dans des couches de densité proche de celle des matériaux rejetés.

Lors de l'effondrement, il y a formation d'un courant de densité qui s'étale radialement autour du point d'impact ; les matériaux entraînés dans ce courant de densité se mélangent aux couches d'eau adjacentes, pour ensuite se déposer rapidement lorsque l'énergie est dissipée. L'ensemble des matériaux n'étant pas homogène, l'effondrement peut être seulement partiel lors de la traversée d'une stratification ; la partie très dense continuera sa chute jusqu'au fond.

Formation des dépôts

Une fois placés ou déposés au fond, les matériaux de dragage forment un monticule ou une auréole de dépôt, dans le cas d'un rejet isolé, ou une structure bathymétrique complexe, dans le cas de rejets multiples.

En l'absence de perturbations hydrodynamiques, ces dépôts auront une tendance naturelle à se consolider et à devenir ainsi de plus en plus résistants et par conséquent de moins en moins érodables.

Dispersion après remise en suspension

Le milieu récepteur, caractérisé par son environnement hydrodynamique, est considéré comme dispersif ou non dispersif selon que les dépôts sont plus ou moins stables vis-à-vis de leur probabilité de remise en suspension. Si les agents hydrodynamiques sont suffisamment énergétiques pour remobiliser le matériel, celui-ci suivra une dynamique d'advection-dispersion régie par l'hydrodynamisme à plus grande échelle.

Rappel sur les processus à prendre en compte

Afin de modéliser le devenir des rejets de dragages, les processus importants des phases de rejet doivent être identifiés puis pris en compte dans les formulations développées. Nous pouvons distinguer, dans chaque phase, les processus hydrodynamiques, liés au milieu récepteur, et les processus sédimentaires, liés à la nature composite des rejets. Il faut souligner que les processus listés ci-dessous ne sont en général pas spécifiques au problème des rejets de dragages et que leur prise en compte dépend de l'état de l'art de la dynamique sédimentaire. La spécificité des rejets de dragage apparaît cependant dans le mouvement de convection des matériaux et dans le comportement des mixtures sablo-vaseuses qui peuvent être inhabituelles dans un environnement naturel.

Outre les processus agissant durant les phases décrites auparavant, il est nécessaire de bien connaître l'état initial du matériel ainsi que les contraintes hydrodynamiques au point de rejet. Ces conditions initiales et forçantes sont rarement caractérisées à l'instant et à l'endroit précis du rejet. Par conséquent, si l'on s'intéresse à la modélisation du devenir des rejets de dragage, il faut introduire dans la stratégie de modélisation des méthodes capables de transférer l'information et la caractérisation nécessaires de l'instant et de l'endroit où elles sont disponibles à l'instant et au lieu où s'effectuera le rejet.

Ainsi, la modélisation devrait englober les processus inhérents au transport des matériaux du point de dragage au point de rejet : dilution des matériaux lorsque le rejet est réalisé par refoulement en conduite, consolidation dans les barges durant le transport si le rejet est réalisé par clapage. Également, concernant les contaminants chimiques éventuellement présents dans les sédiments, il faudra tenir compte des processus d'oxydation liés au remaniement et au transport des matériaux. L'ensemble de ces processus est cependant mal connu.

Concernant les forçages, la détermination des conditions hydrodynamiques sur le site de rejet est essentielle. Elle peut se faire par des mesures *in situ* ou par modèle mathématique. La réalisation de ces modèles ne constitue pas l'étape la plus difficile à concevoir car les lois relatives à la masse d'eau sont bien connues, qu'il s'agisse des courants

de marée, de la circulation engendrée par le vent ou des agitations. Il est cependant nécessaire de bien cerner les échelles de temps et d'espace auxquelles on veut travailler, d'estimer *a priori* les emprises géographiques et temporelles du phénomène et de disposer également de conditions aux limites correctes (Salomon, 1990).

Processus concernant la convection

Le mouvement de convection dérive d'une situation physique hautement instable. Les processus générés sont par conséquent difficiles à traiter et l'approche de modélisation demeure très empirique. L'ensemble du rejet, très dense, se comporte comme un corps ou un nuage de sédiments, déformable, dont la résistance mécanique se dégrade avec l'augmentation de la teneur en eau pendant la chute. Les processus liés à la déformation du nuage sont très mal connus (ou pas du tout) et le resteront car il sera toujours difficile de préciser la composition et l'agrégation initiale du matériel lors du rejet.

Après estimation de la déformation et de la chute globale, les processus à prendre en compte sont l'écoulement autour du nuage, le détachement et l'érosion d'une partie du nuage, pendant que le matériel préserve son comportement d'ensemble agrégé. Dès que la périphérie de ce nuage acquiert une teneur en eau élevée, le comportement d'ensemble est localement remplacé par un comportement de fluide dense et visqueux et des processus d'entraînement et de mélange ont lieu (Johnson, 1990).

Processus concernant la diffusion passive

Les matériaux qui se détachent du nuage pendant la chute ont des caractéristiques propres. Ainsi, dans le cas de gros agglomérats, ils suivent leur propre mouvement de convection. Dans le cas de particules individuelles ou des petits agrégats (flocs), ils suivent un mouvement de décantation lente soumise à l'advection-dispersion et à la capacité de mélange sur la verticale inhérentes à l'environnement hydrodynamique. Ces derniers processus sont relativement bien connus, les incertitudes concernant surtout la vitesse de chute des particules.

Une bonne connaissance de la vitesse de chute est en effet essentielle vis-à-vis du panache ; une diminution de cette vitesse entraîne une extension de celui-ci. C'est donc le premier facteur à intégrer dans la modélisation de cette phase du rejet. Sa valeur dépend de la taille, de la forme et de la densité des particules et de leur concentration. Pour les sédiments non cohésifs (sables...), la vitesse de chute est facilement déterminée par l'application de lois connues, dont la loi de Stokes pour les petits diamètres. Pour les sédiments cohésifs, la taille, la forme et la densité des particules évoluent en fonction des processus de flocculation ; ces processus sont eux-mêmes liés aux caractéristiques physico-chimiques du matériel (minéralogie, granulométrie, surface spécifique, capacité d'échange cationique), à celles de l'eau (température, salinité, pH, oxygène dissous), à la concentration en particules et à l'intensité de la turbulence liée au courant. La composition fortement hétérogène

des rejets, la présence fréquente d'un mélange sable/vase et la complexité des processus mis en jeu font que l'on doit souvent avoir recours à la mesure *in situ* ou *in vitro* de la vitesse de chute.

Processus durant l'effondrement

L'effondrement correspond à la rupture du nuage et à son étalement horizontal. En pratique, les processus de rupture et désagrégation sont mal connus et difficiles à quantifier ; ils ne sont donc pas directement pris en compte. On pose l'hypothèse que, lors de l'effondrement, le nuage perd toute sa résistance ou rigidité et que l'étalement horizontal des matériaux correspond à l'écoulement d'un fluide dense très visqueux. Ainsi, cet étalement est modélisé comme un courant de densité que ce soit près du fond ou au niveau d'une forte stratification. Ici, des processus de mélange aux couches d'eau environnantes doivent être considérés. Près du fond, ce courant de densité donne lieu à la formation d'une auréole de dépôt. Au niveau d'une forte stratification, après dissipation du courant de densité, les particules suivent une phase de diffusion passive.

Processus concernant la formation des dépôts

Une fois stabilisés sur le fond, les matériaux tendent à se consolider et par conséquent leurs caractéristiques mécaniques évoluent. Leur érosion, par exemple, devient, par l'effet de la consolidation, de moins en moins aisée.

Pendant la consolidation, l'eau interstitielle est expulsée peu à peu et les matériaux acquièrent une densité plus importante. Cette augmentation de densité est accompagnée d'une résistance accrue à l'érosion hydrodynamique. L'état de consolidation d'un sédiment vaseux peut être exprimé par la concentration en sédiment sec ; la perte d'eau interstitielle du sédiment correspond à la première phase de consolidation, qui peut être suivie d'une deuxième phase, correspondant à une déformation de la structure d'agrégation des matériaux due à des facteurs mécaniques, chimiques et/ou biologiques. Il est cependant difficile d'établir des relations simples entre, par exemple, la densité d'un sédiment et sa résistance au cisaillement ; c'est pourquoi recours est fait le plus souvent à l'expérimentation en canal ou à la mesure *in situ* pour déterminer l'érodabilité d'un sédiment.

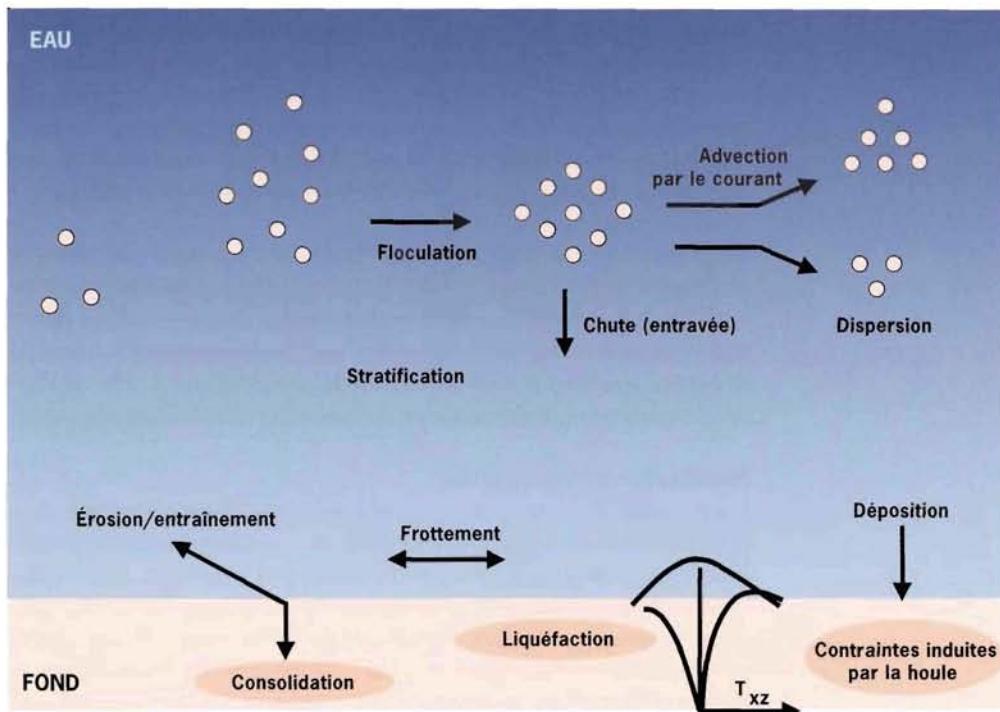
Processus concernant la remise en suspension et la dispersion

Les rejets de dragage peuvent être remis en suspension sous l'action des agents hydrodynamiques (courant, houle). Cette remise en suspension peut être liée à des processus d'érosion ou d'entraînement. L'érosion correspond à l'arrachement de particules sous l'action de la turbulence liée aux courants et/ou aux agitations. L'entraînement correspond au mélange de l'eau avec les dépôts suite à une liquéfaction de ceux-ci. Les conditions de remaniement des sables sont bien connues et exprimées en fonction de la contrainte de cisaillement sur le fond. Par contre, les flux d'érosion restent très imprécis et des divergences importantes

(un ordre de grandeur) peuvent apparaître sur les quantités transportées (par charriage ou suspension) d'une formulation à l'autre.

Un fond vaseux peut être érodé quand les liens entre les particules sont rompus ; ces liens sont fonction des propriétés physico-chimiques du sédiment et de son état de consolidation. Le flux d'érosion s'exprime en général de façon empirique comme fonction du cisaillement exercé par l'écoulement sur le fond et d'une tension de cisaillement critique relative aux propriétés mécaniques du matériel.

Figure 26
Représentation schématique des processus concernant les sédiments cohésifs.



L'action de la houle engendre également des cisaillements près du fond et est ainsi également capable de remettre le matériel en suspension par érosion. Cependant, l'action de la houle sur le fond ne se limite pas au cisaillement. Étant un phénomène oscillatoire de courte échelle de temps, la houle peut engendrer des gradients de pression à l'interface et générer ainsi un mouvement au sein du matériel. Ce mouvement peut anéantir les liaisons interparticulaires et donner lieu à une érodabilité plus importante et même à la liquéfaction des dépôts.

Une fois remis en suspension, les sédiments sont advectés et dispersés à l'échelle des processus hydrodynamiques au voisinage des rejets. Ils peuvent ainsi ne jamais quitter le champ proche si le milieu est non dispersif, ou être transportés de manière irréversible en dehors de la région d'intérêt, si le milieu est hautement dispersif. L'analyse de cette phase dispersive est accessible par des outils de modélisation hydrosédimentaire classiques d'advection-dispersion.

Exemples de modèles mathématiques utilisés

Les modèles de rejet de dragage peuvent être divisés en deux groupes : les modèles *court terme* et les modèles *long terme*.

Les modèles *court terme* décrivent les premières phases du rejet où la dynamique et les processus déterminants sont dépendants de la technique utilisée. Ces phases sont, comme décrit auparavant, la convection, l'effondrement dynamique et la diffusion passive. Ces modèles sont également décrits comme des modèles de champ proche. La dynamique étant régie par la technique de rejet, elle présentera une échelle spatiale restreinte aux environs du point où le rejet est effectué. La modélisation des processus de court terme est donc naturellement liée aux techniques de rejet. On peut ainsi parler des modèles de convection liés aux rejets à partir de barges ou de dragues aspiratrices ou des modèles de panache qui reproduisent le panache d'un rejet par conduite ou par surverse.

Les modèles *long terme* décrivent le devenir des rejets de dragage lorsque la dynamique et les processus déterminants ne sont plus dépendants de la technique de rejet. L'évolution des rejets est alors strictement déterminée par le tassemement des matériaux et par l'hydrodynamisme du milieu récepteur. L'échelle spatiale de ces modèles correspond à celle de l'hydrodynamisme dont l'emprise peut ne plus être locale mais régionale.

Modélisation de la convection

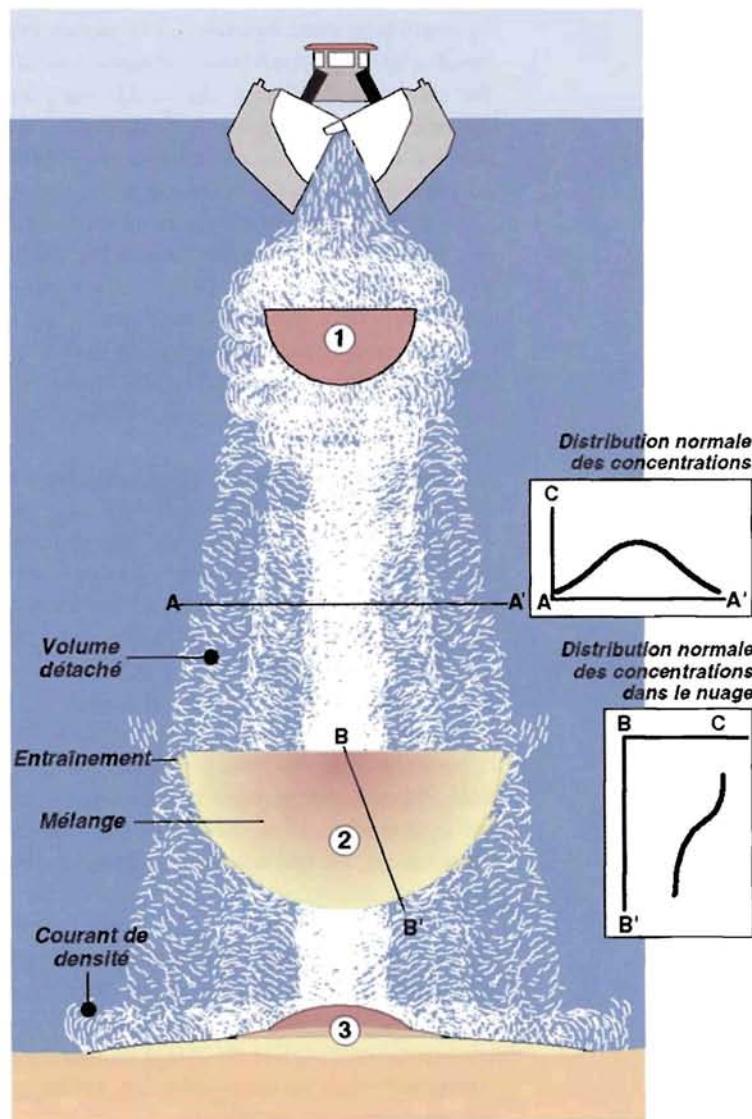
Les modèles de convection décrivent l'évolution spatio-temporelle d'un rejet instantané (clapage). Ces modèles ont été surtout développés par l'US Army Corps of Engineers (USACE). Les développements théoriques ont été initialement proposés par Koh et Chang (1973). Ces premiers travaux sont développés plus tard par Brandsma et Divoky (1976) et traités de manière plus sommaire dans des textes des membres de l'USACE : McAnally et Adamec (1987), Johnson (1990), Johnson *et al.* (1995), Moritz et Randall (1995). Ces modèles avaient été initialement développés pour des rejets en eau peu profonde (jusqu'à la centaine de mètres). Une version adaptée aux eaux profondes a été présentée par Abdelrham et Dettmann (1993).

Ces modèles reproduisent le mouvement de convection pendant lequel le nuage de matériaux, de forme supposée *a priori* hémisphérique, descend dans la colonne d'eau sous l'effet de la gravité et de ses caractéristiques propres (densité, volume, forme...). La dynamique de ce mouvement est décrite, entre autres, en termes de quantité de mouvement, flottabilité, force de traînée et frottement superficiel.

Durant le mouvement de convection (fig. 27), il est admis qu'une partie du matériel se détache du nuage principal et demeure dans la colonne d'eau où les particules acquièrent un comportement individuel dicté par leur vitesse de chute et l'hydrodynamisme environnant. Les mécanismes de détachement sont mal connus. Dans la modélisation, le volume susceptible de se détacher du nuage principal correspond à celui d'une

couche extérieure où la concentration solide devient, par entraînement, inférieure à une concentration critique. Cette concentration critique correspond en général à la concentration au-delà de laquelle la chute des particules est entravée : concentration à partir de laquelle les particules se gênent les unes les autres pendant la chute. Cette concentration critique d'entravement est ainsi prise comme critère de détachement car elle correspond en quelque sorte à une limite de concentration pour les interactions interparticulaires (Abdelrham et Dettmann, 1993). La valeur de la concentration d'entravement dépend du matériel et de son organisation granulométrique ; les valeurs citées dans la littérature avoisinent les 10 kg.m^{-3} (Teeter, 1984).

Figure 27
Processus concernant la convection : entraînement, mélange et détachement.



Le matériel détaché du nuage est artificiellement distribué sur l'incrément de profondeur correspondant au pas de temps du calcul. Cette distribution est considérée uniforme sur la verticale, gaussienne sur l'horizontale et suit une dynamique de dispersion passive.

Les modèles de convection résolvent, de manière intégrée sur l'ensemble du nuage, des équations de conservation de la masse totale, de la quantité de mouvement et de la flottabilité. Les expressions mathématiques de ces équations, dont le détail est présenté dans l'annexe I, résultent de modèles semi-empiriques dont l'application impose le choix *a priori* de certains paramètres.

Il faut cependant retenir, selon Abdelham et Dettmann (1993), que ces paramètres, et donc ces modèles, n'ont pas été suffisamment testés ; bien que largement répandus, il ne saurait être conclu qu'ils sont validés. Ceci n'est pas sans conséquences sur les stratégies de modélisation. Par exemple, Khelifa et Ouellet (1994) proposent une modélisation tridimensionnelle du panache de dispersion des sédiments retenus dans la colonne d'eau où la concentration résiduelle des sédiments restant en suspension après une opération de largage est imposée. Cette concentration est calculée empiriquement en fonction de la dilution initiale des matériaux. L'expression empirique utilisée résulte d'une analyse des expériences de Truitt (1988), effectuées sur des sites de dépôt, et prend l'aspect de fraction des sédiments retenus dans la colonne d'eau durant une opération de largage en eau libre (cette fraction irait jusqu'à 5 %). De même, de Kok (1992) propose une approche de modélisation tridimensionnelle où la distribution initiale du nuage est donnée *a priori*.

En outre, ces modèles ont été développés pour des pratiques américaines où les rejets sont effectués dans des eaux relativement profondes. Dans ce cadre, les opérations de largage peuvent être considérées *instantanées*. Les rejets par clapage en France sont effectués dans des eaux peu profondes, inférieures à 20 m. Par conséquent, l'échelle de temps de la chute s'approche de celle des opérations de largage et il devient difficile de poser l'hypothèse d'un rejet instantané ayant acquis une forme donnée (hémisphérique ou autre).

Finalement, lors du choix de la stratégie de modélisation de la descente convective, qui peut se résumer à la caractérisation du nuage résiduel, il faut se rappeler que les modèles de convection sont en pratique des sous-modèles d'un modèle de panache ou de champ proche. Leur fonction est, en quelque sorte, d'estimer la condition initiale d'un modèle de dispersion.

Modèles de panache ou de diffusion dans le champ proche

Les modèles de panache décrivent la dispersion du nuage résultant d'un rejet. Dans le cas d'un rejet instantané, ces modèles décrivent l'évolution spatio-temporelle du nuage résiduel généré lors de la phase de convection. Pour un rejet continu, c'est l'extension du panache en régime permanent qui est décrite.

La majorité des modèles proposent des solutions analytiques pour l'équation d'advection-diffusion plus ou moins simplifiée. Dans ce groupe, peuvent être inclus les modèles de Koh et Chang (1973) et les modèles de l'USACE qui en découlent, Krishnappan (1976), Wilson (1979), Cundy et Bohlen (1980), Muns et Paul (1989), Kuo et Hayes (1991), Vieira *et al.* (1992), entre autres. Ces modèles supposent que l'hydrodynamisme est uniforme et permanent. Ces hypothèses peuvent se montrer abusives dès que les échelles spatio-temporelles de l'établissement du panache s'approchent de celles de la variation spatiale et de la variabilité temporelle de l'hydrodynamisme ambiant. En outre, ces modèles résolvent les équations sur le plan horizontal ; les équations sont intégrées sur la verticale. Ceci correspond à étirer sur toute la colonne d'eau une source de rejet ponctuel ce qui, en présence d'une hétérogénéité verticale importante, peut donner lieu à des solutions non représentatives de la réalité.

Khelifa et Ouellet (1994) utilisent une modélisation numérique tridimensionnelle pour résoudre l'équation d'advection-diffusion. Dans leur modèle, le courant demeure stationnaire, mais les variations spatiales du champ de vitesse sont considérées.

La formulation des modèles de panache correspond donc à la formulation d'un problème d'advection-diffusion où l'on suppose connu et invariable le vecteur vitesse en chaque point du domaine. C'est cette connaissance *a priori* du vecteur vitesse qui suppose que l'on raisonne à petite échelle et qui donne à ces modèles l'attribut *de champ proche*. La modélisation du panache repose ainsi sur l'équation classique d'advection-diffusion d'une quantité scalaire, ici la concentration, le plus souvent en régime permanent. Utilisant une notation multidimensionnelle de façon à englober les formulations bi et tridimensionnelles, l'équation à résoudre s'écrit :

$$u(x) \cdot \nabla C(x) = \nabla \cdot (k(x) \nabla C(x)) + S(x)$$

où x représente la position dans le domaine où l'équation est résolue, C la concentration, S les termes sources (rejet, érosion), u le vecteur vitesse, k est un coefficient de mélange pouvant tenir compte de la turbulence et de la stratification.

Les modèles basés sur l'équation précédente, qui constituent la majorité des approches apparues dans la littérature scientifique, ont une limitation constitutive liée à l'hypothèse de la stationnarité.

Dans le cas d'un rejet instantané, cette limitation est évidente. On s'intéresse au devenir d'une distribution initiale et locale de concentration. Le problème est ainsi un problème à condition initiale qui ne pourra pas être résolu par une équation décrivant un régime stationnaire.

Si le rejet est continu, la validité de l'hypothèse de stationnarité doit également être analysée. Un problème de panache lié à un rejet continu présente deux échelles de temps caractéristiques : la durée du rejet, d'une part, et la période de transition entre le début du rejet et l'établissement du régime permanent, d'autre part. Pour que l'approche stationnaire soit valide, deux conditions doivent être vérifiées. Premièrement, la

durée totale du rejet doit être très supérieure à la période de transition ; alors seulement celle-ci pourra être ignorée par la modélisation. Deuxièmement, la durée totale du rejet doit être très inférieure aux échelles de variabilité de l'hydrodynamique ambiante ; pour obtenir un état de dispersion stationnaire, il faut que les conditions de mélange le soient également.

En conclusion, nous pouvons argumenter que l'utilisation d'un modèle de champ proche exige de la prudence car ce que l'on tend à appeler *champ proche* peut, parfois et en fonction de l'hydrodynamisme ambiant, s'étendre à des zones éloignées : à des zones où les conditions hydrodynamiques ne sauraient être extrapolées.

Modélisation à plus long terme

Lorsque les rejets de dragage commencent à se stabiliser au fond, le problème consiste à déterminer s'ils vont y rester ou s'ils sont susceptibles d'être remis en suspension et transportés au-delà du champ proche. Cette dynamique à plus long terme n'est donc plus déterminée par les techniques de rejet mais par les caractéristiques et la variabilité des agents hydrodynamiques : courants et vagues. Or, ces agents présentent, dans le cas de l'agitation et du courant, induit par le vent, une variabilité qui n'est pas déterministe mais qui évolue au gré des aléas climatiques. Le devenir des matériaux issus d'une éventuelle remise en suspension des dépôts peut être calculé à l'aide d'un modèle classique de transport de sédiments. En ce qui concerne la modélisation du devenir à long terme des matériaux rejetés, c'est la détermination du caractère dispersif ou non du site qui est essentielle (Scheffner, 1991). Cela suppose la connaissance de l'érodabilité du dépôt, qui évolue au cours du temps par tassemement. Mais, cela suppose aussi et surtout l'estimation des probabilités d'occurrence du forçage hydrodynamique auquel le site de rejet sera soumis.

Concernant la consolidation, il existe très peu de travaux spécifiques aux dépôts de dragage et, le cas échéant, ils sont plutôt dévolus aux zones de stockage confinées (Benson, 1986 ; Poindexter, 1986). Il est cependant possible (MacAnally et Adamec, 1987) d'intégrer un modèle de consolidation multicouches dans une modélisation du devenir à long terme. Pour l'estimation du forçage, sur la base d'études statistiques, l'USACE propose une méthodologie de génération de séquences de vagues à prendre en compte dans les modèles (Borqman et Scheffner, 1991). Complétée par une approche des courants (Hales *et al.*, 1990) et couplée à un modèle de comportement des dépôts, plus ou moins complexe, une telle estimation des forçages permet de conclure sur la stabilité à long terme des dépôts de dragage (Hales, 1995 ; Scheffner, 1996 ; Drapeau, 1997).

Cette approche est particulièrement utilisée et nécessaire dans le cadre des rejets contaminés couverts par une couche de sédiments propres (capping), où la stabilité doit être sauvegardée (Hales, 1995). Dans le cas des rejets propres, au contraire, c'est souvent la dispersion maximale qui est recherchée.

Après remise en suspension, les modèles de long terme résolvent, comme les modèles de panache, les équations classiques d'advection-dispersion mais en régime non stationnaire. En outre, leur différence concerne, comme indiqué, les échelles d'intérêt. Ainsi, quelques auteurs proposent une chaîne complète (avec souvent des maillons faibles, en particulier sur la consolidation) d'outils pour traiter un rejet de dragage dans le champ proche, à court terme, puis à plus long terme (McAnally et Adamec, 1987 ; de Kok, 1992 ; Wang et Gerritsen, 1995).

Conclusion

Du point de vue de l'hydrodynamique sédimentaire, la modélisation des rejets de dragage doit traiter des processus qui, en partie, ne sont pas spécifiques au problème des dragages. Le traitement de l'advection-dispersion, de la consolidation, de l'érosion, entre autres, dépend de l'état de l'art de la dynamique sédimentaire.

Les problèmes spécifiques à la modélisation des rejets de dragage sont essentiellement au nombre de trois : la descente convective, le conflit des échelles et la caractérisation statistique des agents hydrodynamiques. La descente convective, inhérente aux rejets par clapage, est un problème difficile à traiter. Il oblige à poser des hypothèses sur la forme et le comportement du nuage qui doit ainsi acquérir *instantanément*, après largage, des propriétés définies *a priori*. Or, ceci devient difficile, voire incohérent, dans le cas d'un rejet en eau très peu profonde où l'échelle de temps des opérations de largage correspond à celle de la chute. Par conséquent, un déterminisme de la phase de convection et de l'effondrement au fond sera difficilement accessible. Et ceci le sera d'autant plus que l'on ne pourra jamais déterminer avec suffisamment de précision les caractéristiques des matériaux avant largage.

Par contre, le conflit d'échelles n'est pas un problème conceptuel mais opérationnel. Un problème de rejet présentera des échelles spatiales très variées, allant de la source (conduite, barge) au champ lointain en passant par le champ proche. En fonction du site et des caractéristiques de l'opération de rejet, la modélisation doit s'adapter à cette *dégradation* du détail.

Finalement, l'étude de la stabilité à long terme exige une estimation des statistiques hydrodynamiques à l'endroit des dépôts. Ceci impliquera souvent l'utilisation d'outils capables de transférer l'information nécessaire depuis les localisations où ces statistiques sont déjà disponibles.

Références bibliographiques

- Abdelrham M.A., Dettmann E.H., 1993. Dredged material transport at deep-sea disposal sites. Coastal Engineering Considerations in Coastal Zone Management. Proceedings, 8 th Symposium on Coastal and Ocean Management, New Orleans, Louisiana, July 19-23, 216-230.

- Benson R.E. Jr., 1986. Modeling the consolidation and drying of dredged material. Thèse, université de Clemson, Caroline du Sud, 163 p.
- Borqman L.E., Scheffner N.W., 1991. Dredging research program: Simulation of time sequences of wave height, period and direction. Report CERC-DRP-91-2, Army Coastal Engineering Research Center, Vicksburg, MS, 118 p.
- Brandsma M.G., Divoky D.J., 1976. Development of models for prediction of short-term fate of dredged material discharged in the estuarine environment. Contract Report D-76-5, US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS. Prepared by Tetra Tech. Inc., Pasadena, CA.
- Cundy D.F., Bohlen W.F., 1980. A numerical simulation of the dispersion of sediments suspended by estuarine dredging operations. *Marine Science*, 11, 339-353.
- de Kok J.M., 1992. A three-dimensional finite difference model for computation of near- and far-field transport of suspended matter near a river mouth. *Continental Shelf research*, 12, 5/6, 625-642.
- Drapeau G., 1997. Modèles mathématiques de la dispersion des rejets de dragage. Projet de communication à Bordomer 1997.
- Hales L., Letter J., McAnally W., 1990. Methods of determining the long-term fate of dredging material for aquatic disposal sites. Technical report D-90-1, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- Hales L., 1995. Accomplishments of the corps of engineers dredging research program. *Journal of Coastal Research*, 11, 1, 68-88.
- Johnson B.H., 1990. User's guide for models of dredged material disposal in open water. United States Army Enginner Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- Johnson B.H., Scheffner N.W., Teeter A.M., Hands E.B., Moritz, H.R., 1995. Analysis of dredged material placed in open water. *Dredging'94*. 2nd Int. Conf. on Dredging and Dredged Material Placement, Buena Vista, FL, 1, 18-27.
- Khelifa A., Ouellet Y., 1994. Étude sédimentologique de sites de dépôt de matériaux de dragage dans le fleuve Saint-Laurent. I. Modélisation numérique tridimensionnelle du panache de dispersion des sédiments retenus dans la colonne d'eau. *Can. J. Civ. Eng.*, 21, 1025-1036.
- Koh R.C.Y., Chang Y.C., 1973. Mathematical model for barged ocean disposal of waste. Technical series EPA 660/2-73-029, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Krishnappan B.G., 1976. Dispersion of dredged spoil when dumped as a slug in deep water. 1st International Symposium on Dredging Technology, Canterbury, Kent (UK), 17-19 September 1975. British Hydromechanics Research Assoc., Cranfield, Bedford (UK).
- Kuo A.Y., Hayes D.F., 1991. Model for turbidity plume induced by bucket dredge. *Journal of Waterway, Port, Coastal and Ocean Engineering*, 117, 6, 610-623.

- McAnally W.H.Jr, Adamec S., 1987. Designing open water disposal for dredged muddy sediments. *Cont. Shelf Research*, 7, 11/12, 1445-1455.
- Moritz H.R., Randall R.E., 1995. Simulating dredged-material placement at open-water disposal sites. *J. Waterway Port Coast. Ocean Eng.*, 121, 1, 36-48.
- Muns W.R., Paul J.F., 1989. Dredged material plume dispersal in central Long Island Sound. Report EPA/600/J-89/150, Ecological Research Service, U.S. Environmental Protection Agency, 14 p.
- Poindexter M.E., 1986. Predicting site capacity of dredged material containment areas. *Proc. of the Eng. Foundat. Conf.*, Sea Island, GA, 27 Jan.-1 Feb. 1985.
- Salomon J.C., 1990. Modèles mathématiques de transports et dispersion. Actes du séminaire international sur les aspects environnementaux liés aux dragages. Nantes, 27 novembre-1^{er} décembre 1989. Ministère de l'Environnement et ministère chargé de la Mer. Alzieu C., Gallenne B. (éds), 143-155.
- Scheffner N.W., 1991. A generalized approach to site classification - dispersive or nondispersive. *Dredging Research Information Exchange Bulletin*, DRP-91-1, US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, 1-5.
- Scheffner N.W., 1996. Systematic analysis of long-term of disposed dredged material. *J. Waterway Port Coast. Ocean Eng.*, 122, 3, 127-133.
- Teeter A.M., 1984. Vertical transport in fine-grained suspension and newly-deposited sediment and newly deposited sediment. *Lecture Notes on Coastal and Estuarine Cohesive Sediment Dynamics*. Mehta A.J. (ed.), Springer-Verlag, NY.
- Truitt C.L., 1988. Dredge material behaviour during open water disposal. *J. Coast. Res.*, 4, 3, 389-397.
- Vieira M.E.C., Subramanian A., Bokuniewicz H.J., 1992. Plume dispersion of dilute suspensions: a model of barge overflow adapted for use in a personal computer. *Marine Disposal Systems, Int. Conf.*, Lisbon, Portugal, 20-22 November 1991. Garber W.F., Neves R.J.J. et Roberts P.J.W. (eds). *Water Sci. Technol.*, 173-179.
- Wang N., Gerritsen F., 1995. Nearshore circulation and dredged material transport at Waikiki Beach. *Coastal Eng.*, 24, 3/4, 315-341.
- Wilson R.E., 1979. A model for the estimation of the concentrations and spatial extent of suspended sediment plumes. *Estuar. Coast. Mar. Sci.*, 9, 1, 65-78.

Chapitre IX

Gestion des sédiments portuaires

Claude Alzieu

Gestion des sédiments portuaires

Les millions de mètres cubes de sédiments dragués annuellement dans les ports proviennent soit de l'entretien régulier des chenaux, soit d'opérations de restauration des niveaux d'eau dans des darses ou bassins plus ou moins exposés aux apports polluants. Il en résulte une contamination variable des sédiments qui nécessite des procédures de gestion adaptées. Les conventions internationales (Londres, Oslo-Paris) ont défini des lignes directrices pour la gestion des matériaux de dragage (OsPar - réf. 1998-20) et proposé les meilleures pratiques environnementales (BEP). Les BEP visent à minimiser les effets causés par l'immersion, réduire les quantités immergées et améliorer la qualité des sédiments par des mesures préventives. L'immersion étant une pratique généralisée et économique, les conventions ont recommandé des procédures types à suivre pour la délivrance des autorisations. La démarche d'ensemble consiste à sélectionner les sédiments qui, par leur nature et leur charge polluante, pourraient présenter des risques écologiques pour les écosystèmes côtiers. Ceci a conduit les pays membres à déterminer, pour les éléments métalliques et les substances les plus toxiques, des seuils ou valeurs guides permettant de caractériser les sédiments qui méritent une attention particulière.

La caractérisation des sédiments

Elle prend en considération les propriétés physiques, chimiques et l'estimation des effets biologiques potentiels des sédiments. À ce titre sont déterminés :

- la granulométrie à partir du pourcentage relatif des fractions sableuses, limoneuses et argileuses;
- la densité;
- les pourcentages de solides (matières sèches) et matières organiques (carbone organique total);
- les teneurs en cadmium, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb, zinc et polychlorobiphényles (congénères IUPAC n° 28, 52, 101, 118, 153, 138 et 180) dans la fraction inférieure à 2 mm du sédiment total.

En fonction des sources de pollution identifiées dans les zones concernées, des paramètres complémentaires peuvent être déterminés, tels que les concentrations en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), pesticides organochlorés (HCH, DDT), organoétains (TBT), dioxines chlorées (PCDD, PCDF).

La toxicité potentielle des sédiments est estimée à partir de tests de laboratoire dont certains sont réalisés sur des lixiviat obtenu par agitation du sédiment en présence d'eau de mer. Les protocoles des bioessais usuels sont détaillés dans le chapitre VII : « L'analyse des risques chimiques appliquée aux dragages ».

Les valeurs guides

Les stratégies de définition des valeurs guides sont largement laissées à l'appréciation des autorités compétentes de chaque pays. De manière générale, elles sont établies par référence à des niveaux de présence des contaminants dans le sédiment, ou par rapport à une estimation de leur fraction biodisponible (fractions extractibles) ou à des concentrations spécifiques (sans effets, effets mineurs, effets néfastes).

En France, la stratégie retenue pour l'élaboration des valeurs guides est basée sur une exploitation statistique des teneurs en contaminants mesurées lors de campagnes pluriannuelles. L'examen de la distribution gausso-arithmétique permet de déterminer pour chaque contaminant la valeur dite de bruit de fond, c'est-à-dire sans apport anthropique identifiable (Robbe, 1989). Le groupe d'étude et d'observation sur les dragages et l'environnement a proposé des valeurs guides, communément appelées « niveaux Géode », pour les métaux et les PCB selon deux niveaux définis par les lignes directrices de la convention d'Oslo :

- niveau 1 : valeur au-dessous de laquelle l'immersion peut être autorisée sans étude particulière, mais au-dessus de laquelle des études plus approfondies que la simple analyse physico-chimique doivent être entreprises. Dans ce dernier cas, une évaluation écotoxicologique globale du sédiment par un ou plusieurs tests de laboratoire peut être demandée par les services chargés d'instruire la demande du permis d'immersion ;
- niveau 2 : valeur au-dessus de laquelle l'immersion est susceptible d'être interdite s'il n'est pas apporté la preuve qu'elle constitue la solution la moins préjudiciable pour l'environnement.

De façon arbitraire, les niveaux 1 et 2 ont été pris égaux à respectivement 2 et 4 fois la valeur de la médiane calculée à partir des données de cinq années de campagne de mesures, exclusion faite des valeurs extrêmes. Pour les PCB, dont l'origine est totalement anthropique, il n'a pas été défini de bruit de fond et le niveau 2 correspond à une concentration dans les sédiments garantissant la consommabilité des poissons benthiques (facteur de sécurité égal à 100). Ces valeurs pourraient en première approximation paraître laxistes, puisque basées sur une estimation des niveaux actuels de contamination des sédiments et ne faisant pas intervenir d'aspect toxicologique. Il est donc intéressant de les comparer avec celles établies à partir d'autres critères. Les tableaux 13a et 13b rassemblent les niveaux Géode et les valeurs guides provisoires proposées par différents pays signataires de la convention d'Oslo. Pour les métaux, les écarts très importants entre les références des différents pays sont censés représenter les spécificités géologiques régionales qui influent sur les bruits de fond des teneurs dans les apports sédimentaires d'origine tellurique. Par ailleurs, les États-Unis ont défini pour les métaux et certains polluants organiques présents dans les sédiments deux niveaux de toxicité : Toxic Effect Level (TEL), concentration à partir de laquelle des effets toxiques peuvent être observés ; Effect Range Median (ERM) correspondant à des niveaux

d'effets subaigus. La figure 28 qui, pour quelques métaux, compare leurs valeurs ERM et TEL avec les niveaux Géode (N1 et N2) et les valeurs guides européennes les plus sévères pour chacun des niveaux (E1 et E2) montre que :

- toutes les concentrations N1 et E1 sont supérieures aux valeurs de TEL correspondantes ;
- les valeurs N2 et E2 sont inférieures aux ERM pour le chrome, le cadmium, le cuivre et comparables pour le mercure et le plomb ;
- pour le zinc, la valeur guide N2 est supérieure à E2 et excède largement celle retenue comme ERM.

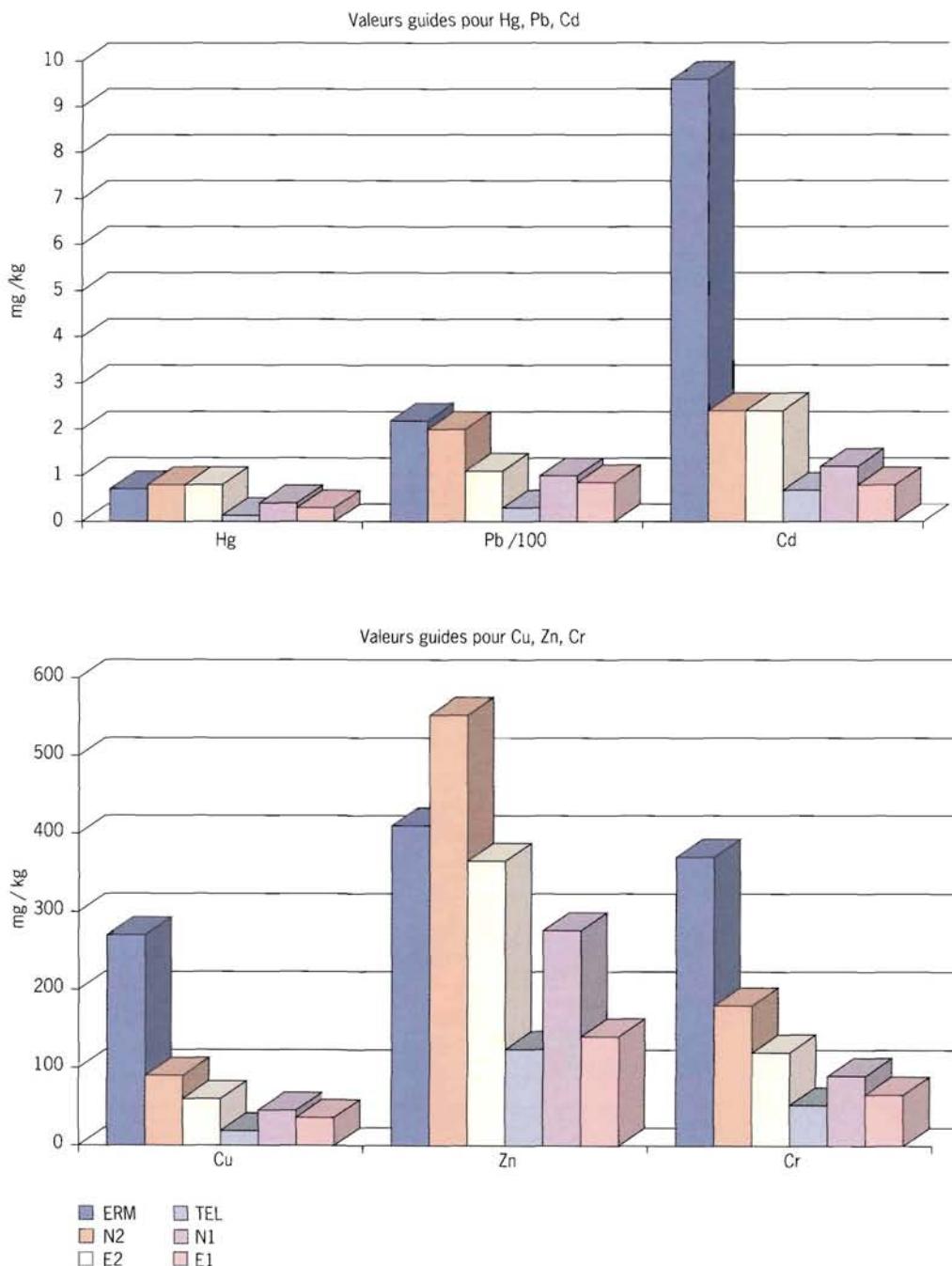
Tableau 13a - Valeurs guides des niveaux 1 et 2 proposées pour les métaux ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) par différents pays signataires de la convention d'Oslo (d'après SEBA 96/9/1 Aberdeen février 1996).

| | Allemagne | Belgique | Espagne | France | Pays-Bas |
|---------|-------------|-----------|-------------|-----------|-----------|
| Arsenic | 30 - 150 | 36 - 100 | 80 - 200 | 25 - 50 | 29 - 29 |
| Cadmium | 2,5 - 12,5 | 3 - 7 | 1 - 5 | 1,2 - 2,4 | 0,8 - 4 |
| Chrome | 150 - 750 | 66 - 220 | 200 - 1 000 | 90 - 180 | 100 - 120 |
| Cuivre | 40 - 200 | 65 - 91 | 100 - 400 | 45 - 90 | 36 - 60 |
| Mercure | 1 - 5 | 4 - 7 | 0,6 - 3 | 0,4 - 0,8 | 0,3 - 1,2 |
| Plomb | 100 - 500 | 400 - 600 | 120 - 600 | 100 - 200 | 85 - 110 |
| Nickel | 50 - 250 | 190 - 280 | 100 - 400 | 37 - 74 | 35 - 45 |
| Zinc | 350 - 1 750 | 350 - 500 | 500 - 3 000 | 276 - 552 | 140 - 365 |

Tableau 13b - Valeurs guides des niveaux 1 et 2 des polluants organiques ($\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$) proposées par différents pays signataires de la convention d'Oslo.

| | Allemagne | France | Pays-Bas |
|---|-----------|--|--------------|
| CB 28 | 2 - 6 | 25 - 50 | 1 - 30 |
| CB 52 | 1 - 3 | 25 - 50 | 1 - 30 |
| CB 101 | 2 - 6 | 25 - 50 | 4 - 30 |
| CB 118 | 3 - 10 | 25 - 50 | 4 - 30 |
| CB 138 | 4 - 12 | 50 - 100 | 4 - 30 |
| CB 153 | 5 - 15 | 50 - 100 | 4 - 30 |
| CB 180 | 2 - 6 | 50 - 100 | 4 - 30 |
| Σ PCB | 20 - 60 | 0,5 - 1 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) | |
| α hexachlorocyclohexane | 0,4 - 1 | | |
| γ hexachlorocyclohexane | 0,2 - 0,6 | | 0,05 - 20/30 |
| Hexachlorobenzène | 2 - 6 | | 2,5 - 20/30 |
| Pentachlorobenzène | 1 - 3 | | |
| Octachlorostyrène | 0,1 - 0,3 | | |
| pp' DDT | 1 - 3 | | |
| pp' DDE | 1 - 3 | | |
| pp' DDD | 3 - 10 | | |
| Σ HAP (6) ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) | 1 - 3 | | |
| Huiles minérales ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) | 0,3 - 1 | | |

Figure 28
 Comparaison des valeurs guides Géode (N1, N2)
 et européennes les plus contraignantes (E1, E2)
 avec les seuils d'effets toxiques (TEL) et d'effet
 moyen (ERM).

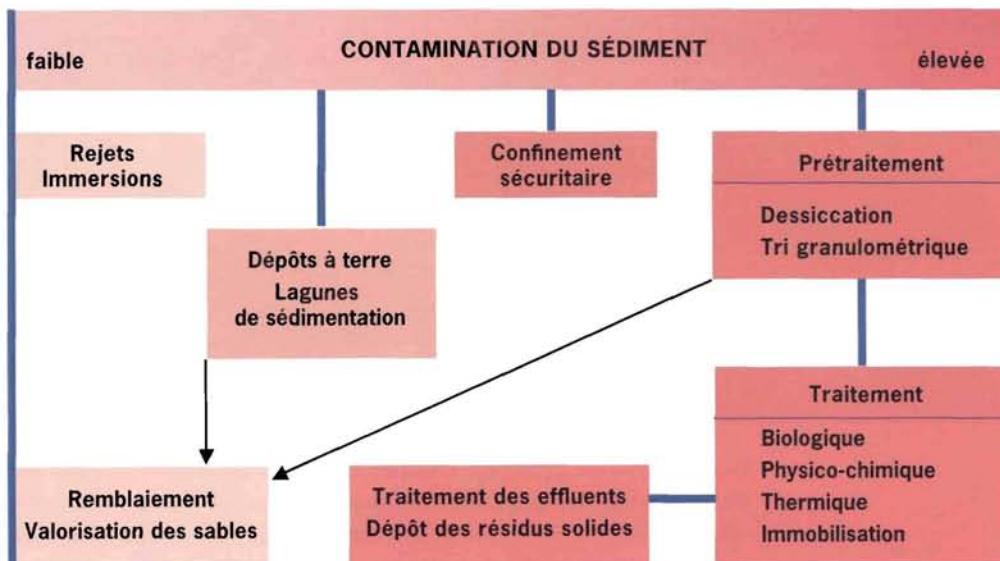


De manière générale et sur la base d'une comparaison limitée, il ressort une certaine homogénéité des valeurs guides européennes lorsqu'on compare les plus contraignantes d'entre elles avec les seuils toxiques en usage aux États-Unis. À l'exception du zinc, les valeurs guides Géode se situent dans une gamme de concentrations comparable.

Les destinations des matériaux de dragage

Bien que très largement pratiquée, l'immersion n'est pas obligatoirement la destination finale de tous les matériaux dragués. En effet, selon leurs caractéristiques physico-chimiques et leur niveau de contamination, les déblais peuvent être valorisés, déposés ou confinés à terre et en mer, ou être soumis à des traitements spécifiques de dépollution. La figure 29 montre les principales options d'élimination des matériaux en fonction de leur contamination. Il n'existe pas de technologie universelle applicable dans tous les cas : chaque site et chaque matériau constituent un cas spécifique qui doit être traité comme tel. Ceci est particulièrement vrai lorsque l'on a affaire à des sédiments contaminés, pour lesquels la nature même du contaminant détermine le type de traitement approprié. Ce sont souvent les études pilotes sur site qui permettent d'optimiser le choix des filières de traitement et de formuler des recommandations générales (Centre Saint-Laurent, 1994; AIPCN, 1997).

Figure 29
Devenir des matériaux dragués en fonction de leur contamination.



Les mises en dépôts

Les sédiments peuvent techniquement être mis en dépôt à terre, sous l'eau ou sur des îles. Toutefois, les dispositions liées à la protection de l'environnement marin contre les risques écologiques potentiels des immersions tendent à privilégier les dépôts terrestres.

- Les dépôts à terre

Les plus rudimentaires consistent à déverser les sédiments dans des bassins creusés à terre et pour lesquels on s'est au préalable assuré de leur étanchéité vis-à-vis des nappes phréatiques. Les déblais sont introduits dans les bassins généralement par pompage et, si nécessaire, après déstructuration et addition d'une faible quantité d'eau. De façon générale, cette pratique nécessite d'importantes surfaces disponibles à proximité des sites de dragage. Selon, AIPCN (1997), les avantages des dépôts à terre résident dans les conditions optimales de maîtrise de la contamination et de la valorisation ultérieure. Par contre, les inconvénients sont multiples : sites adéquats limités, possibilité de pénétration des contaminants dans les eaux souterraines et de surface, contamination potentielle des chaînes alimentaires terrestres, odeurs désagréables.

Mise en dépôt à terre
des sédiments du port
de Honfleur.



Une solution plus élaborée consiste à confiner les sédiments dans des enceintes étanches qui isolent les matériaux de l'environnement extérieur. Ces bassins jouent le rôle de cellules de décantation qui effectuent un tri granulométrique séparant les sables grossiers des fractions fines les plus chargées en contaminants. Cette technique est très largement utilisée en Amérique du Nord : la moitié des sédiments dragués dans les Grands Lacs est mise en dépôt (Centre Saint-Laurent, 1994). Les dépôts confinés rejettent des effluents liquides dont il convient de s'assurer de leur absence de contamination au moment de leur introduction dans le milieu récepteur. Toutefois, les résultats de suivis tendent

à montrer que, si les bassins sont correctement dimensionnés par rapport aux volumes déversés, ils représentent une barrière efficace pour limiter les apports de microorganismes et de contaminants métalliques et organiques vers le milieu récepteur. Divers guides pratiques ont été édités pour la conception, la construction et le contrôle du fonctionnement des dépôts confinés (*In: AIPCN, 1997*).

• Le lagunage

Il consiste à déposer les matériaux de manière temporaire sous une faible épaisseur de sédiment en vue de leur utilisation ultérieure. Différents processus décrits par De Haan *et al.* (1997) et Heynen *et al.* (1997) interviennent au cours de l'opération qui débute par une perte irréversible d'eau. Le tassement des matériaux et leur dessiccation (processus physique) conduisent à la formation de craquelures de surface qui permettent la pénétration de l'oxygène et le développement de réactions d'oxydation, lesquelles modifient la composition chimique du sédiment (processus chimique). L'instauration de conditions aérobies facilite le développement d'une microflore adaptée aux matières organiques du sédiment. Les processus physique et chimique contrôlent la cinétique d'évolution des matériaux qui, d'après (De Haan *et al.*, 1997), dépendent :

- des conditions de dessiccation des matériaux, telles que climats favorables à l'évapotranspiration et systèmes de drainage efficaces ;
- de l'épaisseur des sédiments déposés qui doit être plus faible en hiver qu'en été ;
- de la taille des particules, plus la fraction fine est importante, plus le temps de séjour doit être élevé.

Les études réalisées par les auteurs précités ont montré qu'un séjour de 35 jours était nécessaire pour traiter trois types de sédiments (argileux, tourbeux, sableux) sous une épaisseur n'excédant pas un mètre.

• Remblaiement et construction d'îles artificielles

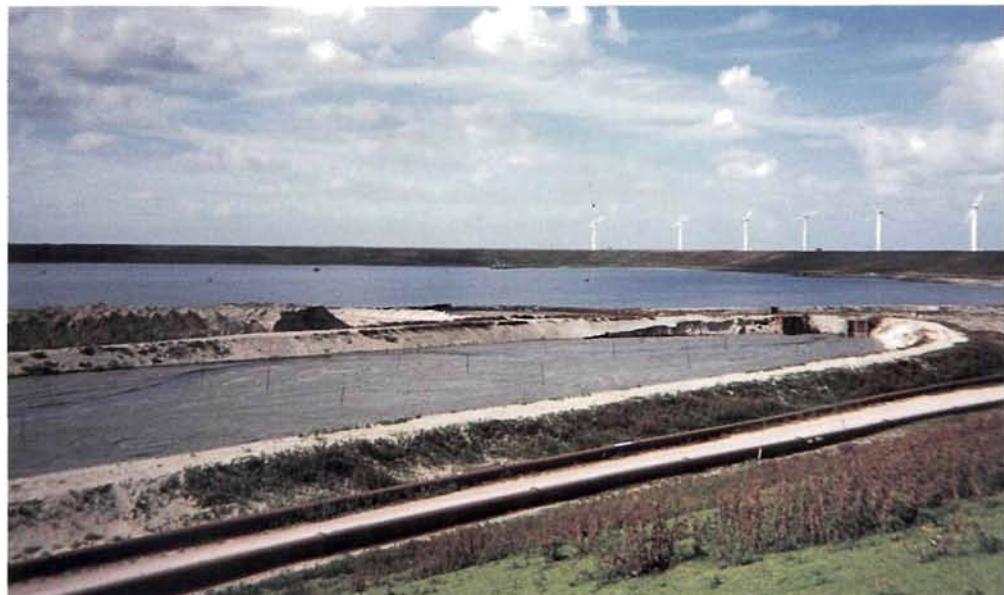
Lorsque les sites le permettent, d'importants dépôts à terre peuvent être construits par remblaiements côtiers ou création d'îles artificielles.

Dépôts de Papegaaiebek et Slufter (Pays-Bas)

Les Pays-Bas draguent annuellement environ 50 millions de mètres cubes dont 20 millions sont réputés contaminés. Deux dépôts ont été créés à l'embouchure du Rhin pour satisfaire des besoins importants de stockage du port de Rotterdam. Le site de Papegaaiebek, dont la capacité est de 0,9 million de mètres cubes sur une surface de 29 ha, a été aménagé pour recevoir après traitement les fractions les plus contaminées. Il est isolé par une feuille de polyéthylène haute densité de 2 mm d'épaisseur et les eaux surnageantes sont évacuées dans le milieu récepteur après une période minimale de décantation de trois jours. Son activité était prévue jusqu'en 1997 (Vellinga, 1989). Le dépôt du Slufter est une péninsule artificielle créée en 1986-1987 en creusant une souille de 29 m de profondeur : les 37 millions de mètres cubes de sable excavés

Dépôt à terre du Slufter (Pays-Bas) : au premier plan bassin de décantation et récupération des sables.

ont été utilisés pour construire les digues de clôture extérieure. C'est le plus important dépôt mondial connu et son volume de 90 millions de mètres cubes offre une capacité de stockage de 120 millions de mètres cubes, sur une surface de 260 ha. Il est destiné à recevoir des matériaux de dragage faiblement ou modérément contaminés ainsi que des boues de stations d'épuration urbaines, dans un rapport de 20 à 1, jusqu'en l'an 2010 (Vellinga, 1997). Une partie des sédiments (10 %) est constituée d'importantes fractions sableuses qui sont séparées et directement valorisées.



L'île de Bilho (estuaire de la Loire)

L'implantation d'un terminal méthanier en Basse-Loire, décidé en 1976, a nécessité le dragage de 53 millions de mètres cubes de sédiments pour approfondir le chenal nord et aménager une zone d'évitage. L'utilisation des déblais, pour la construction d'une île artificielle sur le banc émergeant de Bilho, fut considérée comme la solution permettant de stabiliser le chenal nord tout en maintenant une circulation d'eau suffisante dans le chenal sud pour alimenter les zones intertidales. Sept millions de mètres cubes de sédiments non contaminés furent déposés à l'intérieur d'une digue d'enclôture. Le suivi hydrosédimentaire et biologique de la zone après la réalisation de l'aménagement a, selon Galienne (1989), mis en évidence :

- l'entraînement d'une partie des vases dans le chenal et une augmentation de la sédimentation dans la zone ;
- la colonisation de l'île par des peuplements benthiques adaptés au nouveau faciès, disparition des micro-annelides, régression des mollusques filtreurs dépositaires et développement des populations de *Corophium* ;

- la conquête rapide des surfaces émergées par la végétation terrestre avec accroissement de la biodiversité, 330 espèces de plantes supérieures recensées en 1989 ;

- le rôle de reposoir de haute mer et de nourricerie pour l'avifaune.

Indépendamment des impacts des aménagements sur l'ensemble de l'estuaire, il semble donc, d'après plus de quinze années d'observation, que la création de l'île artificielle ait constitué une solution environnementale satisfaisante pour le stockage des matériaux dragués.

• Les dépôts sous-marins confinés

La technique la plus courante consiste à recouvrir les sédiments déposés au fond de la mer par une couche de sable importante (1 m) destinée à les isoler de la colonne d'eau sus-jacente. Connue sous le nom de « capping », cette pratique est peu courante en Europe mais a été utilisée au début des années quatre-vingt en Amérique du Nord pour l'élimination des sédiments contaminés du port de New York et étendue à divers sites contaminés par des HAP, PCB, dioxines, métaux ou des sels nutritifs (Palermo, 1997). À partir de l'expérience réalisée en baie de New York, on considère généralement que le « capping » est applicable en mer ouverte et que le sédiment de couverture (sable ou sédiment non contaminé) représente une barrière efficace pour empêcher la diffusion des contaminants. Une étude récente (Azcue *et al.*, 1997), réalisée sur un site pilote (100 m x 100 m) dans le port d'Hamilton (lac Ontario - Canada), a montré que :

- la remise en suspension de sédiments contaminés après l'opération de couverture est un facteur critique qui doit être maîtrisé ;
- les concentrations en métaux dans les eaux interstitielles sont considérablement plus élevées que dans la colonne d'eau ;
- le fer et le manganèse sont remobilisés à partir de la zone anoxique du sédiment et précipitent à l'interface oxique ;
- les flux verticaux des contaminants sont considérablement réduits après recouvrement.

Ces résultats tendent à montrer que la technique du « capping » peut réduire les apports diffusifs de contaminants, dans la mesure où la dispersion des sédiments contaminés peut être maîtrisée à court (pendant les opérations) et long termes. Dans certains cas, elle pourrait constituer une solution de traitement sur place dans la mesure où l'enlèvement des sédiments n'est pas l'objectif visé. C'est par exemple l'option qui a été retenue pour les sédiments du lac Turgen (Suède) contaminés par le mercure ; la couche de recouvrement étant obtenue par injection d'un flocculant qui coprécipite le phosphore dans l'hypolimnion (Bergman et Petsonk, 1997).

Une nouvelle technique a été mise au point par la société Géomer® qui propose le confinement des vases dans des conteneurs semi-étanches destinés à être immersés. Les enceintes sont constituées d'une enveloppe de 30 m de long et 6 m de diamètre réalisée à partir d'un géotextile

résistant aux contraintes mécaniques et dont la porosité permet l'évacuation de l'eau et la rétention des particules fines. Les enveloppes peuvent servir à des aménagements portuaires : remblais, digues, îles artificielles... (Géomer, 1995).

Le traitement des sédiments contaminés

Lorsque la contamination des sédiments et les conditions du site sont telles qu'ils ne peuvent être ni immergés ni déposés à terre, leur décontamination doit être envisagée. De nombreuses techniques faisant appel à des processus biologiques ou physico-chimiques ont été étudiées. Elles dérivent pour la plupart de procédés envisagés pour le traitement des sols et ont été mises en œuvre soit dans des installations pilotes, soit appliquées à des cas réels. En général, la contamination est concentrée dans la fraction fine des sédiments et la première opération du traitement consiste à l'isoler par des techniques appropriées.

- **Le prétraitement**

Les techniques de prétraitement ont pour objectif de conditionner le sédiment en vue de son traitement ultérieur.

La dessiccation permet d'abord de réduire de manière considérable les volumes à traiter par élimination de l'eau interstitielle : les sédiments en renferment de 50 à 90 % selon la technique de dragage utilisée. Le dépôt dans des bassins de drainage ou des moyens mécaniques, centrifugeuses, filtres à bandes, ou thermiques, évaporateurs, sont utilisés à cet effet. Ces techniques sont identiques à celles employées pour la déshydratation des boues des stations d'épuration des eaux usées urbaines et permettent d'éliminer environ 50 % d'eau.

Le tri granulométrique par hydrocyclonage permet de séparer les sables des fractions fines contaminées. Un hydrocyclone est constitué par un cône vertical pointe en bas dans lequel on introduit le sédiment liquide dans sa partie supérieure, tangentiellement et sous pression. Les particules lourdes migrent par gravité vers la pointe du cône et les particules en suspension sont récupérées par pompage dans la partie haute.

En combinant hydrocyclonage et déshydratation mécanique, il est possible de réduire de 70 % ou plus les volumes à traiter. Malgré les capacités relativement faibles du prétraitement mécanique (50 m³ par heure), ces procédés ont été mis en œuvre soit à partir d'unités mobiles, soit à partir d'installations à terre (Centre Saint-Laurent, 1994). C'est ainsi, par exemple, qu'une installation a été spécialement construite pour le prétraitement mécanique des déblais de dragage du port de Hambourg (Detzner *et al.*, 1997). Les sédiments provenant d'un bassin de stockage sont d'abord soumis à un hydrocyclonage qui sépare les sables, directement utilisés pour la construction, de la fraction silteuse de taille inférieure à 63 µm. Cette dernière est ensuite soumise à un second hydrocyclonage suivi d'un tamisage et d'une déshydratation sur filtre à bandes sous vide. Cette étape permet d'extraire les sables fins destinés à la construction et la fraction silteuse de granulométrie inférieure

à 20 µm dont, après déshydratation sur filtre presse, l'utilisation pour la fabrication de matériaux de construction (briques) est envisagée. La capacité de traitement en phase finale est de 50 tonnes de sédiment sec par heure.

- Les traitements biologiques

Les traitements biologiques consistent à utiliser la capacité de certains microorganismes à dégrader les substances organiques et les polluants : HAP, PCB, dérivés chlorés, hydrocarbures. L'efficacité des méthodes biologiques dépend des conditions de milieu (température, oxygène, teneurs en nutriments) et de l'adaptation des microorganismes à utiliser les polluants à éliminer comme substrat pour leur propre développement. Ces biotechnologies peuvent être mises en œuvre, soit *in situ*, soit par épandage sur des sols, soit dans des bioréacteurs.

Les traitements *in situ*, ou biodragages, consistent à disperser à la surface du sédiment des produits pulvérulents sur lesquels sont fixées des bactéries capables de dégrader les matières organiques. Les techniques se différencient par l'origine des bactéries, exogènes ou provenant de cultures de souches prélevées dans le sédiment à traiter et par l'addition ou non de nutriments et d'oxygène. L'avantage attendu est double, d'une part abaisser le niveau du sédiment afin de limiter la fréquence des dragages, d'autre part éliminer les contaminants organiques biodégradables (De Meyer *et al.*, 1997). D'après Ferdinand van Vlerken (1997), ce concept, qui propose des solutions économiques, donne des résultats médiocres et l'aération forcée du sédiment conduit à une dispersion des contaminants dans la colonne d'eau.

L'épandage sur sol consiste à faciliter la biodégradation en disposant les sédiments à terre sur une très faible épaisseur (10 cm). L'addition d'azote et de phosphore ainsi que l'aération mécanique accélèrent la dégradation des polluants.

Le traitement en bioréacteur accélère les processus de biodégradation en favorisant le contact entre les boues aérées et les microorganismes. Les boues admises dans le bioréacteur renferment en moyenne 50 % de matières solides. Le pH, la teneur en oxygène et la température (15 à 70 °C) doivent être stabilisés pour assurer le développement des bactéries (*In: Centre Saint-Laurent*, 1994). Le procédé Fortec® (Fast Organic Removal Technology) décrit par Brummeler *et al.* (1997) a été développé, depuis le stade laboratoire jusqu'à son utilisation industrielle, pour le traitement des sédiments du port d'Amsterdam contaminés par des HAP et hydrocarbures. Il est constitué par une série de quatre bioréacteurs, d'un volume total de 468 m³, alimentés par les boues résiduelles de l'hydrocyclonage et les eaux de traitement des sables, renfermant au total 88 % des HAP et 79 % des hydrocarbures contenus dans le sédiment brut. L'installation a été conçue pour traiter en 100 jours 3 000 t (poids sec) de sédiment, correspondant à 100 t de fines. Sous des conditions de pH voisines de la neutralité, une teneur minimale en oxygène de 2 mg.l⁻¹ et une température constante de 35 °C,

le taux de dégradation maximal des HAP (85 %), correspondant à une teneur dans les boues résiduelles de 150 mg. kg⁻¹ de poids sec, a été atteint au bout de 8 jours. Pour les hydrocarbures, le rendement moyen est de 78 % (5 g.kg⁻¹ dans le résidu sec) et varie de 99 % pour la fraction en C10-C12 à 68 % pour celle en C30-C40. La biodégradation anaérobiose en bioréacteur est également applicable pour l'élimination de certains sédiments. Kishi et Yamamoto (1997) ont traité des sédiments riches en matières organiques à partir d'une succession de phases aérobies et anaérobies alimentées par des bactéries adaptées.

Les biotechnologies sont largement développées pour le traitement des sols et sédiments contaminés par des substances organiques. Elles se révèlent efficaces pour éliminer les HAP, les substances volatiles halogénées ou non, et d'un rendement moyen à faible pour les PCB et les pesticides halogénés. Les procédés biologiques sont peu usités pour les sédiments fortement contaminés par les métaux, ces derniers étant généralement toxiques pour les bactéries non adaptées. Toutefois, Seidel *et al.* (1997) ont montré que le lessivage des sédiments par des suspensions de bactéries sulfo-oxydantes (*Thiobacilli*) permettrait de faciliter l'extraction du zinc, du cadmium, du nickel, du cobalt et du manganèse. Par ailleurs, l'utilisation de bactéries immobilisées sur des matrices solides pour fixer les métaux, puis les extraire, a fait l'objet d'études de faisabilité.

- Les extractions physico-chimiques

L'extraction physico-chimique consiste à retirer du sédiment les contaminants adsorbés sur les particules argileuses, à l'aide d'un fluide dans lequel ils se retrouvent concentrés. Les agents d'extraction sont multiples et adaptés à la nature de la contamination à traiter : eau, additionnée ou non d'acides, de bases, de produits complexants ou chélatants, solvants organiques divers (hydrocarbures, alcools...), gaz (fréon, CO₂, propane). Les techniques peuvent être simples et économiques lorsqu'elles font appel à des procédés de lessivage ou de flottation très développés dans l'industrie minière pour l'extraction des métaux. Toutefois, des solutions plus élaborées ont été étudiées ou envisagées telles que l'extraction sous vide, l'extraction solide-liquide par solvant, la séparation électroacoustique. Dans une installation pilote, Wietstock *et al.* (1997) ont obtenu, par extraction sous vide (0,1 bar) et à la température de 300 °C, la décontamination à plus de 99 % de substances volatiles telles que les HAP et le mercure. Les auteurs estiment économiquement envisageable la construction d'unités semi-mobiles capables de traiter de 100 à 12 000 kg.h⁻¹ de sédiment. Rulkens *et al.* (1997) ont étudié en laboratoire l'extraction des HAP des sédiments du port d'Amsterdam par de l'acétone dans un système comprenant une extraction à contre-courant, un post-traitement des résidus d'acétone dans le sédiment et la récupération de l'acétone par distillation pour son réemploi. Après huit extractions successives d'une durée totale de 115 minutes, 99,54 % des HAP étaient extraits et les concentrations résiduelles de 2,7 mg.kg⁻¹ de

poids sec légèrement supérieures aux normes en vigueur aux Pays-Bas (1 mg.kg^{-1}). Les auteurs considèrent que l'application industrielle du procédé est envisageable pour un coût de 52,3 euros la tonne de sédiment sec à traiter.

- Les traitements thermiques

En soumettant les sédiments à des températures de l'ordre de 450 à 650 °C pendant quelques dizaines de minutes, les métaux volatils (As, Cd, Hg) et les substances organiques peuvent être éliminés par volatilisation, combustion ou pyrolyse. Appliquées aux traitements des sols, certaines de ces techniques ont été mises en œuvre à l'échelle industrielle pour la dépollution de sédiments (tab. 14). Les incinérateurs rotatifs, à infrarouge ou à lit mobile, sont les équipements les plus employés alors que la désorption thermique en est au stade du banc d'essai. Ainsi, 700 000 tonnes de sédiments et de sols contaminés par des métaux (Zn, Pb, Cu, Al) et des HAP ont été traitées en Nouvelle-Écosse (Canada) par deux incinérateurs à lit mobile (Centre Saint-Laurent, 1994). L'oxydation en phase humide sous température et pression élevées permet d'éliminer les HAP et PCB, les métaux restant adsorbés sur la fraction solide. Le système Ver Tech, constitué d'un réacteur à double tube opérant entre 200 et 300 °C sous 10 MPa dans un pilote industriel, a permis d'éliminer 98 % des HAP contenus dans la fraction fine de sédiments (Rienks, 1996). Les avantages de cette technique résident dans son rendement élevé, sa faible consommation d'énergie, l'utilisation de sédiments humides qui peuvent être éventuellement mélangés à des boues de station d'épuration et les bonnes qualités des résidus solides. Le traitement thermique à des températures très élevées, de l'ordre de 1 100 à 1 200 °C, transforme le sédiment en granulés de céramique qui piègent les métaux ; les substances volatiles et les résidus gazeux sont brûlés séparément. Les granulés peuvent être ensuite utilisés comme matériau de construction : procédés Lurgi, Ecogrind®...

Tableau 14 - Technologies de traitement thermique applicables aux sédiments contaminés (adapté de Centre Saint-Laurent, 1994).

| Technologie | Stade de développement | Contaminants traités |
|-----------------------------|-------------------------|---|
| Destruction thermique | | |
| - Four rotatif | commercial (USA, NL, D) | substances organiques |
| - Infrarouge | commercial (USA) | métaux, PCB, HAP, substances organiques |
| - Incinération à lit mobile | industriel (Canada) | HAP |
| Oxydation humide | pilote (USA, NL) | PCB, HAP |
| Désorption thermique | banc d'essai/pilote | métaux, PCB, HAP, |
| Haute température | industriel (NL, D) | métaux organiques |

Les techniques de traitement thermique des sédiments s'avèrent efficaces pour l'élimination des substances organiques mais elles sont généralement coûteuses et d'un faible rendement, en raison de la teneur

en eau des sédiments. La vitrification à haute température permet d'immobiliser les métaux et d'envisager la valorisation des produits de traitement.

- L'immobilisation des contaminants

L'immobilisation consiste à piéger les contaminants dans des matrices solides qui empêchent leur libération dans l'environnement extérieur par lessivage ou érosion. Elle peut être réalisée par solidification/stabilisation à froid ou vitrification à très haute température.

La solidification/stabilisation s'effectue par l'addition d'un liant minéral ou organique qui joue le rôle de durcisseur. Le ciment, les pouzzolanes additionnées de chaux, les argiles rendues organophiles par traitement de surface, les polymères thermoplastiques sont susceptibles de constituer des liants appropriés. Ces techniques, essentiellement appliquées aux sols ou aux boues de station d'épuration, se sont révélées peu coûteuses et efficaces pour immobiliser les métaux. Elles ont l'inconvénient majeur d'accroître de manière conséquente le volume du matériau traité, de l'ordre de 50 % pour le ciment (Centre Saint-Laurent, 1994), de ne pas fixer les contaminants organiques et de donner des résidus difficilement valorisables. De plus, l'efficacité à long terme de l'immobilisation ainsi que la tenue mécanique des matériaux traités sont encore insuffisamment documentées.

La vitrification consiste à fondre les fractions argileuses contaminées à température supérieure à 1 250 °C et à les refroidir rapidement : le refroidissement lent donne un solide cristallin non lessivable. Contrairement à l'immobilisation à froid, la vitrification/cristallisation détruit les substances organiques par combustion, fixe les métaux non volatils ; le verre résultant du traitement occupe un volume restreint par rapport à celui du sédiment de départ (< 1 %) et peut être facilement valorisé. Le coût élevé de l'énergie nécessaire à la fusion et l'émission de gaz renfermant des substances toxiques en constituent les principaux inconvénients. Ce procédé a été testé à l'échelle industrielle pour immobiliser les sédiments de la rivière Nieuwe Merwede aux Pays-Bas (Bolk *et al.* 1997). Après dessablage et séchage thermique, la fraction fine mélangée à différents déchets (amiante) est fondue en milieu réducteur à une température comprise entre 1 400 et 1 500 °C. À l'exception d'une faible quantité de mercure récupérée dans des absorbants, aucun déchet n'a résulté du traitement de sédiments fortement contaminés. Le basalte artificiel ainsi produit (300 t), transformé sous forme de granulés et de blocs, satisfait aux critères de qualité pour les matériaux de construction.

La vitrification peut également être obtenue directement sur un dépôt : la chaleur nécessaire à la fusion est alors fournie par quatre électrodes de molybdène alimentées par un courant triphasé à haute tension. Les émissions gazeuses produites lors de la vitrification doivent être captées et traitées avant rejet dans l'atmosphère (Centre Saint-Laurent, 1994).

- Coûts relatifs des techniques de traitement des sédiments contaminés
- Les techniques de traitement des sédiments contaminés sont multiples : certaines ont fait la preuve de leur validité opérationnelle à l'échelle industrielle, d'autres en sont au stade conceptuel ou du perfectionnement dans des pilotes. Bien que la faisabilité économique détermine la faisabilité opérationnelle, il est très difficile de connaître les coûts induits par les traitements et *a fortiori* de les généraliser à un grand nombre de situations. En effet, chaque site est spécifique par la nature physique des sédiments, les contaminants associés et leurs niveaux de présence, l'importance des volumes à traiter ainsi que les valorisations possibles en fonction des règlements locaux. Le tableau 15 donne un ordre de grandeur du coût de différentes techniques décrites, à partir de résultats observés en Amérique du Nord et rapportés dans le guide édité par le centre du Saint-Laurent en 1994 (Centre Saint-Laurent, 1994) ainsi que de données tirées de diverses publications.

Tableau 15 - Coûts indicatifs de différentes techniques de traitement exprimés en euros (cours du 31 décembre 1998; 1 € = 1,17 \$ US) par tonne de sédiment sec (ts) ou m³.

| Techniques | Coûts | Références |
|---------------------------------|------------------------------|------------------------------|
| Dragage conventionnel | 11,1 à 22,2/m ³ | CSL, 1994 |
| Dragage environnemental | 11,1 à 96,6/m ³ | CSL, 1994 |
| Mise en dépôt | | |
| - épandage agricole | 10,4 à 28,2/tonne | Ferdinand van Vlerken, 1997 |
| - géocontainers® | 18,3 à 29,3/m ³ | Géomer, 1995 |
| - lagune de sédimentation | 12,3 à 26,7/m ³ | Cuperus <i>et al.</i> , 1997 |
| - lagunage + « Daramend » | 48,2 à 66,3/tonne | Bucens et Seech, 1997 |
| Traitement biologique | | |
| - bioréacteur | 27,3 à 34,5/tonne | Ferdinand van Vlerken, 1997 |
| Extraction par solvant | | |
| - acides | 4,3 à 170,9/tonne | CSL, 1994 |
| - EDTA | 8,5 à 76,9/tonne | CSL, 1994 |
| - acétone | 51,4/tonne | Rienks, 1997 |
| | 52,3/tonne | Rulkens <i>et al.</i> , 1997 |
| Traitement thermique | | |
| - oxydation en phase humide | 79,5 à 106,4/tonne | Rienks, 1996, 1997 |
| - désorption (560-600 °C) | 48,6/tonne | |
| - four rotatif (600 °C; 38,5 h) | 36,4/tonne | |
| Immobilisation | | |
| - polymères | 13,7 à 22,9/m ³ | Géomer, 1995 |
| - vitrification | 66,7/m ³ | CSL, 1994 |
| - vitrification basaltique | 43,2 à 90,9/tonne | Bolk <i>et al.</i> , 1997 |
| - vitrification <i>in situ</i> | 222,2 à 1 111/m ³ | CSL, 1994 |

Afin de fournir des termes de comparaison, tous les coûts ont été convertis en euros et rapportés, selon le cas, au volume (m³) ou à la tonne de sédiment sec traité (ts). Ces données acquises dans des contextes différents, expérimentations pilotes ou cas réel, ne sont pas applicables à l'évaluation directe de coûts opérationnels. En effet, ces derniers doivent, entre autres, tenir compte des conditions locales et, dans certains cas, des coûts induits par les phases de prétraitement des sédiments bruts et d'élimination des résidus du traitement lui-même.

Ces ordres de grandeur mettent toutefois en évidence le coût très élevé de la dépollution des sédiments contaminés, en raison des volumes importants à traiter. Ils confirment la nécessité de limiter les apports de contaminants en milieu portuaire par des traitements appropriés au niveau des rejets.

La valorisation des déblais de dragage

La valorisation des déblais est souvent recherchée pour réduire les coûts de dragage et répondre à un besoin en matériaux. Trois types d'utilisation sont envisageables : amendements pour les sols agricoles (épandage), emploi comme matériaux de construction primaires (sables) ou élaborés (briques), remblaiement pour la réalisation d'infrastructures. La réglementation et les contextes locaux conditionnent l'importance des offres d'emploi des déblais. La récupération des fractions sableuses, utilisées soit pour la construction soit pour l'engrassement de plages pendant la période estivale, constitue la plus fréquente des valorisations. Les travaux de génie écologique entrepris pour restaurer des zones humides peuvent constituer à l'avenir un débouché important pour des sédiments non contaminés. C'est ainsi qu'en dix ans 3,31 km² de marais ont été recréés dans la lagune de Venise, en utilisant 5 millions de mètres cubes de déblais de dragage (Cecconi, 1997).

Références bibliographiques

- AIPCN, 1997. Manutention et traitement des matériaux de dragage contaminés provenant des ports et des voies navigables intérieures « MDC ». Rapport du groupe de travail 17, 60 p.
- Azcue J.M., Zeman A.J., Mudroch A., Rosa F., Patterson T., 1997. Assessment of sediment and pore water after one year of subaqueous capping of contaminated sediments in Hamilton harbour, Canada. International Conference on Contaminated Sediments, Rotterdam, September 7-11, 1997, vol. 1, 33-39.
- Bergman R., Petsonk A., 1997. Lake Turingen remedial project: isolation of mercury contaminated sediments. International Conference on Contaminated Sediments, Rotterdam, September 7-11, 1997, vol. 1, 25-32.
- Bolk H.J.N.A., Lotens J.P., Simons M., Schotel F.M., 1997. The processing of contaminated sediments into high-quality artificial basalt-building material. International Conference on Contaminated Sediments, Rotterdam, September 7-11, 1997, vol. 1, 317-323.

- Brummeler E.T., Oostra R.P., Pruijn M.F., Weller B.A.J., 1997. Bio-remediation with the Fortec ®-process : a save harbour for sediment. International Conference on Contaminated Sediments, Rotterdam, September 7-11, 1997, vol. 1, 405-411.
- Bucens P., Seech A., 1997: Remediation of polynuclear aromatic hydrocarbon contaminated sediments using grace bioremediation technologies Daramend bioremediation biotechnology. International Conference on Contaminated Sediments, Rotterdam, September 7-11, 1997, vol. 1, 292-299.
- Cecconi G., 1997. Beneficial use of dredged material for re-creating marshes in the Venice lagoon. International Conference on Contaminated Sediments, Rotterdam, September 7-11, 1997, vol. 1, 150-153.
- Centre Saint-Laurent, 1994. Guide pour l'évaluation et le choix des technologies de traitement des sédiments contaminés. Document rédigé par Jean-René Michaud, Direction du développement technologique. N° de catalogue : En40-450/1993F.
- Cuperus J.G., Van Veen W.W., Polderman W., Elsman M.A., Limbeek J.H.A., 1997. Separation of dredge spoil in sedimentation lagoons-an attractive alternative. International Conference on Contaminated Sediments, Rotterdam, September 7-11, 1997, vol. 1, 338-341.
- De Haan W., Otten K.J., Heynen J.J.M., Folkerts H., Elsman M., 1997. Pysical characteristics and biodegradation during ripening of dredged material: a natural production process of applicable soil. International Conference on Contaminated Sediments, Rotterdam, September 7-11, 1997, vol. 1, 356-365.
- De Meyer C.P., Charlier R.H., De Vos K., Malherbe B., 1997. *In situ* bio-remediation of contaminated sediments. Sea Technology, 57-59.
- Detzner H.D., Schramm W., Doring U., Bode W., 1997. New technology of mechanical treatment of dredged material from Ham-bourg harbour. International Conference on Contaminated Sediments, Rotterdam, September 7-11, 1997, vol. 1, 267-274.
- Ferdinand van Vlerken M.M.A., 1997. Chances for biological techniques in sediment bioremediation. International Conference on Contaminated Sediments, Rotterdam, September 7-11, 1997, vol. 1, 275- 283.
- Gallenne B., 1989. Études de cas de mise en dépôt dans les zones estuariennes : estuaire de la Loire. Actes du séminaire international sur les aspects environnementaux liés aux activités de dragages. Nantes 27 novembre-1^{er} décembre 1989, 263-281.
- Géomer, 1995. Procédés de stabilisation des polluants dans les résidus de dragage. 16 p.
- Heynen J.J.M., Orbons A.J., De Haan W., Polderman P.O., Folkerts H., 1997. Chemical aspects and acceptance criteria regarding the ripening of dredged material: a production process for construction materials. International Conference on Contaminated Sediments, Rotterdam, September 7-11, 1997, vol. 1, 366-373.

- Kishi H., Yamamoto K., 1997. New process for improvement of contaminated sediments by succession of micro-biota. International Conference on Contaminated Sediments, Rotterdam, September 7-11, 1997, vol. 1, 284-291.
- Palermo M.R., 1997. Design considerations for *in situ* capping of contaminated sediments. Canada. International Conference on Contaminated Sediments, Rotterdam, September 7-11, 1997, vol. 1, 47-53.
- Rienks J., 1996. Wet oxidation of contaminated fines : from laboratory scale to operational scale. CATS III Congress, Oostende, March 18-20, 1996, 149-158.
- Rienks J., 1997. Comparison of results for chemical and thermal treatment of contaminated dredged sediments. International Conference on Contaminated Sediments, Rotterdam, September 7-11, 1997, vol. 1, 308-315.
- Robbe D., 1989. Stratégie d'évaluation - échelle spatio-temporelle, relation entre les sites d'immersion et les zones de sédimentation. Actes du séminaire international sur les aspects environnementaux liés aux activités de dragages. Nantes, 27 novembre-1^{er} décembre 1989, 335-346.
- Rulkens W.H., Bruning H., Van Hasselt H.J., Rienks J., Van Veen H.J., Terlingen J.P. M., 1997. Clean-up of PAH polluted clayey sediments: the WAU-acetone process. International Conference on Contaminated Sediments, Rotterdam, September 7-11, 1997, vol. 1, 412-419.
- Seidel H., Ondruschka J., Morgenstern P., Stottmeister U., 1997. Bio-leaching of heavy metals from contaminated aquatic sediments using indigenous-oxydising bacteria: a feasibility study. International Conference on Contaminated Sediments, Rotterdam, September 7-11, 1997, vol. 1, 420-427.
- Vellinga T., 1989. Land based disposal in the Netherlands: case study. Actes du séminaire international sur les aspects environnementaux liés aux activités de dragages. Nantes 27 novembre-1^{er} décembre 1989, 303-316.
- Vellinga T., 1997. Dredged material management in the port of Rotterdam. International Conference on Contaminated Sediments, Rotterdam, September 7-11, 1997, vol. 1, 19-22.
- Wierstock P., Wrage B., Luther G., Niemeyer B., Gronholz C., 1997. Process for separation of volatile pollutants from contaminated materials, soil, wood, sludge and sediments. International Conference on Contaminated Sediments, Rotterdam, September 7-11, 1997, vol. 1, 444-451.

Chapitre X

Réglementation

Jean-Marie Massin

Réglementation

Les opérations relatives au dragage des sédiments et à leur immersion ou dépôt à terre sont soumises à des autorisations délivrées par les préfets. Elles sont basées sur des dispositions réglementaires adoptées au niveau international dans le cadre de conventions internationales et sur la loi française. Le lecteur trouvera de manière détaillée l'ensemble de la réglementation en cours dans le Lamy « Environnement : Eau » (1996).

Dispositions internationales

Les dispositions qui régissent les immersions de matériaux de dragage résultent, dans une très large mesure, des résultats des travaux menés :

- au plan mondial, par la convention de Londres du 29 décembre 1972 sur la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion des déchets ;
- au plan régional, dans le cadre de la convention d'Oslo du 15 février 1972 pour la prévention de la pollution des mers par les opérations d'immersion, à laquelle s'est substituée, depuis le 25 mars 1998, la convention de Paris du 22 septembre 1992 pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est (annexe II).

Définition de l'immersion

Bien que chaque convention traitant des « immersions » présente une définition différente de ce terme, on entend généralement par « immersion » le déversement délibéré dans la mer de substances ou de matériaux à partir (ou au moyen) de navires, aéronefs, engins flottants, plates-formes fixes ou flottantes ou autres ouvrages placés en mer.

Ne sont donc pas considérés comme des immersions les rejets de matériaux effectués directement par conduite sur le littoral. De même, sont *a priori* exclues du champ des conventions les opérations de dragages par surverse ou par agitation. Cette question demeure cependant encore pendante et a été inscrite au programme de travail de la convention de Paris pour l'exercice 1998-2000. Il y a tout lieu de penser que ces techniques seront considérées comme une immersion.

Champ géographique d'application des conventions

À l'exception de la convention de Paris du 22 septembre 1992 pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est dont le champ couvre la totalité des eaux marines, y compris les eaux intérieures jusqu'à la limite de salure des eaux, les autres conventions actuellement en vigueur et traitant spécifiquement des immersions (convention de Londres 1972, convention de Barcelone 1976, protocole « Immersion ») ne couvrent que les eaux situées au-delà des lignes de base servant à mesurer la mer territoriale.

Le protocole de 1996 à la convention de Londres de 1972 (non encore entré en vigueur), tout en réaffirmant le principe selon lequel le champ de la convention ne couvre pas les eaux intérieures (art. 1^{er}, § 7), laisse cependant aux États la possibilité soit d'appliquer les dispositions dudit protocole, soit d'adopter d'autres mesures efficaces de réglementation « afin de contrôler l'élimination délibérée de déchets ou autres matières dans les eaux marines intérieures, lorsque cette élimination constitue-rait une immersion, [...] si elle était effectuée en mer ».

Dispositions générales régissant les immersions

- Spécificité de l'immersion des déblais de dragage

De manière explicite, la convention de Londres de 1972, telle qu'amendée par la résolution LC.49 (16) du 12 novembre 1993 concernant l'abandon progressif de l'évacuation en mer de déchets industriels, stipule que les déblais de dragage ne sont pas visés par l'interdiction d'immersion formulée à l'encontre de ces déchets (annexe I - 11, a). Il en est de même de la convention de Paris de 1992 : l'immersion des déblais de dragage déroge au principe d'interdiction qui frappe tous les déchets et autres matières (annexe II, art. 3-2 a). Ce principe d'exception ressort également du protocole « Immersion » de la convention de Barcelone de 1976 (annexe I - B).

- Substances autorisées à l'immersion

Conventions de Londres et de Barcelone

Peuvent être immersés les déblais de dragages qui contiennent les différentes substances inscrites à l'annexe I à la convention de Londres de 1972 et à l'annexe I du protocole « Immersion » annexé à la convention de Barcelone de 1976, pour autant que lesdites substances présentent les caractéristiques leur permettant de déroger au principe d'interdiction. Peuvent être également immersés, « moyennant des précautions spéciales », les déblais de dragage contenant en « quantités notables » les substances inscrites à l'annexe II des conventions précitées.

La convention d'Oslo de 1972, à laquelle s'est substituée la convention de Paris de 1992, avait, à cet égard, considéré comme « significatives » ou « importantes », notions que l'on peut assimiler à celle de « notables » les concentrations suivantes :

- 0,05 % ou plus (en poids) pour les pesticides et leurs produits dérivés non couverts par l'annexe I, ainsi que le plomb et les sous-produits du plomb ;

- 0,1 % ou plus (en poids) pour toutes les autres substances.

Peuvent enfin être immersées sans précaution particulière toutes les substances ne répondant pas aux caractéristiques motivant leur inscription dans les annexes I et II des conventions précitées.

Convention de Paris de 1992

Dans une approche plus globale, l'annexe II (art. 3-2-4a) de la convention de Paris de 1992 stipule que peuvent être immersés les matériaux de dragage, pour autant que ceux-ci répondent aux critères, lignes

directrices et procédures adoptés par les parties contractantes et figurant à l'annexe II (art. 6).

• **Permis d'immersion**

Toute substance dont l'immersion est envisagée doit faire l'objet de la part des autorités nationales compétentes soit d'un permis au titre de la convention de Londres 1972 (art. IV) et du protocole « Immersion » de la convention de Barcelone (art. 5), soit d'une autorisation au titre de la convention de Paris de 1992 ou d'une réglementation conforme aux critères, lignes directrices et procédures adoptés par les parties à la dite convention (annexe II, art. 4).

Toute délivrance de permis d'immersion doit faire l'objet d'une notification aux instances compétentes des conventions internationales. Cette notification obéit à une procédure commune à l'ensemble des parties contractantes.

Types de permis

Quatre types de permis peuvent être attribués.

Permis spécifique

Au titre de l'article IV-1-b de la convention de Londres de 1972 et de l'article 5 du protocole « Immersion » de la convention de Barcelone de 1976, est subordonnée à l'octroi d'un « permis spécifique » l'immersion de matériaux de dragage qui contiennent en quantités dites « significatives » les substances répertoriées à l'annexe II des dites conventions. Il convient cependant que toutes dispositions aient été prises pour réduire au minimum l'impact possible de ces immersions sur les milieux naturels.

Font également l'objet d'un permis spécifique les substances qui, bien que non toxiques par nature, pourraient devenir nocives en raison des quantités immérées ou diminuer sensiblement les agréments.

Permis spécifique dérogatoire au principe d'interdiction

Fait de même l'objet d'un permis spécifique l'immersion de déblais de dragage contenant les substances relevant de l'annexe I de la convention de Londres de 1972 et de l'annexe I du protocole « Immersion » de la convention de Barcelone de 1976, pour autant que leurs teneurs et leur comportement dans le milieu marin permettent de déroger au principe d'interdiction.

Dans un tel cas, toutes mesures pratiques, méthodes de confinement ou de traitement par exemple, doivent être prises afin de réduire l'impact de l'opération d'immersion sur le milieu marin.

Permis spécifique en cas d'urgence

L'article V-2 de la convention de Londres de 1972 stipule que, en dérogation au principe d'interdiction énoncé à l'article IV-1-a de la dite convention, un permis spécifique d'immersion de matières ou de déchets énumérés à l'annexe I de la convention précitée peut être délivré dans des cas d'urgence, cette expression visant les situations à caractère exceptionnel nées de l'impossibilité d'éliminer à terre et dans des conditions jugées acceptables pour la santé de l'homme des déchets fortement pollués et pour lesquels l'immersion est la seule solution envisageable.

Les « procédures et critères provisoires permettant de définir les cas d'urgence » arrêtés notamment par la convention de Londres de 1972 décrivent de manière détaillée les différentes mesures que doivent prendre une partie contractante concernée et le secrétariat de la dite convention. Avant de délivrer un permis en cas d'urgence, la partie concernée se doit notamment, selon l'article V-2, de consulter tout autre pays, partie ou non à la convention précitée, qui pourrait être affecté par l'opération envisagée.

Permis général

L'immersion de toute autre substance est subordonnée à la délivrance préalable à l'immersion d'un « permis général » (convention de Londres, 1972, art. VI-1-b, convention de Barcelone, 1976, art. 6, protocole « Immersion »). Cette obligation va de pair avec l'engagement pris de respecter un certain nombre de dispositions ayant trait notamment aux caractéristiques physico-chimiques des déblais, aux caractéristiques du site d'immersion et de la méthode d'immersion, figurant en annexe II des conventions précitées.

Dispositions régissant la délivrance des permis

Aux termes de l'article IV-2 de la convention de Londres de 1972, permis généraux et permis spéciaux ne peuvent être délivrés qu'au regard de critères prenant en compte notamment les caractéristiques et la composition de la matière : quantités devant être immergées, propriétés physiques, persistance, toxicité, etc.

Doivent être également pris en compte les caractéristiques du lieu d'immersion, la méthode de dépôt, les effets éventuels sur la faune et la flore marines, les zones d'agrément (turbidité, odeur désagréable, décoloration, écume) et l'impact sur les autres utilisations de la mer (convention de Londres, 1972, art. IV-2).

Lignes directrices des conventions de Paris et de Londres

• Convention de Paris

Conçues pour que la gestion des activités de dragage s'effectue dans des conditions telles que la pollution de la zone maritime soit empêchée, les « lignes directrices OsPar sur la gestion des matériaux de dragage », adoptées le 24 juillet 1998 par les ministres chargés de l'Environnement des États signataires de la convention de Paris du 22 septembre 1992 pour la protection des eaux de l'Atlantique du Nord-Est, se substituent aux « lignes directrices de la commission d'Oslo sur la gestion des activités de dragages en milieux marins ou estuariens » de 1993.

Les lignes directrices OsPar sur la gestion des matériaux de dragage définissent notamment les conditions dans lesquelles doivent s'effectuer, sur les sites de dragages, les prélèvements d'échantillons et les analyses de sédiments.

Elles sont exemptes de toute obligation d'analyse et, partant, de tout contrôle, moyennant cependant le respect des dispositions prévues concernant la protection du milieu, pour :

- les matériaux de dragage dits « naturels » composés essentiellement de sable, de gravier ou de roche ;

- les matériaux de dragage composés de matériaux géologiques jusqu'alors intacts ;

- en l'absence de sources appréciables de pollution (point qui doit être étayé par des informations disponibles prouvant, dans la mesure du possible, que les matériaux de dragage n'ont pas été contaminés), les matériaux de dragage qui, en quantités, ne dépassent pas 10 000 t par an et proviennent de petites opérations de dragages isolées (dragage de petits ports de plaisance ou de pêche).

Peuvent être également exemptées des quantités plus importantes de déblais dans la mesure où le matériau dont on envisage le dragage et l'élimination en mer est éloigné de toute source connue, existante et historique de pollution.

• Convention de Londres

D'une approche comparable, le « cadre pour l'évaluation des déblais de dragage », adopté le 8 décembre 1995 par les parties contractantes à la convention de Londres [résolution LC.52 (18)], se substitue aux « directives relatives à l'application des annexes au rejet des déblais de dragage » adoptées par la résolution LDC.3 (10) de 1986.

Le cadre pour l'évaluation des déblais de dragage de la convention de Londres définit, mais non nécessairement de manière détaillée, les éléments pratiques de base devant être pris en compte pour déterminer les conditions dans lesquelles des déblais de dragage pourraient (ou non) être déposés en mer. Sont ainsi notamment considérés les caractéristiques physiques, chimiques, biologiques des déblais de dragage, les modes de valorisation éventuellement existants, les critères d'ordre écologique, économique ou pratique liés au choix du site d'immersion ainsi que les conséquences probables de l'option d'élimination retenue (l'hypothèse d'impact).

Il arrive en outre, en fonction de teneurs limites, de réactions biologiques, de normes de qualité de l'environnement, de critères de flux ou d'autres valeurs de référence, un mécanisme de déclenchement de décisions, applicable à l'échelon national ou régional, qui repose sur l'existence de trois niveaux :

- un niveau inférieur correspondant à des déblais généralement considérés comme présentant peu de danger pour l'environnement ;
- un niveau supérieur correspondant à des déblais qui devraient généralement être considérés comme ne se prêtant pas à une évacuation en mer ;
- entre ces deux niveaux, un niveau correspondant à des déblais qui devraient faire l'objet d'une évaluation plus approfondie avant que l'on puisse déterminer s'ils se prêtent ou non à une évacuation en mer.

Sont considérés comme susceptibles d'être exemptés du processus de caractérisation physique/chimique/biologique, mais non des autres procédures décisionnelles, les déblais de dragage extraits d'un lieu situé à l'écart des sources existantes et historiques de toute pollution appréciable, ou essentiellement composés de sable, gravier ou roche, ou composés de matériaux géologiques jusqu'alors intacts.

Surveillance des sites d'immersion

La surveillance des sites d'immersion - essentiellement des fonds marins - constitue le dernier volet des mesures préconisées tant par les lignes directrices OsPar sur la gestion des matériaux de dragage de la convention de Paris de 1992 que par le cadre pour l'évaluation des déblais de dragages de la convention de Londres de 1972. Elle a notamment pour objet de vérifier que les prescriptions dont sont assortis les permis d'immersion sont respectées, de déterminer l'état initial de la zone réceptrice et les modifications subies du fait de l'immersion.

Afin d'aider à la conception d'un programme de surveillance, les lignes directrices OsPar sur la gestion des matériaux de dragage de la convention de Paris de 1992, ainsi que le cadre d'évaluation des déblais de dragages adopté par la convention de Londres du 13 novembre 1972, ont prévu que les parties contractantes développent des « hypothèses d'impact ». Ces dernières décrivent les effets potentiels sur la santé de l'homme, sur la vie marine, sur les aggrégats et autres utilisations légitimes de la mer. Les impacts peuvent être décrits en termes d'habitats, de processus, d'espèces, de communautés et d'utilisations affectés par l'élimination. Les programmes de mesure doivent être de ce fait conçus de manière à permettre de déterminer si les modifications subies par le milieu récepteur se situent dans les limites prévues.

Dispositions nationales

Dispositions d'ordre législatif

Toute opération d'immersion effectuée à partir d'un port français relève de la loi n° 76-599 du 7 juillet 1976 (J.O. 8 juillet) relative à la prévention et à la répression de la pollution marine par les opérations d'immersion et du chapitre V du décret n° 82-842 du 29 septembre 1982 (J.O. 3 octobre) pris pour son application.

La procédure telle que suivie actuellement est décrite sur la figure 30.

- Autorisation d'immersion et durée

Le décret n° 82-842 du 29 septembre 1982 (J.O., 3 octobre) reprend les dispositions prévues par les conventions internationales en ce qui concerne les interdictions et les dérogations au principe d'interdiction. L'immersion de matériaux de dragage est en outre interdite :

- dans les zones qui sont définies par arrêté interministériel en vue de préserver les intérêts mentionnés à l'annexe III des conventions applicables au cas d'espèce et les intérêts de la défense nationale ou des télécommunications ;
- dans les eaux territoriales ou intérieures maritimes françaises si les déblais ont été embarqués dans un port étranger.

En conformité avec les dispositions prévues par les conventions internationales, l'autorisation peut revêtir, selon la nature des matériaux devant être immergés, la forme d'un permis spécifique ou d'un permis général (D. n° 82-842, 29 septembre 1982, art. 3, J.O. 3 octobre) qui

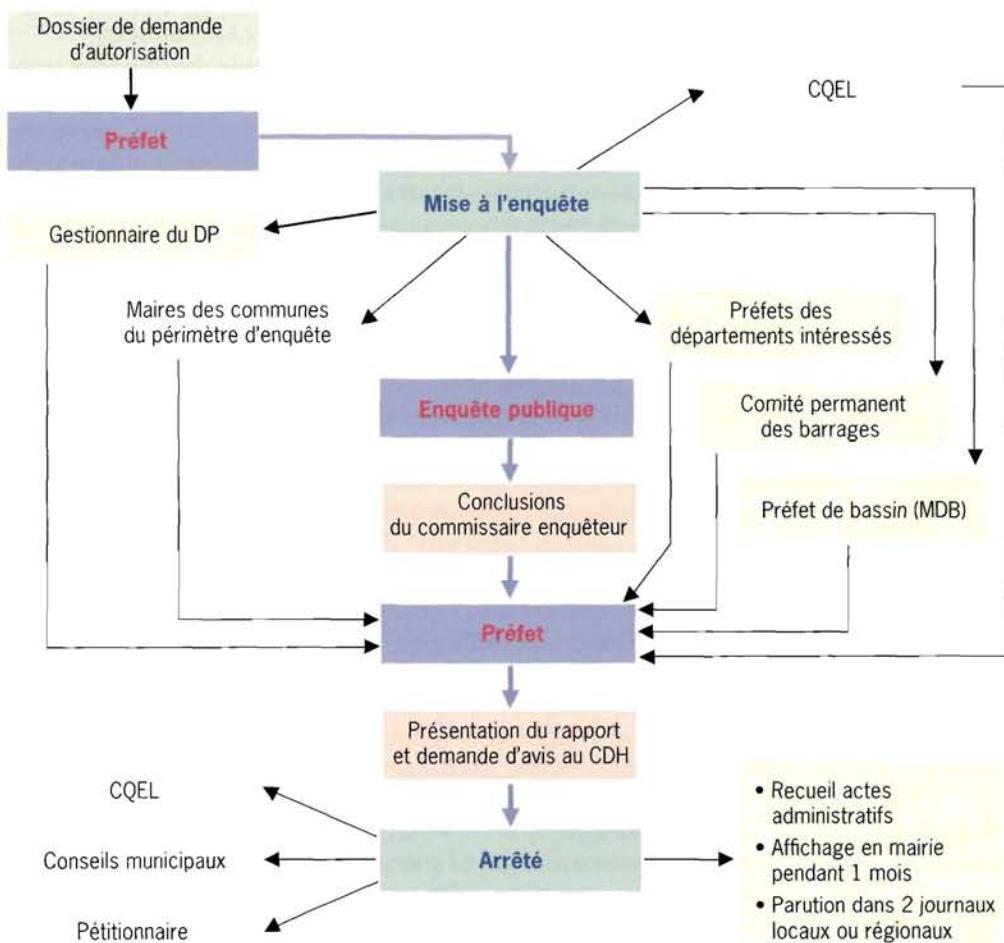
Figure 30
Procédure d'autorisation d'immersion des matériaux de dragage au titre de la loi sur l'Eau et du décret du 29 mars 1993.
Cellule qualité des eaux littorales (CQEL); conseil départemental d'hygiène (CDH); domaine public (DP); mission de bassin (MDB).

fixe notamment les prescriptions auxquelles sont soumises les opérations d'immersion.

Aux termes de l'article 20 du décret n° 82-842 du 29 septembre 1982 (J.O., 3 octobre), le permis spécifique peut être délivré pour une durée maximale de cinq ans et renouvelé par périodes de même durée. La durée de validité du permis général peut être supérieure à 2 ans.

• Dossier de demande de permis et procédure

À l'appui de toute demande d'autorisation d'immersion de matériaux de dragage doit être joint un dossier de demande de permis dont la composition est fixée par arrêté interministériel. Cet arrêté n'est jamais paru.



Toutefois, l'article 9 du décret n° 82-942 du 29 septembre 1982 (J.O. 3 octobre) définit le contenu minimal du dossier d'enquête publique à constituer pour chaque cas d'espèce. Conformément à la jurisprudence concernant l'entrée en vigueur des textes, cette disposition se suffit à elle-même d'autant que l'autorité administrative appelée à statuer pourra se

référer aux annexes des conventions internationales applicables (convention de Londres, 1972 ; convention de Paris, 1992 ; convention de Barcelone, 1976) qui fixent les différents critères à prendre en compte pour apprécier l'opportunité d'une opération d'immersion et l'assortir des prescriptions nécessaires à sa réalisation.

• Autorités compétentes

Le dossier de demande d'autorisation d'immersion est adressé au préfet du département territorialement concerné par les opérations de dragage ou, si l'opération de dragage doit être effectuée à l'intérieur de la circonscription d'un port autonome, au préfet du département où est situé le port principal englobé dans la circonscription du port autonome (D. n° 82-842 du 29 septembre 1982, art. 21, J.O. 3 octobre).

Si une des zones d'immersion proposées est située dans les eaux territoriales ou intérieures maritimes françaises, le préfet du ou des départements intéressés, sur proposition du service maritime, ouvre une enquête publique dont la durée ne peut être inférieure à quinze jours. Cette enquête a lieu dans les communes littorales que le préfet estime les plus directement intéressées par les opérations d'immersion et, dans tous les cas, dans les communes littorales dont le rivage est situé à moins de 3 milles de la limite de la zone d'immersion (D. n° 82-842 du 29 septembre 1982, art. 8 et 22, J.O. 3 octobre).

Outre les informations relatives à l'identité du pétitionnaire, aux caractéristiques des matériaux devant être immergés, à la situation géographique de la zone d'immersion, aux conditions techniques dans lesquelles s'effectuera l'opération, le dossier d'enquête publique doit porter sur les effets prévisibles sur la faune et la flore marines ainsi que sur les activités qui s'exercent en mer ou sur le littoral. Il doit également apporter la justification du recours au procédé de l'immersion comme moyen d'élimination des déblais.

Le préfet du département est l'autorité habilitée à délivrer un permis d'immersion de matériaux de dragage, après accord du préfet maritime et consultation obligatoire, outre de ce dernier, du directeur des Affaires maritimes, du chef du service maritime, du directeur des télécommunications des réseaux extérieurs et, s'il y a lieu, du ou des directeurs des ports autonomes intéressés, compte tenu de la zone dans laquelle les opérations de dragage doivent être réalisées et de la ou des zones d'immersion envisagées.

• Suspension, suppression, modification d'un permis d'immersion

Aux termes de l'article 24 du décret n° 82-842 du 29 septembre 1982 (J.O. 3 octobre), si les opérations d'immersion font apparaître des inconvénients graves, le préfet peut suspendre le permis par arrêté motivé. Cette mesure ne peut excéder une durée d'un mois, excepté si une procédure de modification ou de suppression du permis est engagée.

Si la suspension du permis est de nature à compromettre la continuité du service public portuaire en entravant les opérations de maintien

des profondeurs, le préfet peut, à la demande du titulaire du permis suspendu, autoriser l'utilisation provisoire d'une zone d'immersion définie par un autre permis en cours de validité (le cas échéant en recourant à des dispositions prises à titre dérogatoire).

En l'absence de zone d'immersion couverte par un permis en cours de validité et susceptible d'être utilisée dans des conditions techniques et économiques acceptables, le préfet peut délivrer un permis provisoire d'immersion. Ce permis fait l'objet d'un arrêté motivé, ne nécessite pas d'enquête publique, mais requiert l'accord du préfet maritime. La durée de validité de l'autorisation ou du permis provisoire est limitée à la durée de la procédure de modification ou de suppression engagée et ne peut, en aucun cas, excéder six mois.

Le préfet qui a délivré un permis d'immersion de matériaux de dragage peut engager, soit de sa propre initiative, soit à la demande du titulaire du permis, une procédure de modification ou de suppression de ce permis.

Il n'y a lieu à enquête publique que si la modification envisagée tend à déplacer, étendre ou instituer une zone d'immersion dans les eaux intérieures ou risque d'aggraver de façon notable les inconvénients susceptibles de résulter des opérations d'immersion (D. n° 82-842, 29 septembre, art. 25, J.O. 3 octobre).

Dispositions techniques

- Prélèvement, échantillonnage

La circulaire interministérielle du 24 mars 1988 (non publiée au J.O.) fixe les méthodes applicables au « prélèvement et à l'analyse des déblais de dragage ». Elle stipule que le plan d'échantillonnage et le prélèvement des matériaux clapés sont effectués sous la responsabilité de la cellule de qualité des eaux littorales.

Le nombre de prélèvements à effectuer dépend des zones considérées et des volumes dragués. Pour les zones à échange libre telles que les chenaux d'accès portuaires, le nombre d'échantillons à prélever et analyser est fixé à : un si le volume dragué est inférieur à 25 000 m³ ; 2 entre 25 000 et 100 000 m³ ; 3 entre 100 000 et 250 000 m³ et 1 échantillon supplémentaire par 100 000 m³ entre 250 000 et 1 million de mètres cubes. Dans les zones confinées telles que les bassins portuaires, une analyse est réalisée pour chaque opération et par tranche de 5 000 m³. Pour les ports de plaisance, le nombre d'échantillons à analyser est fonction de leur capacité d'accueil : un échantillon jusqu'à 100 bateaux, puis un échantillon supplémentaire par tranche de 500.

Les paramètres à mesurer visent à caractériser le sédiment du point de vue granulométrique et géologique : teneur en aluminium et carbone organique total. Les micropolluants sont mesurés dans la fraction inférieure à 2 mm et concernent des éléments et substances des annexes I (Hg, Cd, PCB) et II (As, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) des conventions de Londres et Paris 1992.

- Valeurs guides

L'évaluation des risques liés à l'immersion des déblais est réalisée en tenant compte des valeurs guides établies selon les recommandations de la convention d'Oslo. Ces valeurs connues sous le nom de « niveau Géode » et décrites dans le chapitre « Gestion des sédiments portuaires » feront prochainement l'objet d'un arrêté interministériel.

Conformément aux orientations données par la convention d'Oslo en mars 1993 :

- le niveau 1 comprend les valeurs au-dessous desquelles l'immersion serait autorisée sans étude particulière et au-dessus desquelles une étude plus approfondie pourrait être nécessaire ;
- le niveau 2 correspond aux teneurs au-delà desquelles l'immersion serait susceptible d'être interdite ; ces teneurs ne doivent pas donner lieu automatiquement à interdiction, notamment dans les cas où l'immersion constitue l'option la moins préjudiciable pour l'environnement.

Perspectives d'évolution de la réglementation

L'entrée en vigueur de la convention de Paris de 1992, qui s'est substituée à la convention d'Oslo de 1972 sur laquelle était fondée la loi du 7 juillet 1976 précitée, les amendements apportés à la convention de Londres de 1972 - à laquelle le décret du 29 septembre 1982 faisait en outre spécifiquement référence - par le protocole de 1996, dont la procédure de ratification est en cours, ont eu pour conséquence de profondément modifier le contexte international dans lequel s'inscrivent les dispositions relatives aux immersions de déblais de dragage. De ce fait, le ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement a engagé une révision des textes concernés. Les assemblées parlementaires devraient être saisies au cours du second semestre 1999 d'un nouveau projet de loi et de ses textes d'application (décret, arrêté et circulaire).

Sur le plan technique, il faut convenir que l'élimination en mer des déblais de dragage fortement pollués n'a pas trouvé jusqu'à présent de réponse satisfaisante, en raison soit du coût excessif des traitements, soit de difficultés techniques pour la réalisation de stockages à terre, sans risque de contamination des nappes phréatiques, ou la construction d'îles artificielles.

Afin d'éviter que cette situation ne perdure, il importe donc d'agir en amont de manière à supprimer les sources des pollutions. Exception faite des ports d'estuaires où la pollution des sédiments résulte en majeure partie d'activités se déroulant très en amont des installations portuaires, les ports génèrent leur propre pollution à partir des diverses activités de type industriel qui s'y déroulent. Peuvent également contribuer à la contamination des sédiments de manière significative les apports exogènes résultant de la présence, hors enceinte portuaire, d'installations dont les rejets s'effectuent dans les bassins.

C'est partant de ce constat que le comité interministériel de la Mer du 1^{er} avril 1998, présidé par le Premier ministre, a retenu de mettre en place, sous la présidence du Secrétariat général de la mer, un groupe de travail sur les activités portuaires et connexes chargé d'élaborer, pour chaque catégorie de ports concernés (commerce, pêche ou plaisance), un inventaire de l'ensemble des situations de pollution rencontrées et de leurs origines. À partir de cet inventaire, des cahiers de charges applicables aux différentes catégories de ports seront établis afin d'éliminer les sources de pollution parvenant directement ou indirectement dans les bassins portuaires.

Référence bibliographique

Lamy Environnement Eau (Boizard P., Sironneau J., Massin J.-M).
Lamy édit. Paris. Décembre 1996.

Annexes

Annexe I

Modèle de convection de Abdelrham et Dettmann (1993) : compléments théoriques

Les modèles de convection développés par l'USACE, dont celui présenté par Abdelrham et Dettmann (1993), reproduisent le mouvement de convection pendant lequel le nuage des matériaux, de forme supposée *a priori* hémisphérique, descend dans la colonne d'eau sous l'effet de la gravité et de ses caractéristiques propres (densité, volume, forme...). Les équations des modèles représentent la conservation pour le nuage de la masse totale, de la quantité de mouvement et de la flottabilité. D'après Abdelrham et Dettmann (1993), les équations, dont les termes sont détaillés ci-après, régissant la dynamique en négligeant l'effet de Coriolis, peuvent s'écrire sous la forme suivante :

$$\frac{dm}{dt} = E\rho_a - \sum_i S_i \rho_i - v_d \rho_c \quad (1)$$

$$\frac{d\vec{M}}{dt} = \vec{F}_c - \vec{F}_D - \vec{F}_b + E\rho_a \vec{U}_a - \sum_i S_i \rho_i \vec{U}_a - v_d \rho_c U_c \quad (2)$$

$$\frac{d\vec{B}}{dt} = [E(\rho_{a0} - \rho_a) - \sum_i S_i (\rho_{a0} - \rho_i) - v_d (\rho_{a0} - \rho_c)] \vec{j} \quad (3)$$

Dans ces équations, m, M et B représentent les trois grandeurs de conservation : respectivement la masse, la quantité de mouvement et la flottabilité. Les indices c, a, b, i et D, d et 0 se réfèrent respectivement au nuage, au milieu environnant, au fond, à la classe de particules, à la traînée hydrodynamique, au détachement et à l'eau de surface. Dans les paramètres restants, v représente une variation de volume, E un taux d'entraînement, S un taux de départ des matériaux du nuage principal, par détachement ou par décantation, ρ une densité, F les forces agissant sur le nuage, U la vitesse et t le temps. Les équations (1), (2) et (3) permettent ainsi de calculer les inconnues du problème : la vitesse du nuage, sa densité et sa position verticale. Ces équations sont applicables pour toute phase de la chute : descente convective et effondrement. Cependant, les termes de ces équations doivent être gérés ; par exemple, la réaction du fond F_b n'existe que durant l'effondrement tandis que le détachement du matériel n'a lieu que pendant la descente convective.

Définitions mathématiques d'après Abdelrham et Dettmann (1993)

| | |
|--|---|
| masse du nuage | $m = V_c \cdot \rho_c$ |
| Quantité de mouvement du nuage | $\vec{M} = V_c \cdot \rho_c \cdot \vec{U}_c$ |
| Flottabilité du nuage | $\vec{B} = V_c (\rho_{a0} - \rho_c) g \cdot \vec{j}$ |
| Volume solide dans le nuage de la classe i | $P_i = V_c \cdot C_i$ |
| Taux volumétrique d'entraînement | $E = A_c \alpha \parallel \vec{U}_c - \vec{U}_a \parallel$ |
| Pesanteur réduite du nuage | $\vec{F}_c = V_c (\rho_c - \rho_a) g \cdot \vec{j}$ |
| Taux de détachement | $S_i = A_y W_i C_i$ et $S_{d,i} = C_i \cdot V_d$ |
| Force de traînée | $F_D = -0.5 \rho_a \cdot C_D \cdot A \cdot \parallel \vec{U}_a - \vec{U}_c \parallel \cdot (\vec{U}_c - \vec{U}_a)$ |
| Réaction du fond | $\vec{F}_c = \left[V_c \cdot g (\rho_c - \rho_a) + \frac{d}{dt} (V_c \cdot \rho_c \cdot U_{c,y}) \right] \cdot \left[\frac{c_f U_{c,x}}{(U_{c,x}^2 + U_{c,z}^2)^{5/2}} \vec{i} - \frac{c_f U_{c,z}}{(U_{c,x}^2 + U_{c,z}^2)^{5/2}} \vec{k} \right]$ |

Il existe ainsi trois variables de base : le volume du nuage, V_c , sa densité, ρ_c , et sa vitesse, \vec{U}_c . Cependant, ces variables doivent être comprises en tant que variables globales (moyennes) du nuage. Ainsi, la distribution de la concentration à l'intérieur du nuage, *i.e.* $\rho_c(x,y,z)$, résultera d'une distribution gaussienne (par hypothèse) dont l'intégrale correspond à la masse totale du nuage.

Les variations volumétriques de l'eau interstitielle, *i.e.* dans le nuage, des classes de particules et des éléments chimiques conservatifs peuvent se modéliser par l'équation :

$$\frac{dP}{dt} = E - S - S_d \quad (4)$$

où P représente le volume de chaque constituant dans le nuage. Cette équation est ainsi utilisable pour le calcul des concentrations des contaminants conservatifs, dissous ou adsorbés, à des fins de qualité de l'eau.

Annexe II

Convention de Paris pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est, signée à Paris le 22 septembre 1992, entrée en vigueur le 25 mars 1998

**Annexe II :
sur la prévention et la suppression de la pollution par les opérations d'immersion ou d'incinération**

Article 1

La présente annexe ne s'applique pas :

- (a) au déversement délibéré dans la zone maritime des déchets ou autres matières provenant des installations offshore ;
- (b) au sabordage ou à l'élimination délibérée dans la zone maritime des installations offshore et des pipelines offshore.

Article 2

L'incinération est interdite.

Article 3

1. L'immersion de tous les déchets ou autres matières est interdite, à l'exception des déchets ou autres matières énumérés aux paragraphes 2 et 3 du présent article.

2. La liste visée au paragraphe 1 du présent article est la suivante :

- (a) matériaux de dragage ;
- (b) matières inertes d'origine naturelle, constituées par du matériau géologique solide n'ayant pas subi de traitement chimique, et dont les constituants chimiques ne risquent pas d'être libérés dans le milieu marin ;
- (c) boues d'égouts, jusqu'au 31 décembre 1998 ;
- (d) déchets de poisson issus des opérations industrielles de transformation du poisson ;
- (e) navires ou aéronefs jusqu'au 31 décembre 2004 au plus tard.

3. (a) L'immersion de substances, notamment de déchets, faiblement ou moyennement radioactives est interdite.

(b) À titre d'exception à l'alinéa (a) du paragraphe 3, les parties contractantes, le Royaume-Uni et la France, qui souhaitent conserver la possibilité d'une exception à l'alinéa (a) du paragraphe 3, en tout état de

cause pas avant l'expiration d'une période de 15 ans à partir du 1^{er} janvier 1993, rendront compte à la réunion de la commission au niveau ministériel en 1997 des mesures prises pour étudier d'autres options à terre.

(c) À moins que, avant ou à l'échéance de cette période de 15 années, la commission décide à l'unanimité des voix de ne pas maintenir l'exception prévue à l'alinéa (b) du paragraphe 3, elle prendra une décision sur la base de l'article 13 de la convention sur la prolongation de l'interdiction pour une période de dix ans à partir du 1^{er} janvier 2008 ; après quoi une autre réunion de la commission au niveau ministériel sera réunie. Les parties contractantes visées à l'alinéa (b) du paragraphe 3, qui souhaitent encore conserver la possibilité prévue à l'alinéa (b) du paragraphe 3, rendront compte aux réunions de la commission au niveau ministériel, tous les deux ans à compter de 1999, des progrès réalisés en vue de mettre en place des options à terre et des résultats des études scientifiques montrant que toutes opérations d'immersion éventuelles n'entraîneraient pas de risques pour la santé de l'homme, ne nuiraient pas aux ressources biologiques et aux écosystèmes marins, ne porteraient pas atteinte aux valeurs d'agrément et ne gêneraient pas d'autres utilisations légitimes de la mer.

Article 4

1. Les parties contractantes font en sorte :

(a) qu'aucun déchet ou autre matière mentionné au paragraphe 2 de l'article 3 de la présente annexe ne soit immersé sans autorisation de leurs autorités compétentes ou sans réglementation ;
 (b) que cette autorisation ou cette réglementation soit conforme aux critères, lignes directrices et procédures pertinents et applicables, adoptés par la commission conformément à l'article 6 de la présente annexe ;
 (c) que, dans le but d'éviter des situations où une même opération d'immersion serait autorisée ou réglementée par plusieurs parties contractantes, leurs autorités compétentes se consultent en tant que de besoin avant d'accorder une autorisation ou d'appliquer une réglementation.

2. Toute autorisation ou réglementation visée au paragraphe 1 du présent article ne permet pas l'immersion de navires ou d'aéronefs contenant des substances qui créent ou sont susceptibles de créer des risques pour la santé de l'homme, des dommages aux ressources vivantes et aux écosystèmes marins, des atteintes aux valeurs d'agrément, ou des entraves aux autres utilisations légitimes de la mer.

3. Chaque partie contractante tient un relevé de la nature et des quantités de déchets et autres matières immersés dans les conditions prévues au paragraphe 1 du présent article ainsi que des dates, lieux et méthodes d'immersion, et le communique à la commission.

Article 5

Aucune matière n'est déposée dans la zone maritime dans un but autre que celui pour lequel elle a été conçue ou construite à l'origine, sans une autorisation ou une réglementation émanant de l'autorité compétente de la partie contractante concernée. Cette autorisation ou cette réglementation est conforme aux critères, lignes directrices et procédures pertinents et applicables, adoptés par la commission conformément à l'article 6 de la présente annexe. La présente disposition ne peut être interprétée comme autorisant l'immersion de déchets ou d'autres matières faisant par ailleurs l'objet d'une interdiction en vertu de la présente annexe.

Article 6

Aux fins de la présente annexe, il incombe à la commission notamment d'élaborer et d'adopter des critères, lignes directrices et procédures pour l'immersion des déchets ou d'autres matières énumérés au paragraphe 2 de l'article 3 et pour le dépôt des matières visées à l'article 5 de la présente annexe, dans le but de prévenir et de supprimer la pollution.

Article 7

Les dispositions de la présente annexe, relatives à l'immersion, ne s'appliquent pas en cas de force majeure due aux intempéries ou à toute autre cause lorsque la sécurité de la vie humaine ou d'un navire ou d'un aéronef est menacée. Une telle immersion est effectuée de manière à réduire les risques d'atteinte à la vie humaine ou à la biote marine, et elle est immédiatement signalée à la commission, avec des renseignements complets sur les circonstances, la nature et les quantités de déchets ou autres matières immergées.

Article 8

Les parties contractantes prennent les mesures appropriées, tant individuellement que dans le cadre des organisations internationales compétentes, en vue de prévenir et de supprimer la pollution résultant de l'abandon dans la zone maritime de navires et d'aéronefs à la suite d'accidents. En l'absence d'orientation pertinente de la part de ces organisations internationales, les mesures prises individuellement par les parties contractantes devraient être fondées sur les lignes directrices que la commission pourrait adopter.

Article 9

En cas de situation critique, si une partie contractante estime que des déchets ou d'autres matières dont l'immersion est interdite par la présente annexe ne peuvent être éliminés à terre sans risques ou préjudices inacceptables, celle-ci consulte immédiatement d'autres parties contractantes en vue de trouver les méthodes de stockage ou les moyens de destruction ou d'élimination les plus satisfaisants selon les circonstances. La partie contractante informe la commission des mesures adoptées à la suite de cette consultation. Les parties contractantes s'engagent à se prêter mutuellement assistance dans de telles situations.

Article 10

1. Chaque partie contractante fait respecter les dispositions de la présente annexe :

- (a) par les navires ou aéronefs immatriculés sur son propre territoire ;
- (b) par les navires ou aéronefs chargeant sur son territoire des déchets ou autres matières devant être immersés ou incinérés ;
- (c) par les navires ou aéronefs supposés se livrer à des opérations d'immersion ou d'incinération dans ses eaux intérieures ou dans sa mer territoriale ou dans la partie de la mer située au-delà de sa mer territoriale et en position adjacente à celle placée, dans la mesure reconnue par le droit international, sous la juridiction de l'État côtier.

2. Chaque partie contractante donne instruction aux navires et aéronefs de son inspection maritime ainsi qu'aux autres services compétents de signaler à ses autorités tous les incidents ou situations survenant dans la zone maritime qui donnent à penser qu'une immersion a été effectuée ou est sur le point de l'être en violation des dispositions de la présente annexe. Toute partie contractante dont les autorités reçoivent un tel rapport informe en conséquence, si elle le juge approprié, toute autre partie contractante concernée.

3. Rien dans la présente annexe ne portera atteinte à l'immunité souveraine dont jouissent certains navires en application du droit international.

Annexe III

Convention de Londres

Protocole de 1996 à la convention de 1972 sur la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion de déchets

Annexe III :

Déchets ou autres matières dont l'immersion peut être envisagée

1. Les déchets ou autres matières dont la liste figure ci-après sont ceux dont on peut envisager l'immersion, en ayant conscience des objectifs et des obligations générales du présent protocole énoncés aux articles 2 et 3 :

- 1 - déblais de dragage ;
- 2 - boues d'épuration ;
- 3 - déchets de poisson ou matières résultant d'opérations de traitement industriel du poisson ;
- 4 - navires et plates-formes ou autres ouvrages artificiels en mer ;
- 5 - matières géologiques inertes, inorganiques ;
- 6 - matières organiques d'origine naturelle ;
- 7 - objets volumineux constitués principalement de fer, d'acier, de béton et de matériaux également non nuisibles dont l'impact physique suscite des préoccupations, et seulement dans les cas où ces déchets sont produits en des lieux, tels que les petites îles, dont les communautés sont isolées et qui n'ont pas d'accès pratique à d'autres options d'élimination que l'immersion.

2. L'immersion des déchets ou autres matières énumérés aux paragraphes 1.4 et 1.7 peut être envisagée à condition que les matériaux risquant de produire des débris flottants ou de contribuer d'une autre manière à la pollution du milieu marin aient été retirés dans toute la mesure du possible, et à condition que les matériaux immergés en mer ne constituent pas un sérieux obstacle à la pêche ou à la navigation.

3. Nonobstant ce qui précède, les matières énumérées aux paragraphes 1.1 à 1.7 dont les niveaux de radioactivité sont supérieurs aux concentrations minima (faisant l'objet d'exemptions) définies par l'AIEA et adoptées par les parties contractantes ne sont pas considérées comme pouvant faire l'objet d'une immersion, étant entendu en outre que dans un délai de 25 ans à compter du 20 février 1994, puis à des intervalles réguliers de 25 ans, les parties contractantes effectueront une étude scientifique ayant trait à tous les déchets radioactifs et à toutes les autres matières radioactives autres que les déchets et matières fortement radioactifs, en tenant compte des autres facteurs qu'elles jugeront utiles, et qu'elles réexamineront l'interdiction d'immerger de telles substances conformément aux procédures énoncées à l'article 22.

Annexe IV

Les organisations et structures

Nationales



Ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement
Direction de l'eau
20, avenue de Ségur
75302 Paris 07 SP



Ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement
Direction du Transport maritime, des Ports et du Littoral
3, place Fontenoy
75700 Paris 07 SP



Ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement
Ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement
Groupe d'échange des cellules qualité des eaux littorales

Les cellules qualité des eaux littorales (CQEL)

Par arrêté interministériel du 6 décembre 1990 relatif à la police des eaux marines, les CQEL sont chargées de la police des faits susceptibles d'altérer la qualité des eaux marines, notamment : déversements, écoulements, rejets, dépôts, immersion (police de l'Eau).

Les CQEL sont rattachées aux directions départementales de l'Équipement (DDE), service maritime ou service maritime et de navigation selon les départements. Elles sont organisées en groupe d'échange, qui a pour objectif d'harmoniser et d'optimiser leurs actions et d'être un partenaire pour toutes les réflexions et démarches dans le domaine du milieu marin menées aux échelons local, régional et national. Le groupe d'échange fait partie du groupe de travail Géode.

En matière de dragage, leurs actions sont les suivantes :

- Instruction préalable des dossiers avant lancement de la procédure administrative. Les CQEL définissent les contraintes de milieu et les objectifs de protection à prendre en compte. Elles conseillent les maîtres d'ouvrage pour les études techniques à mener (justification du recours à l'immersion, qualité des matériaux, procédures de dragage, choix de la zone d'immersion ou de dépôt à terre, effets sur le milieu et suivi de ces effets, modalités de rejets...) afin de s'assurer que les préoccupations en matière de qualité du milieu et de ses usages soient bien prises en compte ;
- Dans le cadre du déroulement de la procédure administrative, elles sont services instructeurs auprès du préfet, procèdent à la validation technique et réglementaire des dossiers avant lancement des procédures et établissent les rapports techniques et administratifs.

Elles sont chargées de :

- élaborer le projet d'arrêté préfectoral qui fixe les prescriptions techniques auxquelles est soumise l'opération de dragage et les modalités de suivi de ces opérations et du site d'immersion ou de dépôt ;
- vérifier que les prescriptions de l'arrêté préfectoral sont respectées, notamment par des visites de terrain lors des opérations de dragage et d'immersion et pendant le déroulement des campagnes de suivi ;
- réceptionner les résultats des campagnes de suivi et en valider les conclusions.

Contacts : CQEL locales (voir DDE ou services maritimes).

Le Cetmef



Le centre d'études techniques maritimes et fluviales est un service spécialisé du ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement.

Il exerce son activité dans les domaines suivants :

- conception des aménagements et des ouvrages maritimes et fluviaux ;
- exploitation technique et maintenance des ouvrages maritimes et fluviaux ;
- problèmes de l'eau ;
- aides et surveillance de la navigation ;
- transmissions, télématicque et techniques satellitaires.

Il est chargé d'élaborer et de diffuser les techniques d'aménagement, de surveillance, d'entretien et d'exploitation, de mener des études et recherches, d'exécuter des prestations d'ingénierie, d'assurer des interventions directes, d'établir des avis, d'effectuer des expertises et des contrôles.

Il est issu de la fusion du service technique central des ports maritimes et des voies navigables (S.T.C.P.M.V.N.) et du service technique de la navigation maritime et des transmissions de l'Équipement (S.T.N.M.T.E.).

Contact privilégié en matière de dragage :

Le chef de la division Ports maritimes

Tél. 03 44 92 60 15 - Fax 03 44 20 06 75

Le chargé d'étude « Dragages »

Tél. 03 44 92 60 22 - Fax 03 44 20 06 75

Adresse :

2, boulevard Gambetta - BP 53

60321 Compiègne Cedex

Géode



La direction des ports et de la navigation maritimes a créé, en décembre 1990, un groupe de travail dénommé Géode (groupe d'étude et d'observation sur le dragage et l'environnement). Cette création se situait dans la ligne directe des conclusions du « Séminaire international sur les aspects environnementaux liés aux activités de dragages » qui avait été organisé à Nantes en novembre 1989 dans le cadre de la convention

d'Oslo. La présidence du groupe de travail a été confiée à Monsieur le directeur de l'Aménagement et de l'Environnement du port autonome de Nantes - Saint-Nazaire qui en assure, en outre, le suivi financier. L'objectif général est d'assurer un conseil technique dans trois domaines principaux :

- stratégie de dragage et d'immersion ;
- évaluation de l'impact ;
- examen critique des procédures proposées par les commissions. Les objectifs plus précis, figurant dans la décision du 10 décembre 1990, du ministère chargé de la Mer sont :
- l'examen du projet des lignes directrices de la convention d'Oslo sur la gestion des activités de dragage ;
- la définition des teneurs maximales en métaux dans les sédiments tenant compte du bruit de fond géologique ;
- la définition, au plan national, des normes pour les polluants organiques (PCB) basées sur des données bibliographiques (géochimie-écotoxicologie) ;
- l'édition d'un document technique de synthèse sur les études réalisées dans les grandes zones de dragage et d'immersion ;
- la programmation, sur trois années, d'études pilotes (Atlantique, Manche) en matière d'impact biologique ;
- la validation de données nationales à fournir aux commissions de la convention d'Oslo ;
- l'élaboration d'une stratégie pour le dragage des sédiments pollués (bassins).

Contact :

Secrétariat Géode
PANSN
18, quai E. Renaud - BP 3139
44031 Nantes Cedex 01
Tél. 02 40 44 20 99
Fax 02 40 44 21 30

G.I.E. Dragages-Ports



Le groupement d'intérêt économique Dragages-Ports a été créé entre l'État et les ports autonomes, en application de l'article R 153-1 du code des ports maritimes, en vue de « constituer, maintenir en état et renouveler un parc de dragues et engins de servitude destinés à effectuer les travaux de dragage dans les ports autonomes et les ports non autonomes non concédés ».

En application de ce texte, Dragages-Ports fait construire ou achète les dragues et les loue aux ports autonomes ainsi qu'aux ports d'intérêt national, qui les arment et les exploitent. Dragages-Ports est en outre chargé d'établir le plan d'affectation des engins, leur programme d'utilisation et de contrôler l'exécution de l'un et de l'autre.

Depuis sa création en 1979, Dragages-Ports a profondément restructuré et renouvelé le parc, qui comptait à l'origine plus de 150 engins, pour la plupart très anciens, coûteux à l'exploitation et à l'entretien, et obsolètes. Le parc actuel ne comprend plus que 20 dragues et 21 engins de servitude opérationnels, mais beaucoup plus modernes et performants. Dragages-Ports a ainsi investi environ 800 MF en une vingtaine d'années.

Aujourd'hui, le volume total des besoins s'accroît, avec la réalisation prévue des grands projets portuaires de Port 2000 au Havre et de Donges-Est en Basse-Loire. D'autre part, la préoccupation d'un meilleur respect de l'environnement conduit à modifier ou adapter certaines techniques, à en abandonner d'autres... Enfin, les techniques, de façon générale, continuent d'évoluer.

Tous ces éléments ont conduit, à la fin de 1998, à l'élaboration d'un schéma directeur du parc de dragues qui définit notamment la consistance du parc à l'horizon 2010/2012. La réalisation de ce schéma suppose le lancement d'un nouveau programme d'investissements, d'un montant supérieur à un milliard de francs, et permettra de réaliser l'ensemble des travaux de dragages d'entretien des ports du ressort de l'Etat dans les meilleures conditions économiques et techniques, dans le respect maximum de l'environnement. Du fait de la tendance à l'accroissement des dimensions et des performances des dragues modernes, et, par conséquent, du caractère de plus en plus interportuaire de l'activité, elle suppose aussi que le rôle de Dragages-Ports en matière d'exploitation des engins soit renforcé.

Contact :

Dragages-Ports
15, avenue de Séjur
75007 Paris
Tél. 01 47 05 59 00
Fax 01 47 05 59 15

Internationales**AIPCN**

L'association internationale permanente des congrès de navigation (AIPCN) est une organisation technique internationale, apolitique et sans but lucratif, patronnée par de nombreux gouvernements, qui réunit les délégués de ces gouvernements, des membres individuels et des membres collectifs (sociétés privées, administrations portuaires, entreprises, laboratoires, chambres de commerce...).

Le terme « navigation » traduit le but même de l'AIPCN : promouvoir les conditions d'exploitation de la navigation tant intérieure que maritime en encourageant et en favorisant les progrès en matière de conception, construction, aménagement, entretien et exploitation des voies d'eau intérieures et maritimes, des ports intérieurs et maritimes ainsi que des zones côtières dans les pays industrialisés et les pays en voie de développement. Les installations destinées à la pêche ainsi qu'aux activités de la navigation de sport et de plaisance font également partie du champ d'action de l'AIPCN.

Fondée en 1885, l'AIPCN est la plus ancienne association qui traite des aspects techniques de la navigation. L'association a apporté, et continue d'apporter, une contribution essentielle à l'évolution technique dans les domaines de sa compétence. L'association est ouverte à toute personne dans le monde entier. Ainsi y adhèrent actuellement les gouvernements de quelque 40 pays, 600 membres collectifs et plus de 2000 membres individuels.

Dans nombre de ses activités, l'AIPCN allie ses propres connaissances techniques à l'apport scientifique et technologique d'autres organisations internationales avec lesquelles elle coopère. En outre, l'association est particulièrement attachée à réunir en son sein à la fois de jeunes ingénieurs, des ingénieurs plus spécialisés dans son domaine d'activité et les très nombreux ingénieurs assurant des responsabilités de haut niveau dans les ports maritimes et les voies navigables qui, en qualité de membres de l'AIPCN, prennent une part active à ses travaux.

Tous les comités, les commissions et les groupes de travail comprennent des membres de tous les pays intéressés par les études ou travaux qui leur sont confiés. Ils réunissent et analysent les connaissances disponibles en la matière et publient les résultats de leurs travaux en anglais et en français qui sont les deux langues officielles.

L'AIPCN publie un bulletin international périodique qui est envoyé à tous les membres. Le bulletin diffuse ainsi des rapports techniques et des articles rédigés par des membres. Tous les quatre ans est organisé dans un des pays membres un congrès ouvert à tous les adhérents.

Contact :

Secrétariat général de l'AIPCN
Graaf de Ferraris - 11^e étage - Boîte 3
Bd. Émile Jacqmain 156
B-1000 Bruxelles - Belgique
Tél. 32 2 553 71 59/60 - Fax 32 2 553 71 55
E-mail : navigation-aipcn-pianc@tornado.be
URL : <http://www.tornado.be/~navigation-aipcn-pianc/>

Secrétariat de la section française
Port autonome de Paris
24, quai d'Austerlitz
75013 Paris
Tél. 01 44 06 19 71 - Fax 01 45 85 71 84

CEDA



« Central Dredging Association » est une organisation professionnelle, non gouvernementale et à but non lucratif, dont l'ambition est de proposer un lieu de rencontre à tous ceux qui sont impliqués, sous n'importe quelle forme que ce soit, dans les activités de dragages et qui ont leur activité en Europe, Afrique ou Moyen-Orient. Le CEDA s'intéresse à tous les aspects du dragage et à un grand nombre de disciplines et d'activités, sans représentation d'intérêt d'un quelconque secteur. Ses ressources proviennent des souscriptions de ses membres.

Les objectifs :

- promouvoir l'information et la formation de ses membres dans tous les domaines qui concernent le dragage et ses activités connexes ;
- produire et diffuser de l'information de qualité sur les dragages et les thèmes correspondants ;
- développer et contribuer au développement de lignes directrices et de standards de bonnes pratiques ;
- initier et/ou encourager les recherches ;
- être actif dans la réalisation de la réglementation ;
- accroître la compréhension du public sur les dragages et la reconnaissance de leur contribution à la société.

Les activités :

- organisation de congrès, séminaires, cours, visites et excursions professionnelles ;
- publication de rapports, guides techniques, actes de congrès ;
- observateur à la convention de Londres 1972 et aux conventions d'Oslo et Paris ;
- édition de documents destinés au public et aux groupes professionnels.

Les membres :

À titre individuel ou d'organisations : ports, sociétés de dragage, consultants, organisations de recherche ou d'enseignement, associations.

Organisation :

Le CEDA est dirigé par un bureau international élu, comprenant 13 membres de six pays, auxquels s'ajoutent des membres experts des différents secteurs du dragage.

L'Environmental Steering Committee, créé en 1990, est chargé de développer les règlements environnementaux et de représenter le CEDA aux réunions et conventions internationales. Trois sections nationales ont été créées en Belgique, aux Pays-Bas et en Grande-Bretagne.

Contact :

Secrétariat

P.O. Box 3168

2601 DD Delft - The Netherlands

Tél. 31 (0) 15 278 31 45

Fax 31 (0) 15 278 71 04

E-mail : ceda@wbmt.tudelft.nl

Web : www-tt.wbmt.tudelft.nl/ceda/main.htm

IAPH

International Association of Ports and Harbors est une organisation mondiale non gouvernementale des ports, à but non lucratif. Fondée en 1955, elle regroupe des membres appartenant à plus de 90 pays.

Ses objectifs visent à :

- développer et entretenir les relations et collaborations entre les ports du monde entier ;
- promouvoir et accroître l'efficacité des ports en échangeant des informations sur de nouvelles techniques et technologies relatives au développement des ports, à leur organisation, gestion et direction ;

- introduire des mesures propres à protéger les intérêts légitimes et droits de ses membres dans les organisations internationales dans le but d'améliorer l'efficacité des ports à l'échelle mondiale ;
- promouvoir la diffusion des activités portuaires par des publications dans les médias appropriés ;
- renforcer les progrès des ports dans l'intérêt du transport maritime et du développement industriel maritime, en coopération avec les acteurs économiques.

Douze comités techniques traitent des « affaires portuaires », du « commerce » et des « ressources humaines et affaires extérieures ». Un groupe est spécialisé dans le dragage « Dredging Task Force » et un autre concerne l'environnement portuaire « Port Safety and Environment ». L'IAPH édite une revue « Ports & Harbours » qui paraît 10 fois par an et qui comprend des annonces, des informations et un forum ouvert.

Contact :

Secrétariat Général
IAPH
Kono Building
1-23-9 Nishi-Shimbashi
Minato-ku, Tokyo 105-0003 - Japan
Tél. + 81 3 3591 4261
Fax + 81 3 3580 0364
E-mail : info@iaph.or.jp

Glossaire

Absorption : *pénétration d'une substance dans un corps solide.*

Adsorption : *fixation ou concentration d'éléments ou de substances à la surface d'un corps solide.*

Aérobie : *se dit des microorganismes qui, pour se développer, ont besoin de l'air atmosphérique ou dissois dans l'eau.*

Amphipode : *ordre de crustacés à corps comprimé latéralement.*

Analyse des correspondances : *technique de représentation graphique réduite de grands tableaux bidimensionnels, la similitude entre les éléments étant mesurée par la distance du χ^2 .*

Analyse des risques environnementaux : *méthodologie permettant d'évaluer les dangers de la dispersion des contaminants dans les différents compartiments (air, eau, sédiments, organismes vivants) de l'environnement.*

Anthropique : *relatif à l'activité humaine.*

Bactéries : *organismes microscopiques unicellulaires se multipliant par divisions successives.*

Bioaccumulation : *fixation de substances dans les tissus des organismes vivants.*

Biocénoses : *ensemble des populations d'organismes vivant dans une région déterminée.*

Biodégradable : *propriété d'une substance susceptible d'être décomposée par les microorganismes.*

Biodisponibilité : *propriété d'un élément ou d'une substance d'atteindre les membranes cellulaires des organismes vivants.*

Bioturbation : *action des organismes vivant dans les sédiments superficiels et ayant pour résultat une modification physique du milieu.*

Boues activées : *boues riches en microorganismes provenant de la flocculation des matières en suspension lors du traitement des eaux d'égout.*

Cancérogène (ou carcinogène) : *substances provoquant l'apparition de cancers chez les organismes vivants.*

Concentration : *quantité d'un élément ou d'une substance par unité de volume ou de poids.*

Confinement : *action d'isoler des sédiments contaminés du milieu extérieur.*

Contaminant : *élément ou substance contenu dans l'air, l'eau et les sédiments (sols) en quantité anormale (non naturelle).*

Copépodes : *sous-classe de petits crustacés marins, abondants dans le plancton.*

Copépodite : *stade juvénile de copépode.*

Déchets : *résidus, matériaux, substances solides, liquides ou gazeuses résultant d'un processus de production, de fabrication ou d'utilisation.*

Dinoflagellés : *groupe d'espèces d'algues unicellulaires ayant en commun l'existence de deux flagelles leur permettant une relative mobilité.*

Diagenèse : *ensemble des phénomènes de consolidation ou de durcissement d'un dépôt sédimentaire.*

Efflorescence (bloom) : *développement rapide d'une microalgue entraînant la présence d'un grand nombre de cellules dans l'eau (plusieurs millions par litre) qui, dans certains cas, peut prendre la couleur de l'algue : eau colorée.*

- Élément : *en chimie, correspond à un corps simple, métal ou métalloïde.*
- Eutrophisation : *résultat de l'enrichissement excessif des eaux en substances nutritives, azotées, phosphorées ou carbonées.*
- Écotoxicité : *propriété d'une substance de provoquer des effets néfastes sur les organismes vivants et leur organisation fonctionnelle (écosystème).*
- Gamète : *cellule reproductive sexuée.*
- Géochimie : *science traitant des mécanismes liés au devenir des éléments et substances chimiques dans l'air, l'eau, les sols et les sédiments.*
- Germination : *phénomène par lequel une forme résistante (kyste) peut redonner une cellule vivante différenciée.*
- Hypoxie : *condition de milieu dans laquelle la teneur en oxygène est inférieure à sa teneur normale.*
- Kyste : *forme permettant à certains êtres unicellulaires de résister à des conditions de milieu défavorables.*
- Lagune : *bassin creusé en plein air et destiné à recevoir des eaux usées ou des boues en vue de leur traitement.*
- Modélisation : *représentation mathématique de lois physiques, chimiques ou biologiques permettant de décrire ou simuler des mécanismes.*
- Matières en suspension (Mes) : *substances solides présentes dans les eaux turbides.*
- Osmoprotecteur : *composé permettant de rééquilibrer les pressions osmotiques et donc de limiter les effets délétères.*
- Panache : *se dit de la zone de dispersion d'un rejet.*
- Pathogène : *qui détermine une maladie.*
- Phytoplancton : *algues microscopiques présentes dans les eaux et se multipliant par division cellulaire.*
- Ports autonomes : *ports nationaux gérés par un conseil d'administration indépendant et dont la tutelle est assurée par le ministère de l'Équipement et des Transports.*
- Ports d'intérêt national : *ports nationaux gérés par des organismes professionnels tels que les chambres de commerce.*
- Pouzzolane : *roche volcanique poreuse.*
- Protozoaire : *organisme vivant constitué par une cellule à noyau.*
- Pyrolyse : *chauffage en milieu non oxydant décomposant les substances traitées en fractions moins lourdes.*
- Quartile : *chacune des trois valeurs de la variable partageant une distribution en quatre parties égales et au-dessous desquelles se classent 1/4, 1/2, 3/4 des éléments d'une distribution statistique.*
- Le premier quartile est le quartile inférieur, le deuxième quartile correspond à la médiane. L'écart entre le premier et le troisième quartile (quartile supérieur) est dit interquartile.*
- Rejet : *action consistant à introduire dans le milieu marin des déchets solides ou liquides.*
- Sédiment : *dépôts solides ayant été transportés par l'eau ; ils peuvent être qualifiés de cohésifs ou non selon qu'ils sont consolidés ou non (sables).*

Substance chimique : *en chimie, se dit d'un corps simple ayant une structure carbonée.*

Toxicité : *capacité d'une substance de provoquer des perturbations des fonctions biologiques des organismes.*

Turbidité : *caractère d'une eau dont la transparence est limitée par la présence de matières solides en suspension.*

Variance : *en statistique, paramètre indicateur de la dispersion des points ; sa valeur est égale au carré de l'écart-type.*

Virus : *microorganisme infectieux, parasite absolu des cellules vivantes, possédant un seul type d'acide nucléique et synthétisant sa propre substance à partir de son seul stock génétique (sans échange métabolique).*

Sigles

| | |
|-----------|---|
| Afnor | Association française de normalisation |
| ADN | Acide désoxyribonucléique |
| AIAEA | Agence internationale de l'atome et de l'énergie atomique |
| AIPCN | Association internationale permanente des congrès de navigation |
| ASTM | American Society for Testing and Materials |
| ASMO | Environmental Assessment and Monitoring Committee (OsPar) |
| CEDA | Central Dredging Association |
| Ciem | Conseil international pour l'exploration de la mer |
| CL/50/100 | Concentration létale/50 %/100 % |
| CQEL | Cellule qualité des eaux littorales |
| CSE | Concentration sans effet |
| CSEO | Concentration sans effet observé |
| DDT | Dichloro-diphényl trichloréthane |
| Érod | Éthoxyrésorufine-O-dééthylase |
| Géode | Groupe d'étude et d'observation sur le dragage et l'environnement |
| GEOHAB | Global Ecology of Harmful Algal Blooms |
| GESAMP | Group of Experts of Scientific Advice on Marine Pollution |
| HCH | Hexachlorocyclohexane |
| IAPH | International Association of Ports and Harbors |
| IAWPRC | International Association on Water Pollution Research and Control |
| ISO | International Standard Organisation |
| IUPAC | International Union of Pure and Applied Chemistry |
| JO | Journal officiel de la République française |
| LDC | London Dumping Convention |
| LOEC | Lowest Observable Effect Concentration |
| NOEC | No Observable Effect Concentration |
| OCDE | Organisation de coopération et développement économique |
| OsPar | Convention d'Oslo et Paris |
| Parcom | Paris Commission |
| PCB | Polychlorobiphényles |
| PCDD/PCDF | Polychlorodibenzodioxine/polychlorodibenzofurane |
| PCR | Polymerase Chain Reaction |
| Réphy | Réseau de surveillance du phytoplancton toxique (Ifremer) |
| RNO | Réseau national d'observation de la qualité du milieu marin |

| | |
|-------------|---|
| SEBA | Sea Based Activities (OsPar) |
| SETAC | Society of Environmental Toxicology and Chemistry |
| TBT/DBT/MBT | Tributylétain/Dibutylétain/Monobutylétain |
| USEPA | United States Environmental Protection Agency |
| USACE | United States Army Corps of Engineers |

Unités

| | |
|---------|--|
| g | gramme |
| mg | milligramme |
| μ g | microgramme (millionième de gramme) |
| ng | nanogramme (milliardième de gramme) |
| pg | picogramme (millième de nanogramme) |
| E | Einstein : quantité d'énergie lumineuse utilisée en photochimie et égale au nombre d'Avogadro multiplié par l'énergie d'un photon de lumière à une fréquence donnée : pour la fréquence de la lumière naturelle $1 \mu\text{E} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ est égal à 55,56 lux |
| M | masse molaire : nM = nanomole (milliardième de la masse d'une mole) |
| Pa | Pascal ; unité de pression, $1 \text{ Pa} = 1 \text{ N} \cdot \text{m}^{-2} = 10^{-5} \text{ bar} = 9,87 \cdot 10^{-6}$ atmosphères |

Réalisation, mise en page : XLC (02 98 30 50 07)

Achevé d'imprimer sur les presses de Cloître Imprimeurs

ISBN 2-84433-014-2 / Dépôt légal 2^e trimestre 1999

© 1999, Ifremer. Tous droits de reproduction, même partielle,
par quelque procédé que ce soit, sont réservés pour tous pays.

Crédits photos : Couverture, port autonome Nantes - Saint-Nazaire
Ifremer, p. 22, 24, 40, 48, 61, 68, 83, 116, 135, 137, 138, 140, 142, 143, 174, 176.