



GROUPE D'ETUDES ET D'OBSERVATION
SUR LES DRAGAGES ET L'ENVIRONNEMENT



avec la collaboration du MEDDE

Rédaction des études d'impact d'opérations de dragage et d'immersion en milieu estuarien et marin

Annexe technique « Effets et impacts »

Août 2014



Comité de pilotage et remerciements

La rédaction de ce guide a été pilotée par des représentants de la Direction des Services de Transports (DGITM/DST), de la Direction de l'Eau et de la Biodiversité (DGALN/DEB), du CETMEF, de l'association Robin des Bois, du Comité National des Pêches et des Elevages Marins (CNPMEM), des Grands Ports Maritimes, du Port de Calais, du CG 29 et du CG 56, de la DDTM 50.

Le groupe GEODE adresse ses remerciements au Commissariat Général au Développement Durable (MEDDE), auquel ce guide a été proposé en relecture.

Guide rédigé par



Table des matières

Préambule.....	10
-----------------------	-----------

Chapitre 1 Techniques opératoires et pressions associées .11

1.1 Opérations de dragage.....	11
1.1.1 Typologie des opérations	11
1.1.1.1 Particularités des dragages d'entretien.....	12
1.1.1.2 Particularités des dragages de travaux neufs	13
1.1.2 Techniques de prélèvements ou de remobilisation de matériaux.....	13
1.1.2.1 Dragage par aspiration hydraulique	14
1.1.2.2 Dragage mécanique.....	17
1.1.2.3 Dragage hydrodynamique.....	18
1.1.2.4 Fluidification de vases ou « Active nautical depth »	19
1.1.2.5 Biodragage ou biorémédiation in situ.....	20
1.2 Opérations d'immersion	21
1.2.1 Typologie des opérations	21
1.2.2 Techniques d'immersion	22

Chapitre 2 Effets des dragages et des immersions sur le compartiment physique23

2.1 Effets sur la nature et la structure des fonds	23
2.1.1 Effets directs associés aux prélèvements de matériaux	23
2.1.2 Effets directs associés aux dépôts de matériaux.....	24
2.1.3 Effets indirects associés à la sédimentation de matériaux remis en suspension.....	25
2.2 Effets sur l'hydrodynamisme et les processus sédimentaires associés.....	27
2.3 Effets sur l'environnement acoustique.....	28
2.3.1 Notions de base sur le bruit	28
2.3.2 Effets sur l'ambiance acoustique marine	29
2.3.3 Effets sur l'ambiance acoustique aérienne	32
2.4 Effets et impacts sur l'environnement lumineux.....	33
2.4.1 Notions de base sur la lumière.....	33
2.4.2 Ondes lumineuses associées aux opérations de dragage et d'immersion	34
2.5 Effets et impacts sur l'occupation du plan d'eau.....	34

Chapitre 3 Effets des dragages et immersions sur la qualité des milieux.....35

3.1 Contaminants à considérer	35
3.1.1 Contaminants chimiques et organiques	35
3.1.1.1 Les éléments traces.....	36
3.1.1.2 Les organiques	38

3.1.1.3	Les organométalliques.....	39
3.1.1.4	Paramètres supplémentaires de la DCE.....	39
3.1.1.5	Synthèse sur la toxicité des contaminants.....	44
3.1.1.6	Cas des substances pharmaceutiques et hormones.....	47
3.1.2	Qualité microbiologique.....	47
3.1.2.1	Bactéries.....	48
3.1.2.2	Virus.....	50
3.1.2.3	Les germes indicateurs.....	51
3.1.3	Qualité phytoplanctonique.....	52
3.1.3.1	Alexandrium minutum.....	53
3.1.3.2	Prorocentrum minimum.....	54
3.1.3.3	Dinophysis sp.	55
3.1.3.4	Pseudo-nitzschia.....	56
3.1.4	Macrodéchets.....	57
3.1.5	Activités radiologiques.....	58
3.2	Effets sur la qualité des sédiments.....	61
3.2.1	Caractéristiques des sédiments.....	61
3.2.1.1	Granulométrie (% fractions granulométriques).....	61
3.2.1.2	Aluminium (Al).....	63
3.2.1.3	La matière organique.....	63
3.2.1.4	Les nutriments.....	63
3.2.2	Effets potentiels des dragages sur la qualité des sédiments en place ...	64
3.2.3	Effets potentiels des immersions sur la zone de dépôt.....	64
3.3	Effets sur la qualité des eaux.....	65
3.3.1	Effets potentiels.....	65
3.4	Effets sur la qualité de l'air.....	69
3.5	Effets sur la qualité de la matière vivante.....	70

Chapitre 4 Effets des dragages et immersions sur le compartiment biotique.....73

4.1	Effets potentiels sur le benthos.....	73
4.1.1	Effets directs liés à l'action mécanique des dragages.....	73
4.1.2	Effets directs liés à l'action mécanique des immersions.....	74
4.1.3	Effets indirects liés à la remise en suspension de particules et à leur sédimentation.....	74
4.1.4	Effets indirects liés à la modification des paramètres hydrosédimentaires.....	76
4.1.5	Effets indirects liés à la contamination des sédiments.....	76
4.1.6	Evolution de la structure des communautés après perturbation.....	76
4.2	Effets potentiels sur le plancton.....	78
4.2.1	Effets directs liés au dragage.....	78
4.2.2	Effets indirects liés à la remise en suspension des matériaux.....	78
4.2.2.1	Altération de la productivité.....	78
4.2.2.2	Efflorescences de phytoplancton toxique.....	79
4.3	Effets potentiels sur les algues et herbiers marins.....	79
4.3.1	Effets directs liés aux interactions mécaniques des opérations.....	80
4.3.2	Effets indirects liés à la remise en suspension de matériaux.....	80
4.3.2.1	Effets liés à la qualité des eaux.....	80
4.3.2.2	Effets liés à la sédimentation des particules.....	80

4.3.3 Effets indirects liés aux perturbations hydro-sédimentaires.....	81
4.4 Effets potentiels sur l'ichtyofaune	81
4.4.1 Effets directs liés aux interactions mécaniques des opérations.....	81
4.4.2 Effets indirects liés à la remise en suspension de matériaux et à leur sédimentation	82
4.4.2.1 Phénomènes d'asphyxie.....	82
4.4.2.2 Luminosité et comportement.....	83
4.4.2.3 Particules et reproduction	83
4.4.3 Effets indirects liés à la qualité des milieux.....	83
4.4.3.1 Destruction du benthos et alimentation.....	83
4.4.3.2 Contamination chimique et biologique	84
4.4.4 Effets indirects liés aux bruits.....	84
4.5 Effets potentiels sur les mammifères marins.....	86
4.5.1 Effets directs liés aux bruits des opérations.....	86
4.5.1.1 Rapport des mammifères marins au bruit.....	86
4.5.1.2 Effets des opérations	88
4.5.2 Effets directs liés à l'occupation du plan d'eau	89
4.5.3 Effets indirects liés à la contamination chimique et biologique	90
4.5.4 Effets indirects liés aux émissions lumineuses	90
4.6 Effets potentiels sur l'avifaune.....	90
4.6.1 Effets directs liés aux bruits des opérations ou à la présence d'engins .	90
4.6.2 Effets indirects liés à l'altération d'habitats supports	91
4.6.3 Effets indirects liés à la remise en suspension de matériaux	91
4.6.4 Effets indirects liés à la contamination chimique et biologique	91
4.6.5 Effets indirects liés aux émissions lumineuses	92
Chapitre 5 Effets des dragages et des immersions sur les activités et les usages.....	93
5.1 Pêche.....	93
5.1.1 Effets indirects liés à la perturbation de la ressource halieutique	93
5.1.1.1 Altération directe de la ressource par prélèvement ou étouffement.....	94
5.1.1.2 Altération indirecte par dégradation de l'habitat.....	94
5.1.1.3 Altération indirecte par dégradation de la qualité des milieux	94
5.1.2 Effets indirects liés à la modification de la nature et la topographie des fonds.....	94
5.2 La mariculture.....	95
5.2.1 Effets indirects liés aux matières mises en suspension.....	95
5.2.2 Effets indirects liés à la contamination des eaux	95
5.3 Effets sur la navigation	96
5.4 Effets sur la qualité de vie résidentielle.....	96
5.4.1 Effets liés au bruit.....	96
5.4.2 Effets liés à la modification du paysage	96
5.5 Effets sur le patrimoine archéologique et historique.....	96
5.6 Effets sur les ressources minières	97
Chapitre 6 Synthèse des effets.....	98

Liste des figures

Figure 1 : Opération de dragage de port 2000 au Havre (Crédit photo : Mer et marine)	11
Figure 2 : Schéma fonctionnel d'une drague aspiratrice (source : Larousse)	14
Figure 3 : Refoulement de matériaux dragués dans le puits d'une drague (Source : Ifremer).....	15
Figure 4 : Drague hydraulique à tête désagrégatrice.....	15
Figure 5 : Illustration des types d'empreintes laissées par une drague aspiratrice en marche sur les fonds	16
Figure 6 : Illustration des types d'empreintes laissées par une drague aspiratrice stationnaire	16
Figure 7 : Le Milouin et l'André Gendre à Nantes (Crédit : MER ET MARINE).....	18
Figure 8 : Le <i>Rochevilaine</i> destiné à draguer les secteurs sensibles de l'estuaire de la Vilaine (Source : EPTB).....	19
Figure 9 : Représentation de la destination des sédiments des grands ports maritimes en France métropolitaine en 2010 (Source : CETMEF 2013)	21
Figure 10 : Représentation de la destination des sédiments des autres ports par façade maritime en France métropolitaine en 2010 (Source : CETMEF 2013)	21
Figure 11 : La drague <i>Pierre Lefort</i> (Crédit : Saint-Nazaire Marine)	22
Figure 12 : Dragage et immersion par refoulement en conduite	22
Figure 13 : Traces de dragage provoquées par une drague hydraulique en marche. A : zone draguée ; B : limite de zone draguée ; C : zone non draguée (Nicoletti et al., 2006)	23
Figure 14 : Mise en évidence des dépôts de clapage sur carte bathymétrique et sur mosaïque sonar sur une zone de dépôt du Morbihan.....	24
Figure 15 : Sédimentation de particules fines dans un sillon issu d'une opération de dragage (Crown Estate, 1994)	25
Figure 16: Hydrodynamisme d'un système côtier.....	27
Figure 17 : Illustration des valeurs de pression acoustique dB_{rms} et $dB_{pic-pic}$	28
Figure 18 : Illustration des différentes sources de bruit générées par une opération de dragage hydraulique avec refoulement directe par canalisation (CEDA, 2011)	29
Figure 19 : Illustration des différentes sources de bruit générées par une opération de dragage mécanique à benne preneuse sur barge (CEDA, 2011)	30
Figure 20 : Spectre d'un bruit généré par l'activité d'une drague aspiratrice enregistré à différentes distances de la source (Defra, 2003)	30
Figure 21 : Spectres de la lumière visible	33
Figure 22 : Illustrations d'éclairages nocturnes sur chantiers de dragage	34
Figure 23 : <i>Alexandrium sp.</i> (Source : Ifremer).....	53
Figure 24 : <i>Prorocentrum minimum</i> (Source : Ifremer)	54
Figure 25 : <i>Dinophysis sp.</i> (Source : Ifremer)	55
Figure 26 : <i>Dinophysis sp.</i> (Source : Ifremer)	56
Figure 27 : Origine des radioéléments susceptibles d'être présents dans l'hydrosystème	59
Figure 28 : Rayonnement et périodes des principaux radioéléments	60
Figure 29 : Triangle des textures	62
Figure 30 : Illustration de la chute des matériaux lors d'une immersion par clapage.....	65
Figure 31 : Illustration de la bioamplification (Source Ifremer).....	71
Figure 32 : Diagramme simplifié du flux de carbone d'une chaîne trophique à base phytoplanctonique dans les eaux continentales de la Mer du Nord (D'après Steele, 1965).....	72

Figure 33 : Schéma simplifié de l'évolution du nombre d'individus, du nombre d'espèces et de la biomasse lors du processus de recolonisation, extrait de Toupin 2004 (d'après Newell et al. 1998, et basé sur Pearson et Rosenberg, 1978 ; Roads et al., 1978).....	77
Figure 34 : Kyste d' <i>Alexandrium tamarense</i> prélevé dans les couches profondes du sédiment et estimé à une centaine d'années. La barre d'échelle représente 20 µm. (Miyazono et al., 2012).....	79
Figure 35 : Illustration d'espèces sensibles au dragage et aux immersions dans leur habitat.....	82
Figure 36 : Audiogramme de différentes espèces de poissons présentes en Atlantique. La sensibilité potentielle face aux opérations de dragage est représentée par un code couleur (rouge : forte ; orange : moyenne) (de Thomsen, 2009)	85
Figure 37 : Gammes de fréquences d'audition par groupe fonctionnel de mammifères marins (Southall et al., 2007).....	88
Figure 38 : Otaries se reposant sur des quais liés aux opérations de dragage du port de San Diego (Billy Traveler, Octobre 2012) et sur des conduites de refoulement flottantes, CEDA (2009).....	89
Figure 39 : Schéma de synthèse des relations de cause à effet des opérations de dragage sur les milieux naturels	99
Figure 40 : Schéma de synthèse des relations de cause à effet des opérations d'immersion sur les milieux naturels	100

Liste des tableaux

Tableau 1 : Niveaux sonores de différentes sources anthropiques en milieu marin (Thomsen, 2009 in OSPAR, 2009).....	31
Tableau 2 : Niveaux sonores aériens de différents outils de dragage (Source : SVT Engineering Consultants, 2008).....	32
Tableau 3 : Dimensions moyennes, maximales et minimales des dragues hydrauliques conçues pour fonctionner en marche en activité dans le monde (d'après Clarkson Research Services in Lloyd Jones et al., 2010).....	34
Tableau 4 : Synthèse des seuils de toxicité disponibles pour les principaux contaminants.....	44
Tableau 5 : Rapport CS/ SF pour la connaissance de l'origine de la contamination fécale.	52
Tableau 6 : Classes granulométriques	62
Tableau 7 : Classes de sédiments.....	62
Tableau 8 : Influence à court terme du dragage sur les communauté benthiques, d'après les paramètres de biomasse, nombre d'individus et nombre d'espèces (modifié de Newell et al., 1998).....	74
Tableau 9 : Réaction des oiseaux à l'éclairage d'une plateforme pétrolière offshore lors d'une période de migration, pour une intensité lumineuse de 30 kW.....	92

Préambule

La présente annexe est une synthèse des différents effets pouvant potentiellement être générés par les opérations de dragage et d'immersion. Son objectif est de fournir au guide méthodologique une illustration pratique des relations de cause à effet pouvant être provoquées par ces opérations sur les différents compartiments de l'environnement.

Conformément aux définitions des effets et impacts définis dans le guide, cette annexe porte uniquement sur la description des effets, et ne préjuge pas de l'importance de leurs conséquences potentielles sur la viabilité des écosystèmes ou des usages, celle-ci ne pouvant être pertinemment évaluée que vis-à-vis d'un contexte opérationnel et environnemental bien défini.

Cette synthèse non exhaustive a pour objectif de présenter l'ensemble des grandes catégories d'effets à considérer dans le cadre de ces opérations. Elle doit notamment faciliter la prise en compte des interrelations entre différents compartiments et différents effets.

- Le chapitre 1 décrit la typologie des opérations de dragage et d'immersion et fournit des informations sur les techniques opératoires des projets. Il s'agit de donner une image relativement précise du déroulement technique des opérations afin de mieux comprendre leurs interactions avec les milieux.
- Le chapitre 2 décrit les effets sur le milieu physique et plus particulièrement sur la nature et la structure des fonds, l'hydrodynamisme et les processus sédimentaires, l'ambiance acoustique et l'ambiance lumineuse.
- Le chapitre 3 décrit les effets sur la qualité des milieux et plus particulièrement les substances et agents contaminants à considérer, les effets sur la qualité des sédiments, la qualité des eaux, la qualité de l'air et la qualité de la matière vivante.
- Le chapitre 4 décrit les effets sur le milieu biotique et plus particulièrement le benthos, le plancton, les algues et herbiers, l'ichtyofaune, les mammifères marins et l'avifaune.
- Le chapitre 5 décrit les effets sur les activités et les usages, et plus particulièrement la pêche, la mariculture, la navigation, le patrimoine, la qualité de vie et les ressources minières.
- Le chapitre 6 propose enfin deux schémas de synthèse récapitulatifs des différents liens de cause à effet pouvant être reliés aux opérations de dragage et d'immersion.

Les effets sur la santé ne sont pas abordés directement dans ce document. Pour s'informer sur ces aspects, se référer au guide sur l'évaluation des risques sanitaires des opérations de dragage et d'immersion.

Chapitre 1 Techniques opératoires et pressions associées

1.1 Opérations de dragage

1.1.1 Typologie des opérations

On appelle dragage l'opération qui consiste à extraire les matériaux situés sur le fond d'un plan d'eau.

L'objectif peut être de réaliser des travaux portuaires, d'entretenir les profondeurs de navigation, d'effectuer des opérations de remblaiement pour reconstituer les plages ou gagner des terres sur la mer ou d'extraire des granulats marins pour répondre aux besoins du secteur de la construction. Les dragages d'extraction de granulats ne sont pas traités dans ce guide.



Figure 1 : Opération de dragage de port 2000 au Havre
(Crédit photo : Mer et marine)

Les dragages concernent en premier lieu les ports, pour lesquels ces opérations constituent une nécessité au maintien de leur activité, lorsque leurs eaux sont trop peu profondes et/ou qu'ils sont soumis à des apports sédimentaires. Ils sont justifiés par l'accumulation dans les bassins portuaires et dans les chenaux de navigation, de matériaux provenant du bassin versant et/ou de la mer et visent ainsi à rétablir des tirants d'eau suffisants pour permettre la libre circulation et la sécurité des navires. Ce sont les dragages dits d'entretien.

Ils sont également employés dans le cadre de travaux neufs pour créer de nouveaux espaces navigables ou de nouvelles infrastructures portuaires. La massification des navires de commerce et donc l'augmentation de leur besoin en tirant d'eau nécessite notamment le creusement de chenaux de navigation plus profonds. Si les plus gros volumes sont générés par les ports industriels et de commerce, maillons centraux du développement du trafic maritime et fluvial, ces opérations sont tout aussi nécessaires aux ports de taille plus modeste, soutenant des activités de pêche ou de plaisance.

D'autres causes justifient moins fréquemment le recours à des dragages : la lutte contre les inondations en zone estuarienne, la défense contre la mer et le maintien du trait de côte sur des zones littorales sensibles à l'érosion, l'entretien des accès à des prises d'eau, certains travaux d'aménagements, etc.

On distinguera ici deux grands types d'opération : les **opérations d'entretien** et les **opérations neuves**.

Au-delà de cette distinction d'objectifs, de nombreux facteurs affectent la typologie des opérations. Parmi ceux-ci on distingue : **les caractéristiques techniques de l'opération** (outil employé, volume déplacé, fréquence des interventions, etc.), et **les configurations de milieu** (habitat, matériaux, etc.).

1.1.1.1 Particularités des dragages d'entretien

Les méthodes de travail devant être mises en œuvre pour réaliser des dragages d'entretien dépendent étroitement de la configuration géomorphologique de la zone de projet, et des distinctions importantes peuvent être faites entre :

- les ports estuariens où la sédimentation est très souvent constituée 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,
- et les bassins où la sédimentation est liée à la décantation des matières en suspension chargées en particules fines.

Chenaux d'accès des ports estuariens

Dans les estuaires, la conjonction du débit du fleuve et de la marée induit la formation d'un stock sédimentaire, présentant des particules fines, constituant le « bouchon vaseux ». Ce stock sédimentaire explique les fortes turbidités et la sédimentation importantes rencontrées dans le milieu estuarien. Une partie de cette masse considérable de sédiments et de matières en suspension est naturellement dans les chenaux de navigation, zones d'évitage, souilles et bassins des ports selon leur disposition et y sédimentent. Elle provoque alors un exhaussement continu des fonds de ces secteurs qui s'ensavent ou s'ensablent donc naturellement.

Dans les estuaires, le rythme élevé de sédimentation et l'imprévisibilité des phénomènes météorologiques imposent d'une part que le dragage d'entretien ait lieu toute l'année - il ne peut être réduit à des campagnes saisonnières - et d'autre part, que le dragage puisse avoir lieu à toute heure sous un préavis très court.

Les dragages sont généralement réalisés par des dragues hydrauliques. Les dragages à l'américaine peuvent être employés pour des besoins urgents à condition que les conditions hydrodynamiques locales permettent un transport suffisant des matières en suspension.

La gestion des vases de fond de chenaux par la méthode dite « *Active nautical depth* » commence également à se développer à l'international.

Chenaux d'accès des ports maritimes

Dans ce type de chenal, la sédimentation est généralement moindre et à dominante sableuse. Les sédiments sont de ce fait moins contaminés que ce qui peut être observé en estuaire ou en bassin portuaire. Ils sont le plus souvent extraits par le biais de dragues hydrauliques voire mécaniques et évacués en mer.

Bassins portuaires

La courantologie et l'agitation généralement limitées dans les bassins portuaires favorisent la sédimentation des particules fines de la colonne d'eau et l'ensablement des bassins. Les fréquences de sédimentation sont plus régulières permettant une meilleure programmation de la périodicité des dragages.

Ces milieux confinés peuvent accumuler des contaminants et les techniques de dragage mises en œuvre doivent prendre cet aspect en compte afin de limiter au maximum la dispersion de ces contaminants. Les dragues mécaniques, de type drague à godets ou à pelle, permettent de conserver des vases compactes. Les dragues hydrauliques absorbent une mixture d'eau et de sédiment souvent beaucoup plus diluée. Le dragage par jet d'eau dit Jet Sed remobilise les sédiments et les polluants pour les déplacer plus loin sans retrait du milieu marin.

1.1.1.2 Particularités des dragages de travaux neufs

Dans le cas de la construction d'aménagements nouveaux, les matériaux déplacés sont de nature diverse (roche, sable, terre, argile, graviers ou vase). Une partie des terrassements peut se faire par voie terrestre et ne nécessite donc pas l'intervention d'une drague.

La sensibilité des milieux doit être considérée en fonction des espaces aménagés. Les travaux peuvent engendrer des perturbations des caractéristiques physiques (hydrodynamisme, sédimentologie) et biologiques (destruction d'espèces) des sites. Hormis les sédiments de surface, l'essentiel des matériaux extraits concerne des strates peu sensibles aux altérations de surface. Ces matériaux « profonds » présentent généralement moins de problématiques de contamination, sauf si les strates inférieures de sédiments sont porteuses d'une contamination historique.

1.1.2 Techniques de prélèvements ou de remobilisation de matériaux

Les techniques et outils de dragage existants sont nombreux et conditionnent la manière dont les fonds seront remaniés pour une opération donnée. Afin de définir les effets et impacts potentiellement associés aux prélèvements ou plus largement à la remobilisation des matériaux, il est nécessaire de comprendre les processus mécaniques en jeu.

On distingue ainsi aujourd'hui en France :

- Les dragages hydrauliques,
- Les dragages mécaniques,
- Les dragages hydrodynamiques (injection d'eau, à l'américaine, rotodévasage),
- Dragage par fluidification des vases ou « Active nautical depth »,
- Biodragage ou biorémédiation in situ.

Le dragage hydraulique constitue la technique majoritaire tant dans les grands ports maritimes que dans les autres ports, où elle représentait en 2010 respectivement 71,3 % et 86,3 % des opérations. Le dragage mécanique arrive en deuxième position, le plus souvent en appui d'un dragage hydraulique sur des configurations opérationnelles spécifiques : on parle alors de dragage mixte. Pour les petits ports dont la configuration spatiale ne permet pas une intervention par dragage hydraulique, les dragages mécaniques sont majoritaires.

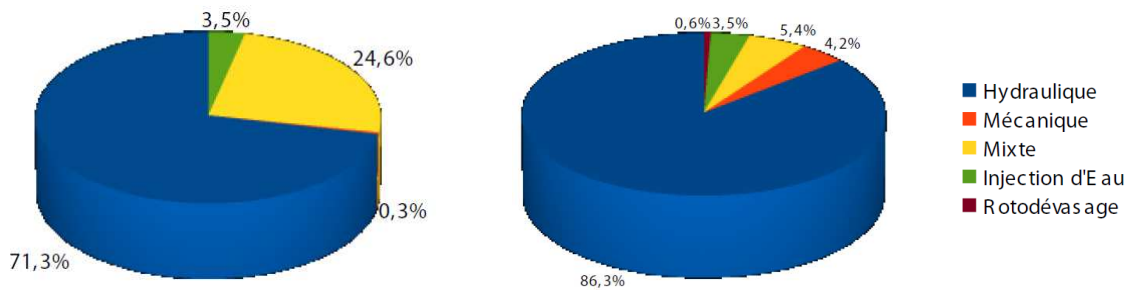


Figure 2 Répartition des techniques de dragage dans les Grands Ports Maritimes (gauche) et autres ports (droite) en % en 2010 (Source : CETMEF 2013)

1.1.2.1 Dragage par aspiration hydraulique

Principale technique utilisée en France, elle fonctionne par aspiration d'un mélange de substrat et d'eau par des pompes centrifuges au travers d'un tube appelé **élinde** muni d'un embout, le 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.

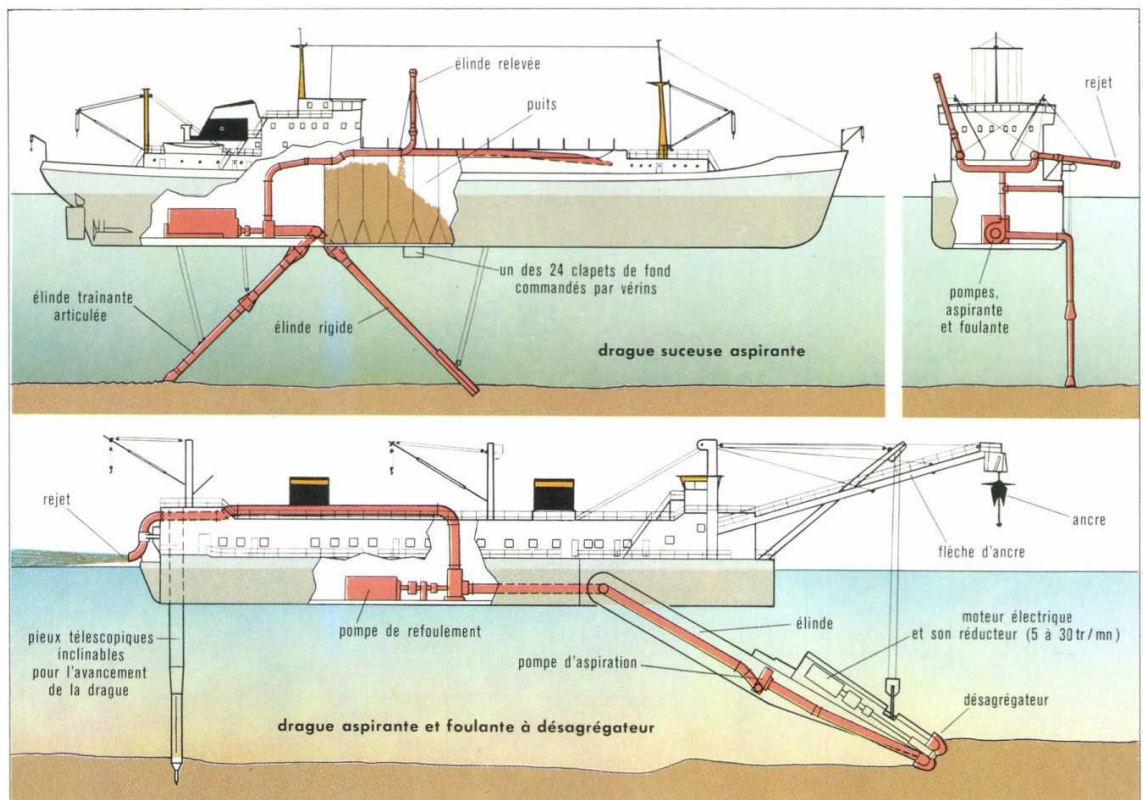


Figure 2 : Schéma fonctionnel d'une drague aspiratrice (source : Larousse)

Pour les dragues hydrauliques les plus couramment utilisées en France sur des opérations d'entretien générant des volumes importants, le volume du puits est généralement compris entre quelques centaines et quelques milliers de mètres cubes (la drague *Samuel de Champlain* du Grand Port Maritime de Nantes Saint-Nazaire constitue la drague de plus forte capacité dans cette catégorie de travaux avec 8 500 m³). La profondeur de dragage est inférieure ou égale à une trentaine de mètres. A noter que pour des opérations de travaux neufs nécessitant le dragage de volumes exceptionnels (plusieurs centaines de milliers à plusieurs millions de mètres cubes), des dragues de très forte capacité peuvent être amenées à intervenir.



Figure 3 : Refoulement de matériaux dragués dans le puits d'une drague (Source : Ifremer)

L'efficacité peut être augmentée par l'adjonction d'un **désagrégateur** (sorte de fraise en acier à lames ou à griffes) au niveau du bec d'élinde qui agit par fragmentation du substrat. L'ajout de dispositifs rotatifs réduit en outre les phénomènes de remise en suspension au niveau de la tête d'élinde.

Enfin, des grilles de maille variable peuvent également être placées en tête d'élinde afin de sélectionner les tailles maximales de matériaux à prélever.



Figure 4 : Drague hydraulique à tête désagrégatrice

Les dragues aspiratrices peuvent être exploitées selon deux modes : en marche et de manière stationnaire.

• **La drague aspiratrice en marche**

Le dragage se fait en marche à vitesse réduite. L'eau aspirée par l'élinde provoque un affouillement intense des fonds sous le bec qui laisse après son passage, un sillon d'une profondeur de 0,20 m à 0,50 m en général, jusqu'à 1 m, suivant les conditions de dragage et le type de bec. La mixture est ensuite refoulée dans les puits à déblais de l'engin où elle décante jusqu'à un remplissage convenable. Il est possible alors de densifier la mixture présente dans les puits en continuant à draguer. Ce procédé est appelé surverse de densification. Ces surverses ne sont néanmoins quasiment jamais mises en pratiques dans le cadre de dragages du fait de l'accroissement de la turbidité des eaux qu'elles provoquent.

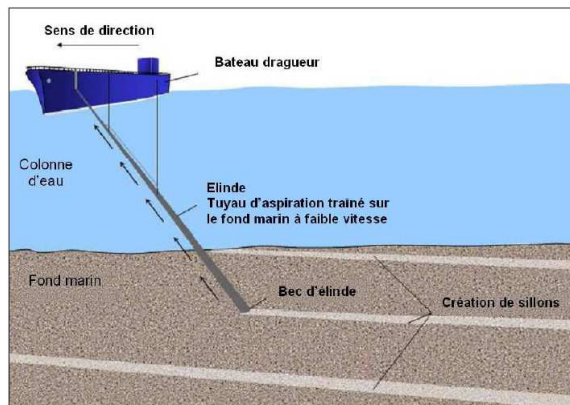


Figure 5 : Illustration des types d'empreintes laissées par une drague aspiratrice en marche sur les fonds

• **La drague aspiratrice stationnaire**

Ces dragues travaillent de façon stationnaire, sur pieux ou sur ancres. Elles sont généralement utilisées en milieu portuaire pour l'excavation des matériaux non cohésifs et des sables peu compacts, dans des zones trop étroites pour permettre les évolutions d'une drague aspiratrice en marche. Son principal avantage est un rendement supérieur à toute drague de puissance comparable (jusqu'à 7 000 m³/h). Appliquée ponctuellement, elle forme des dépressions circulaires dont la profondeur et le diamètre peuvent atteindre plusieurs mètres, ajustées en fonction des objectifs de dragage.

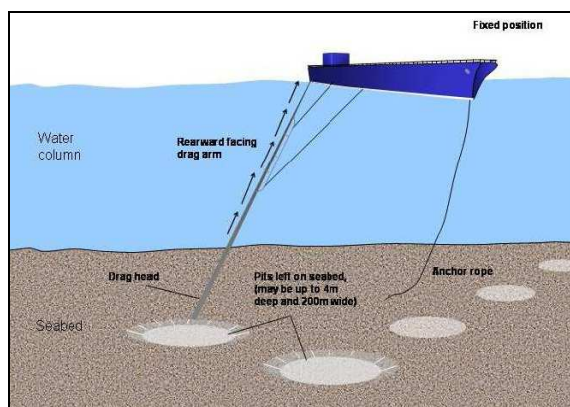
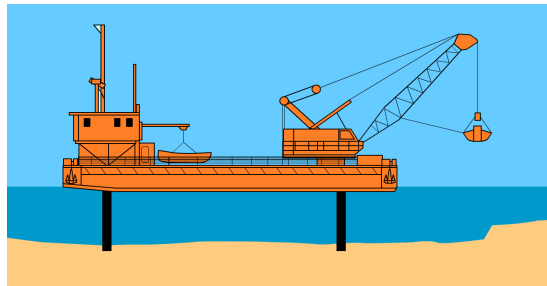


Figure 6 : Illustration des types d'empreintes laissées par une drague aspiratrice stationnaire

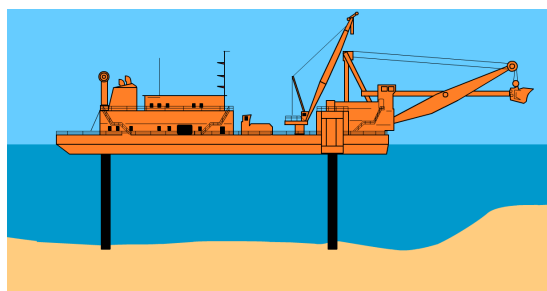
1.1.2.2 Dragage mécanique

En France, les modèles de dragues mécaniques les plus représentées sont les **dragues à benne preneuse**, les **dragues à pelle** et les **dragues à godets**.

La benne preneuse, la plus utilisée, est déposée sur le fond en position ouverte et pénètre dans le matériau à draguer sous l'effet de son poids et de l'action du mécanisme de fermeture. Le relâchement du filin fermant la benne permet de verser le contenu de celle-ci dans le puits à déblais de la drague, dans un chaland ou à terre.

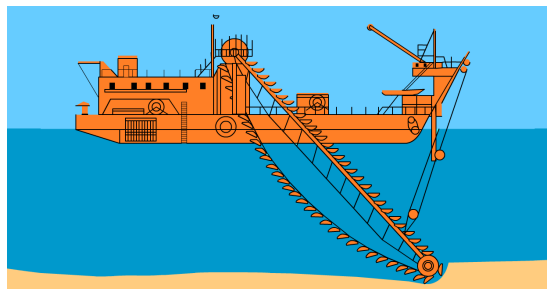


La drague à pelle fonctionne quant à elle selon le même principe que les engins de chantier à pelle terrestre, sur la base d'un godet articulé fixé à l'extrémité d'un bras orientable.



Ces deux types de dragues créent des dépressions ponctuelles et localisées dans le substrat.

La drague dite à godets fonctionne quant à elle, selon un système de godets montés en chaîne qui prélèvent progressivement le substrat par déplacement lent du navire.



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).

Les dragues niveleuses peuvent enfin être rattachées à cette catégorie de dragues mécaniques. Utilisées de manière plus anecdotique, elles modifient la structure du fond par tractage d'équipements permettant d'homogénéiser sa surface. Dans ce cas particulier, il n'y a pas d'extraction à proprement parler mais une homogénéisation du fond par déplacement de sédiments. Elles peuvent être utilisées pour déplacer des matériaux difficilement accessibles par certains types de drague, vers des zones où ils pourront être prélevés plus aisément.

1.1.2.3 Dragage hydrodynamique

Le dragage hydrodynamique consiste à mettre les sédiments en suspension dans la colonne d'eau afin qu'ils se déplacent sous l'effet des courants, des forces gravitationnelles ou encore sous l'action mécanique de l'outil. Il n'y a pas pour cette technique de prélèvements à proprement parler des matériaux. Le dragage et l'immersion sont en quelque sorte simultanés. Cette technique nécessite la présence de forts courants et ne peut être appliquée que dans des zones peu vulnérables à la turbidité du fait de la remise en suspension de matière qu'elle provoque. Elle est ainsi essentiellement mise en œuvre en milieu estuarien.

On distingue trois techniques principales de dragage hydrodynamique : le **dragage par injection d'eau**, le **dragage à l'américaine**, et le **rotodévasage**.

- **Dragage par injection d'eau**

Le dragage par injection d'eau repose sur le principe des courants de densité. Une importante quantité d'eau est injectée dans les sédiments par l'intermédiaire de buses orientées perpendiculairement au mouvement de la drague. Les sédiments se fluidifient et se désolidarisent et un fluide de densité supérieure à l'eau est ainsi créé. Cette mixture se déplace alors sur le fond sous l'effet des courants et des forces de gravité.



Figure 7 : Le Milouin et l'André Gendre à Nantes (Crédit : MER ET MARINE)

- **Dragage à l'américaine**

La technique de dragage à l'américaine repose sur un dragage hydraulique par drague aspiratrice durant lequel le sédiment pompé est rejeté en continu dans la colonne d'eau, soit au bordé, soit par clapets ouverts. Cette technique 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.

Le dragage à l'américaine est utilisé occasionnellement dans certains estuaires où cette pratique persiste ponctuellement pour répondre à la nécessité d'évacuer rapidement des matériaux encombrant le chenal en liaison avec l'arrivée d'un navire de fort tirant d'eau et qui ne peuvent être transportés et immergés sur le site de dépôt faute de temps.

Le recours à ce type de dragage se justifie par des raisons uniquement économiques et non environnementales.

- **Le rotodévasage**

Le rotodévasage consiste à remettre les sédiments en suspension par le biais d'une embarcation munie d'une fraise horizontale de plusieurs mètres de large. L'action de la fraise sur la surface des fonds désolidarise le matériau qui est alors remis en suspension et transporté par les courants de fond.

Le format compact des outils d'intervention permet une utilisation dans les chenaux peu profonds.

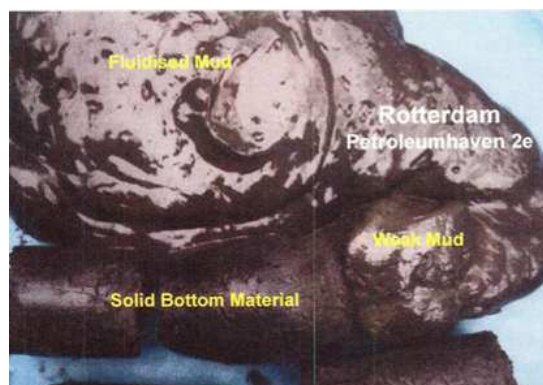


Figure 8 : Le Rochevilaine destiné à draguer les secteurs sensibles de l'estuaire de la Vilaine (Source : EPTB)

1.1.2.4 Fluidification de vases ou « Active nautical depth »

Depuis quelques années, certains grands ports maritimes à l'international expérimentent de nouvelles techniques de gestion *in situ* de l'accumulation des sédiments dans les voies navigables. Parmi elles, la méthode « *Active nautical depth* ». **Cette technique consiste à fluidifier des sédiments à forte teneur en eau et en vase, de façon à pouvoir les conserver sur place sans qu'ils gênent la navigation.**

Ce processus utilise l'agitation de la vase pour éviter sa consolidation lors de sa sédimentation. Il serait réalisable sur des sédiments en suspension ou des vases ayant des valeurs de densité moyenne comprise entre 1 100 et 1 300 kg/m³. La structure sédimentaire des fonds est fluidifiée et ré-aérée jusqu'à obtenir un nuage de vase qui permette la navigation. La ré-oxygénation des sédiments entraîne par ailleurs la prolifération de bactéries aérobies qui sécrètent de grandes quantités de substances exopolymériques qui retardent le retour des matériaux à une phase consolidée.



Evolution de la structure des fonds en fonction de l'avancement du processus de fluidification (Source : N. Greize, R. Wurpts)

Cette fluidification / aération peut être réalisée selon deux méthodes principales :

- **par dragage hydraulique et refoulement sur les fonds** : en passant à travers les pompes, le matériau devient plus fluide. L'opération répétée périodiquement permet de maintenir la fluidité des sédiments ou des vases ;
- **par injection d'eau directement dans la vase** : les liens inter-particulaires sont détruits, fluidifiant le matériau et réduisant sa consolidation.

1.1.2.5 Biodragage ou biorémédiation in situ

Le biodragage se base sur la biodégradation de la matière organique contenue dans les sédiments par injection de matériel microbiologique à la surface des vases à draguer. Les bactéries agissent sur les complexes organiques des vases en réduisant leur taille sous l'action d'enzymes exocellulaires. Ces molécules transformées sont soit digérées par les bactéries initiales, soit remises en circulation dans le milieu et consommées par d'autres organismes. La déstructuration progressive de la matière organique et sa digestion par les bactéries aboutit peu à peu à la minéralisation des sédiments. L'intervention se déroule généralement en trois étapes :

- **l'étape mécanique** qui a pour but de rompre la cohésion des matériaux et de permettre un meilleur contact et mélange avec les amendements et les bactéries ;
- **l'étape chimique** qui a pour but de conditionner les boues par adjonction d'amendements favorisant la digestion des matières organiques par les micro-organismes ciblés ;
- **l'étape biologique** assurée par les bactéries. La dégradation peut être réalisée de manière aérobie, rapide mais nécessitant un apport d'oxygène, ou de manière anaérobie nécessitant peu d'intervention en termes d'amendement mais qui s'avère être un processus plus lent.

Deux types de matériel bactériologique majeurs peuvent être distingués :

- **des bactéries endogènes** : des souches locales présentant des caractéristiques intéressantes sont prélevées et multipliées en vue d'une réinjection ultérieure selon les techniques présentées ci-avant ;
- **des bactéries exogènes** : des souches externes au site présentant des spécificités propres en termes de dégradation (ciblées sur les hydrocarbures par exemple) sont employées.

Cette technique a un champ d'application limité dans le sens où elle ne s'attaque qu'à la fraction organique des sédiments à draguer et qu'elle nécessite des moyens d'intervention très localisés, et des conditions hydrodynamiques très restrictives. Cette technique ne consiste pas à extraire des sédiments, mais permet de gagner de la hauteur d'eau par réduction de l'épaisseur des dépôts sur le fond.

A noter que cette technique reste expérimentale et qu'elle ne fait pas l'objet, pour l'instant, d'une validation scientifique ni technique et qu'elle soulève un certain nombre d'interrogations (efficacité, persistance et impact des micro-organismes utilisés, etc.).

Dans ce contexte, le groupe GEODE a initié une réflexion sur le biotraitement des vases portuaires.

1.2 Opérations d'immersion

1.2.1 Typologie des opérations

On désigne par immersion le processus par lequel des matériaux extraits du fond d'un plan d'eau en un endroit sont déposés sur les fonds d'un plan d'eau en un autre endroit.

Si l'immersion constitue aujourd'hui la principale filière de gestion des matériaux de dragage, d'autres filières existent : la gestion à terre en dépôt ou la valorisation (comme remblais par exemple), le rechargement de plages (dans ce cas particulier, l'opération de dragage a généralement pour unique objectif de fournir des matériaux de rechargement)...

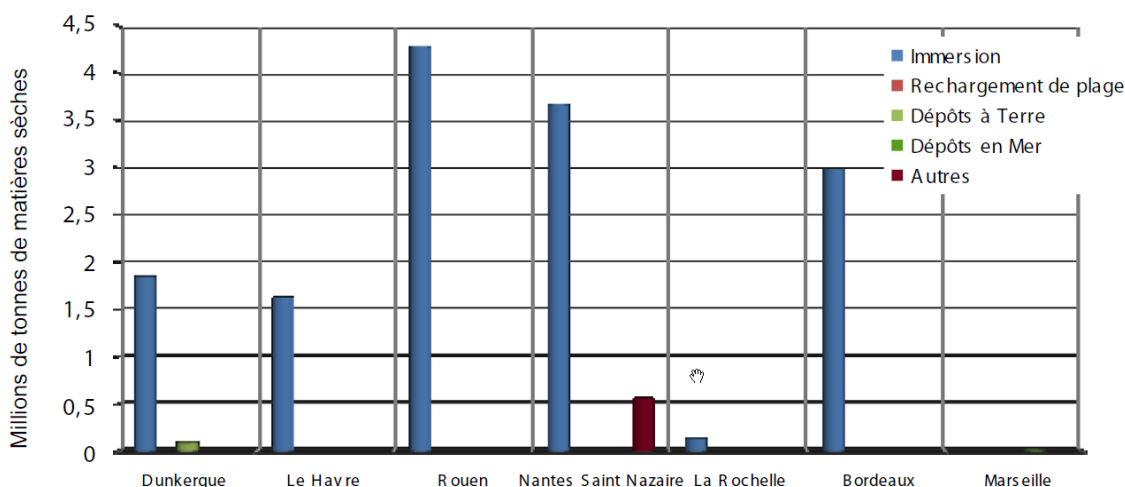


Figure 9 : Représentation de la destination des sédiments des grands ports maritimes en France métropolitaine en 2010 (Source : CETMEF 2013)

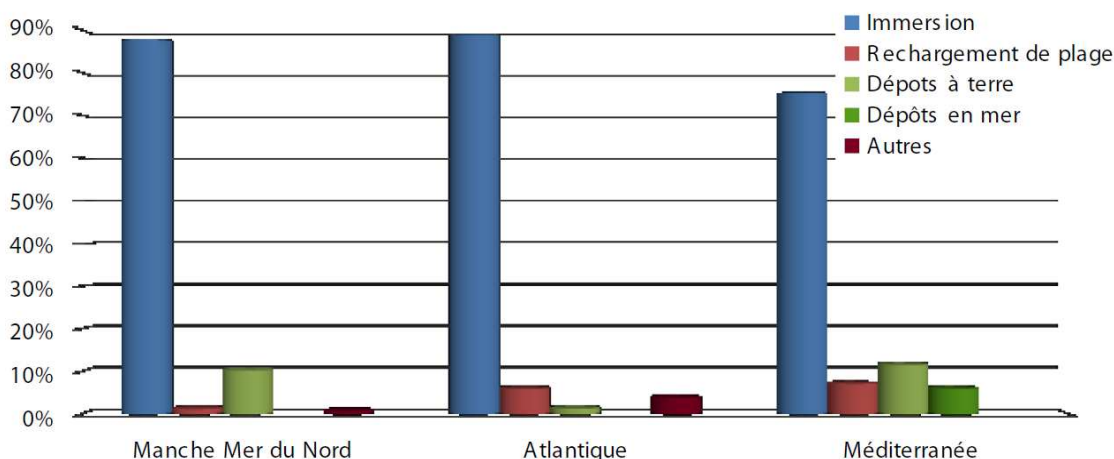


Figure 10 : Représentation de la destination des sédiments des autres ports par façade maritime en France métropolitaine en 2010 (Source : CETMEF 2013)

C'est en Méditerranée que ces solutions alternatives sont les mieux représentées, d'une part du fait de volumes dragués beaucoup moins importants que sur les autres façades et d'autre part du fait que les besoins de matériaux pour la lutte contre l'érosion des côtes sont eux aussi élevés.

Les volumes immergés en France varient en fonction de la façade considérée, du type de port à l'origine des dragages, et de la disponibilité des autres modes d'évacuation des déblais. Les GPM assurent seuls 85 % du volume total immergé, soit 32,6 Mm³. Ces volumes doivent être nuancés par le fait que les dragages décompactent les matériaux, augmentant ainsi leur volume par foisonnement.

1.2.2 Techniques d'immersion

Différentes techniques d'immersions sont utilisées à ce jour. Elles peuvent présenter des impacts potentiels différents en fonction des compartiments de l'environnement touchés. Les principales techniques sont décrites ci-joint :

- **Immersion par clapage**

Le principe du clapage repose sur le déversement des matériaux par fond de cale : les navires sont spécifiquement conçus de sorte à ce que leur cale puisse s'ouvrir en deux et ainsi libérer les matériaux contenu dans la cale ou le puits.

Les matériaux ainsi libérés chutent depuis la surface vers les fonds marins à une vitesse dépendante de leur granulométrie et des caractéristiques environnementales locales.



Figure 11 : La drague *Pierre Lefort* (Crédit : Saint-Nazaire Marine)

- **Immersion par rejet hydraulique**

Le principe de l'immersion par rejet hydraulique repose sur un transfert des matériaux de la drague vers une zone de dépôt au travers d'une conduite. Lorsque cette technique est appliquée, c'est généralement en appui d'un dragage hydraulique par aspiration. La conduite peut être flottante ou non, et refouler les matériaux en surface ou au fond.



Figure 12 : Dragage et immersion par refoulement en conduite

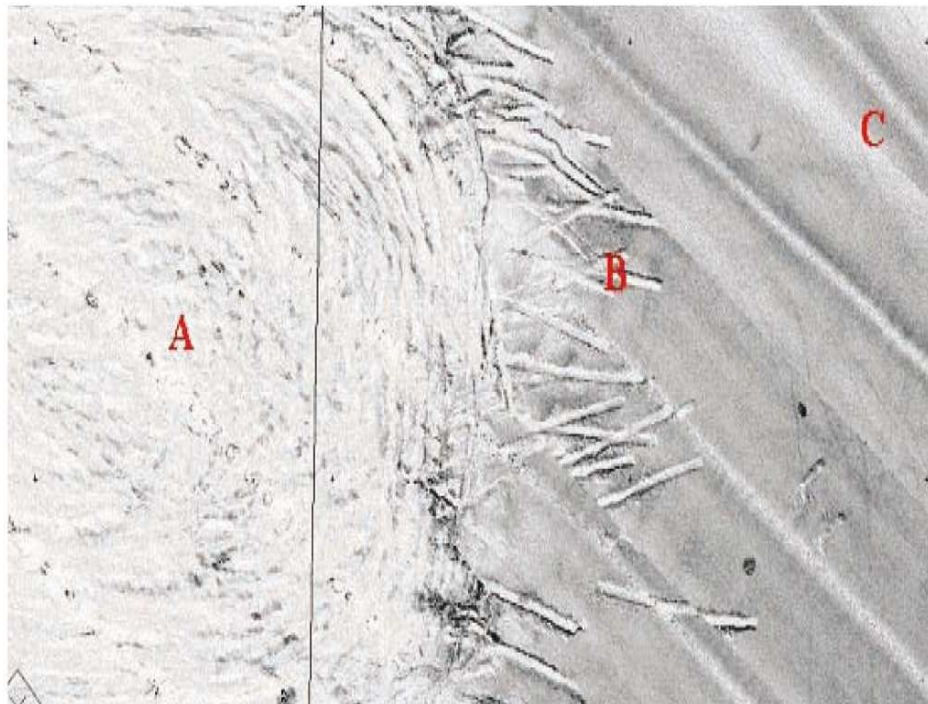
Le dragage à l'américaine peut être considéré comme une variante de l'immersion par rejet hydraulique dans la mesure où les matériaux sont rejetés en continu directement depuis la drague. Pour rappel, cette technique est anecdotique et employée uniquement en milieu de forte dispersivité des matériaux.

Chapitre 2 Effets des dragages et des immersions sur le compartiment physique

2.1 Effets sur la nature et la structure des fonds

2.1.1 Effets directs associés aux prélèvements de matériaux

Les dragages modifient la structure des fonds marins par prélèvement des matériaux superficiels. La bathymétrie est augmentée, objectif de l'opération, et la topographie globale des fonds est modifiée par l'extraction des matériaux. L'ampleur de cet effet dépend directement des objectifs d'approfondissement du projet, en volume et en superficie.



**Figure 13 : Traces de dragage provoquées par une drague hydraulique en marche.
A : zone draguée ; B : limite de zone draguée ; C : zone non draguée
(Nicoletti et al., 2006)**

En France, les têtes d'élindes utilisées lors de dragages hydrauliques mesurent le plus souvent entre 1,5 m et 2,75 m de large sur 30 à 40 cm de profondeur (Duclos, 2012). Leur passage crée des sillons de même largeur et la répétition des passages abaisse les fonds jusqu'à la profondeur souhaitée.

Si ces effets peuvent en théorie être **temporaires**, ou **permanents**, selon l'activité hydrosédimentaire du site, l'objectif reste dans la majorité des cas de maintenir une cote opérationnelle sur le long terme.

Au-delà des aspects morphologiques, ces prélèvements sont également susceptibles d’agir sur la nature des matériaux par mise à nu de strates sédimentaires sous-jacentes de nature différente (Le Bot *et al.*, 2010).

Il peut être considéré que les dragages d’entretien, en maintenant une profondeur constante, ne modifient pas significativement la bathymétrie des zones draguées et n’entraînent pas de changement notable de la nature des fonds à long terme.

Les dragages liés à des travaux neufs, peuvent par contre avoir un effet beaucoup plus marqué sur ces composantes du milieu. Les objectifs d’approfondissement sont souvent élevés, tous comme les risques de mise à nu de substrats différents.

2.1.2 Effets directs associés aux dépôts de matériaux

Le dépôt des matériaux de dragage sur le site d’immersion provoque une élévation locale immédiate des fonds marins. Une fois sur le fond, les sédiments subissent des phénomènes de tassement et de consolidation. Ils peuvent également être repris par les courants ambiants et par l’agitation. La durée des modifications bathymétriques et topographiques induites dépend directement de la capacité de l’hydrodynamisme du site à disperser les matériaux déposés. On considère que ces modifications peuvent être temporaires pour les milieux fortement dispersifs et plus permanentes pour les milieux plus conservatifs. Les temps de résidence des matériaux doivent en tout état de cause être évalués au regard des volumes déposés et de la fréquence des immersions et s’établissent *a minima* pour quelques mois à quelques années et jusqu’à plusieurs dizaines d’années pour les sites les plus conservatifs.

L’ampleur et la persistance de cette modification bathymétrique dans le temps dépendent des volumes immergés, de la fréquence des immersions, de la nature des matériaux et des conditions hydrodynamiques locales susceptibles de remobiliser ces matériaux.

On considère qu’à volumes égaux, la persistance d’un dépôt de matériaux augmente avec la granulométrie de ces derniers. Plus les matériaux sont fins et plus ils sont susceptibles d’être remobilisés par les forces hydrodynamiques. Cette remobilisation est susceptible d’induire à son tour une remise en suspension des matériaux dans la colonne d’eau et ce à plus ou moins courte échéance. A l’inverse, l’immersion de matériaux plus grossiers peut entraîner des processus locaux d’érosion ou d’accrétion.

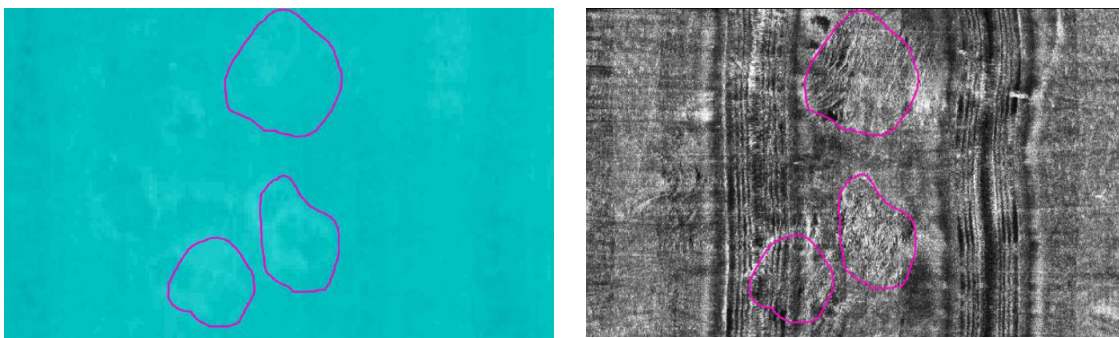


Figure 14 : Mise en évidence des dépôts de clapage sur carte bathymétrique et sur mosaïque sonar sur une zone de dépôt du Morbihan

2.1.3 Effets indirects associés à la sédimentation de matériaux remis en suspension

Qu'il s'agisse de dragages ou d'immersions, des matériaux sont remis en suspension dans la colonne d'eau à des concentrations dépendant de facteurs divers. Les matériaux ainsi mis en suspension sédimentent à une vitesse dépendant essentiellement selon Hitchcock *et al.*, (1999) des :

- Caractéristiques du milieu récepteur (courant, vent, profondeur, salinité, densité, viscosité, densité, turbulence, stratification, etc.)
- Caractéristiques des sédiments en suspension (granulométrie, taille et densité, vitesse de pénétration dans l'eau, etc.)

Compte-tenu de ces caractéristiques, ces matériaux se déposent donc à une distance variable du périmètre de l'opération qui a généré leur mise en suspension.

De manière générale, l'essentiel des matériaux en suspension sédimentent dans une zone de quelques centaines de mètres autour du navire (Nichols, 1990 ; Hitchcock & Drucker, 1996 ; Desprez, 2000 ; Newell, 2004), les particules les plus grosses se déposant à proximité immédiate. En présence de courants intenses et de particules fines, il faut pouvoir anticiper une dispersion jusqu'à plusieurs kilomètres (Hitchcock, 1999).

Selon la nature des fonds sur lesquels ces matériaux se déposent, ce processus peut entraîner une modification locale du substrat. L'ampleur et la persistance de cette modification dépend comme pour les effets des dépôts décrits précédemment, de la nature des matériaux et des conditions hydrodynamiques locales susceptibles de remobiliser ces matériaux.



Figure 15 : Sédimentation de particules fines dans un sillon issu d'une opération de dragage (Crown Estate, 1994)

Dans le cadre de dragage, l'importance potentielle de ce phénomène est essentiellement marquée pour les opérations de dragage hydraulique mettant en œuvre la surverse. On distingue le processus de surverse de densification et la technique de dragage à l'américaine :

- La technique de densification consiste à prolonger le dragage une fois le puits rempli de manière à améliorer la densité des matériaux dans le puits de la drague, par évacuation sous le navire, par l'intermédiaire d'un déversoir, d'une partie de l'eau excédentaire chargée de sédiments non décantés.
- La technique de dragage à l'américaine consiste à remplir le puits de l'engin puis à poursuivre le dragage en rejetant à l'extérieur de la drague les sédiments pompés, par l'intermédiaire d'un déversoir. L'eau chargée est rejetée dans le milieu, au-dessous du navire).

Essentiellement utilisée lors de dragages hydrauliques, cette technique provoque une forte remise en suspension de matériel particulaire dont les incidences varient en fonction de la sensibilité des milieux.

En termes d'incidences hydrauliques et sédimentaires en milieu estuarien, cette remise en suspension a pour conséquences potentielles :

- le comblement de chenaux annexes à l'estuaire,
- la déconnexion d'annexes hydrauliques par comblement des canaux,
- l'exhaussement de vasières par sédimentation,
- la modification locale de la nature sédimentaire des fonds.

Ces techniques ne sont quasiment plus mises en pratiques du fait des enjeux environnementaux qu'elles engendrent. Elles sont en outre réservées à des zones de forte courantologie et de forte turbidité naturelle.

A titre d'exemple, le GPMNSN a arrêté la surverse de densification en 2005. Cela concernait un volume annuel moyen proche de 2,5 Mm³ qui était remis en suspension dans le milieu. Cette avancée a été permise par l'utilisation de la drague aspiratrice en marche *Samuel de Champlain* qui est équipée d'un puits de grande capacité (8 500 m³).

En milieu marin, les perturbations indirectes engendrées par les panaches turbides sur le compartiment sédimentaire peuvent être associées :

- au dépôt de fines lié à la diffusion d'un panache turbide,
- au dépôt de sédiments plus fins provoqué par une diminution localisée des vitesses des courants de fond liée à la création de souilles.

La qualité des sédiments subit davantage l'impact que les processus sédimentaires eux-mêmes.

2.2 Effets sur l'hydrodynamisme et les processus sédimentaires associés

L'hydrodynamisme peut être défini comme l'ensemble des mécanismes impliqués dans le mouvement des masses d'eau (courants, houle, marées, turbulences). Or les opérations de dragages et d'immersions par les modifications morphologiques et sédimentaires des fonds marins ou estuariens qu'elles induisent, sont susceptibles d'influencer par rétroaction les paramètres hydrodynamiques qui régissent l'écoulement des eaux, l'agitation ainsi que les processus sédimentaires locaux.

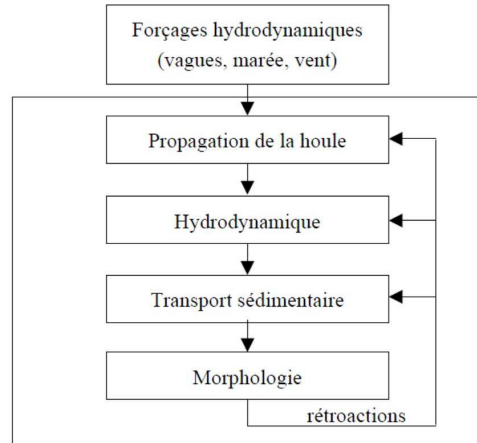


Figure 16: Hydrodynamisme d'un système côtier

Les effets sur le milieu peuvent ainsi s'étendre au-delà du simple périmètre des opérations, en affectant le régime du système hydro-sédimentaire dans lesquels elles s'insèrent.

Les dragages d'entretien, en maintenant une profondeur constante, ne modifient pas significativement la bathymétrie des zones draguées et n'entraînent donc pas de modification notable de l'hydrodynamisme ou de la sédimentologie d'une opération à une autre. A noter néanmoins que la création initiale d'un chenal peut avoir un effet majeur sur l'hydrodynamisme et les processus sédimentaires. Dans la mesure où les dragages d'entretien visent à maintenir la configuration de l'aménagement initial, elles font également perdurer ses effets dans le temps.

Les dragages d'approfondissement par contre sont plus largement susceptibles de modifier l'hydrodynamisme local. Les excavations peuvent en effet rompre l'équilibre des processus de transit sédimentaire. Les caractéristiques des souilles telles que leurs dimensions ou leur orientation, la profondeur d'eau sur le site de dragage ou encore la proximité des dragages par rapport aux côtes ou aux rives fluviales, sont des facteurs à prendre en compte lors de l'évaluation des risques d'incidence des dragages sur la sédimentologie.

Sur les sites d'immersion, le dépôt de sédiments entraîne une modification de la bathymétrie susceptible de provoquer des phénomènes locaux (accélération du courant, gonflement ou déferlement de la houle). On estime généralement que ces impacts sont très localisés et négligeables à l'échelle des masses d'eau considérées. L'ampleur de l'engraissement du site par dépôt de matériaux sera directement fonction des conditions hydrodynamiques locales (voir ci-avant).

2.3 Effets sur l'environnement acoustique

2.3.1 Notions de base sur le bruit

Un son résulte de la déformation mécanique d'un milieu élastique (eau ou air par exemple) qui se propage et donne ainsi naissance à une onde acoustique. Il est perçu par les instruments de mesure comme une variation de pression locale. La vitesse de propagation des ondes acoustiques dépend du milieu dans lequel le son est émis (air : 340 m/s / eau de mer : 1 435 m/s). Sa propagation dépend également de paramètres comme la profondeur, la nature du substrat ou encore la fréquence de l'onde.

Un son peut ainsi être décrit en termes d'**amplitude** (Décibel, dB), de **fréquence** (Hertz, Hz) et de **durée** (seconde, s ou milliseconde, ms). Le bruit peut alors être défini comme un son ou un ensemble de sons complexes, produits par des vibrations irrégulières.

Au-delà de la fréquence, deux unités majeures peuvent être utilisées pour décrire et mesurer un son en prévision de son impact.

- Le **niveau de pression acoustique**, qui correspond à la pression exercée par l'onde acoustique sur une surface donnée, décrit l'**amplitude** d'un son. Lorsqu'il est exprimé en décibel (**dB**) (cas le plus fréquent), les valeurs sont fournies sur une échelle logarithmique, en lien avec une valeur de pression de référence. Dans l'eau, cette valeur de référence est généralement de 1 micro-Pascal (μPa). Dans l'air, cette valeur est le plus souvent 20 μPa .
- Le niveau de pression acoustique est généralement calculé sur la base de la valeur quadratique moyenne (**RMS**) de l'onde ; il est alors exprimé en **dB_{rms}**. Dans une approche de détermination d'impact, d'autres méthodes de calcul peuvent cependant être plus adaptées. Les valeurs **pic-pic** qui traduisent l'amplitude maximale de pression permettent, par exemple, de mieux décrire le risque associé à des **sons courts de très forte intensité** que des valeurs RMS auraient tendance à sous-estimer. Le niveau de pression acoustique est alors exprimé en **dB_{pic-pic}**.

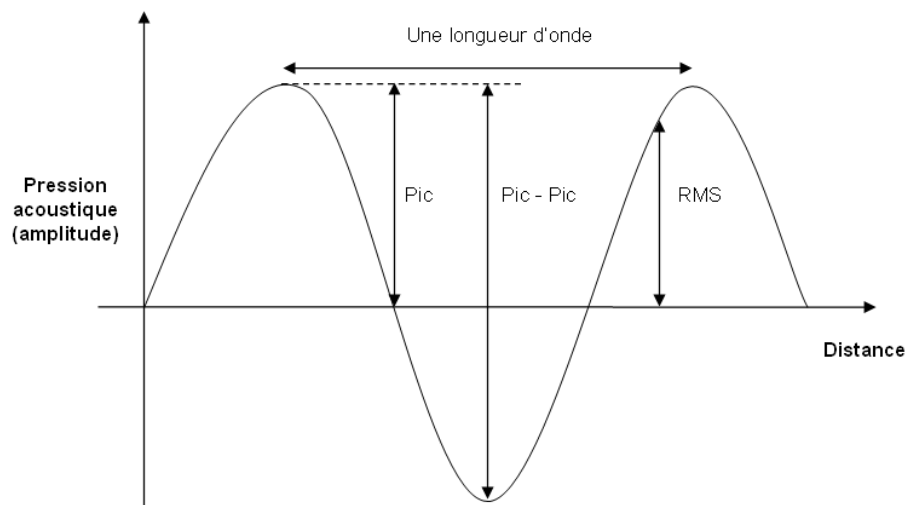


Figure 17 : Illustration des valeurs de pression acoustique **dB_{rms}** et **dB_{pic-pic}**

2.3.2 Effets sur l'ambiance acoustique marine

Les opérations de dragage et d'immersion produisent différents bruits et vibrations qui se dispersent dans le milieu marin à des distances et à des intensités variables en fonction de leurs caractéristiques propres et des conditions physiques du milieu. Les sons liés aux travaux proviennent :

- D'une part du fonctionnement même du navire (moteurs, rotation de ses hélices, cavitation etc.). Les caractéristiques de ces bruits sont *a priori* les mêmes que ceux provoqués par d'autres navires de même taille. Quelques ordres de grandeur sont fournis ici (OSPAR, 2009) :
 - Navires de petite taille (< 50 m) : 160-175 dB ; la fréquence est plus haute que les navires de plus grande taille avec une fréquence se situant généralement entre 1 kHz pour les machines et 10 kHz pour la cavitation.
 - Navires de moyenne taille (50 à 100 m) : 165-180 dB ; la bande de fréquence est basse (< 1 kHz). Il s'agit de navires évoluant plutôt dans des eaux côtières.
 - Navires de grande taille (plus de 100 m de long) : 180-190 dB ; la fréquence est basse. Cette catégorie de navires inclut les porte-conteneurs, les superpétroliers mais aussi les navires utilisés pour la mise en œuvre de projets EMR.
- D'autre part par les opérations plus spécifiques des opérations de dragage ou d'immersion : système de pompage, raclage des fonds, etc.

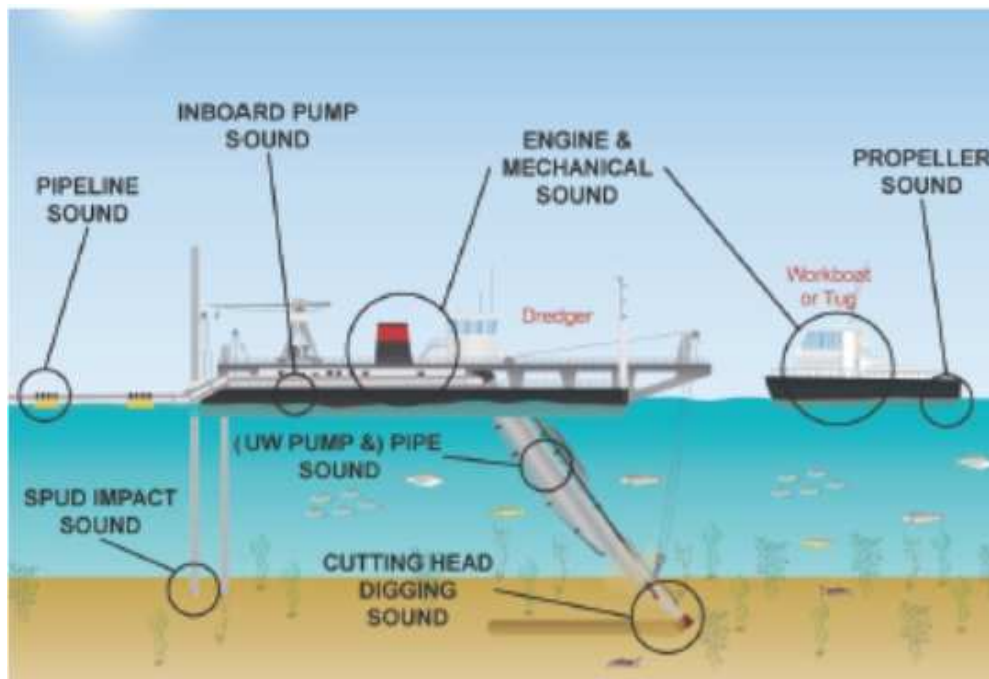


Figure 18 : Illustration des différentes sources de bruit générées par une opération de dragage hydraulique avec refoulement direct par canalisation (CEDA, 2011)

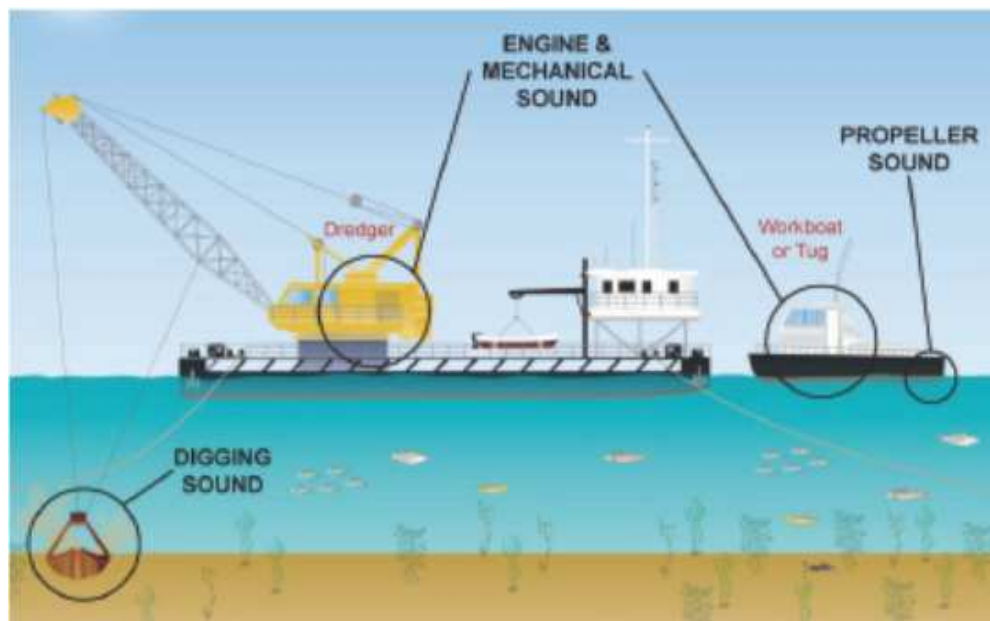


Figure 19 : Illustration des différentes sources de bruit générées par une opération de dragage mécanique à benne preneuse sur barge (CEDA, 2011)

Concernant les dragages hydrauliques, on estime que le bruit généré par l’aspiration des matériaux, par le choc de la tête d’élinde sur les fonds, ou encore par les vibrations des machines et du navire atteint généralement des niveaux de pression acoustique compris entre 168 et 186 dB_{rms} re 1 μPa pour une bande de fréquence de 30 Hz à plus de 20 kHz (Thomsen, 2009). Les résultats de l’étude expérimentale de Defra (2003) vont dans ce sens. Le bruit généré serait par ailleurs supérieur au bruit ambiant sur une distance d’environ 10 km (Thomsen, 2009).

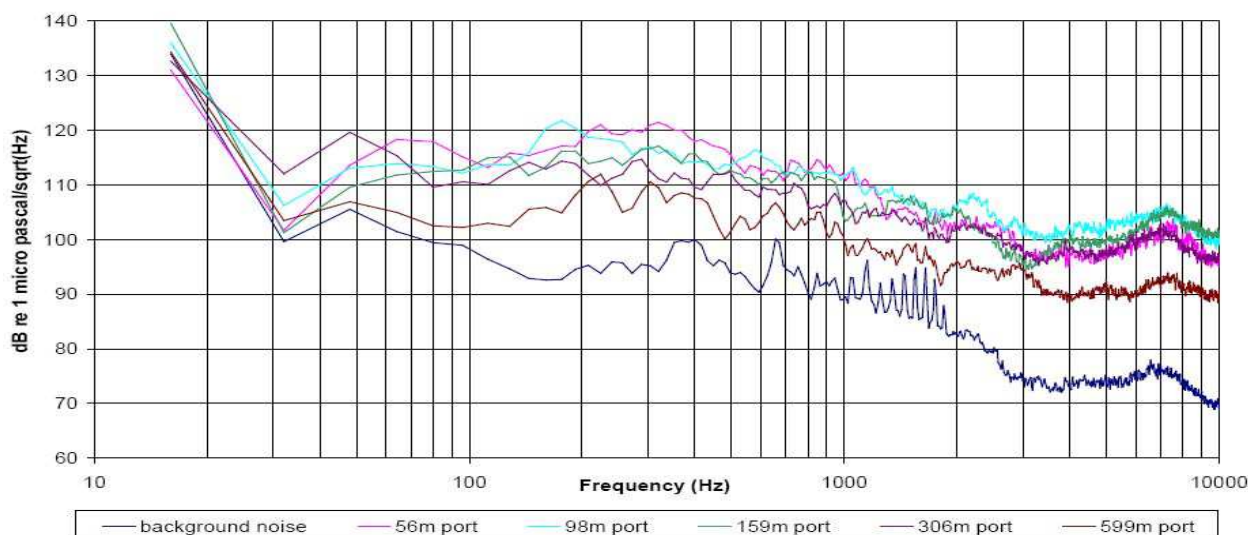


Figure 20 : Spectre d’un bruit généré par l’activité d’une drague aspiratrice enregistré à différentes distances de la source (Defra, 2003)

Concernant les dragages mécaniques, des indications de bruit sont fournies par Dickerson, C., Reine, K. J., et Clarke, D. G. (2001) qui ont procédé à l'enregistrement du bruit sous-marin provoqué par une drague à godet opérant à Cook Inlet en Alaska.

La majorité des sons sous-marins enregistrés sont compris dans une gamme de fréquence relativement basse de 20 à 1 000 Hz. Le bruit le plus élevé est celui du choc de la benne sur le fond. Le pic maximal a été mesuré à 124,0 dB re 1 μ Pa à une fréquence de 162,8 Hz, soit 50,8 au-dessus du niveau sonore ambiant maximal (73,2 dB re 1 μ Pa).

Les niveaux de bruit décroissent avec la distance à la source (15 dB re 1 μ Pa à 150 m de distance ; 30 dB re 1 μ Pa à 5 500 m). La plupart des sons sont audibles jusqu'à 5 500 m, alors qu'à 7 000 m, seuls les sons correspondant à un événement intense (choc du godet sur le fond) sont encore faiblement audibles.

Quelques niveaux de bruits de référence pour différentes activités maritimes sont donnés ci-dessous à titre d'exemples comparatifs. Les bruits des activités de dragage se cumulent à ceux des autres activités maritimes.

Tableau 1 : Niveaux sonores de différentes sources anthropiques en milieu marin (Thomsen, 2009 in OSPAR, 2009)

Bruit	Niveau à la source (dB re 1 μ Pa-m)	Bande de fréquence (Hz)	Amplitude majeure (Hz)	Durée (ms)	Directionnalité
Construction offshore					
TNT (0,5 à 50 kg)	272 – 287 pic-pic	2 – 1 000	6 – 21	~1 - 10	Omnidirectionnel
Battage de pieu	243-257 pic-pic	20 - 20 000	100 - 500	50	Omnidirectionnel
Activités industrielles offshore					
Dragage	168-186 rms	30 - 20 000	100 - 500	Permanent	Omnidirectionnel
Forage	145 – 190 rms**	10 – 10 000	< 100	Permanent	Omnidirectionnel
Pose d'éolienne	142 rms	16 – 20 000	30 – 200	Permanent	Omnidirectionnel
Navigation					
Petites barges et bateaux	160-180 rms	20 - 10 000	> 1 000	Permanent	Omnidirectionnel
Grands navires	180 – 190 rms	6 - 30 000	> 200	Permanent	Omnidirectionnel
Sonar					
Sonars militaires de basse fréquence	215 en pic	100 – 500	-	600 – 1 000	Concentration horizontale
Sonars militaires de moyenne fréquence	223 – 235 en pic	2 800 – 8 200	3 500	500 – 2 000	Concentration horizontale
Echosondeurs	235 en pic	Variable	Variable 1 500 – 36 000	5 – 10 ms	Concentration verticale
Prospection sismique					
Canon sismique	260 – 262 pic-pic	10 – 100 000	10 – 120	30 – 60	Concentration verticale*
Autres activités					
Dispositifs répulsifs acoustiques	132 – 200 en pic	5 000 – 30 000	5 000 – 30 000	Variable 15 – 500 ms	Omnidirectionnel

Au-delà des techniques employées, différents facteurs environnementaux sont susceptibles de modifier les niveaux sonores générés par ces opérations et leur propagation dans le milieu. A noter que plus la concentration en matières en suspension est élevée, plus la distance à laquelle le bruit est perçu diminue. Par exemple, une concentration de l'ordre de 20 mg/l se traduit par une atténuation de 3 dB re 1 μ Pa-m pour les sons d'une fréquence de 100 kHz et sur une distance de 100 m.

2.3.3 Effets sur l'ambiance acoustique aérienne

Si une partie des bruits générés par les engins de dragage se propagent dans le milieu marin, l'ambiance acoustique aérienne se trouve également perturbée. Le tableau ci-dessous fournit des exemples de niveaux de bruits générés par différents types d'engins à la source.

**Tableau 2 : Niveaux sonores aériens de différents outils de dragage
(Source : SVT Engineering Consultants, 2008)**

Type de drague	dB (z)									dB(Z)	dB(A)
	31Hz	63Hz	125Hz	250Hz	500Hz	1kHz	2kHz	4kHz	8kHz)		
Drague aspiratrice – Bruit de la pompe	108.7	107.3	102.7	100.1	104.9	100.4	104.3	94.3	85.8	113.6	108.2
Drague aspiratrice – Bruit du désagrégateur	100.1	109.0	109.8	116.9	113.9	112.1	111.7	103.4	85.3	121.0	117.5
Drague aspiratrice – Bruit de la pompe Booster	108.7	107.3	102.7	100.1	104.9	100.4	104.3	94.3	85.8	113.6	108.2
Pelle mécanique	112.4	113.6	120.5	115.2	112.4	107.9	103.9	95.6	88.8	123.3	114.1

2.4 Effets et impacts sur l'environnement lumineux

2.4.1 Notions de base sur la lumière

La lumière peut se définir comme un ensemble d'ondes électromagnétiques caractérisées par des longueurs d'ondes. Entre 380 nm et 780 nm, on parle de lumière dite visible. Invisible par l'œil humain, les ultraviolets et les infrarouges représentent respectivement des longueurs d'ondes inférieures à 380 nm et supérieures à 780 nm. Elle se propage dans l'air à une vitesse approximative de 3.10^8 m.s^{-1} . Elle peut notamment se mesurer tant en termes d'intensité (candela) ainsi qu'en termes d'éclairement (lux). L'unité courante de nos systèmes d'éclairage reste cependant le watt.

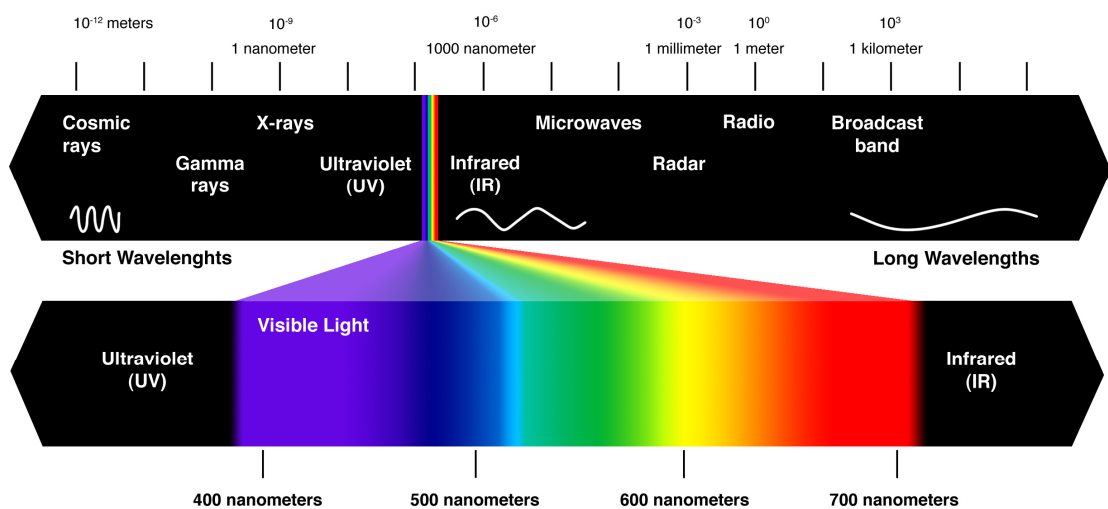


Figure 21 : Spectres de la lumière visible

La lumière et les longueurs d'ondes qui la composent affectent le comportement ou la survie de certaines espèces (oiseaux, chiroptères). On parle de phototaxie positive ou négative s'il y a par exemple attraction ou au contraire répulsion d'animaux. Une modification artificielle de l'environnement lumineux peut ainsi, lorsqu'elle crée des perturbations, être définie en tant que pollution lumineuse. Kobler (2002) la définit comme : « un rayonnement lumineux infrarouge, UV et visible émis à l'extérieur ou vers l'extérieur, et qui par sa direction, intensité ou qualité, peut avoir un effet nuisible ou incommodant sur l'homme, sur le paysage ou les écosystèmes ».

2.4.2 Ondes lumineuses associées aux opérations de dragage et d'immersion

Lorsque les opérations se déroulent de nuit ou dans des situations de faible luminosité, pour des raisons de sécurité et d'opérationnalité, certains éclairages sont installés sur les engins de dragage et d'immersion (dragues, plateformes, pipelines flottants, etc.). Ils permettent d'éclairer les opérations réalisées à bord ou encore de surveiller l'état de remplissage des puits en phase de dragage par exemple.

De plus, des feux de signalisation sont nécessaires lors des opérations pour informer les navires environnants de l'activité de la drague : déplacements, arrêts, pompage ou refoulement en cours, manœuvres spécifiques, etc.

Les émissions les plus importantes concernent néanmoins celles utilisées pour éclairer la drague.

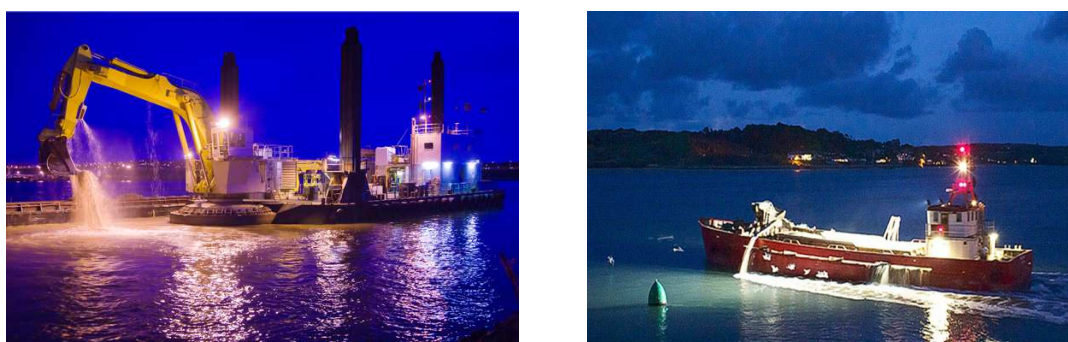


Figure 22 : Illustrations d'éclairages nocturnes sur chantiers de dragage

2.5 Effets et impacts sur l'occupation du plan d'eau

L'occupation du plan d'eau peut se définir comme la présence physique des engins de dragages et/ou d'immersions lors des opérations de travaux, que ce soit sur les sites mêmes ou sur les trajets de déplacement entre les sites et les ports d'abri.

L'occupation est directement déterminée par la dimension des engins et leurs manœuvres : dragues en marche, dragues stationnaires, plateformes de travail en zone portuaire, etc. La dimension des engins de dragage varie de quelques mètres de longueur pour les plus petits navires à plusieurs dizaines de mètres, voir plus de 100 m pour les plus grosses dragues.

Tableau 3 : Dimensions moyennes, maximales et minimales des dragues hydrauliques conçues pour fonctionner en marche en activité dans le monde (d'après Clarkson Research Services in Lloyd Jones et al., 2010).

	Longueur (m)	Largeur (m)	Tirant d'eau (m)
Moyenne	96	17	6,1
Maximum	231 TSHD "Queen of the Netherlands"	41 TSHD "Christobal Colon"	15,2 TSHD "Christobal Colon"
Minimum	35 TSHD "Ria de Navia"	7,4 TSHD "Oosterschelde"	1,4 TSHD "New Era"

A l'encombrement de la drague s'ajoute celui des conduites dans le cas des dragages hydrauliques pour lesquels les matériaux sont directement refoulés vers un site d'immersion ou un site de transit.

Chapitre 3 Effets des dragages et immersions sur la qualité des milieux

Les effets sur la qualité des milieux provoqués par les opérations de dragage et d'immersion sont liés à la dispersion de contaminants dans les milieux. Pour les sédiments, les effets sont dus au déplacement de matériaux contaminés, d'une zone vers une autre, soit directement par le biais même de l'opération (dragage, transport et dépôt), soit par des mécanismes indirects de transport dans la colonne d'eau de particules remises en suspension. Pour l'eau, les mécanismes d'altération proviennent exclusivement de la remise en suspension des matériaux et de leurs contaminants éventuels. Pour l'air enfin, les phénomènes de contamination sont essentiellement liés aux rejets atmosphériques des gaz d'échappement des engins de dragage.

Ce chapitre décrit l'ensemble des contaminants pouvant être associés à une opération de dragage et d'immersion en distinguant les contaminants physico-chimiques, les contaminants microbiologiques (bactéries et virus), les contaminants phytoplanctoniques et les problématiques radiologiques.

3.1 Contaminants à considérer

3.1.1 Contaminants chimiques et organiques

Les sédiments sont des matrices qui contiennent un certain nombre de contaminants. Parmi ceux-ci, on citera les **métaux**, les **hydrocarbures aliphatiques et aromatiques**, certains **composés organiques** et principalement ceux issus de la chimie de synthèse. A la différence de ces derniers produits purement anthropiques, les métaux et les hydrocarbures proviennent de l'écorce terrestre et sont naturellement présents dans une certaine mesure. Toutefois, les usages et les apports par les bassins versants (urbains, industriels et agricoles) ont fait que ceux-ci se retrouvent dans des quantités anormalement élevées dans les zones portuaires et certains canaux qui sont les principaux sites de dragage. La remise en suspension et la propagation des matériaux contaminés sous l'influence des dragages peuvent engendrer des actions dommageables vis-à-vis de la faune et de la flore marine et vis-à-vis des professionnels et usagers de la mer.

Il est courant d'avoir des teneurs en certains métaux qui indiquent l'importance et la récurrence des apports par les usages. C'est principalement le cas des teneurs en cuivre dans les ports de plaisance en raison des peintures antisalissures dont ce métal est le biocide actif, mais aussi des teneurs en zinc en raison de la dissolution des anodes sacrificielles des bateaux, etc. De même, l'utilisation de carburants fossiles et d'huiles de synthèse se traduit par des élévations des teneurs en hydrocarbures principalement poly-aromatiques essentiellement lors des rejets des eaux de cales sans aucune précaution.

Ces caractéristiques sont dépendantes de la zone investiguée pour les dragages, et trouvent des dénominateurs communs suivant que l'on s'intéresse à des ports de plaisance, de commerce ou des canaux de navigation. Ainsi les sédiments portuaires présentent fréquemment des teneurs remarquables en métaux dont zinc, cuivre, plomb, etc., en

hydrocarbures avec des teneurs importantes en matières organiques et en nutriments pour la plaisance. Les ports de commerce et d'industrie présentent des contaminations particulières associées aux rejets des activités qu'ils accueillent (entraînement chronique dans l'eau de vracs pulvérulents comme les ciments, les minerais ou les céréales, rejets d'usines, etc.). Les contaminations trouvent également leurs sources dans les bassins versants amont qui génèrent les matières amenées à sédimenter dans les ports. A ce titre les sédiments fluviaux sont généralement plus fortement marqués par ces contaminations particulières (contaminants agricoles, domestiques et industriels), avec notamment des teneurs en métaux plus spécifiquement utilisés dans les biocides et les produits de la chimie de synthèse.

3.1.1.1 Les éléments traces

Les concentrations élevées en métal total sont une indication sur des apports ou du fond géochimique local et la toxicité doit être évaluée au cas par cas. La notion de biodisponibilité du métal est importante et la spéciation doit être faite pour estimer l'impact que celui-ci ou ceux-ci peuvent avoir sur les milieux en général et aquatiques en particulier.

Arsenic (As)

Il est présent naturellement dans les sols à l'état de traces, mais il est associé sous forme de sulfures à de nombreux minerais (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. Il est utilisé dans des préparations phytosanitaires et l'industrie du verre. La combustion du charbon est aussi une source majeure d'apport. Son utilisation, au cours des précédentes décennies, dans les pesticides utilisés en agriculture est encore de nos jours décelable dans les analyses de sédiments aux exutoires de fleuves drainant des bassins versants viticoles.

La toxicité de l'arsenic pour les organismes marins est très dépendante de la forme chimique sous laquelle il se présente. L'arsenic trivalent interagit avec de nombreuses enzymes dont ils inhibent l'activité. Les ions arséniate provoquent quant à eux une chute du métabolisme.

Cadmium (Cd)

Le cadmium n'existe pas à l'état natif. Son minerai, très rare, est un sulfure, la greenockite (CdS), mais on le rencontre dans presque tous les minerais de zinc et il est exploité industriellement comme un sous-produit de la métallurgie du zinc. Il est principalement utilisé pour la fabrication de batteries et le traitement de surface des aciers (revêtements anticorrosion). Il est également employé pour la décoration des porcelaines, en peinture, en caoutchouterie, en émaillerie et pour la fabrication d'antiseptique. Les teneurs dépassent rarement les valeurs seuils.

Chrome (Cr)

Le chrome fait partie des métaux les plus utilisés (10 millions de tonnes/an) dans le monde (industrie chimique, métallurgie, technologie des réfractaires). La majeure partie du chrome parvenant à la mer depuis le continent provient des fleuves, l'atmosphère constituant une source beaucoup moins importante. Sa forme réduite (Cr III) fait partie des éléments essentiels dans la vie animale, la forme oxydée (Cr VI) est par contre extrêmement toxique. A l'identique des propos relatifs à l'arsenic, des teneurs très élevées sont quelquefois dosées au droit des quais de déchargement de vrac dans les ports de commerce.

Cuivre (Cu)

Le cuivre est un oligo-élément nécessaire à la vie, mais qui peut présenter des effets toxiques à partir d'un certain seuil de concentration. L'utilisation de l'oxyde CuO comme matière active des peintures antisalissures marines constitue une source importante d'introduction dans les zones portuaires. Ceci d'autant plus depuis l'interdiction de l'utilisation de composés à base d'étain (TBT). Les nouvelles formulations font état de concentrations en cuivre de l'ordre de 75 %. 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. Le cuivre est également utilisé dans le traitement des bois et dans des produits phytosanitaires (désherbants, insecticides, fongicides). C'est un matériau de base de l'industrie électrique (en concurrence avec l'aluminium) et de la construction (conduites d'eau). Ses qualités mécaniques rendent possibles de nombreux procédés d'usinage (emboutissage, forgeage, laminage, matriçage, tréfilage).

Mercuré (Hg)

Les composés du mercure connaissent de nombreux emplois : industrie chimique, traitement du bois, explosif d'amorçage, peintures, piles ou batteries, plastiques et caoutchoucs. Le mercure pur est utilisé sous forme métallique, comme électrode dans la fabrication de la soude et du chlore. Il est utilisé dans la fabrication d'instruments de mesures (thermomètres, baromètres etc), d'appareillages électriques (contacts au mercure, etc.) et dans les lampes à décharge. Le mercure est le plus toxique des métaux traces, plus particulièrement ses formes organiques. La méthylation du mercure est effective dans les sédiments sous l'action des microorganismes et, dans la colonne d'eau, en présence de phytoplancton. Les valeurs seuils de l'arrêté du 09 juin 2006, sont rarement dépassées. Les dépassements peuvent être constatés sur des sites où d'anciens rejets industriels ou urbains, trouvaient leur exutoire, ou plus rarement du fait de spécificités géologiques naturelles.

Nickel (Ni)

L'introduction de nickel d'origine anthropique vers l'atmosphère provient de l'utilisation des combustibles fossiles et de la production de métaux non ferreux. L'activité volcanique et l'érosion éolienne constituent l'essentiel des flux naturels vers l'atmosphère. Toutefois, ce métal est présent naturellement dans les sols et des concentrations de l'ordre de 50 mg/kg de sédiment poids sec sont couramment dosées.

Plomb (Pb)

Rarement disponible à l'état natif, le plomb est présent dans de nombreux minerais, notamment la galène (PbS). Utilisé pour la fabrication d'accumulateurs et, anciennement (SUPER) comme antidétonant (plomb tétra éthyle) dans les carburants, il arrive majoritairement en milieu marin par des apports atmosphériques et principalement le lessivage des zones urbanisées. Il est, ou a été, aussi introduit dans les sédiments par des rejets sauvages de tuyaux lors des réfections de canalisations domestiques et de batteries de voiture qui furent souvent utilisées comme « corps morts » pour des petites embarcations. Durant les décennies d'utilisation des carburants contenant du plomb, les teneurs élevées dans les sédiments leur ont été attribuées. Nous constatons actuellement que ces teneurs, malgré l'arrêt de cette source potentielle, n'ont pas diminué de manière drastique voire même ont perduré dans les sédiments portuaires.

Zinc (Zn)

Il s'agit d'un oligo-élément indispensable au développement de la vie. Les usages du zinc sont multiples : peintures antisalissures, produits pharmaceutiques et phytosanitaires, conduits d'évacuation des eaux pluviales (pneumatiques de voitures, gouttières, tuyaux de descente, etc) et piles. Une grande partie des apports en zinc dans l'environnement est imputable à la

métallurgie, à la combustion des bois et des charbons. Ses apports sont aussi dus aux anodes sacrificielles des bateaux dans les zones portuaires. Les analyses réalisées sur les lixiviats de sédiments portuaires peuvent donner des teneurs quantifiables qui tendraient à indiquer que ce métal est facilement mobilisable.

3.1.1.2 Les organiques

Polychlorobiphényles (PCB)

La présence de résidus de PCB dans l'environnement résulte de leur importante utilisation comme fluides diélectriques (Pylalène), le calandrage, les additifs pour caoutchouc et matières plastiques, utilisations ouvertes, semi-ouvertes ou fermées, strictement réglementées depuis plusieurs années (interdit dans l'Union Européenne en 1985 et en France depuis 1987). En plus des pertes lors des remplissages et retraitement des systèmes industriels (fluide diélectrique des transformateurs et condensateurs), les rejets urbains, les démolitions non sélectives de bâtiments résidentiels et industriels, les décharges de matériel usagé et les activités liées à la récupération des matériaux ferreux sont des sources d'apport dans l'environnement. En raison de leur persistance, de leur potentiel de bioaccumulation et de leur toxicité, les PCB font partie des contaminants prioritaires (POPs). On peut évaluer les provenances, condensateurs ou transformateurs, suivant les rapports relatifs entre les congénères « légers » et « lourds ». Les teneurs ont très nettement tendance à diminuer depuis quelques années dans les sédiments portuaires. Au regard de leur rémanence, ceci est sans doute dû au fait que les sédiments pollués ont maintenant été, pour tout ou partie, dragués. Il arrive encore de doser des concentrations de l'ordre de quelques milligrammes (somme mathématique des teneurs des 7 congénères et/ou calcul des PCB Totaux) dans des zones soumises aux apports des bassins versants et semi fermés voire confinés.

Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP)

Les HAP présents dans l'environnement résultent de différents processus : la biosynthèse par les organismes vivants, les pertes à partir du transport ou de l'utilisation des carburants fossiles, charbons, pétroles, la pyrolyse des matières organiques à haute température, feux 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 activités anthropiques. Il est bien connu que la combustion des essences est une source importante d'introduction de HAP dans l'atmosphère. Les activités industrielles telles que les usines de métallurgie, les raffineries de pétrole ou les rejets urbains contribuent également de manière importante aux apports atmosphériques et aquatiques.

Seize HAP sont dosés dans les études environnementales afin de caractériser les teneurs au regard de l'environnement. Ceux-ci renseignent sur les provenances possibles de ces teneurs. Ainsi, si tous ces hydrocarbures proviennent de la combustion incomplète de carburant fossile, le fluoranthène, le fluorène et le pyrène sont aussi des témoins des émissions des incinérateurs de déchets ménagers comme le chrysène qui en plus est présent dans les résidus de combustion de lignite. Le phénanthrène est plus particulièrement associé à la combustion du bois, et le benzo(g,h,i)peryène, comme le benzo(a)pyrène sont les signes d'activités volcaniques.

La source de ces hydrocarbures polyaromatiques est donc pyrolytique mais peut aussi être pétrogénique. Cette indication est intéressante dans la mesure où les HAP de provenance pyrolytique sont plus fortement adsorbés que les autres et sont donc moins biodégradables.

Trois rapports permettent d'évaluer cette provenance :

Source	[Phénanthrène] / [Anthracène]	[Fluoranthène] / [Pyrène]	[Chrysène] / [Benzo(a)pyrène]
Pyrolytique	De 1 à 10	> 1	< 1
Pétrogénique	> 25	< 1	> 1

Source : Thomson (1999) et Garrigues et al (1995).

Les teneurs peuvent être sensiblement élevées suivant les sites et des valeurs cumulées tenant compte des seize HAP dosés peuvent être de l'ordre de presque 30 mg/kg de sédiment poids sec dans un port industriel alors que des valeurs inférieures à 1 mg/kg caractérisent souvent les sédiments de ports de plaisance.

3.1.1.3 Les organométalliques

Le tributylétain (TBT) et ses métabolites sont des composés (biocide) utilisés dans les peintures antisalissures des coques de navires pour empêcher la fixation des algues et des mollusques sur les coques des bateaux. Ils sont interdits depuis 2003 en France. Il est aussi intéressant de connaître les teneurs en Dibutylétain (DBT) et Monobutylétain (MBT), qui sont des sous-produits de transformation, pour avoir une idée de l'ancienneté de la présence du TBT. Les teneurs en TBT dans les sédiments sont encore aujourd'hui quantifiables dans tous les ports. Ces concentrations témoignent de leur utilisation certainement par méconnaissance de l'impact de ces composés sur les milieux et de la législation. Suivant les usages, les teneurs en TBT en zones portuaires vont de quelques mg/kg poids sec à des concentrations inférieures à la limite de quantification des laboratoires.

3.1.1.4 Paramètres supplémentaires de la DCE

La DCE impose, pour atteindre le bon état chimique des eaux, le respect des normes de qualité environnementales¹ (NQE) pour une liste donnée de substances (*Article 2 Alinéa 24 de la DCE et Circulaire 2007/23 du 7 mai 2007 NQE*). On distingue :

- 33 substances (ou groupes de substances) prioritaires (SP) *Article 16 alinéa 1* : polluants ou groupe de polluants présentant un risque significatif pour ou via l'environnement aquatique, dont des substances dangereuses prioritaires (SDP) *Article 2 alinéa 29* : substances ou groupes de substances qui sont toxiques, persistantes et bioaccumulables, auxquelles s'ajoutent les 12 substances de la directive 2013/39/UE du 12 août 2013 (45 substances au total) ;
- et aussi 8 autres substances provenant du PNAR² qui appartiennent à la liste I, ont fait l'objet d'une directive et ne font pas déjà partie de l'annexe X de la DCE.

¹ La NQE est la concentration d'un polluant ou groupe de polluants qui ne doit pas être dépassée pour protéger la santé humaine et l'environnement. Elle permet de distinguer la mauvais état chimique (concentration > NQE) et du bon état chimique (concentration < NQE).

² Programme national de réduction de la pollution

Le réseau REPOM intègre depuis 2010, les substances DCE pouvant se retrouver dans les sédiments portuaires. En 2013, un bilan des données sera réalisé de façon à orienter le suivi vers des substances se concentrant effectivement en quantité non négligeable dans les sédiments.

Pour les substances non énoncées dans la partie précédente, peu de données sont disponibles en termes de concentration dans les milieux aquatiques en général et littoraux en particulier. Ceci en raison du fait qu'elles ne sont pas prises en compte dans les arrêtés fixant les seuils N1 et N2 ni dans la circulaire de juin 2000. Toutefois leur détermination doit être mise en œuvre quand une source est connue ou au moins suspectée.

Pentabromodiphényléther

C'est un mélange liquide très visqueux de tri-, tétra-, penta-, hexa- et hepta-bromodiphényléthers. Ses principaux éléments constitutifs sont le 2,2',4,4'-tétrabromodiphényléther (BDE-47) et le 2,2',4,4',5-Pentabromodiphényléther (BDE-99). Il s'utilise surtout dans des mousses et des élastomères rigides ou souples à base de polyuréthane servant, pour la plupart, à rembourrer et à fabriquer des meubles. Le Pentabromodiphényléther est largement utilisé, dans le monde entier, comme retardateur de flammes dans divers articles de consommation, le plus souvent en polyuréthane. (UNEP/POPS/POPRC.1/5, 2005). C'est une substance purement anthropique, rémanente, qui résiste à la dégradation biotique et abiotique, et dont les composés bromés ont une forte capacité d'adsorption sur les sédiments.

Chlorfenvinphos

Utilisé comme insecticide, cet organophosphoré est peu adsorbé sur les matières en suspension et dans les sédiments. Il est donc préférentiellement trouvé sous forme dissoute dans la colonne d'eau. Il se dégrade par hydrolyse avec un temps de demi-vie estimé entre 80 et 170 jours dans des conditions de pH compris entre 6 et 9.

Chlorpyrifos

Utilisé comme insecticide, cette substance anthropique, organophosphorée est très adsorbée sur les matières en suspension et dans les sédiments. C'est un composé qui se dégrade par hydrolyse et photolyse. En mer (eau et sédiment), la demi-vie du chlorpyrifos a été évaluée à 24 jours. Il a été montré que la dégradabilité de cette substance est améliorée par l'augmentation de la salinité et des teneurs en cuivre dans le milieu. Toutefois, les conditions physico-chimiques intrinsèques aux milieux sédimentaires seraient un facteur limitant pour l'hydrolyse et augmenteraient ainsi les temps de persistance³.

Di(2-éthylhexyl)phtalate DEHP

Il s'agit d'une substance anthropique utilisée dans les polymères comme plastifiant et dans les peintures industrielles et les fluides diélectriques. Elle n'est pas sensible à la dégradation abiotique (hydrolyse et/ou photolyse) dans l'eau et son temps de demi-vie est évalué à 300 jours.

³ Liu B., McConnell L.L., Torrents A. (2001). Hydrolysis of chlorpyrifos in natural waters of the Chesapeake Bay. *Chemosphere*, 44, 1315-1323., Macalady D.L., Wolfe N.L. (1985). Effects of sediment sorption and abiotic hydrolysis. 1. organophosphorothioate esters. *J. Agric. Food Chem.*, 33, 167-173)

Endosulfan

Utilisé comme insecticide, cette substance anthropique est fortement adsorbée sur les matières en suspension et le sédiment dans les milieux aquatiques.

Hexachlorobenzène

Autrefois utilisé dans les industries chimiques et dans l'agriculture (fongicide et pesticide), l'utilisation de ce composé est interdite dans l'Union Européenne depuis 1978. C'est une substance purement anthropique. Elle est décrite comme fortement liée aux fractions sédimentaires et aux matières en suspension.

Des travaux ont été réalisés aux Etats-Unis pour étudier la substitution de chlore dans ce composé sous l'effet de bactérie en milieu anaérobie, et il est indiqué que le temps de demi-vie de l'Hexachlorobenzène est de l'ordre de sept années. (J.E.M. BEURKSENS et al, Biogeochemistry 19 :61-81,1993).

Un document du PNUE sur cette substance fait état d'un composé particulièrement rémanent en milieu terrestre.

Hexachlorobutadiène

Cette substance est créée (sous-produit) lors de la synthèse de composés chlorés, tels que les solvants et autres chlorures. Elle est ou a été utilisée aussi comme fluide technique en raison de ses caractéristiques en termes de lubrifiants et d'isolants.

Dans les milieux aquatiques, l'Hexachlorobutadiène est sensible à la volatilisation mais présente un caractère marqué pour l'adsorption sur les matières en suspension et dans les sédiments. Ce composé est sensible à la photolyse et est donc particulièrement protégé au sein de la matrice sédimentaire. En ce sens la dégradation anaérobie conduit principalement à la formation de 1,2,3,4-tétrachlorobutadiène, composé non repris dans la Directive. Il n'existe pas de données sur les temps de demi-vie dans les milieux sédimentaires ou en eaux de mer.

Hexachlorocyclohexane

Ce composé fait partie d'une famille de sept isomères organochlorés. Seul l'isomère γ (gamma) appelé lindane est utilisé pour ses propriétés insecticides. Il est peu adsorbé sur les matières en suspension et dans les sédiments. Les isomères alpha et gamma sont ceux qui présentent les potentiels toxiques les plus élevés (neurotoxiques). Il se dégrade à la suite de processus biotiques (action de bactéries anaérobies méthanogènes ou déchloration aérobie par exemple) et abiotiques, notamment par hydrolyse et photolyse avec des temps relativement longs qui sont fonction du pH et de la température, et donc variables. Il est proposé dans un rapport de la FAO sur cette substance un temps de demi-vie pour l'isomère alpha de l'ordre de deux années.

Nonylphénols

Les nonylphénols sont des isomères dont le mélange est principalement composé du 4-nonylphénol. Cette substance de la famille des alkyls phénols (benzène avec un radical alcool) est utilisée pour la fabrication d'agents tensioactifs non ioniques (éthoxylates de nonylphénols) et de résines phénoliques entre autres. Ils sont adsorbés sur les matières en suspension et dans les sédiments. Ces composés sont peu ou pas dégradés par les processus abiotiques. La biodégradation est difficile et un temps de demi-vie de l'ordre de 150 jours est proposé dans les travaux de l'IFREMER.

Octylphénols

Cette substance anthropique est utilisée dans la fabrication de surfactants, de résines de formaldéhyde et de laques. Elle est fortement adsorbée sur les matières en suspension et dans les sédiments, et n'est apparemment pas ou très peu biodégradable.

Pentachlorobenzène

Cette substance rentre dans la préparation de fongicide (quintozène), de pesticides et d'herbicides. Elle a aussi été utilisée pour réduire la viscosité des polychlorobiphényles et en tant que retardateur de flamme. Très facilement adsorbée dans les matières en suspension et dans les sédiments, la dégradation abiotique est quasi inexistante et sa biodégradation est lente et difficile dans les milieux aquatiques et au sein des sédiments. Les temps de demi-vie proposés dans les travaux de l'IFREMER sont de l'ordre de 388 à 1 250 jours dans les sédiments.

Pentachlorophénols

Cette substance organochlorée anthropique a été utilisée dans les formulations pour le traitement du bois (pesticide). Interdit dans les produits destinés au grand public, sa utilisation à titre exceptionnel a été autorisée pour l'industrie jusqu'à fin 2008. Elle a aussi été utilisée comme additif dans les huiles minérales pour moteur.

Trichlorobenzène

Ce composé organohalogéné rentre dans les formulations de lubrifiants, solvants, fluides diélectriques, insecticides et de produits de nettoyage. Il est aussi utilisé dans la fabrication de teintures et de polyester. Il est adsorbé sur les matières en suspension et dans les sédiments. Sa dégradation abiotique est particulièrement inexistante. Il est considéré comme difficilement biodégradable (demi-vie de 150 jours dans l'eau et 300 dans le sédiment). La possibilité de biodégradation est néanmoins rapportée dans les travaux de l'IFREMER.

Trifluraline

Suivant le rapport OSPAR relatif à cette substance, la trifluraline est un herbicide dinitro-aniline historiquement employé afin de détruire un large spectre de graminées annuelles et de mauvaises herbes à feuilles larges dans l'agriculture, l'horticulture, la viticulture, les jardins d'agrément et les jardins individuels. La trifluraline a été inscrite en 2002 sur la liste OSPAR des produits chimiques devant faire l'objet de mesures prioritaires. L'usage de ce désherbant sélectif à des fins pesticides est interdit par le règlement (UE) n° 15/2010 de la Commission du 7 janvier 2010 modifiant l'annexe I du règlement (CE) n° 689/ 2008 du Parlement européen et du Conseil concernant les exportations et importations de produits chimiques dangereux.

La trifluraline est adsorbée sur les matières en suspension et dans les sédiments. C'est une substance qui subit une dégradation biotique et abiotique assez facilement avec un temps de demi-vie dans le sédiment évalué entre 57 et 433 heures.

DDT

Le dichlorodiphényl-trichloroéthane (DDT) est un hydrocarbure chloré qui possède des propriétés insecticides à large spectre. Le DDT est une substance anthropique développée et utilisée durant la Deuxième Guerre mondiale pour protéger les troupes et les civils contre la propagation du paludisme, du typhus et d'autres maladies transmises par des vecteurs. Par la suite, elle a continué à être utilisée dans l'agriculture avant qu'elle ne soit interdite en 1972. Le DDT est encore utilisé pour lutter contre les moustiques vecteurs du paludisme dans de nombreux pays. C'est un mélange d'isomères *p,p'*-DDT, *o,p'*-DDT et *m,p'*-DDT. Ces produits de dégradation, métabolites, sont le 1,1-dichloro-2,2-bis(4-chlorophényl)éthane (DDD) et le 1,1-

dichloro-2,2bis(4-chlorophényl)éthylène) (DDE), ils se retrouvent aussi pratiquement partout dans l'environnement et sont plus persistants que le composé parent.

Le DDT forme des liaisons fortes avec les particules sédimentaires (ATSDR, 1989) et la photo oxydation peut transformer le DDT lié aux sédiments, mais ce processus n'est déterminant que dans les sédiments qui subissent un assèchement périodique. Par ailleurs, l'hydrolyse du DDT lié aux sédiments n'a pas été observée. La biodégradation constitue donc probablement le mécanisme de transformation le plus important. En conditions aérobies, la déshydrochloration est la principale réaction favorisant la dégradation du DDT surtout en DDE. En conditions anaérobies, la biodégradation est plus rapide et entraîne principalement la formation de DDD par déchloration réductrice. Des travaux ont estimé à 14 à 21 ans la demi-vie du DDT dans les sédiments à partir d'échantillons prélevés dans le lac Ontario.

Aldrine

Cet organohalogéné anthropique est utilisé comme insecticide contre les coléoptères, les acariens et les termites. Sa vente et son utilisation sont interdites en France depuis octobre 1994. Ce composé serait fortement adsorbé sur les matières en suspension et dans les sédiments. Il est rapidement transformé en dieldrine dans l'environnement, et son devenir lui est étroitement lié. Aucune donnée n'a été trouvée relative à sa dégradabilité biotique ou abiotique.

Dieldrine

Ce composé est un métabolite de l'Aldrine, il était utilisé dans les traitements des sols et des semences mais aussi en tant qu'antiparasitaire dans les formulations vétérinaires et dans la lutte contre les vecteurs des maladies infectieuses. Son utilisation est interdite depuis octobre 1994. Ce composé serait fortement adsorbé sur les matières en suspension et dans les sédiments. Aucune donnée n'a été trouvée relative à sa dégradabilité biotique ou abiotique.

Endrine et Isodrine

Isomères de l'Aldrine, ce sont des pesticides organohalogénés (insecticides) anthropiques stéréo-isomères de la dieldrine. Ils sont interdits au même titre que la dieldrine et l'aldrine. Ces composés paraissent être préférentiellement adsorbés sur les matières organiques et donc sur les matières en suspension et dans les sédiments. Aucune donnée n'a été trouvée relative à leur dégradabilité biotique ou abiotique.

3.1.1.5 Synthèse sur la toxicité des contaminants

Tableau 4 : Synthèse des seuils de toxicité disponibles pour les principaux contaminants

Paramètres	DCE	NOEC/CE10 organisme benthique (mg/kg (pdssec))	Toxicité aiguë				Toxicité chronique		Concentration sans effet pour l'environnement		Concentration ubiquitaire sédiment (µg/kg)
			Algues marines CL50 (µg/l)	Crustacés marins CL ₅₀ (µg/l)	Mollusques marins CL ₅₀ (µg/l)	Poissons marins CL ₅₀ (µg/l)	NOEC poisson marin (µg/l)	NOEC mollusque marin (µg/l)	PNEC aquatique (µg/l)	PNEC sédiments (µg/kg MS)	
Pentabromodiphényléther	o	3,1	nd	nd	nd	nd	10	10	0,53	310	nd
C10-13 chloroalcanes	o	nd	30	nd	10	340	280	10			
Chlorfenvinphos	o	nd	1 000	nd	nd	230	30	7,6	nd	nd	nd
Chlorpyrifos	o	nd	50	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
DEHP	o	nd	nd	nd	nd	550 000	10 000	42	nd	> 1E6	nd
Endosulfan	o	nd	nd	nd	0,04	0,09	0,17	0,08	5,00E-04	nd	nd
Fluoranthène	o	31 mg/l	nd	nd	30	40	10	31 000	0,12	129	1000
Hexachlorobenzène	o	1 000	10	7,2	1 000	13	5,7	5	0,013	3,7	nd
Hexachlorobutadiène	o	nd	> 2 000	nd	60	450	nd	nd	0,44	107	nd
Hexachlorocyclohexane	o	nd	nd	nd	nd	1310	250	10	0,01	nd	nd
Nonylphénols	o	0,12	30	nd	40	310	nd	nd	0,33	39	nd
Octylphénols	o	nd	1 100	nd	50	280	nd	nd	0,0122	nd	nd
Pentachlorobenzène	o	nd	2 230	nd	160	nd	20	10	1	87	nd
Pentachlorophénol	o	nd	200	nd	40	40	10	100	0,1	25,9	nd
Trichlorobenzène	o	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,4	nd	nd
Trifluraline	o	157	30	nd	350	160	nd	20	0,03	3140	nd
DDT	o	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
4-4- DDT	o	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Aldrine	o	nd	1000	8	25	2,03	3,3	83	0,002	0,24	nd

Paramètres	DCE	NOEC/CE10 organisme benthique (mg/kg (pdssec))	Toxicité aiguë				Toxicité chronique		Concentration sans effet pour l'environnement		Concentration ubiquitaire sédiment (µg/kg)
			Algues marines CL50 (µg/l)	Crustacés marins CL ₅₀ (µg/l)	Mollusques marins CL ₅₀ (µg/l)	Poissons marins CL ₅₀ (µg/l)	NOEC poisson marin (µg/l)	NOEC mollusque marin (µg/l)	PNEC aquatique (µg/l)	PNEC sédiments (µg/kg MS)	
Dieldrine	o	nd	nd	0,038	31,2	0,9	0,12	10	nd	nd	nd
Endrine	o	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Isodrine	o	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB Totaux	n	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB congénère 28	n	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB congénère 52	n	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB congénère 101	n	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB congénère 118	n	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB congénère 138	n	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB congénère 153	n	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB congénère 180	n	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Naphtalène	n	nd	2960	nd	800	1000	120	nd	nd	nd	< 2
Acénaphthylène	n	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Acénaphène	n	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Fluorène	n	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Fluoranthène	n	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Phénanthrène	n	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Anthracène	o	nd	nd	nd	nd	8	6	nd	nd	nd	nd
Pyrène	n	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Benzo(a)anthracène	n	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Chrysène	n	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Benzo(b)fluoranthène	o	nd	nd	>1,1 (48h)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Benzo(k)fluoranthène	o	nd	300	>1,1 (48h)	nd	nd	0,36	nd	nd	nd	nd
Benzo(a)pyrène	o	nd	5	1,5	nd	nd	2,4	nd	0,05	nd	1

Paramètres	DCE	NOEC/CE10 organisme benthique (mg/kg (pdssec))	Toxicité aiguë				Toxicité chronique		Concentration sans effet pour l'environnement		Concentration ubiquitaire sédiment (µg/kg)
			Algues marines CL50 (µg/l)	Crustacés marins CL ₅₀ (µg/l)	Mollusques marins CL ₅₀ (µg/l)	Poissons marins CL ₅₀ (µg/l)	NOEC poisson marin (µg/l)	NOEC mollusque marin (µg/l)	PNEC aquatique (µg/l)	PNEC sédiments (µg/kg MS)	
Benzo(g,h,i)pérylène	o	nd	2000 (48h)	0,2 (14h)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	< 500
Dibenzo(a,h)anthracène	n	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Indéno(1,2,3 cd)pyrène	o	nd	5,75	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Arsenic	n	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	<15 000
Cadmium	o	115	10	nd	10	nd	0,47	0,6	0,19	2300	nd
Chrome	n	nd	nd	nd	nd	nd	50	10	nd	nd	< 100 000
Cuivre	n	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Mercuré	o	930	nd	nd	nd	nd	10	0,25	0,01	1100	< 0,4E-03
Nickel	o	nd	50	150	61	7900	3240	5	nd	nd	<20 000
Plomb	o	nd	nd	nd	nd	nd	120	10	5,4	6,8	nd
Zinc	n	1200	nd	nd	nd	nd	25	400	8,6	nd	70 000 à 140 000
TBT	o	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
DBT	o	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
MBT	o	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd

Nd : non déterminé

NOEC : No Observed Effect Concentration

CE10 : Concentration avec un effet qui affecte 10% des organismes

PNEC : Predicted No effect Concentration (

3.1.1.6 Cas des substances pharmaceutiques et hormones

Les substances pharmaceutiques regroupent les composés synthétiques d'usage très répandu créés pour avoir un effet biologique thérapeutique. A ce jour plus de 4 000 produits pharmaceutiques sont autorisés en Europe. Elles regroupent les principales familles suivantes : antalgiques, anti-inflammatoires, psychotropes, bêtabloquants, hypolipémiants, antibiotiques, diurétiques, antiépileptiques, antiparasitaires, antifongiques.

Ces substances se retrouvent dans les eaux par les rejets de stations d'épuration, des effluents d'élevage, des hôpitaux ou encore des déchets ménagers enfouis en décharge et contenant des médicaments. Les concentrations retrouvées dans les eaux naturelles sont généralement très faibles, ce qui n'exclut pour autant pas de possibles effets sur les organismes aquatiques notamment du fait des effets synergiques et d'addition-concentration. Parmi les effets préoccupants figurent les troubles du développement et de la reproduction ainsi que l'apparition de résistances bactériennes aux antibiotiques.

Si ces substances ne sont pas citées dans le cadre des substances prioritaires de la DCE, une vingtaine d'entre elles figure parmi la liste générale d'OSPAR, et un nombre plus restreint sur la liste prioritaire.

3.1.2 Qualité microbiologique

Le milieu marin renferme une grande diversité d'organismes microbiologiques dont un petit nombre seulement est pathogène. La charge des sédiments marins en microorganismes pathogènes est liée aux rejets d'eaux usées provenant soit des effluents des stations d'épurations urbaines, soit des rejets directs dont notamment ceux des bateaux non équipés en systèmes de traitement. Certains peuvent être natifs de l'environnement marin. Leurs temps de vie dans les milieux récepteurs dépendent principalement de la température, des nutriments présents et de la pression osmotique. Si dans les réseaux fluviaux ces organismes perdurent, leurs temps de vie moyen en milieu marin sont limités à quelques jours, voire quelques heures suivant les saisons.

Les microorganismes suivants, pathogènes pour l'homme, peuvent être retrouvés dans les sédiments : *Salmonella* (Carr et al., 2010), *Escherichia coli*, streptocoques fécaux, *Clostridium perfringens* (Buchholtz ten Brink, Galvin, & Mecray, 2010), *Clostridium botulinum* de type E, *Vibrio vulnificus*, *Vibrio cholerae* (Kaisner et al, 1996), *Vibrio parahaemolyticus*, *Pseudomonas aeruginosa* (Velammal, Aiyamperumal, Venugopalan, & Ajmalkhan, 1994), *Listeria monocytogenes* (Colburn et al, 1990), etc. Les germes pathogènes représentent un risque pour la population humaine, essentiellement lorsqu'ils s'accumulent dans les produits de la pêche et de l'élevage. Parmi cet ensemble d'organismes pouvant être retrouvés dans les sédiments, il est nécessaire de se poser la question de leur dangerosité et du risque de présence sur un site donné.

Peu d'analyses bactériologiques sont réalisées dans les sédiments à draguer et *a fortiori* dans les zones d'immersions. Ces analyses sont faites le plus souvent dans le cas de rechargement de plage. Mais il convient d'interpréter ces résultats avec prudence car les concentrations en place peuvent évoluer très rapidement dans les délais d'analyse, contrairement aux teneurs en contaminants métalliques et organiques.

Dans le cadre particulier des opérations de biotraitement des sédiments portuaires, les analyses bactériologiques sont cependant de mise. Elles montreraient que les teneurs en

souches pathogènes autochtones dans les sédiments avant ensemencement diminuent en présence d'un excès de souches non pathogènes, par rapport aux conditions initiales, Ceci s'expliquerait par un phénomène de compétition vis-à-vis des nutriments présents.

En tout état de cause, la présence éventuelle ou avérée de micro-organismes pathogènes est à prendre en compte dans les suivis des dragages et des immersions, si des enjeux d'usages sont identifiés, et plus particulièrement dans les immersions en eaux peu salées.

3.1.2.1 Bactéries

Deux types de bactéries sont présents dans les sédiments non consolidés en fonction des conditions d'oxydation :

- des bactéries aérobies, qui utilisent l'oxygène pour vivre, sont installées dans des sédiments oxygènes (couche superficielle) ;
- des bactéries anaérobies (bactéries sulfato-réductrices par exemple) dans les matériaux réduits (couche profonde).

Dans le milieu aqueux, les bactéries s'adsorbent sur les particules en suspension dans l'eau et sédimentent en même temps qu'elles. De nombreuses études s'accordent pour confirmer que la charge bactérienne est supérieure dans le compartiment sédimentaire - et en surface particulièrement (biofilm) - par rapport à la colonne d'eau sus-jacente (Alzieu, 1999). La texture sédimentaire, les teneurs en matière organique et sa qualité, la présence ou non de protozoaires influencent la quantité de bactéries et la structure du peuplement. Ainsi, les sédiments fins (argiles ou vases) sont naturellement plus colonisés.

Les bactéries dans le sédiment sont capables de survivre selon différentes méthodes : sporulation (fabrication de spores), ou adsorption sur les particules qui assurent leur maintien par la dégradation de la matière organique particulaire. Il est généralement admis que les coliformes meurent très rapidement en milieu salé et que leur présence dans le milieu traduit une contamination récente. Cependant, il a été montré que *Escherichia coli* était capable d'accumuler des molécules dites osmoprotectrices (acides aminés, glycine-bétaïne ou tréhalose) qui lui permette de résister au sel. Cette capacité est d'autant plus forte que le sédiment est riche en matière organique.

Il convient de noter que l'usage des biocides pour limiter les salissures sur les bateaux a parfois eu des effets létaux sur les communautés bactériennes sédimentaires, dans les ports notamment (Alzieu, 1999).

Vibrionaceae

Les *Vibrio* sont tous d'origine marine ; ils ne se multiplient qu'en présence de NaCl. Sur 30 espèces connues, trois sont toxiques pour l'homme dont *Vibrio cholera*.

- ***Vibrio cholera*** est une bactérie très mobile qui contamine l'homme par les aliments. Il est apporté en mer par les eaux usées non traitées. Il est indicateur d'une contamination fécale récente due à l'homme contaminé. Il passe dans la chaîne alimentaire par l'intermédiaire des coquillages et peut présenter un risque pour le consommateur. En 2003, 111 575 cas et 1 894 décès ont été déclarés par l'OMS (Organisation Mondiale de la Santé) dans 45 pays. La France n'est pas concernée.

On distingue deux sous-groupes de *Vibrio cholera* :

- *Vibrio cholera* non cholérigène (VNC) : germe pathogène responsable de gastro-entérites sévères,
- *Vibrio cholera* O₁ et O₁₃₉ : germes pathogènes responsables de toxi-infections intestinales aiguës de l'homme provoquant après quelques jours d'incubation, des crises graves de vomissements et de diarrhées. La mort survient en quelques jours dans 25 à 50 % des cas.
- **Les autres Vibrio** : les deux autres espèces toxiques pour l'homme sont *V. parahemolyticus* et *V. vulnificus* responsables respectivement de gastro-entérites et de septicémies sévères entraînant la mort des sujets fragiles.

Salmonelles

Les salmonelles appartiennent à la famille des *Enterobacteriaceae*. Le genre *Salmonella* est le groupe le plus important de cette famille. Le genre se partage en quatre sous-groupes de I à IV. Le groupe I contient la majorité des espèces toxiques pour l'homme.

Les salmonelles sont présentes dans l'intestin de l'homme mais aussi d'autres mammifères et des oiseaux. La présence de salmonelles indique une contamination fécale par l'homme ou les animaux. Les individus malades constituent les principales sources de bactéries par l'intermédiaire des eaux usées : les malades libèrent 10⁹ bactéries / gramme de fèces.

Ces bactéries représentent un risque permanent pour le consommateur, c'est pourquoi leur absence est contrôlée dans les produits destinés à la consommation dans de nombreux pays. Les salmonelloses, maladies causées par les salmonelles, sont de trois types :

- Formes septicémiques : fièvres typhoïde et paratyphoïde. Formes essentielles chez l'homme.
- Formes digestives : Toxi-infections alimentaires. Contaminations rares de l'homme
- Autres formes plus rares : méningites, atteintes ostéo-articulaires, infections pulmonaires.

Bacillaceae

Cette famille compte deux genres *Bacillus* et *Clostridium*. Ce dernier représente un intérêt particulier dans la pollution de l'eau et des fruits de mer. Il existe deux espèces de *Clostridium* :

- *C. botulinum* : Souvent rencontrée en milieu marin, dans l'eau, les sédiments, les coquillages et les poissons, cette bactérie est responsable de la synthèse de toxines dites toxines botuliques. On connaît sept types de toxines botuliques (A à G), seule la toxine E est impliquée dans la contamination du milieu marin. La voie alimentaire est la voie principale de contamination de l'homme. La maladie provoquée par ces toxines est le botulisme, une maladie mortelle qui touche le système nerveux. La létalité du botulisme est variable selon le type de toxine en cause, les sérotypes A et E étant responsables des formes les plus graves. Les toxines botuliques sont thermolabiles et détruites par un chauffage > 85°C pendant 5 minutes.
- *C. perfringens* : Cette bactérie vit dans l'intestin de l'homme et est rejetée en grande quantité dans les fèces. Elle arrive en mer avec les eaux usées. Très résistante à l'eau de mer, elle constituerait un bon indicateur mais elle est très difficile à détecter. Elle provoque des intoxications alimentaires bénignes.

Pseudomonas

Ces bactéries appartiennent à la famille des *Pseudomonaceae*. *Pseudomonas aeruginosa* est plus communément appelé le bacille pyocyanique. C'est un agent pathogène opportuniste. Ces bactéries Gram - sont très mobiles (déplacement en ligne droite) et sont des aérobies stricts.

Cette bactérie vit à l'état saprophytique dans l'eau (eau douce ou eau de mer), le sol humide et sur les végétaux. Elle vit aussi dans le tube digestif de l'homme. Sa présence en mer est liée aux activités humaines telles que les rejets d'eaux usées ou la baignade. On la trouve dans 10 % des matières fécales normales et sa concentration dans les eaux usées peut atteindre 10^6 bactéries / ml.

Elles provoquent chez l'homme des affections des voies aériennes, des voies urinaires lors de la baignade, infections locales de l'œil ou de l'oreille, infections des plaies et des brûlures, infections urinaires, méningites, infections pulmonaires, gastro-entérites aiguës et des septicémies.

Listeria

Elle appartient à la famille des *Lactobacteriaceae*. On connaît six espèces de cette famille dont trois sont pathogènes pour l'homme et les animaux. *Listeria monocytogenes* est la plus dangereuse, et responsable de la listériose. Elle est capable de se multiplier dans les macrophages et peut provoquer chez l'homme des septicémies, des infections du cœur, du système nerveux central, des yeux et également du fœtus.

Sa présence dans les coquillages traduit un caractère saisonnier, la période hivernale se révélant plus favorable à son expression.

3.1.2.2 Virus

De la même façon que pour les bactéries, la contamination virale des sédiments dépend de la taille des particules sédimentaires mais également de leur nature minérale. Certains minéraux argileux ont un pouvoir adsorbant très élevé et sont capables de « capter » spécifiquement 100 % des virus. L'adsorption des virus sur les particules sédimentaires est par ailleurs liée aux ions en présence (sodium et calcium). Les modifications du pH du milieu, vont alors avoir un rôle dans les alternances adsorption/désorption. Ainsi, d'une manière générale, la contamination virale est 10 à 10 000 fois supérieure dans la couche sédimentaire que dans l'eau sus-jacente (Alzieu, 1999).

Une fois « enfermés » dans le compartiment sédiment, les virus sont protégés des attaques chimiques à action éventuellement désinfectante. Ainsi le pouvoir infectieux des virus est conservé pour plusieurs semaines alors que dans la colonne d'eau, il n'est que de quelques jours ((Alzieu, 1999).

Les virus impliqués dans les infections dues à l'eau sont des virus entériques humains : virus qui vivent dans l'intestin de l'homme. Ces virus « fécaux » sont ceux de l'Hépatite A, de l'Hépatite E, les Calicivirus (Norovirus et Sapovirus), Rotavirus, Astrovirus, Adenovirus des sous-types 40 et 41, les Reovirus, les Enterovirus et les Parechovirus.

Les virus sont responsables chaque année en France d'une épidémie hivernale très étendue de gastroentérite aiguë (GEA) : durant les mois de décembre et janvier, on dénombre plus d'un million de cas de gastroentérite d'origine essentiellement virale avec une dominante de

rotavirus et de calicivirus. Les entérovirus sont, quant à eux, responsables d'épidémies estivales (juin et septembre).

Il n'existe pour l'instant aucune norme de contrôle des virus et leur détection reste difficile du fait des techniques et des délais d'analyse.

3.1.2.3 Les germes indicateurs

Il n'est pas techniquement possible de mesurer l'ensemble des germes (virus et bactéries) présents dans les sédiments ou la colonne d'eau et la caractérisation de leur pouvoir pathogène est ainsi définie au travers de germes indicateurs. La pollution par les eaux usées étant la cause majoritaire de contamination, on choisit des germes indicateurs de la contamination fécale.

Ces germes ne sont pas des pathogènes, mais leur présence en grand nombre peut être le signe de la présence de germes pathogènes. La difficulté de quantification de la contamination bactérienne est liée à l'adhésion des bactéries aux particules sédimentaires. Différentes techniques sont utilisées (physiques, chimiques ou enzymatiques) pour les décrocher de leur support et permettre un dénombrement optimal. Les résultats sont encore très variables et il n'existe toujours pas de technique normalisée ni de valeur de référence pour quantifier la contamination bactérienne dans les sédiments.

La représentativité de ces indicateurs fait pourtant encore débat au sein de la communauté scientifique. Leur durée de vie est souvent plus courte que les microorganismes pathogènes qui peuvent adopter des formes plus ou moins inertes mais rester pathogènes (*Salmonella* et *Clostridium*).

Les coliformes

Ce sont des bactéries Gram- de la famille des *Enterobacteriaceae*. On les trouve en quantité importante dans les fèces humaines. Les coliformes meurent en général très rapidement en milieu salé, leur présence dans le milieu traduit une contamination récente. Les contrôles s'effectuent sur deux types de coliformes :

- **Coliformes totaux** : issus de la contamination par les fèces humaines, eaux de ruissellement et certains types d'effluents industriels. Ils ne sont plus contrôlés pour la baignade et pour le suivi des zones conchylicoles (seuls les coliformes fécaux et les entérocoques sont analysés).
 - *Enterobacter*
 - *Serratia*
 - *Yersinia*
 - *Rahnella*
 - *Buttiauxella*
- **Coliformes fécaux** : spécifiques de la contamination fécale.
 - *Escherichia coli*
 - *Klebsiella*
 - *Enterobacter*

- *Citrobacter*
- *Livinia*

Les entérocoques

Ce sont des bactéries Gram+ de la famille des *Streptococcaceae*. Elles rassemblent cinq familles toutes originaires de l'intestin de l'homme et des mammifères. Cette famille, autre témoin de la contamination fécale, est utilisée conjointement avec les coliformes fécaux. On peut connaître l'origine de la contamination fécale à partir du ratio $R = \text{Coliformes fécaux} / \text{Entérocoques} = \text{CS} / \text{SF}$

Tableau 5 : Rapport CS/ SF pour la connaissance de l'origine de la contamination fécale.

Ratio CF/SF	Source de contamination
$R < 0.7$	Principalement ou entièrement d'origine animale
$0.7 < R < 1$	Mixte à prédominance animale
$1 < R < 2$	Origine incertaine
$2 < R < 4$	Mixte à prédominance humaine
$R > 4$	Source exclusivement humaine

Source : Borrego et Romero (1982)

CF : coliformes fécaux
 SF : Stréptocoques fécaux

➔ Attention: différents paramètres extérieurs peuvent modifier ces proportions comme la température, le pH, la distance de la source, le temps d'immersion...).

3.1.3 Qualité phytoplanctonique

Le phytoplancton représente l'ensemble des organismes végétaux qui sont en suspension dans l'eau. Les espèces phytoplanctoniques sont en général unicellulaires et autotrophes (photosynthétiques). Le phytoplancton est à la base de nombreuses chaînes trophiques. On compte environ 3 400 à 4 000 espèces.

Des proliférations de certaines espèces se produisent régulièrement au printemps, provoquant dans certains cas des phénomènes « d'eaux colorées ». Ces efflorescences ou blooms phytoplanctoniques sont des phénomènes naturels mais qui peuvent être amplifiés par l'enrichissement du milieu en sel nutritifs. Deux types d'espèces doivent être distingués :

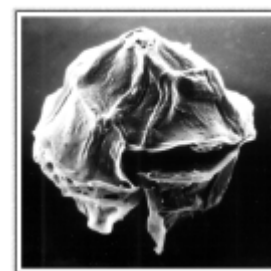
- Les espèces non toxiques mais dont la prolifération excessive peut provoquer une anoxie du milieu dont peut s'ensuivre une mortalité de la faune par manque d'oxygène.
- Les espèces toxiques qui sécrètent des toxines : les phycotoxines. On en dénombre aujourd'hui 70 espèces. Elles appartiennent majoritairement à la classe des Dinophycées (ou Dinoflagellés). Ces toxines se dispersent dans l'eau, potentiellement sur de vastes étendues. Elles peuvent s'accumuler dans la chair des animaux qui se nourrissent du phytoplancton (coquillages, poissons), à des concentrations qui peuvent nuire à la santé des consommateurs.

La présence dans les sédiments d'espèces de phytoplancton toxiques est essentiellement liée à leur présence sous forme de kystes. Le risque de dispersion doit être considéré quel que soit la période de dragage, tandis que le risque lié à la germination doit être considéré principalement lorsque les conditions sont favorables au développement des espèces cibles, c'est-à-dire essentiellement au printemps et en été.

3.1.3.1 *Alexandrium minutum*

Ecologie

Le genre *Alexandrium* (Figure 25) appartient à la famille des Dinoflagellés (ou Dinophycées) et compte une vingtaine d'espèces dont trois sont connues sur le littoral français. On connaît *A. ostenfeldii*, *A. tamarese* et *A. minutum*. Seule cette dernière a été responsable d'efflorescences abondantes dans les eaux françaises entre 1984 et 1995. Absente en France avant 1980, on suppose qu'elle a été introduite (probablement d'Australie).



**Figure 23 : *Alexandrium* sp.
(Source : Ifremer)**

Alexandrium minutum est une petite cellule ronde de 17 à 29 µm de diamètre capable de proliférer jusqu'à ce que sa concentration atteigne 1 à 10.10⁶ cellules / l. Elle est responsable de la coloration de l'eau en rouge : on parle d'épisodes « d'eaux rouges à *Alexandrium minutum* »

Elle forme des kystes de résistance et peut ainsi passer l'hiver dans le sédiment et être dispersée au gré des courants. Lorsque les conditions environnementales deviennent favorables, il y a floraison.

Toxicité

Alexandrium minutum, comme une dizaine d'autres espèces de ce genre, sécrète des phycotoxines paralysantes : les PSP pour *Paralytic Shellfish Poison*.

Les coquilles Saint-Jacques et les moules sont les vecteurs les plus importants des PSP ; la contamination des huitres existe également mais est moindre. Des cas d'intoxications apparaissent dès une concentration de 100 000 cellules / l.

Niveau de toxicité PSP : la toxicité est testée sur trois souris par injection d'extrait de chair totale du coquillage. Le temps de survie médian sert à calculer le nombre d'unité souris qui sera lui-même converti en µg d'équivalent saxitoxine par 100 g de chair. Le seuil de santé publique est fixé à 80 µg d'éq. STX. 100 g⁻¹.

> 80 µg d'éq. STX. 100 g ⁻¹	Quantité dangereuse de PSP : le ramassage et la commercialisation sont interdits.
38,5 µg < > 80 µg d'éq. STX. 100 g ⁻¹	Quantité non dangereuse.
< 38,5 µg d'éq. STX. 100 g ⁻¹	Absence de PSP.

Situation en France

Les littoraux atlantique et méditerranéen sont touchés de façon régulière par des efflorescences d'*A. minutum* (au moins une fois par an) mais les épisodes sources de PSP en quantité dangereuse sont heureusement très rares.

Les résultats du REPHY (Ifremer) sont disponibles sur le lien suivant :

<http://envlit.ifremer.fr/var/envlit/storage/documents/parammaps/phytoplankton/index.html>

On la retrouve principalement dans les estuaires, les golfes et les ports. Ces zones sont en général soumises à des apports importants en eau douce et en sels nutritifs (nitrates et phosphates) drainés par l'ensemble des cours d'eau du bassin versant. Ainsi les floraisons apparaissent souvent après des crues importantes suivies d'une période d'ensoleillement.

Les premières proliférations d'*A. minutum* ont été observées dans l'Aber-Wrach et l'Aber-Benoît (Bretagne nord) en août 1988, dans la rivière de Morlaix (Finistère) en juillet 1989 et en Rance en 1996. Depuis, des efflorescences toxigènes apparaissent périodiquement chaque année (Ifremer, 2006).

3.1.3.2 *Prorocentrum minimum*

Écologie

Prorocentrum minimum (figure 26) est également une Dinophycée de la famille des Prorocentraceae. Espèce mixotrophe (hétérotrophe + autotrophe), adaptée à d'importantes variations de lumière, de salinité et de température, elle est capable d'accumuler d'importantes réserves nutritives. Ceci lui donne un avantage écologique certain. Cette espèce est responsable de phénomènes « d'eaux brune-rouge ». Cette espèce fait des kystes temporaires (Grzebyk, 1993).

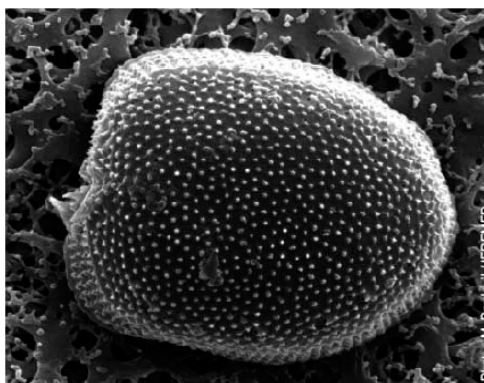


Figure 24 : *Prorocentrum minimum*
(Source : Ifremer)

Toxicité

Certaines espèces du genre *Prorocentrum* produisent des DSP, d'autres ne sont pas toxiques mais provoquent une anoxie du milieu.

Un seul cas de toxicité humaine associée à *Prorocentrum minimum* a été avéré : au Japon en 1948. La toxine a été identifiée et nommée VSP : vénérupine. Les symptômes décrits étaient : douleurs abdominales, anorexie, nausées, vomissements, atteintes hépatiques...

Depuis, seuls des cas de toxicité sur la faune marine ont été mis en évidence. Parmi les souches de *Prorocentrum minimum* isolées en France, quatre produisent des PSP et une est non toxique mais colorent la chair des huîtres en rouge ; ceci limite la possibilité de commercialisation des huîtres.

Situation en France

Le premier bloom en France a été mis au jour en 1970 dans le golfe de Fos et depuis, les efflorescences sont nombreuses en Méditerranée. On la trouve globalement dans toutes les mers du monde mais elle ne fait des efflorescences importantes que dans l'hémisphère nord et particulièrement dans les estuaires.

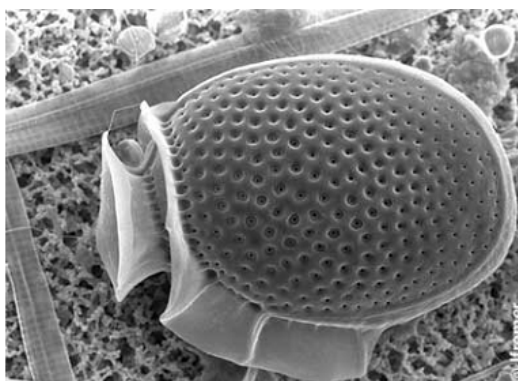
Les résultats du REPHY (Ifremer) sont disponibles sur le lien suivant :

<http://envlit.ifremer.fr/var/envlit/storage/documents/parammaps/phytoplankton/index.html>

3.1.3.3 *Dinophysis* sp.

Écologie

Dinophysis sp. (figure 27) est un ensemble d'espèces que l'on trouve dans toutes les mers du monde. Ce genre appartient à la famille des *Dinophyceae* qui compte environ 200 espèces. En France, on trouve essentiellement *D. acuminata* et *D. sacculus*. Elle ne provoque pas « d'eaux colorées » et ses floraisons dépassent rarement 100 000 cellules.l⁻¹.



**Figure 25 : *Dinophysis* sp.
(Source : Ifremer)**

Difficile à cultiver, les connaissances sur son cycle biologique sont limitées. Il semble que la turbulence verticale diminue ses capacités de multiplication alors qu'au contraire, la stratification de la colonne d'eau la favorise.

La relation potentielle entre sa multiplication et les disponibilités en minéraux nutritifs est mal connue. Certaines espèces seraient en fait hétérotrophes (matière organique dissoute) ou phagotrophes (assimilation directe de proies). Certaines espèces sont capables de s'enkyster en attendant des conditions favorables à une floraison.

Toxicité

Ces espèces sont également responsables de la synthèse de phycotoxines (ou DSP). La relation entre le nombre de *Dinophysis* dans l'eau et la toxicité DSP varie d'un site à l'autre de façon importante. Le paramètre qui semble corrélé à la toxicité est plutôt la proportion relative de *Dinophysis* dans la population phytoplanctonique totale.

Les résultats des analyses chimiques sont réalisés par CL-SM/SM (Chromatographie Liquide couplée à la Spectrométrie de Masse).

Situation en France

En France, le littoral atlantique est le plus souvent touché par des efflorescences importantes. Entre 1984 et 1995, les efflorescences ont été 10 fois comprises entre 10 000 et 100 000 cellules par litre. Sur le littoral méditerranéen, les efflorescences n'ont jamais dépassé 10 000 cellules par litre.

Les résultats du REPHY (Ifremer) sont disponibles sur le lien suivant :

<http://envlit.ifremer.fr/var/envlit/storage/documents/parammaps/phytoplankton/index.html>

3.1.3.4 Pseudo-nitzschia

Écologie

Le genre *Pseudo-nitzschia* appartient à la classe des diatomées. Plusieurs espèces sont observées en France dont certaines ne sont pas connues pour être toxiques. Depuis quelques années, deux espèces toxiques ont été identifiées sur les côtes françaises *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima* et *P. multiseriis*.

Les cellules de *Pseudo-nitzschia* sont de forme allongée et sont souvent assemblées en chaînes. Leur taille et leur largeur sont très variables d'une espèce à l'autre.

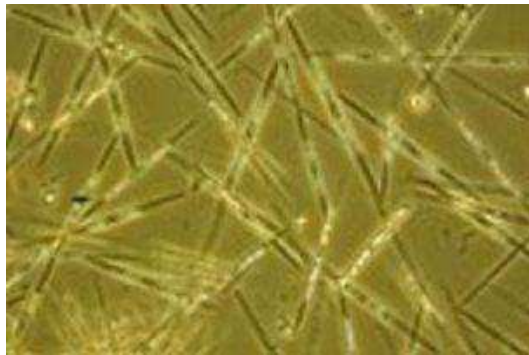


Figure 26 : *Dinophysis* sp.
(Source : Ifremer)

Des proliférations de *Pseudo-nitzschia* sont observées très régulièrement, en particulier au printemps, sur tout le littoral. Les concentrations sont le plus souvent importantes : plusieurs centaines de milliers voire plus d'un million de cellules par litre.

Toxicité

Les espèces toxiques de *Pseudo-nitzschia* produisent des toxines amnésiantes (dites toxines ASP ou Amnesic Shellfish Poison). Celles-ci provoquent chez le consommateur de coquillages contaminés, une intoxication dont les effets apparaissent dans les 24 à 48 heures, éventuellement en moins d'une heure. Les symptômes en sont : en premier lieu des troubles digestifs (nausées, vomissements, crampes abdominales), puis des troubles neurologiques. De nombreux coquillages sont a priori vecteurs des toxines amnésiantes.

Situation en France

Des proliférations importantes d'espèces non toxiques de *Pseudo-nitzschia* sont observées depuis longtemps sur l'ensemble du littoral français, en particulier au printemps. Des espèces potentiellement toxiques (*P. pseudodelicatissima* et *P. multiseriis*) avaient été détectées dans différentes régions ces dernières années, mais à des concentrations faibles. En mai 2000, le développement plus important de l'une de ces espèces a conduit à la présence de toxines amnésiantes dans les coquillages de la mer d'Iroise et de la baie de Douarnenez (Bretagne ouest).

Les résultats du REPHY (Ifremer) sont disponibles sur le lien suivant :

<http://envlit.ifremer.fr/var/envlit/storage/documents/parammaps/phytoplankton/index.html>

3.1.4 Macrodéchets

Les macrodéchets sont constitués des objets de notre quotidien, ménagers et industriels, qui aboutissent dans le milieu marin et qui sont visibles à l'œil nu (par opposition aux micropollutions). En outre, les macrodéchets en plastique se fragmentent dans le milieu marin et s'intègrent aux sédiments sans être visibles à l'œil nu. Les macrodéchets parviennent jusqu'à la mer par le biais du vent, des pluies ou de rejets directs. Les matières souvent non biodégradables qui les constituent font que ces déchets peuvent perdurer à long voire très long termes dans les océans. En 1975, l'Académie Nationale des Sciences (américaine) estime à 6 400 000 tonnes les quantités qui pénètrent annuellement dans les océans (Anaudo R., 1990). Depuis, de nombreuses publications scientifiques rapportent la présence de débris flottants, surtout de déchets en plastique sur toutes les mers et les océans (Carpenter E. J. et Smith K. L., 1972, Scott, G., 1972, Morris, 1980, Pruter, 1987, Matsumara et Nasu, 1997)⁴.

Leur hétérogénéité, leur solidité, leur composition, leur taille, leur visibilité ou encore leur durabilité en font un problème environnemental majeur dont la prise en compte est encore émergente. Les impacts potentiels des macrodéchets concernent :

- La faune marine (poissons, reptiles, mammifères et oiseaux marins), par ingestion (blocage du processus de la digestion, ulcérations et dommages à la paroi stomacale) et/ou enchevêtrement (blessures, entrave aux mouvements et affaiblissement qui entraînent parfois la mort).
- La dégradation de la qualité biologique des fonds sur lesquels ils se déposent.
- La pollution physico-chimique des milieux par diffusion des éléments qui les composent ou qui y sont adsorbés. Les macrodéchets, majoritairement constitués de plastiques, se fragmentent successivement en particules de plus en plus petites et jusqu'à former un « nanoplancton ». La désintégration entraîne une augmentation de la surface en contact avec le milieu et les particules ont la capacité d'adsorber les polluants présents dans le milieu marin. Les conséquences environnementales de cette « miniaturisation » sont encore mal connues alors que les particules rentrent dans la chaîne alimentaire des organismes marins ou des espèces aviaires.

Suite à l'engagement 91 du Grenelle de l'Environnement d'octobre 2007, le Comité Opérationnel Déchets a préconisé la définition d'un plan coordonné visant à réduire les macrodéchets. Ce plan devrait impliquer le public, les gestionnaires de déchets, les marins pêcheurs et autres métiers concernés, ainsi que le monde du transport maritime, en cohérence avec la convention internationale MARPOL sur la prévention des pollutions depuis les navires⁵.

Les fonds portuaires sont des zones d'accumulation de macro-déchets qui se mêlent aux vases portuaires et se retrouvent dans les sédiments de dragage. Les immersions des dépôts de dragage peuvent, à ce titre, être des vecteurs de diffusion et de redistribution des macro-déchets vers le milieu naturel.

⁴ I. Poitou, 2004. Les macrodéchets : une gestion publique empirique. Etude du littoral de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur », Institut d'Aménagement Régional d'Aix-en-Provence, Université de droit, d'économie et de sciences d'Aix-Marseille III. 2004.

⁵ Recommandations pour un plan coordonné de réduction des macrodéchets flottants ou échoués dans les fleuves, les ports, le littoral et en mer. Groupe de travail déchets en milieux aquatiques. Grenelle de l'Environnement, 7 mai 2009.

3.1.5 Activités radiologiques

Quatre sources principales sont à l'origine de la présence de radioéléments dans le milieu naturel en France :

- La radioactivité naturelle due aux rayons cosmiques et aux radioéléments naturels de l'écorce terrestre,
- Les retombées des tirs atmosphériques effectués dans l'hémisphère nord de la planète,
- Les retombées d'accidents tel celui de Tchernobyl,
- Les rejets autorisés des installations nucléaires et autres établissements (hôpitaux, industrie du phosphate, des terres rares, du dioxyde de titane...) qui rejettent des effluents contaminés par de la radioactivité artificielle ou de la radioactivité naturelle technologiquement renforcée.

Il ressort des connaissances actuelles que sept radionucléides artificiels présenteraient des activités mesurables et en lien direct avec les activités industrielles. Ce sont : le ^{137}Cs , ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Am , ^{90}Sr , ^{129}I , ^3H et ^{14}C , la présence de tritium ^3H et de ^{14}C ayant aussi des origines naturelles. Parmi ceux-ci, seules les concentrations en ^{137}Cs , ^{239}Pu et ^{241}Am sont dites exploitables par l'IRSN.

En dehors de tout apport connu, les concentrations de ces radionucléides dans les sédiments sont particulièrement influencées par les apports dus aux retombées de l'accident de Tchernobyl en 1986. En prenant pour exemple les concentrations en ^{137}Cs , présent dans les eaux sous formes dissoutes principalement, il a été montré une homogénéisation spatiale des teneurs dans les sédiments sous l'effet du courant liguro-provençal à l'échelle du bassin méditerranéen nord occidental. En zone littorale, les teneurs et leurs variations sont directement liées aux apports par les fleuves et donc aux concentrations drainées dans les bassins versants. Toujours dans le cas du ^{137}Cs , les concentrations sont variables dans les horizons sédimentaires et à l'embouchure du Rhône, les activités varient jusqu'à 20 Bq/kg de sédiment sec dans les dix premiers centimètres pour atteindre des valeurs allant jusqu'à 100 Bq/kg dans les sédiments compris entre 2 et 3 m de profondeur.

Le tableau 28 précise les différentes origines des radioéléments susceptibles d'être rencontrés dans l'hydrosystème. Il peut servir de guide pour justifier le suivi de certains d'entre eux dans le milieu naturel.

Radioélément	naturelle		artificielle		
	atmosphérique	Tellurique	tirs	Technobyl	installations nucléaires
⁷ Be					
⁶⁵ Zn					
^{110m} Ag					
⁵⁷ Co					
¹⁴⁴ Ce					
⁵⁴ Mn					
¹⁰⁶ Ru					
¹²⁵ Sb					
¹³⁴ Cs					
⁶⁰ Co					
³ H					
⁹⁰ Sr					
¹³⁷ Cs					
²³⁸ Pu					
²⁴¹ Am					
²²⁶ Ra					
¹⁴ C					
²³⁹ Pu					
⁴⁰ K					
²³⁸ U					
²³² Th					

Ag : argent
Am : américium
Be : béryllium
C : carbone
Ce : cérium
Co : cobalt
Cs : Césium
³**H** : tritium
K : potassium
Mn : manganèse
Pu : plutonium
Ra : radium
Ru : ruthénium
Sb : antimoine
Sr : strontium
Th : thorium
U : uranium
Zn : zinc

Figure 27 : Origine des radioéléments susceptibles d'être présents dans l'hydrosystème

Les éléments émettent trois types de radiation, celles-ci sont présentées avec les durées de vie (périodes) des substances dans le tableau ci-après.

Radioélément	Période en jour (j) ou en années (a)	Type de rayonnement mesuré
⁶⁵ Zn	245 j	gamma
^{110m} Ag	249.8 j	
⁵⁷ Co	270 j	
¹⁴⁴ Ce	285 j	
⁵⁴ Mn	291 j	
¹⁰⁶ Ru	1 a	
¹²⁵ Sb	2 a	
¹³⁴ Cs	2.1 a	
⁶⁰ Co	5.3 a	
¹³⁷ Cs	30 a	
⁴⁰ K	1.28*10 ⁹ a	
²³⁸ U	4.5*10 ⁹ a	
²⁴¹ Am	458 a	
²²⁶ Ra	1622 a	
²³² Th	1.4*10 ¹⁰ a	bêta
³ H	12 a	
⁹⁰ Sr	28 a	
¹⁴ C	5600 a	alpha
²³⁸ Pu	87.7 a	
²⁴⁰ Pu	6.6*10 ³ a	
²³⁹ Pu	2.4*10 ⁴ a	

Figure 28 : Rayonnement et périodes des principaux radioéléments

En cas de suspicion de présence d'un ou de plusieurs radionucléides à une activité anormale dans des sédiments à draguer, liée à un contexte géographique particulier ou à la proximité d'une activité industrielle particulière, le risque peut être caractérisé par la mesure de cette activité puis la détermination de la classe d'activité des matériaux.

3.2 Effets sur la qualité des sédiments

3.2.1 Caractéristiques des sédiments

Les matériaux concernés par les dragages, sont les sédiments non consolidés. Les opérations nécessitant des déroctages sont peu courantes et génèrent des matériaux consolidés (blocs de substrat dur) dont la capacité à être contaminée est quasi-nul et pour lesquels la caractérisation physico-chimique ne présente pas d'intérêt au regard de leur effet sur la qualité de l'environnement.

Les sédiments non consolidés peuvent présenter des caractéristiques physico-chimiques très différentes selon les charges minérales et organiques et les teneurs de leurs constituants, en particulier des contaminants. Par exemple, les parts siliceuses peuvent être très différentes, suivant la position du site à draguer sous l'influence d'apports côtiers dus à la latérisation du bassin versant ou sous celle de courants marins charriant des sables. Dans tous les cas, ces matériaux sont issus de la sédimentation de particules ayant été en suspension, et dont la part amorphe ou cristalline est composée d'argiles, d'hydroxydes et d'oxydes métalliques (principalement du fer et de l'aluminium), de quartz (silice), de carbonates, et de matières organiques animales et végétales en cours de dégradation.

3.2.1.1 Granulométrie (% fractions granulométriques)

Les sédiments sont tout d'abord caractérisés par les répartitions des fractions granulométriques. Ces données sont importantes à double titre. Tout d'abord pour apprécier la charge en contaminants (capacités d'adsorption dépendantes des surfaces spécifiques) et ensuite pour prévoir le mode de dragage qui sera le plus approprié. Il convient toutefois de noter que la capacité en termes de charge est liée à ces surfaces mais que la présence de matières humiques contribue aussi à augmenter la fixation et l'adsorption des contaminants dans le matériau.

Les granulométries sont mesurées en laboratoire. Si plusieurs techniques sont disponibles pour les réaliser, les retours d'expériences indiquent que l'utilisation d'un granulomètre laser par voie humide après un dégrillage des fractions supérieures à 2 mm puis à 1 mm ou à 500 µm, donne les résultats les plus fiables. La coupure à 2 mm étant imposée par les textes normatifs indiquant que les analyses doivent être menées sur les fractions inférieures à cette taille. Il est usuel de mesurer les pourcentages suivant des tailles qui sont : > 2 mm, et dans la partie inférieure à 2 mm, celles qui sont < 1 mm, < 500 µm, < 250 µm, < 125 µm, < 63 µm et enfin < 2 µm.

Les différentes désignations des matériaux suivant les tailles granulométriques sont indiquées dans le Tableau 6. Il est à noter que ces appellations et ces tailles diffèrent quelque peu suivant les thématiques.

Tableau 6 : Classes granulométriques

Désignation	Taille
blocs	+ de 10 cm
caillou, galets	+ de 2 cm
graviers	entre 0,5 - 2 cm
granules	entre 5 - 10 mm
sable très grossier	entre 2 - 5 mm
sable grossier	entre 1 - 2 mm
sable moyen	entre 0,5 - 1 mm
sable fin	entre 0,25 - 0,5 mm
sable très fin	entre 0,125 - 0,25 mm
sablon	entre 63 µm - 0,125 mm
Limons	entre 2 et 63µm
Argiles	inférieure à 2µm

Le ratio entre la fraction < 63 µm (limite entre les sables et les vases) et les fractions < 2 mm permet alors de nommer le sédiment (Tableau 7) :

Tableau 7 : Classes de sédiments

% fraction <63µm	Désignation
< 25	Sables
> 25	Sables vaseux
> 50	Vases sableuses
>75	Vases
> 90	Vases pures

Une interprétation plus précise des fractions fines (< 63 µm) peut être faite à partir du triangle de texture du GEPPA, cité par Hénin, Gras et Monnier (1969). Celui-ci est donc bâti à partir des mesures des fractions argileuses et limoneuses.

Les répartitions granulométriques renseignent par ailleurs sur les quantités (%) d'eau qui seront contenues dans les matériaux. La densité est un des paramètres indiqués dans la Circulaire relative aux conditions d'utilisation du référentiel de qualité des sédiments marins et estuariens mais, à notre connaissance, réalisée par voie sèche ou humide, les résultats sont (presque) toujours inexploitable.

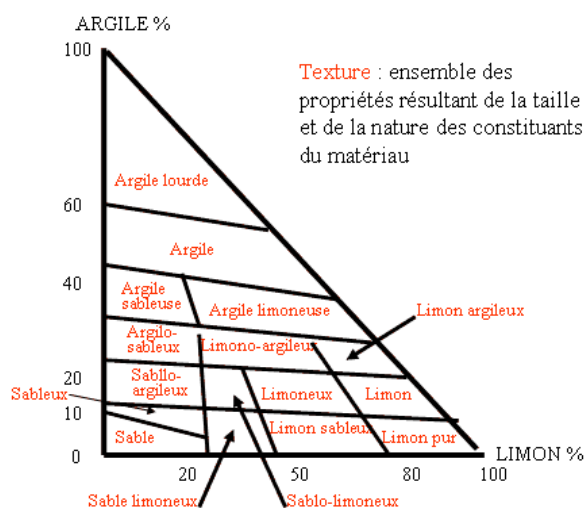


Figure 29 : Triangle des textures

On peut considérer que les teneurs en eau sont proportionnelles à celles des fractions fines. Un matériau sableux aura peu d'eaux interstitielles (d'où souvent l'impossibilité de doser les sels nutritifs si ce n'est dans les eaux d'imprégnation) alors qu'un matériau vaseux sera « gorgé » d'eau. Toutefois, suivant les quantités de limons et d'argiles, la cohésion de ces matériaux fins sera à prendre en compte suivant que celui-ci présente soit une grande cohésion (marne par exemple) ou une sorte de pulpe contenant des débris végétaux et animaux en décomposition.

Les analyses visant à parfaire la connaissance des matériaux à draguer s'intéressent aux fractions inférieures à 2 mm, les préleveurs ont l'habitude, après l'avoir noté, de débarrasser l'échantillon des fractions plus grossières et tout du moins de celles qui ne rentrent pas dans le flaconnage utilisé.

Si la connaissance des paramètres décrits ci-avant permet d'anticiper sur les moyens qui seront mis en jeu pour le dragage, une expertise *de visu* reste nécessaire pour choisir la technique de dragage la plus adéquate.

3.2.1.2 Aluminium (Al)

Hors apport spécifique, l'aluminium est généralement considéré comme un constituant naturel des argiles et donc représentatif des sédiments fins. Les teneurs sont très variables en fonction de la nature du fond et des apports par le bassin versant.

On considère qu'un sédiment riche en aluminium adsorbera plus les contaminants qu'un sédiment pauvre en cet élément.

3.2.1.3 La matière organique

Carbone organique total (COT)

En général, les sédiments fins et riches en carbone organique ont une forte capacité d'adsorption des contaminants organiques. Les teneurs en carbone organique correspondent au stock de matière organique carbonée déposée sur le fond et lié au sédiment. Elles s'expriment en % dans la fraction inférieure à 2 mm du matériau brut. Ses teneurs varient dans une large gamme qui est souvent en accord avec celle de la teneur en matière organique.

Matière organique volatile à 550°C (MO 550°C)

Anciennement appelée perte au feu à 550°C, cette teneur représente, comme son nom l'indique, la matière organique pouvant être dégradée à 550°C en condition oxydante. Cette teneur indique la part de matière organique en décomposition dans le sédiment. Les teneurs peuvent être comprises entre quelques pourcents et plus de 30 % dans le cas de situations très particulières.

3.2.1.4 Les nutriments

Azote (N)

Les teneurs en azote caractérisent les concentrations des formes minérales (ammoniac, nitrites et nitrates) et organiques (acides aminées, protéines). Si les diverses formes sont dosables dans les eaux interstitielles, il est usuel et réglementaire de doser la teneur en azote Kjeldahl dans les sédiments. Cette concentration correspond aux formes ammoniacales et réduites organiques contenues dans les matériaux. Elle est le témoin d'apports principalement par les émissaires des eaux usées urbaines brutes ou traitées dans une moindre mesure, et d'apports industriels chimiques et agro-alimentaires.

Les composés azotés jouent un rôle important dans les développements algaux. A titre d'exemple, on a noté dans les sédiments d'une zone semi ouverte sur la mer, recueillant des rejets d'activités aquacoles et divers émissaires drainant le bassin versant, une valeur en azote de 3 636 mg/kg poids sec. Les teneurs dosées ne dépassent généralement pas 2 000 mg/kg dans les zones portuaires. L'apport en azote peut être dommageable pour l'environnement si les conditions physico-chimiques et notamment le pH génèrent des formes ammoniacales.

Phosphore (P)

Les teneurs en phosphore représentent les concentrations de différentes formes chimiques. Il est usuel de doser les teneurs en ortho phosphates et en phosphore total dans les eaux libres ou interstitielles. Le phosphore oxydé dans les eaux se transforme préférentiellement, sous la forme acide, en composé ortho au détriment des formes méta et pyro. Dans les sédiments, seule la teneur en phosphore total est mesurée. Le phosphore joue un rôle essentiel dans le développement des algues et les formes assimilables peuvent être relarguées du sédiment et ainsi contribuer aux inflorescences végétales. Les teneurs en phosphore total, comme l'azote, sont, dans les zones draguées, de quelques centaines à quelques milliers de mg/kg.

3.2.2 Effets potentiels des dragages sur la qualité des sédiments en place

Pour les **dragages d'entretien**, les incidences directes sont généralement limitées. Les sédiments retirés sont généralement de même nature que ceux qui restent en place ou que ceux qui sont amenés à s'y redéposer.

Pour les **dragages d'approfondissement**, les opérations sont susceptibles de mettre à nu des couches de granulométrie différente. Ce risque est facilement vérifiable par analyse par carottage des sédiments à extraire, étape systématiquement réalisée au préalable des opérations.

Le dragage n'engendre pas en soi de contamination des sédiments, mais provoque une remobilisation plus ou moins marquée selon la technique mise en œuvre de particules potentiellement contaminées par les apports du bassin versant et des activités maritimes et portuaires.

La qualité des sédiments peut éventuellement être affectée dès lors que le dragage porte sur des matériaux contaminés et que ceux-ci sont dispersés hors de la zone de dragage, sur une zone non ou plus faiblement contaminée. Cette dispersion peut être causée par l'action directe de l'outil de dragage sur le fond et/ou par diffusion du panache turbide si les techniques employées en forment un (dragage à l'américaine, surverse sur dragage hydraulique).

3.2.3 Effets potentiels des immersions sur la zone de dépôt

Pour les **immersions**, l'étendue des incidences est directement corrélée à la différence entre la nature des matériaux immergés et la nature des matériaux en place. En effet, la nature des fonds est directement modifiée par les dépôts de dragage qui recouvrent immédiatement la couche de surface. Cet effet se produit sur la zone destinée aux dépôts. Il peut néanmoins s'étendre à plus long terme hors des limites des sites de dépôt, aux zones de dispersion des matériaux (si le milieu est dispersif) et, en moindre mesure, aux zones sur lesquelles les particules du panache turbide provoqué par l'immersion se redéposent.

L'impact doit être évalué en tenant compte de la surface recouverte et de la nature des matériaux immergés au regard de la nature des matériaux en place. Lorsque la nature des sédiments immergés diffère de celle du site, les perturbations induites seront plus importantes (texture, granulométrie, contamination, etc). C'est généralement le cas pour des sites vierges de tout dépôt. Lorsque les sédiments sont naturellement de même nature cependant, on peut considérer que ces perturbations physico-chimiques sont limitées. C'est plus généralement le cas sur des sites d'immersion régulièrement utilisés.

3.3 Effets sur la qualité des eaux

3.3.1 Effets potentiels

La remise en suspension de matériel particulaire et des contaminants qui lui sont potentiellement associés représente un des principaux vecteurs d'altération de la qualité des eaux lors d'une opération de dragage et d'immersion.

Pour les **dragages**, cette remise en suspension peut s'effectuer de trois manières principales :

- par action de l'outil de dragage sur les fonds (tête d'élinde pour un dragage hydraulique, fuite du godet pour un dragage mécanique à godets, projection ou injection d'eau à la surface, etc.),
- par rejet d'eau chargée en particules fines (voir principe de surverse décrit ci-avant par exemple),
- par remobilisation ultérieure des fines déposées sous des conditions hydrodynamiques spécifiques (crue pour les cours d'eau ou les fleuves, houle pour le milieu marin).

Pour les **immersions**, cette altération est directement reliée au rejet des matériaux en mer et au potentiel de remobilisation ultérieure des fines du dépôt. L'étendue de ce phénomène sera fonction de la technique employée, de la densité des particules, des conditions hydrodynamiques et de la profondeur d'immersion.

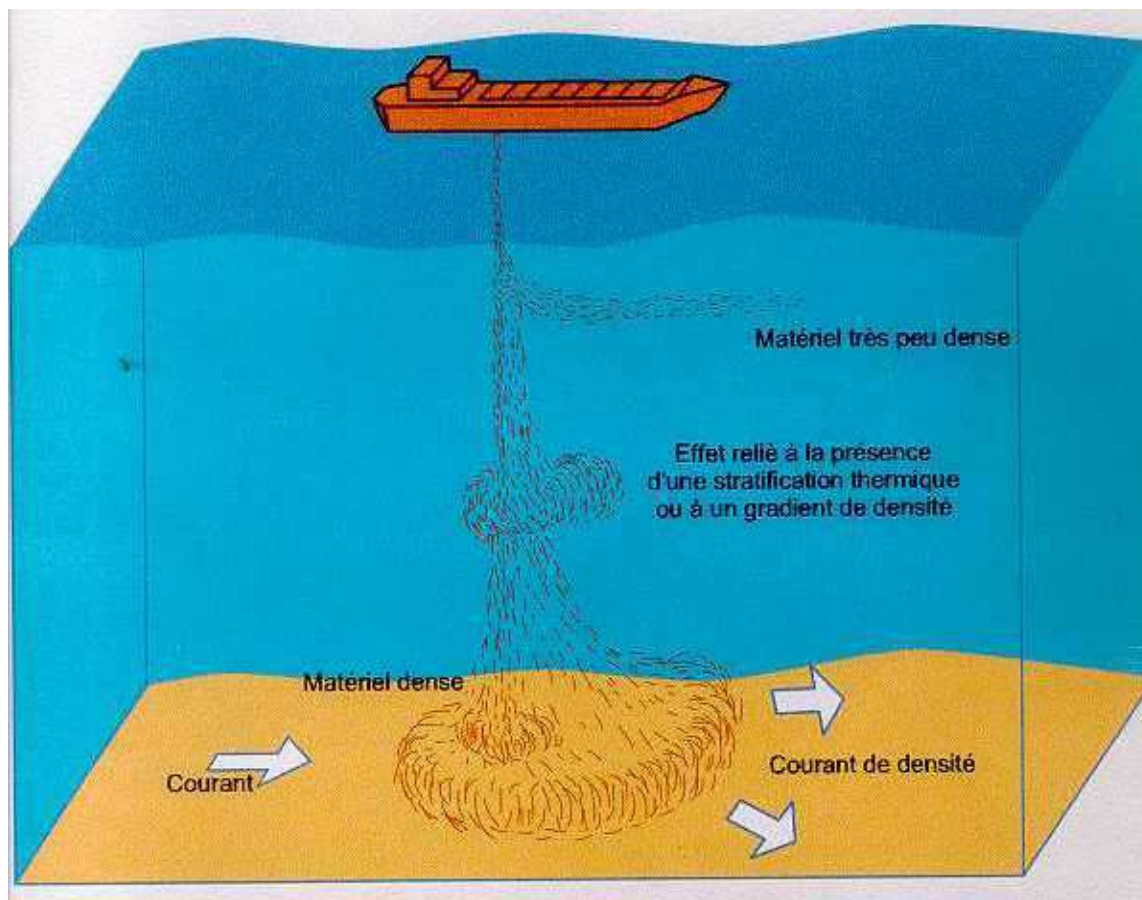


Figure 30 : Illustration de la chute des matériaux lors d'une immersion par clapage

La qualité de l'eau est ainsi directement modifiée par augmentation de la charge particulaire et l'accroissement de la turbidité. Les principales incidences potentielles associées à ce phénomène sont :

- la réduction de la transparence de l'eau et de la visibilité dans l'eau ;
- la mobilisation potentielle de contaminants physico-chimiques, lorsque les sédiments sont contaminés ;
- l'accroissement de la demande en oxygène.

A noter que l'essentiel de ces effets sont limités à la durée des opérations et que leur évaluation doit intégrer les phénomènes de dilution liés notamment à la nature des particules, à l'hydrodynamisme et à la profondeur des sites d'opérations.

Réduction de la teneur en oxygène

La teneur de l'eau en oxygène dissous est déterminée par la respiration des organismes aquatiques, l'oxydation et la dégradation des matières organiques, l'activité photosynthétique de la flore et les échanges avec l'atmosphère.

Lorsque le matériel particulaire remis en suspension dans la colonne d'eau possède un fort potentiel de demande en oxygène, la teneur en oxygène de l'eau peut localement être modifiée, perturbant ainsi les composantes en équilibre dans le milieu décrites précédemment.

La quantité d'oxygène consommé va ainsi essentiellement dépendre de la nature des éléments remis en suspension (matière organique, composés chimiques réducteurs spécifiques), et de la vitesse de chute du panache turbide.

D'autres processus de consommation de l'oxygène dans l'eau, naturels (consommation par la matière organique des bouchons vaseux des estuaires par exemple) ou anthropiques (rejets) doivent être pris en compte lors de l'évaluation de la sensibilité du milieu aux phénomènes d'anoxie lors des opérations de dragage.

Relargage de sels nutritifs

La flore microbienne des fonds marins ou de cours d'eau dégrade et minéralise la matière organique morte qui s'y accumule, enrichissant ainsi les sédiments en éléments nutritifs. Ces sels nutritifs peuvent être relargués au moment du dragage venant enrichir les eaux de surface lorsque les techniques de dragage remobilisent des matériaux dans l'eau (surverse par exemple).

L'incidence de ce processus doit être évaluée au regard des teneurs ambiantes en sels nutritifs dans la colonne d'eau. Elles sont généralement élevées dans les estuaires qui sont déjà des milieux déséquilibrés et eutrophes, du fait des apports importants de sels nutritifs d'origine urbaine, industrielle et agricole. Les milieux marins, plus ouverts, sont des milieux où ces teneurs seront vraisemblablement plus réduites.

Il n'y a aujourd'hui pas de connaissances de cas avérés de blooms phytoplanctoniques ou de marées vertes en lien avec des opérations de dragages. Les travaux d'Ifremer montrent que les phénomènes de prolifération d'algues vertes comme ceux qui se produisent de façon récurrente sur certaines plages bretonnes requièrent trois éléments :

- Des apports excessifs d'éléments nutritifs et plus précisément de nitrates,
- Des conditions d'éclairement : les algues vertes ne se développent que par très faible fond ou sur l'estran dans des conditions optimales d'éclairement,
- Des conditions hydrodynamiques qui limitent la circulation des masses d'eau (confinement des eaux enrichies en éléments nutritifs d'origine terrigène à la frange côtière de faible profondeur et bien éclairée).

Si les opérations de dragages peuvent entraîner un enrichissement de la colonne d'eau par des éléments nutritifs piégés dans le sédiment et l'eau interstitielle, les autres facteurs qui entretiennent la prolifération algale ne sont généralement pas satisfaits du fait de hauteurs d'eau importantes, d'une turbidité plus élevée y compris du fait même des dragages, et de l'hydrodynamisme local.

Néanmoins, étant donné le manque de recul actuel sur ces processus de marée verte, les connaissances scientifiques portant sur l'influence de l'ensemble des apports de nutriments d'origine anthropique à la mer (dont ceux liés aux dragages et aux immersions) méritent d'être approfondies.

Diffusion de micropolluants

Les remises en suspension de particules fines lors du dragage peuvent potentiellement s'accompagner d'une diffusion des micropolluants. En effet, ces particules fines, souvent formées en partie d'argiles et de matières organiques, captent très facilement les polluants en solution dans l'eau (éléments traces métalliques, hydrocarbures...). Ceux-ci se retrouvent alors piégés à l'intérieur du sédiment et peuvent être remobilisés dans la colonne d'eau :

- en profondeur sous l'action des outils de dragage sur les fonds,
- en profondeur et en surface si les techniques de dragage impliquent un rejet d'eau et de sédiments.

Dans un contexte où les propriétés physiques des eaux ne changent pas (pH et salinité identiques), les micropolluants piégés ne se remettent en solution que très difficilement, et ce même dans le cas d'un fort brassage. Ils restent le plus souvent associés aux particules sédimentaires et se redéposent sur les fonds.

A noter néanmoins que tous les contaminants ne se remobilisent pas de la même manière. En effet, la remobilisation dépend tant du type de contaminants que des caractéristiques du milieu environnant (pH, oxygène dissous, salinité, concentration en matière organique, taux de floculation, bioturbation). Par exemple, les congénères de PCB les plus faiblement chlorés vont avoir tendance à quitter la phase sédimentaire pour la phase aqueuse beaucoup plus facilement que les autres congénères. Ainsi, du fait de leur hydrosolubilité, ils seront alors beaucoup plus biodisponibles (Josefsson *et al.*, 2010). À noter que l'effet cumulé de la remise en suspension de plusieurs contaminants n'est à ce jour pas explicitement documenté (Roberts, 2012).

**Altération de la
qualité
bactériologique
et sanitaire**

Les ports et estuaires reçoivent des eaux usées d'origine urbaine et agricole et intègrent ainsi les bactéries et les virus de ces rejets plus ou moins épurés.

Si la période de survie de ces organismes pathogènes est limitée dans l'eau de mer, elle peut s'étendre jusqu'à plusieurs semaines dans les matrices sédimentaires des fonds marins ou fluviaux. Il est admis que les sédiments constitués de particules fines contiennent les plus grands nombres de bactéries et de virus.

Le risque associé à la remobilisation de ce matériel sédimentaire en période de dragage doit être évalué en tenant compte des organismes pathogènes présents dans les vases, des conditions hydrodynamiques locales et des secteurs sensibles situés à proximité (zones de baignade, zones conchylicoles, etc.)

Les dragages peuvent également entraîner la mobilisation des kystes dormants d'espèces phytoplanctoniques depuis le sédiment où ils sont enfouis, vers les eaux profondes ou vers les eaux de surface. Il peut en résulter une dispersion et/ou une germination de ces kystes pour les espèces dont le cycle de vie comprend une phase enkystée (c'est-à-dire pour *Alexandrium* sp. et probablement pour *Gyrodinium spirale*). Pour les autres espèces, la production de kystes dormants reste encore à démontrer).

Le risque de dispersion doit être considéré quelle que soit la période de dragage, tandis que le risque lié à la germination doit être considéré principalement lorsque les conditions sont favorables au développement des espèces-cibles, c'est-à-dire au printemps et en été.

Le risque sanitaire doit être apprécié au regard des substances produites par ces espèces phytoplanctoniques (phytoplancton toxique).

3.4 Effets sur la qualité de l'air

La pollution atmosphérique peut être définie comme le rejet de substances diverses ayant pour principale conséquence une élévation des concentrations atmosphériques en divers contaminants.

Cette hausse significative de composés d'origine naturelle ou synthétique dans l'atmosphère peut avoir des conséquences majeures sur l'environnement (augmentation de l'effet de serre, pluies acides, dégradation de l'ozone stratosphérique etc.)

A ce jour, trois grandes sources de polluants d'origine humaine sont notables :

- les émissions de moteurs à explosion (transport) ;
- les installations de combustion (chauffages individuels et collectifs, chaudières industrielles, centrales thermiques...) ;
- les procédés industriels (raffinage de pétrole, productions chimiques, métallurgie, incinération de déchets...).

Les principaux polluants gazeux associés sont le dioxyde et l'oxyde de carbone (CO₂ et CO), le dioxyde de soufre (SO₂), les hydrocarbures (méthane CH₄, HAP, etc), les oxydes d'azote (NOx) et l'ozone (O₃). Concernant les polluants particulaires ou « aérosols », sont à distinguer les métaux toxiques et autres composés inorganiques, les composés organiques naturels ou de synthèse ou encore les radionucléides.

Pour les opérations de dragage et d'immersion, la motorisation la plus utilisée et la mieux adaptée reste le moteur diesel. Bien qu'à fonctionnement normal, un moteur diesel dégage moins de CO₂ qu'un moteur traditionnel, les rejets en termes d'hydrocarbures (HAP, NOx) et d'oxydes de soufre sont considérables.

Ces effets doivent être appréciés compte-tenu de la durée des travaux. Si certaines opérations sont courtes, d'autres peuvent s'étaler sur une année comme c'est le cas des chantiers d'aménagements majeurs ou des dragages d'entretiens en estuaire.

Enfin, des nuisances olfactives peuvent de plus être associées aux opérations de dragage et d'immersion. Ces odeurs peuvent provenir :

- de matériaux contenant des algues et des sédiments vaseux et à caractère anoxique. Certains sédiments contaminés, ou contenant des gaz (méthane) ou des composés soufrés (H₂S) associés à une flore bactérienne anoxique, peuvent effectivement dégager des odeurs après extraction pouvant avoir un impact lors des phases de transport, ou de dépôt ;
- dans une moindre mesure, aux rejets des gaz d'échappement des engins de chantier

A noter que ces effets peuvent être amplifiés en période estivale du fait de la chaleur.

Pour ce deuxième type de nuisance, la proximité à des sources sensibles doit nécessairement être intégrée dans l'évaluation de l'effet.

3.5 Effets sur la qualité de la matière vivante

Par la remise en suspension de particules de sédiments et des substances chimiques qui leurs sont associées, les travaux de dragage et d'immersion entraînent une dégradation de la qualité du milieu susceptible d'avoir un impact sur les organismes aquatiques et de s'accumuler tout au long de la chaîne trophique.

- **La bioconcentration** est définie comme l'accumulation d'une substance chimique par un organisme à une concentration supérieure à celle où elle se trouve dans l'eau. Le facteur de bioconcentration (BCF) est égal au rapport de la concentration de la substance chimique mesurée dans l'organisme et sa concentration dans l'eau à l'état d'équilibre,
- **La bioaccumulation** prend en compte toutes les voies d'exposition possible pour l'organisme (air, eau, sol et nourriture) et non plus juste la phase aqueuse,
- **La biomagnification** ou bioamplification correspond à l'accumulation et au transfert des produits chimiques par la chaîne alimentaire (algues-invertébrés-poissons-mammifères) par l'ingestion de nourriture contaminée. Il en résulte une augmentation de la concentration de la substance mesurée dans l'organisme d'autant plus forte que l'organisme est à un niveau élevé dans le réseau trophique.

Cette intégration est directement liée à la biodisponibilité des substances toxiques pour le cas des contaminants chimiques, et les organismes marins sont particulièrement exposés à ce phénomène de bioaccumulation par la respiration et l'alimentation.

Les substances fortement bioaccumulables sont généralement des substances lipophiles qui vont se fixer préférentiellement au niveau des tissus adipeux des organismes marins.

Bien que de nombreux métaux et composés métalliques soient susceptibles d'être bioaccumulés dans les réseaux trophiques aquatiques, seul le méthylmercure (la forme organique du mercure) est connu pour ses capacités à être bioamplifié dans les organismes aquatiques. Le phénomène de bioamplification est cependant fréquent pour les polluants organiques persistants (pesticides comme le DDT ou les PCB).

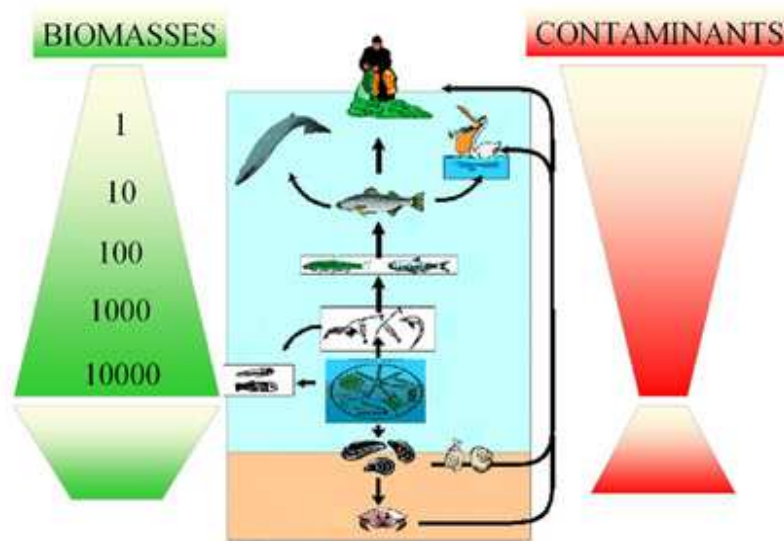


Figure 31 : Illustration de la bioamplification (Source Ifremer)

En tant que dernier maillon de la chaîne, l'homme est aussi exposé lors de l'ingestion de poissons contaminés.

Le schéma suivant présente une illustration simplifiée des chaînes trophiques reliant la production marine primaire phytoplanctonique à l'homme, au travers du flux de carbone. Il est intéressant de noter que, sur 100 g de carbone produit par le phytoplancton par m² de surface marine et par an, la proportion transmise à l'homme au travers des réseaux pélagiques est de 0,3 g tandis que celle transmise par les réseaux benthiques est inférieure et estimée à 0,13 g.

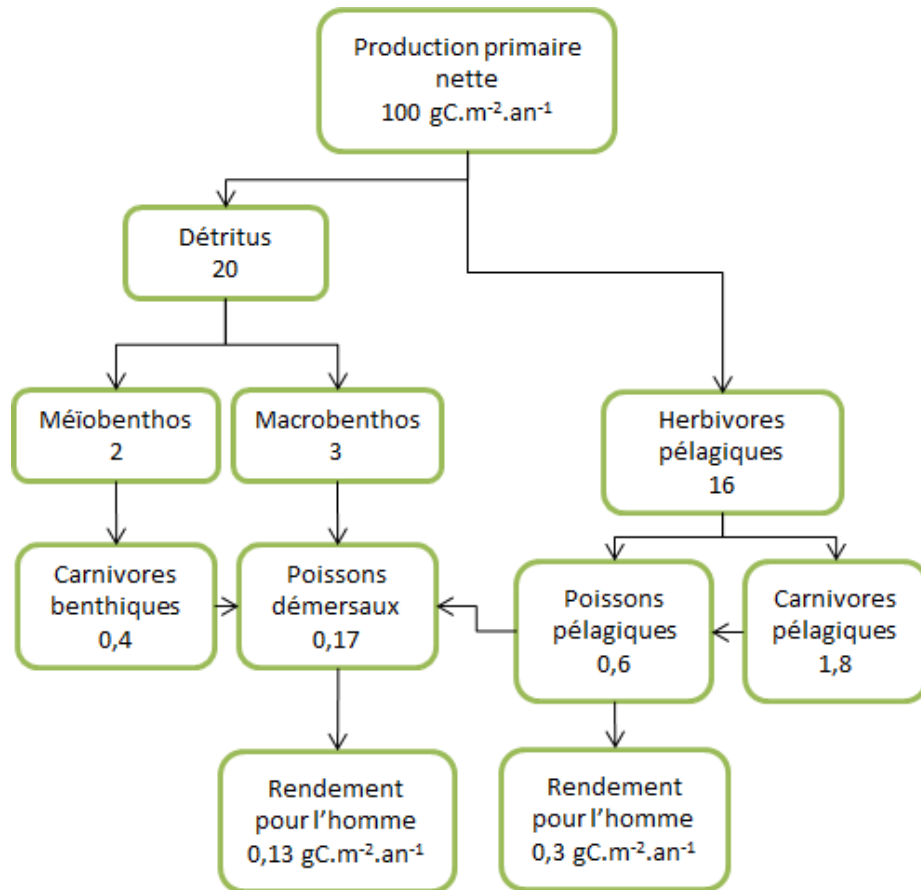


Figure 32 : Diagramme simplifié du flux de carbone d'une chaîne trophique à base phytoplanctonique dans les eaux continentales de la Mer du Nord (D'après Steele, 1965)

Concernant par ailleurs les agents pathogènes microbiologiques et les toxines phytoplanctoniques, les mécanismes d'intégration et d'accumulation dans les organismes répondent de mécanismes différents. Ces « contaminants » ne sont pas métabolisables dans les tissus et ont une durée de vie limitée. Ils concernent en premier lieu les organismes filtreurs.

Les risques liés à ces contaminations sont présentés dans les chapitres suivants.

Chapitre 4 Effets des dragages et immersions sur le compartiment biotique

4.1 Effets potentiels sur le benthos

Le benthos représente « l'ensemble des organismes présents sur ou dans le fond des eaux » (Cabane, 2012). La majorité des communautés le constituant se répartit sur les dix premiers centimètres du substrat, à proximité directe de l'interface eau-sédiment indispensable aux mécanismes de nutrition et de respiration mis en œuvre par ces organismes (Miller *et al.*, 2002).

La plupart des organismes inféodés au substrat sont des invertébrés : bivalves, vers, crustacés, oursins, seiches, poulpes, etc. La connaissance de la biologie de ces espèces ainsi que de leurs interactions avec l'écosystème au niveau du substrat s'avère essentielle pour l'appréciation de la sensibilité du compartiment benthique aux différents effets physiques, chimiques et biologiques décrits dans les chapitres précédents.

Le principal facteur structurant les communautés benthiques est la granulométrie du substrat (Pérès & Picard, 1964 ; Gayraud & Phillippe, 2003). Viennent ensuite la qualité et la quantité de matière organique accessibles aux organismes (Pearson et Rosenberg, 1978; Marsh & Tenore, 1990; Graf, 1992).

De fait, le benthos constitue le compartiment biotique le plus vulnérable aux opérations de dragage et d'immersion. L'évaluation de l'impact des opérations sur ces communautés est prioritaire.

4.1.1 Effets directs liés à l'action mécanique des dragages

Les dragages entraînent le prélèvement immédiat de la majorité de la faune et de la flore benthique colonisant la couche superficielle du substrat visé par l'extraction. Seules les espèces mobiles peuvent éventuellement prendre la fuite. Les espèces arrachées ou aspirées de leur support sont détruites en quasi-totalité (Vega, 1999). Certains petits bivalves à coquilles épaisses peuvent éventuellement survivre suite à l'aspiration et le rejet par la drague.

On retiendra que l'impact des dragages sur l'épifaune et l'endofaune dépendent essentiellement de l'intensité du dragage et de la profondeur atteinte, du type d'habitats et de la nature des communautés benthiques en place. Un site entretenu et donc perturbé régulièrement présentera un impact moindre comparativement à un nouveau site de travaux.

Le tableau suivant récapitule l'évolution des communautés benthiques sur plusieurs sites de dragage présentant des paramètres sédimentaires variables.

Tableau 8 : Influence à court terme du dragage sur les communautés benthiques, d'après les paramètres de biomasse, nombre d'individus et nombre d'espèces (modifié de Newell et al., 1998).

Location	Type of Habitat	% reduction after dredging			Bibliography
		Species	Individuals	Biomass	
Goose Creek, Long Island, NY, USA	<i>Shallow lagoon mud</i>	26	79	63-79	Kaplan <i>et al.</i> , 1975
Klaver Bank, Dutch Sector, North Sea	<i>Sands-gravels</i>	30	72	82	Van Moorsel, 1994
Lowerstoft, Norfolk, UK	<i>Sands-gravels</i>	30	72	82	Newell and Seiderer, 1997a
Tampa Bay, Florida, USA	<i>Oyster shell</i>	40	65	90	Connor and Simon, 1979
Dieppe, France	<i>Sands-gravels</i>	50-70	70-80	80-90	Desprez, 1992
Moreton Bay, Queensland, Australia	<i>Sands</i>	51	46	-	Poiner and Kennedy, 1984
Hong Kong, Japan	<i>Sands</i>	60	60	-	Morton, 1996
Lowerstoft, Norfolk, UK	<i>Gravels</i>	62	94	90	Kenny and Rees, 1994
Chesapeake Bay, USA	<i>Coastal embayment muds-sands</i>	70	71	65	Pfitzenmeyer, 1970

NB : Il est à noter que ces auteurs ne précisent pas l'intervalle de temps séparant la fin du dragage et la période de mesure de son impact.

4.1.2 Effets directs liés à l'action mécanique des immersions

L'ensevelissement des peuplements benthiques pendant la phase d'immersion est considérée comme le principal impact direct de l'opération. En effet, les organismes benthiques non ou peu mobiles meurent par asphyxie s'ils n'ont pas la capacité de se creuser un passage au travers des matériaux fraîchement déposés (Norkko *et al.*, 2002 ; Zimmerman, 2003 ; Bolam et Whomersley, 2005). La capacité de survie des organismes est ainsi essentiellement liée à l'épaisseur des dépôts et à la mobilité des organismes. Les plus petits individus sont les plus vulnérables du fait de leur incapacité à atteindre la surface du sédiment tandis que certains invertébrés benthiques peuvent résister à des enfouissements de plusieurs centimètres d'épaisseur, jusqu'à 30 cm (Maurer *et al.*, 1982, Maurer *et al.*, 1986, Roberts *et al.*, 1986, Wilber et Clarke, 1998, Essink, 1999, Schratzberger *et al.*, 2000).

Les zones d'immersion se caractérisent ainsi par une certaine pauvreté benthique, avant que ne débute le processus de recolonisation. Les immersions régulières sur un même site entretiennent cet effet d'enfouissement et d'altération des communautés. Les effets sont maximaux sur les sites vierges de toute immersion préalable ou sur les sites laissés au repos suffisamment longtemps pour avoir été recolonisés de manière significative.

4.1.3 Effets indirects liés à la remise en suspension de particules et à leur sédimentation

L'incidence du dépôt des matériaux remis en suspension (en phase de dragage ou d'immersion) dépend de la vitesse de sédimentation, de la nature de la communauté et de l'augmentation relative de la turbidité. Les mécanismes d'incidences sont :

- **L'asphyxie :** l'épaisseur du dépôt et la vitesse de sédimentation sont trop élevées par rapport aux capacités de mobilité des espèces de la macrofaune benthique qui sont ensevelies ;
- **La modification de l'habitat :** la nature sédimentaire est modifiée ce qui peut perturber les fonctionnalités de l'habitat initial et donc les peuplements qui le constituent ;

- **L'accroissement des ressources alimentaires** : lorsque les individus prélevés et détruits par le dragage sont rejetés dans la colonne d'eau avec l'eau excédentaire (processus de surverse par exemple), ils constituent une ressource alimentaire supplémentaire pour les espèces environnantes. Ils peuvent alors contribuer à l'accroissement de la richesse spécifique et de l'abondance en dehors du périmètre de dragage.

Les opérations de dragages et d'immersions amènent à une hausse significative de la turbidité et une remise en suspension de particules fines sur une échelle de temps et d'espace variable (Newell *et al.*, 1998). La turbidité et la sédimentation qui en résultent peuvent avoir des effets négatifs avérés sur la structure fonctionnelle et la diversité des communautés benthiques tant animales que végétales (Rhoads *et al.*, 1978 ; Gibbs & Hewitt, 2004). C'est le cas par exemple des bivalves, oursins, polychètes tubicoles, hydraires, bryozoaires dont l'activité de respiration et de nutrition par filtration peut être altérée (Akoumianaki & Nicolaidou, 2007). Effectivement, ces espèces filtreuses s'avèrent plus sensibles que les dépositivores (Newell *et al.*, 1998) et les stades larvaires juvéniles plus que les stades adultes (Matsumoto, 1984). L'incidence est généralement moindre sur les espèces les plus mobiles pouvant éviter les zones trop troubles et pouvant revenir une fois que les conditions sont plus favorables.

C'est tout particulièrement la sédimentation d'éléments fins sur une zone au préalable constituée de sédiments plus grossiers qui peut entraîner des changements radicaux quant à la composition de la communauté benthique en place et ceci parfois de manière permanente (Zimmerman *et al.*, 2003; Stronkhorst *et al.*, 2003). L'habitat peut ne s'avérer plus adapté à l'accueil des communautés initialement présentes car ne remplissant plus les mêmes fonctionnalités écologiques. La sédimentation peut de plus amener à l'envasement d'abris benthiques spécifiques et essentiels pour certaines espèces comme les crabes ou les homards.

Globalement, un gradient d'impact peut être proposé avec de plus faibles répercussions pour des écosystèmes dynamiques sableux peu profonds soumis à de fortes variations naturelles et des effets plus importants concernant des écosystèmes stables, plus profonds et de granulométrie supérieure (Emu, 2004 ; Foden, 2009).

Dans certains contextes très particuliers, des effets positifs sur la faune benthique ont été observés à la suite de d'opérations de dragage (Desprez, 1993). Ainsi, dans l'ancien périmètre de Dieppe soumis à des dépôts occasionnels de sables fins par surverse lors de l'exploitation d'un site contigu, l'apport de carbone organique et de sable fin a favorisé le développement d'annélides comme *Sabellaria spinulosa*, considérée pourtant comme une espèce sensible (Desprez et Lafite, 2012).

Sur le plan de la remise en suspension, l'activité photosynthétique des organismes photophiles tel que les algues, macro-algues ou phanérogames, peut également être perturbée. Une altération prolongée de cette activité peut amener une réduction de la superficie d'herbiers ou de champs d'algues. Les choix des sites d'immersion ou des modalités de dragage sont revus lorsque les opérations projetées risquent de générer un tel effet.

On notera que l'accroissement de la turbidité de l'eau associé aux dragages et immersions étant généralement limité dans le temps, les effets sur les organismes sont donc principalement temporaires. De plus, dans le cas où les variations associées aux travaux de dragage ou d'immersion (en termes de turbidité et sédimentation) sont inférieures à celles observées, que ce soit naturellement (bouchons vaseux estuariens) ou dans le cadre d'une activité anthropique déjà en place, ces dernières sont alors moins susceptibles d'impacter le milieu (Orpin *et al.*, 2004 ; Pennekamp *et al.*, 1996).

4.1.4 Effets indirects liés à la modification des paramètres hydrosédimentaires

La nature des communautés benthiques est étroitement liée, entre autres facteurs, aux caractéristiques sédimentaires et aux conditions hydrodynamiques locales. La modification de ces composantes peut entraîner des modifications dans la composition des communautés en place.

La stabilité d'un sédiment est un paramètre important dans la détermination de la structure des communautés. Les dragages peuvent, dans certains cas, perturber cette stabilité, que ce soit par modification du régime hydrodynamique ou encore par interruption du transit sédimentaire.

4.1.5 Effets indirects liés à la contamination des sédiments

L'effet potentiel de la remobilisation de contaminants parfois présents dans les sédiments sur les communautés benthiques doit également être considéré. Les polluants sont susceptibles de perturber la structure des communautés en place en fonction de la sensibilité physiologique et biologique des espèces qui les constituent. Les communautés exposées peuvent notamment évoluer vers des cortèges d'espèces moins vulnérables. L'impact dépend de processus complexes essentiellement liés à la sensibilité des espèces présentes et aux concentrations de contaminants associées aux sédiments remis en suspension ou déposés sur le substrat.

De plus, les espèces benthiques étant des maillons primaires de la chaîne alimentaire, une potentielle contamination de la chaîne trophique par bioamplification peut être observée. Martins et *al.* (2012) observent par exemple chez la moule *Mytilus edulis* des concentrations en PCB et HAP significativement supérieures après le début d'opérations de dragage.

Finalement, sur les zones d'immersion, un apport de matériaux peut provoquer un ensemencement par des espèces exogènes caractéristiques des sites d'extraction. Ce processus reste assez rare étant donné que les espèces du site d'extraction doivent avoir survécu et que les conditions de milieu (hydrodynamisme, substrat, hydrologie) des sites d'immersion ne sont pas nécessairement adaptées au développement ou plutôt à l'installation permanente de nouvelles espèces. Les espèces d'estran ou d'estuaire supportent par exemple très mal les fortes salinités de la pleine mer.

4.1.6 Evolution de la structure des communautés après perturbation

Suite à une perturbation importante de l'écosystème benthique, par dragage ou immersion, les niches écologiques laissées vacantes sont rapidement recolonisées au travers de différentes successions écologiques.

Le processus de recolonisation s'effectue de manière progressive selon un schéma général décomposé en trois étapes (Kenny et Rees, 1996 ; Desprez, 2000 ; Van Dalssen et *al.*, 2000 ; Toupin, 2004 ; Boyd et *al.*, 2005) :

- Une première phase de recolonisation rapide se caractérise par l'apparition des espèces opportunistes, au cycle de vie court, capables d'assimiler rapidement la ressource disponible et adaptées aux sédiments dragués ou immergés parfois. Des individus ayant survécu à la perturbation ou nouveaux arrivants (larves ou adultes) venus des sites avoisinants peuvent être à l'origine de cette étape pionnière.
- Une phase de transition est ensuite observée lorsque des espèces initiales ou d'autres espèces non-opportunistes commencent à recoloniser le milieu, et entrent en

compétition avec les espèces opportunistes de départ. Le nombre d'espèces des populations est alors maximal, mais la réduction du nombre d'individus opportunistes se traduit par une nette baisse de l'abondance.

- Un équilibre dynamique est enfin atteint au bout d'un temps qui varie en fonction des conditions locales. Il est caractérisé par une communauté benthique qui présente une richesse spécifique et une abondance caractéristique du type d'habitat, et une biomasse restaurée liée à la croissance des individus qui composent la communauté. Cependant, ce nouveau peuplement peut être très différent de celui observé initialement.

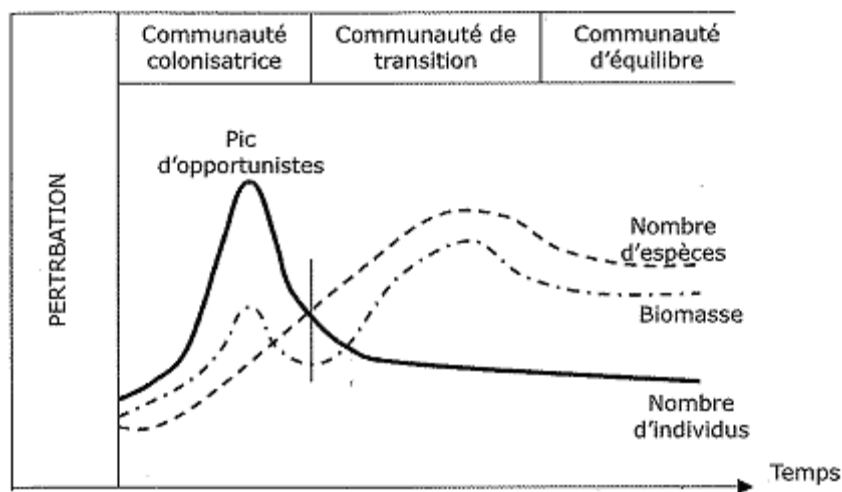


Figure 33 : Schéma simplifié de l'évolution du nombre d'individus, du nombre d'espèces et de la biomasse lors du processus de recolonisation, extrait de Toupin 2004 (d'après Newell et al. 1998, et basé sur Pearson et Rosenberg, 1978 ; Roads et al., 1978)

Ces successions écologiques peuvent amener à plus ou moins long terme à la restauration de l'écosystème (Cooper *et al.*, 2008). La restauration se définit comme le retour, avec ou sans intervention de l'Homme, à l'état préexistant de l'écosystème avant la perturbation (Le Floc'h & Aronson, 1995). Les capacités de restauration de l'écosystème dépendent alors de la communauté touchée elle-même et des populations voisines (cycle de vie, stratégies alimentaires, capacités de migration, de dispersion, saison de reproduction des espèces etc.) mais aussi de paramètres physiques comme la granulométrie du substrat et la masse volumique et de paramètres physico-chimique (potentiel redox) (Lopez-Jamar *et al.*, 1986 ; Hall, 1994 ; Bolam *et al.*, 2004), des teneurs en matière organique et en contaminants dans les sédiments ou encore de l'épaisseur du dépôt (Maurer *et al.*, 1982; Johnson et Frid, 1995; Roberts et Forrest, 1999; Bolam *et al.*, 2003, 2004; Simonini *et al.*, 2005; Guerra-Garcia et Garcia-Gomez, 2006 dans Hermand, 2008)

Ainsi, les opérations de dragages et d'immersions peuvent être à l'origine de perturbations (en termes d'abondance et composition spécifique de la communauté initiale) observables parfois plusieurs années après l'occurrence de la perturbation (Harvey *et al.*, 1998 ; Boyd *et al.*, 2004 ; Bolam et Whomersley, 2005; Wilber *et al.*, 2007 ; Bolam, 2012 ; Rauhan Wan Hussin *et al.* 2012, Ceia *et al.*, 2013).

4.2 Effets potentiels sur le plancton

Le plancton représente « l'ensemble des organismes animaux et végétaux, en général de très petite taille, qui flottent plus ou moins passivement dans les eaux marines ou lacustres. On distingue le zooplancton (animal) et le phytoplancton (végétal). » (Cabane, 2012).

Qu'il soit d'origine végétal ou animal, le plancton constitue l'un des premiers maillons des réseaux trophiques marins. Plus spécifiquement, le phytoplancton, via son activité photosynthétique, est un élément essentiel à la production d'oxygène du milieu aquatique et atmosphérique. Le zooplancton comprend quant à lui les stades larvaires de nombreux taxons (mollusques, crustacés, poissons par exemple). Dépendants ainsi de la qualité des eaux, ces organismes sont susceptibles d'être localement, directement ou indirectement perturbés par les opérations de dragage et d'immersion.

On notera que la période de l'année à laquelle sont effectuées les opérations est un paramètre important à considérer dans l'évaluation de la sensibilité des peuplements planctoniques car phytoplancton et zooplancton montrent des cycles annuels marqués.

4.2.1 Effets directs liés au dragage

En prélevant avec les sédiments, une certaine quantité d'eau environnante, les dragages peuvent entraîner l'altération des organismes phytoplanctoniques ou zooplanctoniques qui y évoluent. Les chocs mécaniques issus du pompage peuvent amener à l'altération ainsi qu'à la mort de la majorité de ces organismes. Il convient par ailleurs de dissocier la mortalité immédiate de la mortalité différée. Cet effet se limite cependant à l'environnement immédiat de l'opération.

4.2.2 Effets indirects liés à la remise en suspension des matériaux

4.2.2.1 Altération de la productivité

L'altération de la qualité des eaux, induite par une hausse de la turbidité et une remise en suspension de sédiments, peut affecter négativement certaines espèces planctoniques. Du fait d'une pénétration de la lumière dans la colonne d'eau plus faible, une baisse globale de l'activité photosynthétique du milieu peut être observée (Platt *et al.* 1982 ; Ewa-Oboho *et al.*, 2007). Cette baisse peut se traduire par une concentration significativement plus faible du milieu en chlorophylle-a et en oxygène. L'écologie du zooplancton peut également être impactée. En effet, les stades larvaires sont plus sensibles à ce type de perturbations que les stades adultes (Matsumoto, 1984).

Ces effets sont cependant moins ressentis lorsque les sites d'immersion et de dragages sont exposés aux courants et aux houles ou lorsque les sites de travaux sont naturellement soumis à d'importantes variations de charges en matières en suspension (estuaires, apports par le bassin versant etc.). La durée de ces effets est de plus limitée à la durée des opérations.

A noter que la diminution éventuelle de l'activité photosynthétique pourrait être compensée partiellement, voire totalement par le relargage dans la colonne d'eau de sels minéraux bio stimulants.

4.2.2.2 Efflorescences de phytoplancton toxique

Les remaniements des fonds peuvent entraîner la mobilisation de stades de résistance benthiques (ou kystes) depuis le sédiment ou les vases où ils sont enfouis, vers les eaux profondes ou vers les eaux de surface. Ce processus d'enkystement est un mécanisme de résistance mis en place par certains organismes lorsque les conditions environnementales ne sont plus adaptées au développement de l'individu. Certaines sources bibliographiques soulignent que ces kystes pourraient survivre jusqu'à près de cent ans dans les sédiments (Miyazono *et al.*, 2012).

La remise en suspension de matériaux contenant ces kystes dormants peut entraîner leur dispersion et/ou leur germination. Compte-tenu des conditions environnementales au moment de la germination, la possibilité d'efflorescences de l'espèce considérée doit être prise en compte. A noter qu'aujourd'hui, les espèces identifiées comme comprenant une phase enkystée dans leur cycle de vie sont *Alexandrium sp.* et probablement de *Gyrodinium spirale*. Pour les autres espèces, la production de kystes dormants reste encore à démontrer.

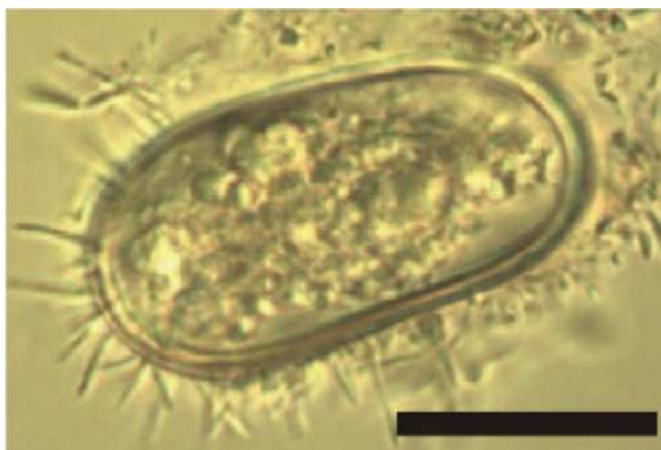


Figure 34 : Kyste d'*Alexandrium tamarense* prélevé dans les couches profondes du sédiment et estimé à une centaine d'années. La barre d'échelle représente 20 µm. (Miyazono *et al.*, 2012)

4.3 Effets potentiels sur les algues et herbiers marins

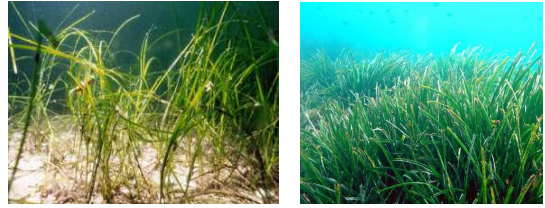
Le mot « algue » est un terme générique qui désigne une grande diversité d'espèces macro ou microscopiques dont l'habitat est le milieu aquatique ou humide. On distingue quatre principaux groupes d'algues :

- Algues rouges (*Rhodophyta*)
- Algues vertes (*Chlorophyta*)
- Algues brunes (*Phaeophyceae*)
- Algues bleues (*Cyanophyceae*)



Les herbiers marins sont quant à eux des prairies sous-marines composées de plantes à fleurs (phanérogames) et répartis en quatre familles :

- Les *Zosteraceae*
- Les *Posidoniaceae*
- Les *Cymodoceaceae*
- Les *Hydrocharitaceae*



Algues et herbiers jouent un rôle essentiel dans les écosystèmes marins et continentaux (production d'oxygène, captage de CO₂, abris et nourriceries etc). Leur présence contribue également à lutter contre l'érosion côtière car elles atténuent l'impact des vagues sur le rivage et stabilisent le substrat marin. Leur sensibilité aux interactions mécaniques directes est forte tandis que leur sensibilité aux phénomènes d'altération de la qualité des eaux et de remise en suspension de matériaux doit être évaluée au regard des conditions ambiantes du milieu et de la biologie de l'espèce (Erftemeijer & Robin Lewis III, 2006). Par exemple, la posidonie, *Posidonia oceanica*, s'avère être extrêmement sensible aux variations environnementales (turbidité). Elle fait par ailleurs partie des espèces dites bioindicatrices car sa vitalité permet d'estimer la qualité du milieu marin (Pergent-Martini *et al.*, 2005).

4.3.1 Effets directs liés aux interactions mécaniques des opérations

Le principal risque provenant des opérations de dragage ou d'immersion sur les algues et les herbiers est associé aux effets mécaniques directs sur les fonds que sont l'arrachage en phase de dragage ou à l'ensevelissement en phase d'immersion. Néanmoins pour les habitats patrimoniaux et les espèces remarquables, ces interactions directes sont généralement évitées.

4.3.2 Effets indirects liés à la remise en suspension de matériaux

4.3.2.1 Effets liés à la qualité des eaux

Transparence et photosynthèse

Le principal risque pour ces peuplements végétaux est lié à l'effet d'une altération de la qualité des eaux par l'augmentation de la concentration des particules solides remises en suspension dans la colonne d'eau.

Une augmentation de la turbidité se traduit par une diminution de la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau en termes de qualité, quantité et de profondeur atteinte. Ceci a pour conséquence une baisse de l'activité photosynthétique préjudiciable aux algues et aux herbiers de phanérogames marines entraînant une baisse de la vitalité, voire la mort des espèces sensibles à ce phénomène (Erftemeijer & Robin Lewis III, 2006). A noter que la durée de cette baisse de pénétration de la lumière a une incidence majeure sur l'éventuel impact observé.

4.3.2.2 Effets liés à la sédimentation des particules

À plus ou moins long termes, en fonction des conditions hydrodynamiques et de la granulométrie des matériaux, les particules remises en suspension sont amenées à sédimenter. Ainsi les thalles, frondes et autres feuilles d'espèces végétales aquatiques sont susceptibles d'être couvertes d'un dépôt de particules. Selon les quantités et les espèces touchées, les effets peuvent conduire à une baisse de la vitalité, voire à la mortalité (Erftemeijer & Robin Lewis III, 2006). La hausse de la turbidité, associée à une baisse de pénétration de la lumière en profondeur, peut alors amener à faire remonter la limite inférieure des herbiers et prairies

sous-marines (Bellan-Santini *et al.*, 1994 ; MacInnis-Ng, 2003, Erftemeijer & Robin Lewis III, 2006). Le statut de protection de ces espèces s'oppose cependant à ce type d'altération et conduit à modifier les opérations (choix du site d'immersion, technique de dragage, etc.) lorsque de tels effets sont attendus.

4.3.3 Effets indirects liés aux perturbations hydro-sédimentaires

Les variations hydrodynamiques peuvent amener à une modification des cortèges floristiques et algaux initialement en place ainsi qu'à des changements des conditions hydro-sédimentaires globales. Ces dernières peuvent entraîner à terme un ensevelissement des herbiers et prairies ou au contraire un déchaussement par érosion synonyme d'impact négatif (Bellan-Santini *et al.*, 1994 ; MacInnis-Ng, 2003). Comme évoqué ci-avant, le statut de protection de ces espèces conduit à modifier le projet si de tels effets sont attendus.

4.4 Effets potentiels sur l'ichtyofaune

Le littoral et les estuaires en particulier, sont des habitats essentiels pour les poissons. Ils représentent non seulement une source abondante d'aliments car ils sont par nature des milieux riches en plancton mais ce sont également des sites de reproduction. Par ailleurs, les poissons forment un des éléments les plus importants de la faune marine et constituent également un maillon fondamental de la chaîne alimentaire.

Le littoral atlantique compte plus de 1 000 espèces et certaines présentent un fort intérêt commercial. On citera par exemple la sole, le hareng, la sardine, etc. Entre la surface et 50 m de profondeur, quelque 500 à 600 espèces de poissons sont recensées en Méditerranée. La plupart, issues du plateau continental, se dirigent vers les zones côtières pour s'y reproduire. Les larves évoluent jusqu'au stade juvénile et vivent dans un milieu où les courants permettent leur migration vers les fonds.

Les vasières intertidales et les baies adjacentes sont les zones de nourricerie des principales espèces de poissons. Concrètement, il s'agit des zones où les larves viennent se déposer et se disperser. Les fonds doivent connaître des conditions idéales telles que le maintien des faciès sédimentaires, une même qualité d'eau constante et l'existence d'une certaine faune trophique.

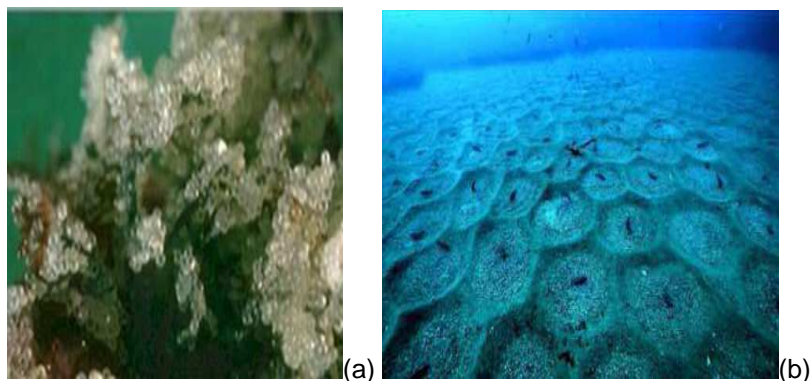
4.4.1 Effets directs liés aux interactions mécaniques des opérations

Les poissons peuvent être détruits ou blessés par l'outil de dragage (aspiration par la tête d'élinde par exemple) (Drabble, 2012), et plus particulièrement les espèces benthiques aux capacités natatoires moindres (poissons plats), s'ensablant dans le sédiment (raies) ou encore vivant dans des cavités (Apogonidae, Muraenidae).

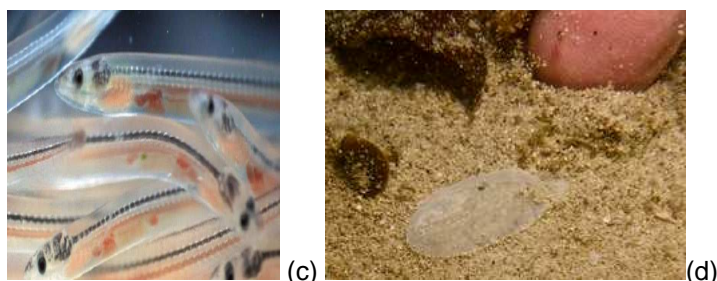
Concernant les immersions, les espèces aux capacités natatoires moindres montrent une nouvelle fois une sensibilité supérieure et présentent des risques d'ensevelissement.

Cet effet peut être jugé quantitativement négligeable à l'échelle des populations, excepté s'il s'exerce sur une zone spécifique de nourricerie ou de frayère. Une attention toute particulière doit en effet être portée aux périodes et sites de reproduction, de nourricerie, voies de migrations et plus particulièrement pour les espèces protégées ou à fort intérêt halieutique. Le hareng fait par exemple partie de ces espèces car ses œufs sont déposés directement sur le substrat (McPherson *et al.* 2003).

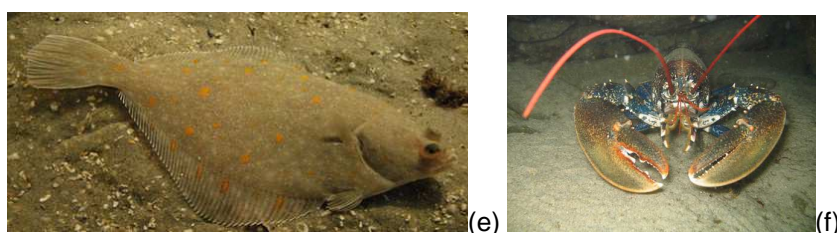
A noter que les habitats clés tels que les zones de frayères ou de nurseries sont systématiquement évités lorsqu'ils sont connus. La connaissance précise de ces zones est cependant encore très limitée, notamment pour les zones de frayère. De plus, la richesse potentielle de certains fonds souvent peu considérés doit également être prise en compte, notamment par rapport au risque de destruction de certaines fonctionnalités.



Ponte de hareng sur substrat (a) et frayère de *Spiraca maeana* (source : *Andromède Océanologie* /) (b)



Civelles, stade juvénile de l'anguille *Anguilla anguilla* (a), et juvénile de sole (d)



Plie (e) et homard (f), individus adultes sur substrat meuble

Figure 35 : Illustration d'espèces sensibles au dragage et aux immersions dans leur habitat

4.4.2 Effets indirects liés à la remise en suspension de matériaux et à leur sédimentation

4.4.2.1 Phénomènes d'asphyxie

De nombreuses études ont pu montrer une préférence des eaux turbides pour certaines espèces de poissons qui privilégieraient ces conditions pour se nourrir tout en diminuant les risques de prédation (Cyrus & Blaber 1987, 1992 ; Gregory, R. S, 1993).

Cependant, une trop forte augmentation de la charge en matière en suspension dans la colonne d'eau peut avoir des conséquences néfastes sur certains individus. Les principaux facteurs à prendre en compte dans ce contexte sont non seulement la concentration en matière en suspension de la colonne d'eau mais également la durée de l'exposition. La littérature cite par exemple des cas où des concentrations en matière en suspension trop importantes pouvaient colmater les systèmes branchiaux de certains poissons (échelle macro et microscopique) empêchant alors tout échange gazeux (Sherk *et al.*, 1974, 1975).

4.4.2.2 Luminosité et comportement

La lumière (solaire ou lunaire) joue un rôle prépondérant dans le cycle de reproduction de bons nombres d'espèces (déclenchement de la ponte, maturation des œufs). Relativement à l'intensité, la qualité ou la photopériode, le rôle de la lumière a largement été étudié et même mis à profit dans le cadre de stratégies d'optimisation de productions aquacoles (par exemple, des pontes pluriannuelles). De ce fait, une altération ou une modification brutale de la quantité de particules solides mise en suspension peut altérer les caractéristiques de la lumière reçue en ayant un impact non négligeable sur le cycle de reproduction de certaines espèces de poissons (Bruslé & Quignard, 2012).

De plus, de nombreuses espèces (*Labridae*, *Serranidae*) entament des parades nuptiales lors des périodes de reproduction. Ces signaux strictement visuels qui précèdent les éventuels accouplements de certaines espèces pourraient dès lors être potentiellement non détectés en cas de trop forte turbidité de l'eau.

4.4.2.3 Particules et reproduction

Abrasion des œufs

Une trop forte concentration de particules de la colonne d'eau peut amener à l'abrasion mécanique des œufs de poissons (Wilber, 2001).

Sédimentation et reproduction

La sédimentation, tout particulièrement des particules les plus fines, peut avoir un impact important sur les populations d'espèces ayant pour stratégie de déposer leurs œufs sur le substrat (*Salmonidae*, *Labridae*, *Gobiidae*). Effectivement, les particules les plus fines (limons, argile) peuvent, en se déposant sur la surface des œufs, colmater les micropyles des ovocytes femelles rendant toute fécondation impossible (Bruslé & Quignard, 2012). Le recouvrement peut également réduire voire empêcher les échanges gazeux et amener à la destruction des œufs (Westerberg *et al.*, 1996). Ce phénomène peut alors réduire le succès de reproduction des espèces touchées.

4.4.3 Effets indirects liés à la qualité des milieux

4.4.3.1 Destruction du benthos et alimentation

La remise en suspension de débris d'organismes benthiques suite aux activités de dragages et d'immersions peut constituer une source alimentaire temporaire que certaines espèces de poissons opportunistes peuvent alors exploiter. Ainsi une augmentation de la concentration de certaines espèces peuvent être observées pendant la durée des travaux.

De plus, la destruction des communautés benthiques dont se nourrissent les poissons représente un risque de perturbation de la distribution des peuplements sur la zone affectée. Certains poissons auront généralement tendance à préférer des espèces macro-benthique de grosses tailles qui reflètent généralement des habitats dont les successions écologiques sont avancées. Certaines espèces de poissons affiliées à un type de substrat pourraient de plus avoir tendance à désertir les zones dont la granulométrie s'avère désormais différente (Freedman *et al.*, 2013).

4.4.3.2 Contamination chimique et biologique

Dans le cas d'une remobilisation de contaminants, le risque écotoxique doit être pris en compte. Divers mécanismes tel que la bioaccumulation, la bioconcentration ou la bioamplification amènent à l'intégration de contaminants le long de la chaîne alimentaire. Ces effets concernent avant tout les espèces halieutiques à faible mobilité amenées à se nourrir essentiellement sur ou à proximité du site de dépôt ainsi que les espèces piscivores dont le niveau trophique plus haut peut se traduire par des bioconcentrations parfois importantes.

On peut distinguer deux catégories d'effets :

- **Effets à seuils (ou déterministes) :** ce sont les effets pour lesquels il existe un seuil d'exposition en dessous duquel aucun effet n'existe et pour lesquels la gravité de l'effet est proportionnelle à l'exposition.
- **Effets sans seuils (ou probabilistes) :** ce sont les effets pour lesquels la probabilité de survenue de l'effet est proportionnelle à la dose d'exposition, même faible, mais pas sa gravité. Ils correspondent pour l'essentiel aux effets cancérigènes génotoxiques.

Une même substance peut présenter l'un ou l'autre type d'effet, ou bien les deux types d'effet.

4.4.4 Effets indirects liés aux bruits

On entend par perturbation d'espèces, des modifications du comportement très variables pouvant aller de réactions quasiment imperceptibles (sursaut, changement de direction de nage, etc.) à des perturbations plus profondes pouvant impacter des facteurs clés de survie (abandon temporaire ou durable d'une zone, troubles de l'alimentation, troubles de la reproduction, etc.) (Thomson *et al.*, 2006).

Ce type d'impact est directement lié aux facultés de perception des bruits et vibrations par les individus. Le risque doit donc être évalué au regard des caractéristiques de chaque espèce et considéré sur des étendues bien plus vastes, variables en fonction des caractéristiques de la source émettrice, du vecteur et de l'individu (espèce, âge, condition, sexe, etc.).

Dans ce contexte, il est ainsi utile de prendre en compte les perturbations comportementales associées aux opérations de travaux susceptibles de générer des bruits relativement intenses.

Les opérations de dragage et d'immersion pourraient déranger certaines espèces, qui sont amenées à quitter ou éviter la zone de travaux. L'effet s'exprime au travers d'une interaction sonore ou mécanique avec les poissons le long du trajet de la drague et aux abords du navire. L'analyse proposée par Thomsen (2009) en atteste (cf. Figure 36). De plus, selon le même auteur, il semblerait que les poissons soient globalement plus sensibles que les cétacés aux émissions sonores issues des opérations de dragages car le chevauchement entre le spectre émis et la bande passante de l'ouïe serait beaucoup plus important.

Concernant les poissons cartilagineux (requins, raies, chimères), très peu de données sont actuellement disponibles. Ils seraient cependant plus sensibles aux basses fréquences comprises entre 40 Hz - 800 Hz (Myerberg, 2001 *in* Thomsen, 2009)

Les phénomènes cités restent néanmoins très localisés dans le temps et dans l'espace.

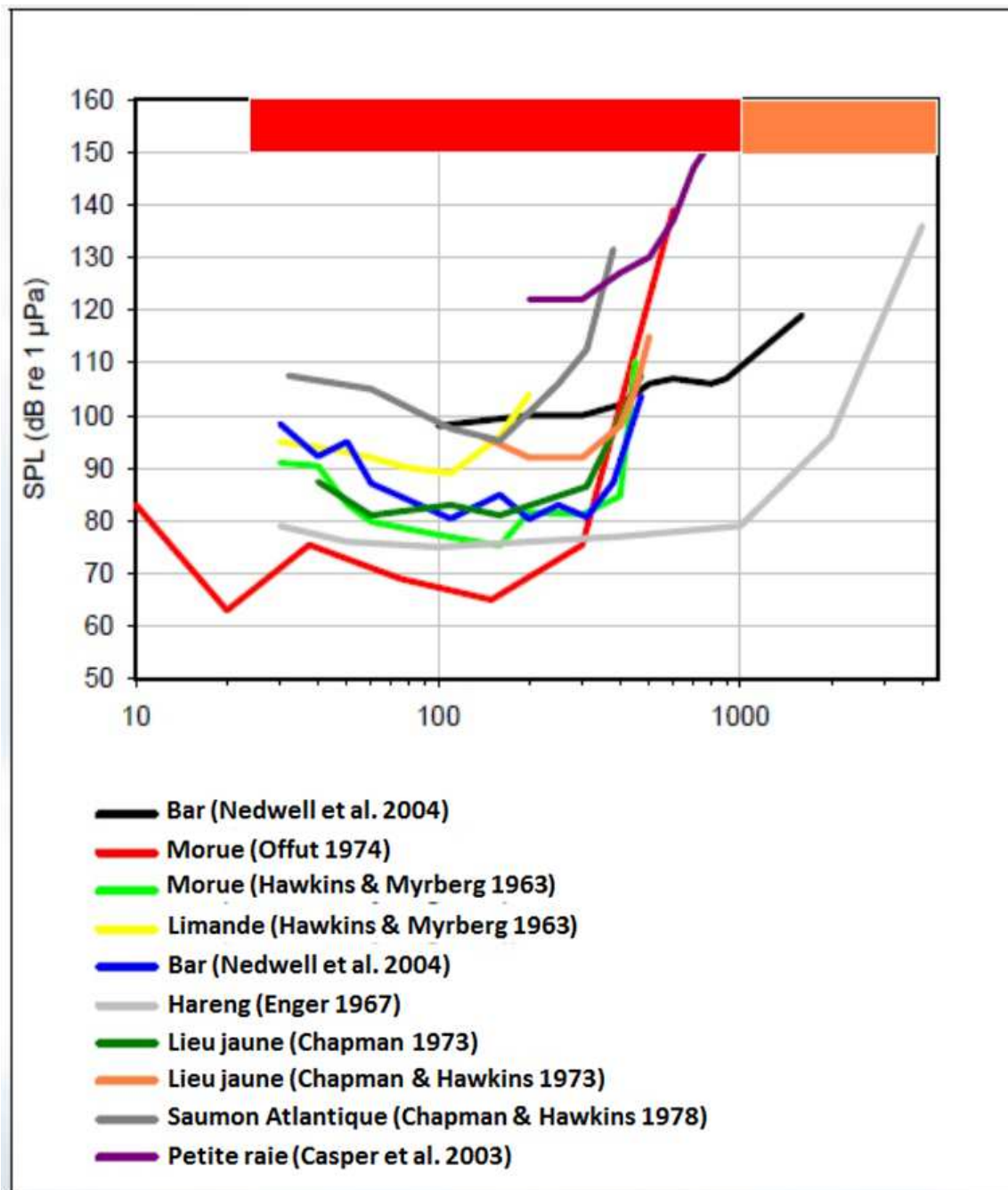


Figure 36 : Audiogramme de différentes espèces de poissons présentes en Atlantique. La sensibilité potentielle face aux opérations de dragage est représentée par un code couleur (rouge : forte ; orange : moyenne) (de Thomsen, 2009)

4.5 Effets potentiels sur les mammifères marins

Espèces mobiles et pélagiques, les mammifères marins sont concernés en premier lieu par les bruits des opérations de dragage et d'immersion. Dans une moindre mesure, l'exposition indirecte à des agents toxiques par accumulation dans la chaîne trophique peut être considérée même si elle reste plus complexe à caractériser.

4.5.1 Effets directs liés aux bruits des opérations

4.5.1.1 Rapport des mammifères marins au bruit

Les différentes études comportementales menées sur les mammifères marins ont permis d'identifier la place cruciale du bruit dans leur comportement et le soutien de certaines fonctions vitales : socialisation, communication, alimentation et orientation. Ils peuvent être divisés en cinq groupes distincts en fonction de leur gamme de fréquences auditive : trois groupes de cétacés (« à basse fréquence », « à moyenne fréquence » et « à haute fréquence »), et les pinnipèdes (dans l'eau et dans l'air) (Southall *et al.*, 2007).

Globalement, les mammifères marins utilisent plus particulièrement les sons pour :

- communiquer entre eux au moyen de vocalisations, plutôt à basse fréquence mais de spectre très variable selon les espèces ;
- reconnaître et exploiter l'environnement naturel ou artificiel : bruit de déferlement et proximité de la côte, interception de signaux des prédateurs et des proies, bruit de banquise, etc.;
- détecter activement proies et obstacles, à la manière d'un sonar actif avec détection, localisation, identification par émission de clicks d'écholocation à très haute fréquence : cette fonction semble n'exister que chez les odontocètes.

Ainsi, une pollution sonore peut affecter certains mécanismes utilisés par ces espèces. Il est alors possible de scinder les niveaux de bruit sous-marins sur les mammifères marins en quatre grandes catégories d'effets (Richardson *et al.* 1995 dans Thomson *et al.* 2006) :

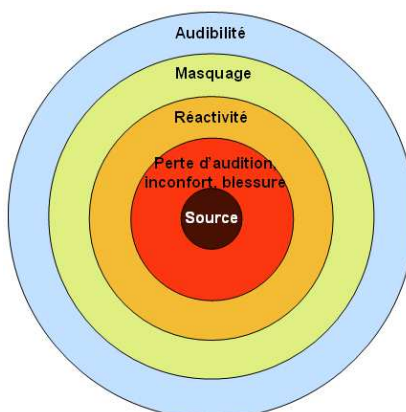


Figure 4 : Zones d'influence théoriques du bruit (*inspirée de Richardson et al. 1995*)

- La **zone d'audibilité** : il s'agit de l'espace au sein duquel l'animal détecte le bruit. Au-delà de cette limite, on considère que le risque d'impact est nul ;
- La **zone de masquage** : il s'agit de l'espace au sein duquel les niveaux de bruit sont suffisamment élevés pour nuire à la détection de bruits naturels tels que des signaux de communication entre espèces. La limite de cet espace est susceptible de varier fortement d'une espèce à une autre mais se situe le plus souvent entre la limite d'audibilité et la limite de réactivité ;
- La **zone de réactivité** : il s'agit de l'espace au sein duquel l'animal réagit physiologiquement ou par son comportement ;
- La **zone de perte d'audition et de blessure** : il s'agit de l'espace le plus restreint autour de la source de bruit au sein duquel les niveaux sonores sont tels, qu'ils engendrent des blessures du système auditif résultant en une perte temporaire ou permanente de facultés auditives.

Un cinquième seuil d'impact, au plus proche de la source, au-dessus duquel les blessures provoquées entraînent la mort de l'individu peut également être défini.

Ainsi, deux types d'effets peuvent être définis par rapport au bruit pour les vertébrés :

- le **dérangement** lié au masquage bioacoustique ou à la perturbation d'autres fonctionnalités éco-physiologiques ;
- la **blessure** voire la mortalité parmi lesquels il est possible de distinguer les blessures de l'appareil auditif, des blessures d'autres types d'organes.

Les mammifères marins ont une gamme d'audition fonctionnelle qui va de 10 Hz à 200 kHz, avec les seuils les plus sensibles autour de 40 dB re 1 μ Pa. Ils sont donc en capacité de percevoir les perturbations sonores liées aux opérations de dragages et ceci même à plusieurs kilomètres. Cependant, une perte d'audition ou blessure liées à ces activités semble peu probable.

À noter, en fonction de la gamme de fréquence utilisée, trois groupes, qui recoupent le classement taxinomique peuvent être distingués (Ketten, 1998) :

- infrasonique - sonore (mysticètes) : gamme de 15 Hz à 20 kHz ; bonne sensibilité entre 20 Hz et 2 kHz ; seuil d'audibilité inconnu, sans doute 60-80 dB re 1 μ Pa ;
- sonore - ultrasonique (pinnipèdes) : gamme de 1 kHz à 20 kHz ; gamme optimale de réception très variable ; seuil typiquement de 50 dB re 1 μ Pa. Seul l'éléphant de mer présente une sensibilité notable en dessous de 1 kHz. Les pinnipèdes sont adaptés à entendre à la fois dans l'air et dans l'eau ;
- ultrasonique (odontocètes) : gamme de 200 Hz à 200 kHz ; pic entre 16 et 120 kHz, seuil typiquement 40 dB re 1 μ Pa.

Table 2. Functional marine mammal hearing groups, auditory bandwidth (estimated lower to upper frequency hearing cut-off), genera represented in each group, and group-specific (M) frequency-weightings

Functional hearing group	Estimated auditory bandwidth	Genera represented (Number species/subspecies)	Frequency-weighting network
Low-frequency cetaceans	7 Hz to 22 kHz	<i>Balaena</i> , <i>Caperea</i> , <i>Eschrichtius</i> , <i>Megaptera</i> , <i>Balaenoptera</i> (13 species/subspecies)	M _{lf} (lf: low-frequency cetacean)
Mid-frequency cetaceans	150 Hz to 160 kHz	<i>Steno</i> , <i>Sousa</i> , <i>Sotalia</i> , <i>Tursiops</i> , <i>Stenella</i> , <i>Delphinus</i> , <i>Lagenodelphis</i> , <i>Lagenorhynchus</i> , <i>Lissodelphis</i> , <i>Grampus</i> , <i>Peponocephala</i> , <i>Feresa</i> , <i>Pseudorca</i> , <i>Orcinus</i> , <i>Globicephala</i> , <i>Orcaella</i> , <i>Physeter</i> , <i>Delphinapterus</i> , <i>Monodon</i> , <i>Ziphius</i> , <i>Berardius</i> , <i>Tasmacetus</i> , <i>Hyperoodon</i> , <i>Mesoplodon</i> (57 species/subspecies)	M _{mf} (mf: mid-frequency cetaceans)
High-frequency cetaceans	200 Hz to 180 kHz	<i>Phocoena</i> , <i>Neophocaena</i> , <i>Phocoenoides</i> , <i>Platanista</i> , <i>Inia</i> , <i>Kogia</i> , <i>Lipotes</i> , <i>Pontoporia</i> , <i>Cephalorhynchus</i> (20 species/subspecies)	M _{hf} (hf: high-frequency cetaceans)
Pinnipeds in water	75 Hz to 75 kHz	<i>Arctocephalus</i> , <i>Callorhinus</i> , <i>Zalophus</i> , <i>Eumetopias</i> , <i>Neophoca</i> , <i>Phocarctos</i> , <i>Otaria</i> , <i>Erignathus</i> , <i>Phoca</i> , <i>Pusa</i> , <i>Halichoerus</i> , <i>Histriophoca</i> , <i>Pagophilus</i> , <i>Cystophora</i> , <i>Monachus</i> , <i>Mirounga</i> , <i>Leptonychotes</i> , <i>Ommatophoca</i> , <i>Lobodon</i> , <i>Hydrurga</i> , and <i>Odobenus</i> (41 species/subspecies)	M _{pw} (pw: pinnipeds in water)
Pinnipeds in air	75 Hz to 30 kHz	Same species as pinnipeds in water (41 species/subspecies)	M _{pa} (pa: pinnipeds in air)

Figure 37 : Gammes de fréquences d'audition par groupe fonctionnel de mammifères marins (Southall et al., 2007)

4.5.1.2 Effets des opérations

Peu d'études décrivent à ce jour l'impact du bruit spécifiquement associé aux opérations de dragages et d'immersions. Les impacts majeurs potentiels (lésion d'organes internes et/ou auditifs, mortalité) sont le plus souvent la résultante d'ondes acoustiques courtes de très haut niveau telles que celles pouvant être mises en jeu lors de battages de pieux ou de prospection sismique (Parvin *et al.*, 2007), et de tels risques semblent peu probables pour les bruits générés par les opérations de dragage et d'immersion.

A notre connaissance, Thomsen *et al.* (2009) proposent l'unique synthèse spécifique concernant l'impact sonore des opérations de dragages. Les études analysées par ces auteurs montrent que globalement les activités de dragages sont moins bruyantes que les relevés sismiques, les surveillances au sonar ou les battages de pieu mais plus bruyantes que l'activité de la plupart des bateaux, des exploitations d'éoliennes offshore et des opérations de forage. Le bruit associé aux opérations de dragage y est décrit comme généralement constitué de basses fréquences (< 1kHz) situées entre 168 et 186 dB re 1 µPa. Ses basses fréquences du fait de leur caractéristiques de propagation sont alors décrites comme potentiellement perceptibles sur plusieurs kilomètres et ayant un impact fort pour les cétacés dits « de basse fréquence » (baleine à bosse, rorqual, etc.). Les espèces sensibles, toutes fréquences confondues, comme le marsouin commun *Phocoena phocoena*, restent néanmoins des exceptions à prendre en compte.

De plus, selon les mêmes auteurs, il semblerait que les pinnipèdes soient plus sensibles que les cétacés aux émissions sonores issues des opérations de dragages car le chevauchement entre le spectre émis et la bande passante de l'ouïe serait beaucoup plus important.

L'impact potentiel dépend donc de la nature et de la durée des travaux, des espèces présentes et de l'environnement sonore initial de la zone, et doit donc être analysé au cas par cas.

Dans ce contexte, un phénomène d'évitement de la zone a pu être décrit chez certaines espèces de baleines (Bryant *et al.*, 1984 ; Richardsson *et al.*, 1995), de dauphins (Baldwin *et al.*, 2004) ou encore de marsouins (Diederichs *et al.*, 2011).

4.5.2 Effets directs liés à l'occupation du plan d'eau

Le risque de collision de cétacés en bateau est un phénomène largement reconnu (Mayol, 2007 ; Laist *et al.*, 2001) dans les secteurs où la circulation des navires est dense. L'impact peut être d'autant plus important que l'espèce touchée est menacée.

La probabilité d'une collision physique entre une drague et un mammifère marin reste cependant très faible et ceci pour plusieurs raisons :

- La drague travaille en stationnaire ou en déplacement très lent lorsqu'elle est en opération de dragage, donc à des vitesses très faibles et généralement sur des petits fonds ;
- Les bruits générés par la drague induisent d'avantage des comportements de fuite ;
- Le trafic des dragues entre les différents sites d'opération représente une proportion extrêmement faible du trafic maritime.

Au contraire, des observations d'utilisation d'ouvrages temporaires de travaux par des espèces comme les otaries, ont déjà pu être faites à l'étranger comme en témoignent les photos ci-dessous. Cet exemple est cependant très spécifique à l'espèce considérée et à sa « domestication » dans cette partie du globe.



Figure 38 : Otaries se reposant sur des quais liés aux opérations de dragage du port de San Diego (Billy Traveler, Octobre 2012) et sur des conduites de refoulement flottantes, CEDA (2009)

4.5.3 Effets indirects liés à la contamination chimique et biologique

Un risque supplémentaire à considérer pour les mammifères est le risque de contamination par bioamplification notamment de la concentration des contaminants au travers de la chaîne alimentaire. Situés en bout de chaîne, ils sont potentiellement sensibles à tout rejet de contaminants dans le milieu marin susceptibles de s'intégrer dans la chaîne trophique. Il apparaît complexe de déterminer le risque que peuvent représenter des matériaux de dragage contaminés au regard de la pollution anthropique globale du milieu marin et aux territoires élargis de chasse des mammifères. La sensibilité aux contaminants doit être évaluée au regard de leur biodisponibilité, de leur toxicité et de leur concentration dans le milieu suite à une éventuelle remobilisation.

4.5.4 Effets indirects liés aux émissions lumineuses

Peu de données relatives aux émissions lumineuses des opérations de dragage et d'immersion sont disponibles à ce jour. Cependant, en dehors du contexte de ces opérations, des rassemblements de phoques veaux-marins (*Phoca vitulina*), corrélés à la présence de lumière artificielle et amenant à une pression de prédation importante sur des saumons juvéniles, ont par exemple déjà pu être observés sur des structures aquacoles (Yurk & Trites, 2000).

4.6 Effets potentiels sur l'avifaune

Les travaux de dragage peuvent avoir des incidences plus ou moins directes sur les populations d'oiseaux. De manière générale, l'évolution des populations d'oiseaux marins ou estuariens est liée à la qualité des eaux, au maintien des habitats qu'ils fréquentent et de leurs fonctionnalités (reproduction, alimentation). Toute perturbation de ces composants supports par les opérations de dragage et d'immersion est susceptible d'induire une perturbation de l'avifaune.

4.6.1 Effets directs liés aux bruits des opérations ou à la présence d'engins

Les travaux engagés peuvent amener au dérangement de certaines espèces par le bruit ou par la présence d'engins. Ceci peut entraîner une fuite ou un évitement de la zone de travaux dans la mesure où les bruits générés sont supérieurs au bruit ambiant naturel (Cook & Burton, 2010). Si cette dernière se situe à proximité d'une zone de rassemblement de colonies, de repos, d'alimentation ou de reproduction d'une espèce, l'impact peut alors s'avérer plus important. Néanmoins, l'effet est généralement considéré comme temporaire et négligeable. Les dix années de suivi menées par le trust britannique pour l'ornithologie dans le cadre de l'évaluation de l'impact des opérations de dragages sur les populations d'oiseaux dans la baie de Cardiff (Estuaire de Severn, Royaume-Uni) n'ont par exemple pu mettre en évidence que des effets à court terme (Morrison *et al.*, 2012)

A noter enfin que le bruit ou l'occupation du plan d'eau peuvent entraîner aucun effet significatif sur certaines espèces, qui exploitent au contraire la ressource halieutique attirée par la remise en suspension de matière organique.

4.6.2 Effets indirects liés à l'altération d'habitats supports

Les opérations de dragage et d'immersion peuvent amener à l'altération et la destruction d'habitats notamment au niveau de zones peu profondes (vasière). Ces zones possèdent des caractéristiques particulières et sont de véritables garde-manger notamment pour les espèces laro-limicoles. Afin d'évaluer les risques, les zones à draguer ou de dépôt doivent ainsi être caractérisées dans leur fonction d'habitat potentiel pour l'avifaune.

4.6.3 Effets indirects liés à la remise en suspension de matériaux

Le panache turbide peut être, pour les oiseaux marins, la cause d'une perte de visibilité réduisant ainsi l'aptitude des espèces pour plonger et pour chasser (comme les sternes et les pingouins) sur une période de temps limitée. Toutefois, les oiseaux qui chassent en plongeant cherchent souvent des eaux troubles car la diminution de lumière oblige les poissons à se déplacer vers le haut de la colonne d'eau (Posford Haskoning, 2004).

De plus l'éventuelle remise en suspension de débris d'organismes benthiques et une concentration supérieure en poisson fourrage lors des activités de dragages et d'immersions (source alimentaire temporaire exploitée par certaines espèces opportunistes) peuvent amener à des attroupements d'espèces comme les mouettes ou les goélands (Cook et Burton, 2010 ; Tillin *et al*, 2011). Les effets sont cependant de très courte durée et ne touchent que certaines espèces.



Figure 7 : Oiseaux marins se nourrissant dans le panache turbide provoqué par la surverse d'une drague hydraulique (Egis eau)

4.6.4 Effets indirects liés à la contamination chimique et biologique

Dans le cas d'une remobilisation de contaminants, un risque éco-toxicologique est une nouvelle fois à prendre en compte. Les oiseaux marins, étant généralement situés à un niveau trophique important, ils sont plus à même d'accumuler divers contaminants chimiques, entre autres par bioamplification. En fonction des contaminants et des concentrations, cette accumulation peut avoir des effets négatifs sur la physiologie de l'individu.

Comme pour les mammifères marins, il apparaît cependant complexe de déterminer le risque que peuvent représenter des matériaux de dragage contaminés au regard de la pollution anthropique globale du milieu marin et aux territoires élargis de chasse des différentes espèces d'oiseaux.

4.6.5 Effets indirects liés aux émissions lumineuses

Les oiseaux représentent *a priori* le récepteur le plus sensible à ce type d'effet, notamment en périodes de reproduction ou de migration.

En effet, en période nocturne, certaines espèces s'orientent grâce à la position des étoiles par temps clair. Lors de mauvaises conditions météo, ils se dirigent vers les étoiles, ce qui les aide à se tenir au-dessus de la couverture nuageuse (Bruderer, 2002).

Des analyses ont également montré que le « compas magnétique » des oiseaux dépend ainsi étroitement des longueurs d'ondes du spectre lumineux. La bonne orientation des oiseaux migrateurs dépend de la partie bleue et verte du spectre lumineux tandis que la lumière rouge la perturbe (Poot *et al.* 2008).

C'est dans ce contexte que les éclairages installés sur les dragues lors d'opérations nocturnes, sont susceptibles d'avoir un impact sur l'avifaune, en les déviant de leur trajectoire.

Plusieurs retours d'expérience de l'industrie pétrolière illustrent l'étendue de cette perturbation en mer, au niveau des installations offshore. Une étude de terrain réalisée par Marquenie & Van de Laar (2004) sur une plateforme pétrolière a consisté à comptabiliser le nombre d'oiseaux attirés par l'éclairage par unité de temps après mise en route extinction des éclairages. Les résultats sont présentés dans le tableau suivant.

Tableau 9 : Réaction des oiseaux à l'éclairage d'une plateforme pétrolière offshore lors d'une période de migration, pour une intensité lumineuse de 30 kW.

Temps en minutes après mise en marche des éclairages	Nombre d'oiseaux attirés par l'éclairage
7	200-250
12	1 000
20	1 500
25	2 000
30	4 000-5 000
Temps en minutes après extinction des éclairages	Nombre d'oiseaux attirés par l'éclairage
3	Diminution significative
15	Aucun

Lorsque les éclairages sont mis en route, le nombre d'oiseaux à proximité de la plateforme augmente rapidement tandis qu'ils se dispersent rapidement lors de l'extinction des feux. L'aire d'influence d'un éclairage maximal à 30 kW a été estimée entre 3 et 5 km.

Les émissions lumineuses peuvent entraîner la collision d'oiseaux avec les parties aériennes des installations et/ou l'épuisement des individus désorientés qui tournent autour des sources lumineuses.

A noter que les impacts relevés pour les installations offshore peuvent être nuancés pour les opérations de dragage et d'immersion. Les éclairages sont en effet généralement moins puissants et dirigés vers la cale. Les feux de signalisation sont par ailleurs de faible intensité.

Chapitre 5 Effets des dragages et des immersions sur les activités et les usages

Les mers et les estuaires soutiennent une activité économique et sociale forte répartie entre de nombreuses filières professionnelles ou récréatives : pêche, cultures marines, marine marchande, plaisance, baignade et sports nautiques, extraction de granulats, énergies marines, etc.

La prise en compte des usages socio-économiques d'un territoire est essentielle dans la caractérisation des impacts d'opérations de dragage et d'immersion. Si le dragage d'entretien est souvent compris et perçu comme indispensable par les différents usagers des ports ou des estuaires, l'image négative des opérations d'immersion associées ou des nouveaux dragages impliquant l'extraction de quantités de matériaux importantes pose souvent un problème d'acceptation sociétale des opérations.

Au vu des différents effets pouvant être exercés par les opérations de dragage et d'immersion, il est indispensable d'évaluer si et comment ces effets peuvent se répercuter sur les usages locaux et ainsi générer des impacts sociaux, économiques et/ou sanitaires.

5.1 Pêche

La vulnérabilité de l'activité de pêche aux opérations de dragage et d'immersion est liée à différents mécanismes d'effets sur les compartiments physiques et biotiques :

- **L'altération** de la ressource par destruction d'individus : les individus sont prélevés pendant les dragages ou étouffés par enfouissement lors des immersions ;
- **L'altération** de la ressource par dégradation ou destruction de certaines « fonctions » supports telles que les habitats spécifiques nécessaires à la reproduction ou à l'alimentation, ou par contamination par apports de matériaux pollués au niveau des zones d'immersion. ;
- **L'altération** des fonds et de leur exploitabilité par différents arts de pêche.

5.1.1 Effets indirects liés à la perturbation de la ressource halieutique

La sensibilité de l'activité de pêche à l'altération de la ressource peut être évaluée en tenant compte du type d'espèces exploitées et en différenciant, les espèces benthiques et épibenthiques à faible mobilité (notamment coquillages, crustacés et poissons plats), des espèces pélagiques, démersales ou épibenthiques à plus forte mobilité. Pour les espèces benthiques et démersales, la prise en compte du substrat auquel sont inféodées ces espèces permet d'affiner l'évaluation.

5.1.1.1 Altération directe de la ressource par prélèvement ou étouffement

Les risques d'altération sont élevés pour les espèces de faible mobilité, mais la connaissance des gisements par les professionnels de la pêche peut permettre de cibler les opérations sur des zones de moindre impact. Pour les espèces mobiles, les risques sont relativement limités même si des prélèvements directs par la drague restent possibles.

A noter que les stades larvaires ou juvéniles d'une majorité d'espèces présentent également une faible mobilité. La destruction éventuelle de cohortes de larves ou juvéniles peut ainsi avoir un impact cette fois-ci sur le recrutement annuel d'espèces à fort intérêt halieutique. À moyen termes, le déséquilibre créé dans la structure des populations des espèces touchées peut amener à une baisse de la ressource disponible d'individus adultes et de géniteurs. C'est pour limiter ce risque que les zones de nurricerie doivent être identifiées et évitées.

5.1.1.2 Altération indirecte par dégradation de l'habitat

L'altération ou la destruction de certaines espèces ou habitats peut amener à modifier des processus écologiques importants (relation proie/prédateur, compétition inter- et intraspécifique, zone d'abris, de fraie ou de nurriceries, etc.). Par exemple, si une espèce exploitée donnée ne retrouve plus son habitat ou sa proie de prédilection, des impacts sur sa répartition géographique et la structure de sa population peuvent alors être observés. Ces interactions restent difficiles à caractériser, tout comme l'effet potentiel des dragages sur ces mécanismes de cause à effet. Dans cette optique, le risque doit être minimisé en évitant les zones fonctionnelles halieutiques.

5.1.1.3 Altération indirecte par dégradation de la qualité des milieux

La sensibilité à la contamination toxique est liée à la physiologie des espèces considérées, à la biodisponibilité et à la toxicité des contaminants : l'accumulation directe de toxines sera supérieure à court terme chez les organismes filtreurs (coquilles Saint-Jacques, palourdes, moules, huîtres). L'ensemble de la chaîne trophique (poissons, céphalopodes etc.) peut également subir un impact, les concentrations augmentant dans les maillons supérieures de la chaîne alimentaire.

L'appréciation du risque de contamination des individus repose sur la prise en compte de différents critères (exposition des individus aux matériaux ou aux eaux contaminées, dispersivité du site, teneur en toxiques des matériaux, etc.).

Ces risques concernent essentiellement les sites d'immersions mais peuvent également exister au niveau des sites de dragage si des gisements proches sont exposés à la dispersion du panache turbide.

Compte-tenu de leur taux de contamination, les produits de la mer peuvent être rendus impropres à la consommation. Ceci se traduit pour les métiers de pêche à une impossibilité de mise sur le marché des produits et / ou à l'arrêt de l'exploitation du secteur concerné.

5.1.2 Effets indirects liés à la modification de la nature et la topographie des fonds

En modifiant la topographie ou la nature des fonds (par exemple, la mise à nu de roches sur un fond sableux), les opérations de dragage et d'immersion peuvent s'avérer néfastes pour

certaines pratiques de pêche aux arts traînants (Cruickshank & Hess, 1975). L'apport de blocs (liés à des dragages de travaux neufs) sur des fonds à dominante sableuse, ou encore la création de reliefs trop prononcés (type buttes) sur des fonds à pente uniforme, constituent des obstacles susceptibles d'endommager les outils de pêche trainés sur les fonds marins. Les irrégularités topographiques peuvent également réduire l'efficacité de certaines pratiques de pêche comme le chalut de fond.

Une restriction (permanente ou temporaire) d'accès à certaines zones anciennement de pêche peut être engendrée par les opérations de dragages et d'immersions (Tomlinson et al., 2007).

5.2 La mariculture

L'activité de cultures marines est dominée en France par la conchyliculture (moules et huîtres). Si des élevages de poissons en mer existent en Méditerranée, la majorité de ce type d'élevage sur les côtes françaises est réalisé à terre dans des bassins alimentés par des prises d'eau en mer. Le risque d'impact sur ces structures concerne essentiellement la qualité des eaux et dépend directement de leur exposition à la dispersion de contaminants depuis le site d'immersion ou de dragage.

5.2.1 Effets indirects liés aux matières mises en suspension

Comme décrit pour le benthos, l'accroissement du taux de matières particulaires en suspension associé à une augmentation de la turbidité peut altérer les ressources aquacoles que ce soit en termes de croissance, de vitalité ou de qualité globale.

De plus, une exposition à de fortes teneurs en matières en suspension pendant une durée trop importante, peut entraîner des phénomènes de mortalité chez les poissons ou les coquillages.

5.2.2 Effets indirects liés à la contamination des eaux

La vulnérabilité des zones de culture marine tient essentiellement à une baisse de qualité des eaux pouvant dégrader les produits ou altérer leur qualité sanitaire. Les animaux filtreurs issus de la conchyliculture sont particulièrement vulnérables. Sont à distinguer les risques chimiques, les risques microbiologiques (bactéries et virus), et les risques phytoplanctoniques (toxines).

- L'intégration de substances chimiques dans la chair des espèces élevées peut, compte-tenu de la concentration atteinte, engendrer des risques sanitaires et les rendre impropres à la consommation, voire engendrer des effets physiologiques.
- Le relargage de bactéries (*E. coli*) et leur concentration dans les coquillages par filtration constituent un risque sanitaire qui peut les rendre impropres à la consommation et donc à la commercialisation.
- Le relargage de kystes d'espèces phytoplanctoniques toxiques (dinoflagellés *Alexandrium sp.*), leur efflorescence puis l'accumulation des toxines (PSP) par biofiltration constituent un autre risque sanitaire qui peut également conduire à l'interdiction de la commercialisation de coquillages.

5.3 Effets sur la navigation

Les opérations de dragage et d'immersion contraignent la navigation dans les périmètres de travaux et à leurs abords. Cet effet est d'autant plus important que la zone de travaux est soumise à un trafic important et que les espaces ouverts à la navigation sont étroits. Les effets les plus importants sont observés pour des opérations portuaires ou fluviales.

Les risques sont maîtrisés par la mise en place d'un balisage et d'un périmètre de sécurité adéquat. Ces effets restent temporaires et associés à la période de travaux.

En outre, les opérations de dragages ont un effet positif et indispensable sur la navigabilité des espaces de navigation et leur sécurité.

5.4 Effets sur la qualité de vie résidentielle

5.4.1 Effets liés au bruit

Les activités de dragages côtières et portuaires peuvent avoir un impact sur la qualité sonore de l'environnement en période de travaux, par exemple quand les travaux sont effectués dans un bassin portuaire en centre-ville ou quand le front de port est densément urbanisé. Les effets et impacts sur la population doivent être évalués par rapport à la gêne acoustique générée et la tolérance aux bruits au regard des seuils sanitaires en vigueur.

5.4.2 Effets liés à la modification du paysage

L'impact paysager est lié à la visibilité des engins de dragage et barges et équipements associés aux travaux que ce soit en mer ou depuis la côte, voire à la turbidité générée. Le niveau d'impact paysager peut être considéré comme supérieur au niveau de ports de plaisance et de pêche, lieux urbains publics attractifs et sièges de commerces et de lieux de restauration, comparativement aux ports de commerce ou d'industrie.

Dans la mesure où les périodes de dragages sont réalisés dans un environnement fortement anthropisé, sur des périodes courtes et généralement hors saison estivale, ces effets sont néanmoins minimes.

5.5 Effets sur le patrimoine archéologique et historique

Il s'agit essentiellement du patrimoine archéologique. Les milieux subaquatiques et sous-marins recèlent en effet au moins autant d'objets archéologiques que le milieu terrestre, dont l'étude suscite un intérêt scientifique et patrimonial comparable (Gaillard, 2010).

La réalisation de travaux sur des sites archéologiques subaquatiques peut entraîner d'une part, les dommages irréversibles par destruction de structures, dépôts et objets manufacturés et d'autre part, la perturbation des relations entre les vestiges et leur environnement. En effet les changements courantologiques et sédimentaires (érosion ou au contraire accrétion) dues aux opérations de dragage et d'immersions peuvent à terme endommager certaines structures d'intérêt patrimonial (Wessex Archeology, 2007).

Les opérations de dragage et d'immersion peuvent aussi amener à de nouvelles découvertes (Benoit, 1962).

Si les contraintes du projet ne permettent pas d'éviter un site archéologique, les actions alors menées pour récupérer les vestiges, les conserver et les valoriser peuvent alors être mis au compte des effets positifs des projets. Le principe de conservation *in situ* doit néanmoins être privilégié.

De plus, les opérations de dragages peuvent être l'occasion de récupérer certaines épaves encombrantes ne présentant aucun intérêt historique particulier. Par exemple, le dragage d'entretien de la Petite Seine mené par Voies Navigables de France en 2012 a amené à l'extraction de près d'une trentaine d'épaves de véhicules.

5.6 Effets sur les ressources minières





L'effet principal à considérer est celui de l'altération de gisements potentiels sous l'apport de matériaux de nature différente lors des immersions. Ce risque ne concerne aujourd'hui exclusivement que les côtes de l'Atlantique et de la Manche et se manifeste essentiellement pour les phases d'immersion de matériaux au large. Les informations sur l'existence et la localisation de concessions minières en mer peuvent être obtenues auprès des Directions Régionales des Affaires Maritimes et des Directions Départementales des Territoires et de la Mer. Les caractéristiques des gisements peuvent être obtenues auprès des exploitants eux-mêmes.

Les secteurs liés aux opérations de dragages et d'immersions peuvent parfois avoir un potentiel d'exploitation. Ainsi, une concurrence en termes de concessions pour l'utilisation de l'espace peut être observée d'autant plus si l'altération des fonds représente une impossibilité d'exploitation sur le long terme.


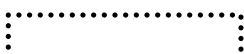
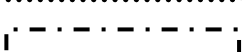
Chapitre 6 Synthèse des effets

Les schémas suivants proposent une illustration synthétique des différents liens de cause à effet pouvant s'établir lors d'une opération de dragage et lors d'une opération d'immersion.

Le code couleur des schémas indique le compartiment considéré par l'effet en question :

	Effets sur le compartiment biotique
	Effets sur la colonne d'eau
	Effets sur le compartiment sédimentaire
	Effets sur les usages et activités

La typologie d'encadrement désigne le fait que l'effet considéré est directement ou indirectement lié à la pression initiale exercée sur le milieu :

	Effets directs
	Effets indirects
	Effets directs ou indirects

Ce schéma illustre les interrelations entre effets et compartiments et propose une vue d'ensemble des mécanismes de perturbation des milieux potentiellement engendrés par les opérations de dragage et d'immersion. Définis dans une optique générique, il ne décrit pas des effets exhaustifs ni un enchaînement systématique de perturbations. L'interprétation des interrelations doit être établie au cas par cas compte-tenu des spécificités des opérations et des milieux.

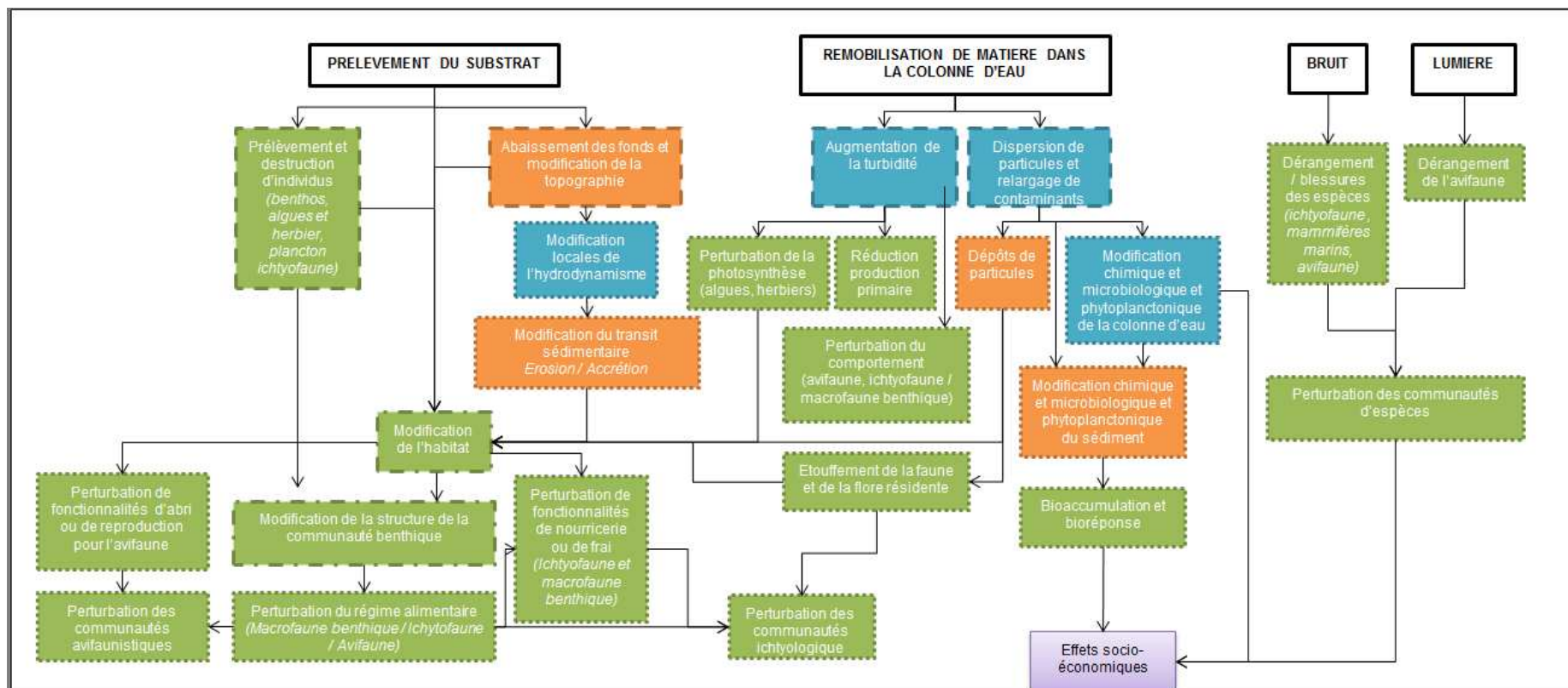


Figure 39 : Schéma de synthèse des relations de cause à effet des opérations de dragage sur les milieux naturels

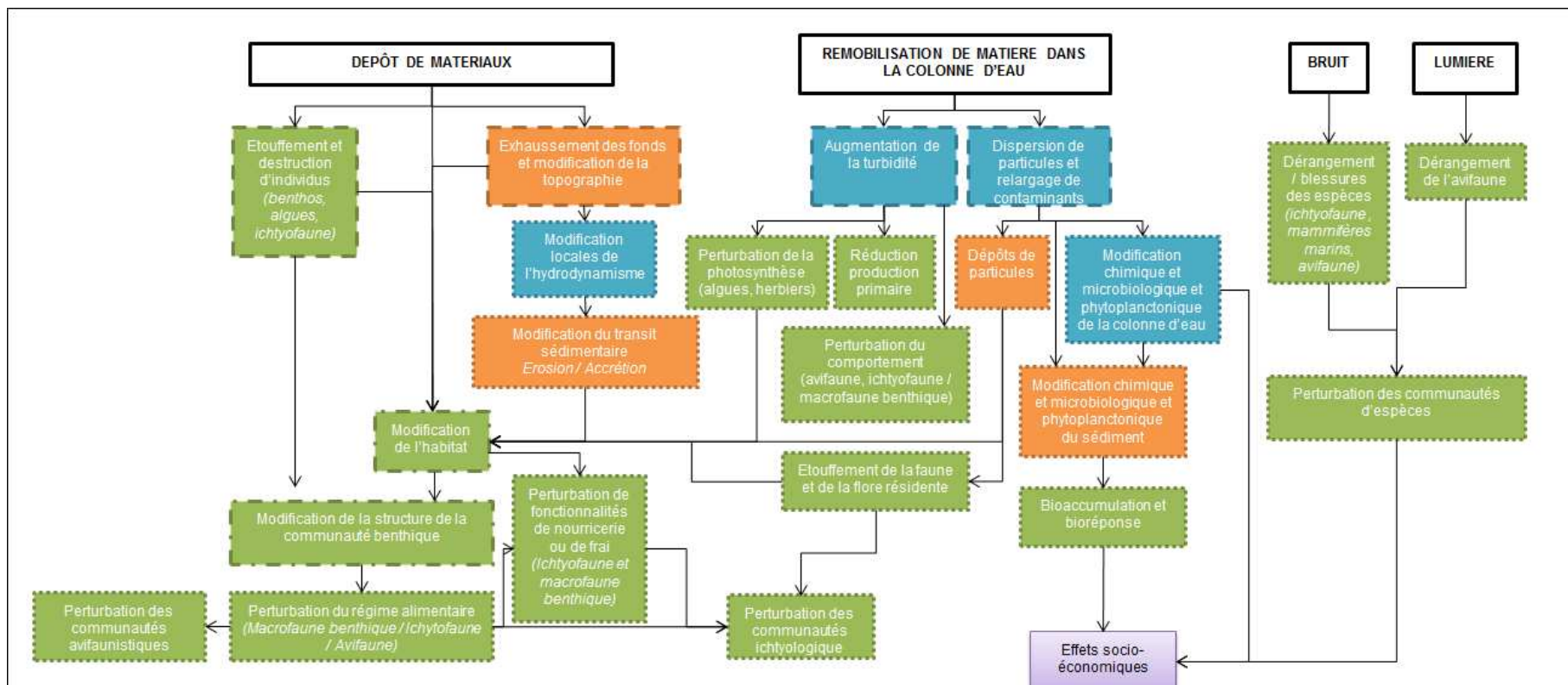


Figure 40 : Schéma de synthèse des relations de cause à effet des opérations d'immersion sur les milieux naturels

geode

Nous contacter

courriel : ***geode@nantes.port.fr***

téléphone contact : **02 40 44 20 99**

Site internet : **<http://www.cetmef.developpement-durable.gouv.fr/club-geode-r65.html>**