



Les rechargements sédimentaires d'avant-côte : une nouvelle méthode de lutte contre l'érosion côtière

Shoreface nourishment: a new method for fighting against coastal erosion

Programme LITEAU II Rapport de fin de contrat

Annexe TACHE A : **Revue bibliographique complète sur la thématique de l'impact de rechargement en sable sur l'écologie benthique de la zone littorale et inventaire faunistique récent sur les deux sites du programme (état de référence) (CREOCEAN et Observatoire Océanologique de Banyuls)**

IMAGES (Institut de Modélisation et d'Analyse en Géo-Environnements et Santé)
E.A. 4218
Raphaël CERTAIN, MCF,
Université de Perpignan Via Domitia, 52 av. Paul Alduy
66860 Perpignan
Tel : 04.68.66.20.57
Fax : 04.68.66.17.47
Email : certain@univ-perp.fr



Antenne de Montpellier
39 rue Jean Giroux
Parc Euromédecine II
34080 Montpellier - France
Tél : (33) 4 99 23 31 65
Fax : (33)4 99 23 31 71

e-mail : montpellier@creocean.fr
web : www.creocean.fr

Date : 27/07/2009

N° de contrat : CV05000192

Date du contrat : 27/01/2006

SOMMAIRE

INTRODUCTION	7
1 - RAPPEL DES TECHNIQUES DE DRAGAGE ET DE RECHARGEMENT DE PLAGES	9
1.1 - LES TECHNIQUES DE DRAGAGE	9
1.1.1 - Dragues mécaniques.....	9
1.1.2 - Dragues aspiratrices hydrauliques	11
1.1.2.1 - Dragues aspiratrices stationnaires	11
1.1.2.2 - Dragues aspiratrices autoporteuses en marche.....	12
1.2 - LES TECHNIQUES D'ENGRAISSEMENT DES PLAGES	14
1.2.1 - Dépôt des sédiments	14
1.2.1.1 - Clapage.....	14
1.2.1.2 - Rejet par un canon.....	14
1.2.1.3 - Rejet à l'aide d'une canalisation	14
1.2.2 - Engraissement des plages	16
1.3 - LE PROGRAMME LITEAU I	18
1.3.1 - Solutions retenues	18
1.3.2 - Zone de prélèvement du sable	19
1.3.3 - Techniques retenues	19
1.3.3.1 - Création d'une nouvelle barre surnuméraire	19
1.3.3.2 - Renforcement de la barre externe.....	20
1.3.3.3 - Alimentation de la plage et barre interne.....	20
1.3.4 - Estimation du coût total	20
2 - DESCRIPTION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX	22
2.1 - LES IMPACTS PHYSIQUES.....	24
2.1.1 - Impact de la modification de la morphologie des fonds sur le régime local des courants et des houles.....	24
2.1.2 - Répercussions éventuelles sur le transit sédimentaire et la stabilité du littoral	25
2.1.3 - Altération de la composition des sédiments superficiels	26
2.1.4 - Effets sur la qualité physico-chimique de l'eau.....	26

2.2 - LES IMPACTS ÉCOLOGIQUES	29
2.2.1 - Impacts directs sur les écosystèmes	29
2.2.1.1 - Impacts du prélèvement de sédiments.....	30
2.2.1.2 - Impacts du dépôt de sédiments	31
2.2.2 - Impacts indirects sur les écosystèmes.....	32
2.2.2.1 - Impacts sur la macrofaune benthique	33
2.2.2.2 - Impacts sur les macrophytes et les phanérogames	34
2.2.2.3 - Impacts sur le plancton	34
2.2.2.4 - Impacts sur les poissons	35
2.2.2.5 - Impacts sur la pêche	36
2.2.2.6 - Impacts sur les prédateurs, l'avifaune, les tortues et les mammifères marins.....	38
2.2.3 - Recolonisation des écosystèmes impactés	39
2.2.3.1 - Modes de recolonisation	39
2.2.3.2 - Vitesse de récupération.....	41
3 - DESCRIPTION/CRITIQUE DES ÉTUDES D'IMPACT	44
3.1 - METHODOLOGIE	44
3.1.1 - Plan global d'une étude d'impact.....	44
3.1.2 - Etape 1 : description de l'état initial.....	44
3.1.2.1 - Volet 1 : Caractérisation physico-chimique du sédiment.....	45
3.1.2.2 - Volet 2a : caractérisation biologique des fonds - Substrats meubles	52
3.1.2.3 - Volet 2b : caractérisation biologique des fonds - Substrats durs.....	57
3.2 - ÉTUDES DE CAS	59
3.2.1 - Méthodologie	60
3.2.2 - Résultats.....	63
3.2.2.1 - Description du projet	63
3.2.2.2 - Description physique des milieux	63
3.2.2.3 - Description biologique des fonds	64
3.2.2.4 - Inventaire des usages de la zone.....	64
3.2.2.5 - Évaluation des impacts physiques	65
3.2.2.6 - Évaluation des impacts écologiques	65
3.2.2.7 - Évaluation des impacts sur les usages	65
3.2.2.8 - Évaluation des impacts sur un site protégé.....	66
3.2.2.9 - Proposition de mesures « compensatoires »	66
3.2.2.10 - Proposition d'un programme de suivi	66
3.3 - ANALYSE CRITIQUE.....	67
3.3.1 - Caractéristiques des études.....	67
3.3.1.1 - Connaissance du projet.....	67
3.3.1.2 - Différents compartiments étudiés.....	68

3.3.1.3 - Méthodes de suivi	68
3.3.1.4 - Paramètres suivis.....	69
3.3.2 - Techniques d'échantillonnage	69
3.3.3 - Suivi spatio-temporel	70
3.3.4 - Analyse des communautés benthiques.....	71
3.3.5 - Synthèse	71
4 - SITES PILOTES	75
4.1 - SITE DE LEUCATE	75
4.1.1 - Méthodologie	75
4.1.2 - Résultats et interprétation.....	76
4.1.2.1 - Le milieu physique.....	76
4.1.2.2 - Peuplement benthique	76
4.2 - SITE DU LIDO DE SETE	89
4.2.1 - Méthodologie	89
4.2.2 - Résultats et interprétation.....	90
4.2.2.1 - Le milieu physique.....	90
4.2.2.2 - Peuplement benthique	92
4.3 - SENSIBILITE DU PEUPEMENT BENTHIQUE DES PETITS FONDS SABLEUX AUX OPERATIONS DE RECHARGEMENT	102
5 - PROPOSITION D'UNE METHODE D'EVALUATION DES IMPACTS.....	106
5.1 - EVALUATION DE LA METHODOLOGIE EMPLOYEE SUR LES SITES PILOTES	106
5.2 - PROPOSITION D'UNE METHODOLOGIE GLOBALE	106
5.2.1 - Description des travaux de dragage et de rechargement des plages	106
5.2.2 - Description des milieux.....	107
5.2.2.1 - Les aspects physiques	107
5.2.2.2 - Les aspects physico-chimiques.....	107
5.2.2.3 - Les aspects biologiques	109
6 - REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	113
7 - ANNEXES	124

FIGURES

Figure 1 : Drague à bennes (<i>www.ifremer.fr</i>).....	8
Figure 2 : Drague à godets (<i>www.ifremer.fr</i>).....	8
Figure 3 : Drague aspiratrice stationnaire avec conduite de refoulement (<i>www.ifremer.fr</i>).....	10
Figure 4 : Drague aspiratrice en marche (<i>LEGEM / MEDD, 2004</i>).....	10
Figure 5 : Clapage par une DAM (<i>LEGEM / MEDD, 2004</i>).....	13
Figure 6 : Refoulement par canon (<i>LEGEM / MEDD, 2004</i>).....	13
Figure 7 : Rejet par l'intermédiaire d'une canalisation (<i>LEGEM / MEDD, 2004</i>).....	13
Figure 8 : Engraissement par une DAM (<i>BeachMed, 2004</i>).....	15
Figure 9 : Engraissement par une drague stationnaire (<i>BeachMed, 2004</i>).....	15
Figure 10 : Profil actuel de rechargement pris en compte par le programme LITEAU I (<i>LEGEM / MEDD, 2004</i>).....	17
Figure 11 : Zone potentielle de prélèvement des sédiments (<i>LEGEM / MEDD, 2004</i>).....	19
Figure 12 : Le panache turbide.....	23
Figure 13 : Effets d'une extraction littorale (<i>Gardin & Cayocca, 2006</i>).....	25
Figure 14 : Décantation des sédiments pendant des opérations de dragage en Mer Baltique (<i>d'après Gajewski & Uscinowicz, 1993</i>).....	28
Figure 15 : Modèle des Indices Biotiques montrant l'importance relative des groupes écologiques le long du gradient croissant de perturbation (<i>Glémarec & Hily, 1981</i>).....	54
Figure 16 : Physico-chimie du sédiment sur le site pilote de Leucate.....	77
Figure 17 : Structure générale du peuplement benthique sur le site pilote de Leucate.....	80
Figure 18 : Diversité du peuplement benthique sur le site pilote de Leucate.....	81
Figure 19 : Structure trophique du peuplement benthique sur le site pilote de Leucate.....	82
Figure 20 : Ecologie des espèces benthiques sur le site pilote de Leucate.....	83
Figure 21 : Indices biologiques du peuplement benthique sur le site pilote de Leucate.....	84
Figure 22 : Densité des espèces consommables échantillonnées sur le site pilote de Leucate.....	86
Figure 23 : Richesse spécifique et densité totales des espèces consommables échantillonnées sur le site pilote de Leucate.....	88
Figure 24 : Biomasse totale des bivalves filtreurs échantillonnés sur le site pilote de Leucate.....	88
Figure 25 : Physico-chimie du sédiment sur le site pilote de Sète.....	91
Figure 26 : Structure générale du peuplement benthique sur le site pilote de Sète.....	93
Figure 27 : Diversité du peuplement benthique sur le site pilote de Sète.....	94
Figure 28 : Structure trophique du peuplement benthique sur le site pilote de Sète.....	95
Figure 29 : Ecologie des espèces benthiques sur le site pilote de Sète.....	97
Figure 30 : Indices biologiques du peuplement benthique sur le site pilote de Sète.....	98
Figure 31 : Densité des espèces consommables échantillonnées sur le site pilote de Sète.....	99

Figure 32 : Richesse spécifique et densité totales des espèces consommables échantillonnées sur le site pilote de Sète 101
Figure 33 : Biomasse totale des espèces consommables échantillonnées sur le site pilote de Sète..... 101
Figure 34 - profil théorique de répartition bathymétrique des espèces consommables 103
Figure 35 - Nombre d'espèces cumulées en fonction du nombre croissant de bennes..... 111

T A B L E A U X

Tableau 1 : Volumes de sable (en m³) à mettre en place pour 1000 m de littoral (*LEGEM / MEDD, 2004*) 17
Tableau 2 : Coût des opérations de rechargement des barres d'avant-côte (*LEGEM / MEDD, 2004*)..... 21
Tableau 3 : Richesse spécifique du benthos selon la nature du sédiment (*Birklund & Wijsman, 2005*)..... 31
Tableau 4 : Classification des sédiments basée sur le pourcentage de particules fines (*Ibouily, 1981*) 47
Tableau 5 : Valeurs-seuils des éléments organiques et nutritifs (en poids sec) pour des sédiments marins peu envasés⁰ (fraction fine < 60%) (*Licari, 1998*)..... 48
Tableau 6 : Valeurs-seuils de l'aluminium dans les sédiments marins (en poids sec) (Données Créocéan) 48
Tableau 7 : Bruits de fond et niveaux de référence (en mg/kg de poids sec) des métaux en milieu marin (*GEODE, 1996*)..... 49
Tableau 8 : Valeurs-seuils de contamination des sédiments marins par des HAP (en µg/kg de poids sec) (*OSPAR, 1992*) 50
Tableau 9 : Niveaux de référence (en µg/kg de poids sec) des PCB en milieu marin (*Arrêté du 14 juin 2000*) 51
Tableau 10 : Valeurs-seuils de contamination des sédiments marins côtiers par des PCB (en µg/kg de poids sec) (*Données REPOM*)..... 51
Tableau 11 : Valeurs-seuils de contamination des sédiments marins côtiers par des composés organostaniques (en µg/kg de poids sec) (*Données REPOM*)..... 51
Tableau 12 : Correspondance entre le coefficient benthique AMBI et les valeurs de l'indice biotique IB.... 56
Tableau 13 : Correspondance entre l'EcoQ et les autres indices biologiques 56
Tableau 14 : Principales caractéristiques techniques des opérations étudiées 61
Tableau 15 : Localisation des stations d'échantillonnage..... 75
Tableau 16 : Nomenclatures des différentes biocénoses s autres indices biologiques 79
Tableau 17 : Localisation des stations d'échantillonnage à Sète en 2005 89
Tableau 18 : Localisation des stations d'échantillonnage à Sète en 2005 90
Tableau 19 : Seuils de détermination de la procédure administrative : autorisation ou déclaration (rubrique 3.4.0) 123

Tableau 20 : Valeurs-guides des niveaux 1 et 2 pour les métaux (mg/kg sec) retenues par la France (Arrêté du 14/06/2000).....	125
Tableau 21 : Valeurs-guides des niveaux 1 et 2 pour les congénères de PCB (mg/kg sec) retenues par la France (Arrêté du 14/06/2000)	125
Tableau 22 : Niveaux de référence (mg/kg sec) proposés pour les HAP	125
Tableau 23 : Niveaux de référence (mg/kg sec) proposés pour le Tributylétain.....	125

INTRODUCTION

L'Institut de Modélisation et d'Analyses en Géo-Environnement et Santé (IMAGES/LEGEM) de l'Université de Perpignan est chargé, dans le cadre du programme LITEAU II conduit par le Ministère de l'Écologie, du Développement et de l'Aménagement Durables, de modéliser les effets de l'alimentation artificielle des barres d'avant-côte en sédiments, afin d'évaluer le potentiel de cette technique dans la lutte contre l'érosion des plages¹. Le programme s'intitule " Les rechargements sédimentaires d'avant-côte : une nouvelle méthode de lutte contre l'érosion côtière".

Deux sites font l'objet d'une modélisation poussée en raison de leurs caractéristiques géomorphologiques et de leur dynamique sédimentaire : la plage de Leucate et le lido de Sète à Marseillan. Ce projet pourrait se concrétiser à terme par l'expérimentation de cette technique sur ces deux sites pilotes.

Dans le cadre de ce volet de modélisation du programme LITEAU II, CREOCEAN a été sollicité pour synthétiser les connaissances sur les impacts potentiels de rechargement des barres d'avant-côte (et plus largement des opérations d'engraissement des plages) sur le benthos. L'accent doit être porté principalement sur les éventuelles faiblesses et lacunes des études d'impacts sur ce compartiment. L'objectif principal de ce travail, en se basant sur les cas pratiques de Leucate et de Sète, est de proposer une « méthode d'évaluation » des impacts pour les futures opérations d'engraissement de plage.

Les matériaux destinés au rechargement des plages proviennent majoritairement de fonds marins plus ou moins proches de la zone des travaux. Aussi, Créocéan a jugé pertinent d'élargir le sujet de l'étude pour aborder aussi les impacts liés aux travaux de dragage sur les sites d'extraction des sables.

Ce rapport est décomposé en plusieurs volets :

- Le volet 1 fait un rappel des différentes techniques de dragage et rechargement des plages.
- Le volet 2 liste les principaux impacts environnementaux occasionnés par ces opérations de dragage et de rechargement des plages.
- Le volet 3 analyse comment ces différents impacts sont traités et analysés dans les études d'impacts. Il se base sur des exemples d'études précis et fait leur analyse critique.
- Le volet 4 étudie le compartiment biologique de deux sites pilotes en région Languedoc-Roussillon sur les secteurs de Leucate et de Sète.
- Le volet 5 conclue en proposant une méthodologie d'étude d'impact standard appliquée à des projets de rechargement d'avant côte.

¹ Le projet de recherche « Etude de faisabilité pour l'utilisation des barres sédimentaires d'avant-côte dans la lutte contre l'érosion côtière » intégré au programme LITEAU avait permis d'évaluer l'opportunité et les modalités techniques et financières de l'application d'une telle méthode pour la protection du littoral.

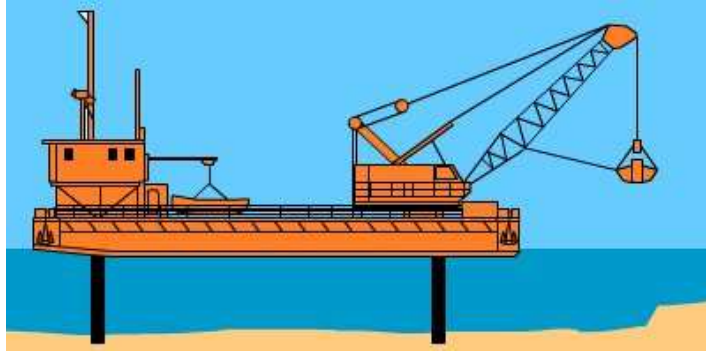


Figure 1 : Dragage à bennes (www.ifremer.fr)

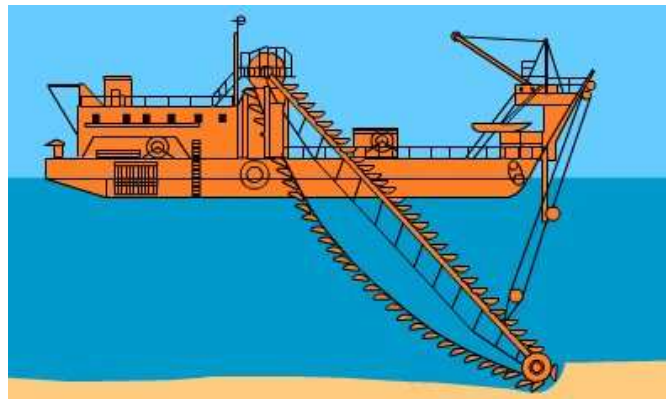


Figure 2 : Dragage à godets (www.ifremer.fr)

1 - RAPPEL DES TECHNIQUES DE DRAGAGE ET DE RECHARGEMENT DE PLAGES

Le rapport sera synthétisé dans le document final du projet LITEAU II mais il peut être consulté comme un rapport autonome à part entière sur le thème des impacts. C'est pourquoi il comporte des rappels généraux sur les techniques de dragage et de rechargement des plages et sur le programme LITEAU I et ses conclusions. Ce chapitre est ainsi destiné à faciliter la compréhension du rapport pour des lecteurs qui seraient amenés à lire uniquement ce document.

1.1 - Les techniques de dragage

Les dragages et terrassements sous-marins par procédés mécaniques ou hydrauliques sont principalement utilisés pour :

- **l'excavation de matériaux** dans le but d'approfondir ou de modifier la topographie des fonds marins (dragage de ports, plans d'eau, chenaux d'accès, pose de câbles ou de pipelines, fondations d'ouvrages, etc.)
- **l'extraction de matériaux** dans le but d'être exploités ou réutilisés sur d'autres projets (permis miniers, ensablement de plage, polders, etc.).

Les dragues se divisent en deux classes principales suivant leur principe de fonctionnement :

- **les dragues mécaniques** qui travaillent en excavation dans les terrains à draguer (dragues à bennes ou pelles preneuses et dragues à godets) ;
- **les dragues aspiratrices** qui fonctionnent en prélevant les matériaux par succion (dragues aspiratrices refouleuses stationnaires à désagrégateur, dragues aspiratrices autoporteuses stationnaires ou en marche).

1.1.1 - *Dragues mécaniques*

Les dragues mécaniques, dont le rendement est inférieur à celui des dragues aspiratrices, sont utilisées pour effectuer des travaux inaccessibles aux dragues aspiratrices à cause de l'étroitesse du site (pieds de quais, intérieur de ports) ou de la nature du terrain. On distingue :

- **les dragues à bennes ou pelles preneuses** (Figure 1) : engins peu encombrants et précis, ce sont les dragues les mieux adaptées à l'extraction de faibles volumes de matériaux (rendement horaire de 30 à 40 m³/h pour une benne de 1 m³) dans des plans d'eau étroits (ex : entretien des fonds au pied des ouvrages d'accostage). Sans liaison rigide avec le fond, elles sont aptes aux travaux en eaux agitées et profondes (la profondeur de travail est toutefois limitée par la longueur du câble de la benne ou de la flèche de la pelle).

- **les dragues à godets** (Figure 2) : du fait de l'inclinaison à donner à l'élinde (ou conduite d'admission des sédiments), ces dragues ne peuvent être utilisées ni par faible profondeur (< 3 m), ni dans des eaux agitées (> 0,50 m de creux). Peu manœuvrables, elles ne sont rentables qu'en dehors des zones de passage habituel des navires (rendement de 12 à 32 godets/min.).
- **les engins de travaux publics** : ils sont utilisés pour des dragages sur des sites littoraux (plages, ports) et ne peuvent travailler efficacement qu'à condition que la mer se soit totalement retirée du site. Leur bon rendement (1500 m³/j) est contrebalancé par le temps que prennent les opérations de chargement et déchargement.

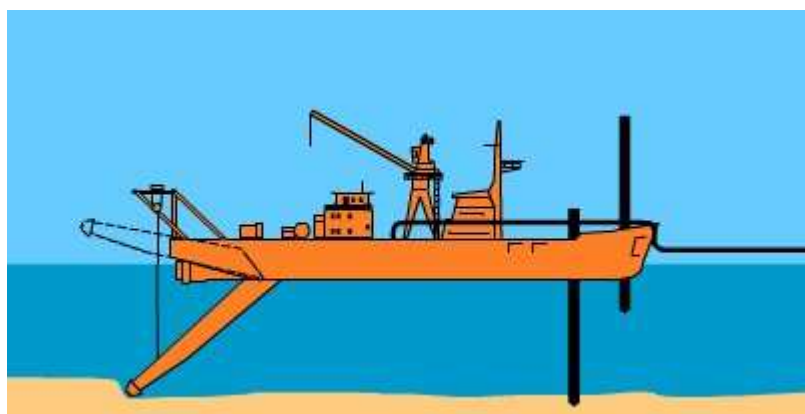


Figure 3 : Drague aspiratrice stationnaire avec conduite de refoulement (www.ifremer.fr)

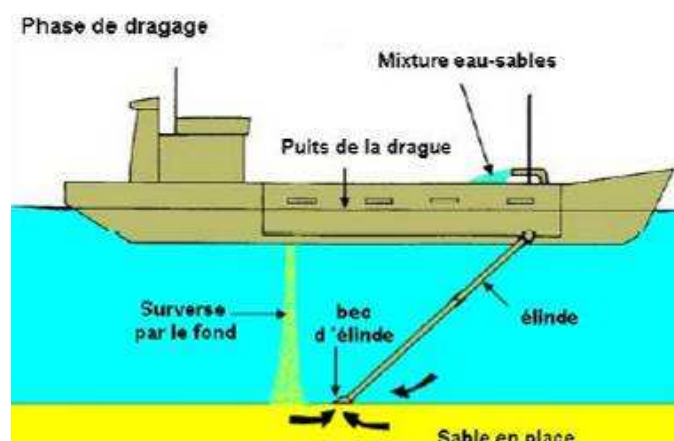


Figure 4 : Drague aspiratrice en marche (LEGEM / MEDD, 2004)

1.1.2 - *Dragues aspiratrices hydrauliques*

Les dragues aspiratrices hydrauliques désagrègent les sédiments et les aspirent mélangés avec de l'eau dans une conduite fixée par l'intermédiaire du bec d'élinde. Le mélange (15 à 20% de sédiments environ) est aspiré par la création d'une dépression à l'aide d'une pompe centrifuge. L'entraînement des sédiments par les dragues aspiratrices nécessite le pompage d'une quantité d'eau importante : de l'ordre de 10 à 12 fois en volume et de 8 fois en poids (Alzieu, 1999).

Lors de la décantation des sédiments dans les puits des dragues, l'eau retourne au milieu par surverse. La surverse permet d'augmenter la densité de la mixture en puits de charge. Les sédiments cohésifs extraits par une drague aspiratrice sont généralement plus riches en eau que les sédiments extraits de manière mécanique. La surverse constitue la source la plus importante de matière en suspension dans le milieu environnant dans le cas de dragage par aspiration.

On distingue les dragues hydrauliques stationnaires et les dragues en marche.

1.1.2.1 - **Dragues aspiratrices stationnaires**

1.1.2.1.1 - *Dragues aspiratrices refouleuses stationnaires*

Ce type de drague (Figure 3) nécessite l'utilisation de bateaux auxiliaires pour être manœuvré et de piliers d'ancrage pour fonctionner. L'efficacité du dragage peut être accrue par l'adjonction d'un désagrégateur (ou roue-pelle) qui entraîne cependant une augmentation des remises en suspension au niveau du fond. Ces dragues refoulent ensuite les sédiments dans des chalands ou encore dans des conduites flottantes (ou pipelines).

Au cours du transport, il est procédé à une surverse qui consiste à évacuer par trop plein l'eau et les sédiments fins du puits de la drague (ou trémie) pour optimiser le transport de sédiments. Dans le cas d'un refoulement dans des conduites flottantes, la puissance de la pompe est souvent suffisante pour relier l'aire d'alimentation à l'aire de dragage. Ce type de drague permet le traitement d'importants volumes de sédiments. La présence d'une conduite de refoulement flottante nécessite des conditions de faible agitation du plan d'eau (houle < 0,8 m ; courant < 4 nœuds). Ces engins sont donc utilisés pour des sites abrités comme les baies protégées. La profondeur de dragage est inférieure ou égale à 35 m.

1.1.2.1.2 - *Dragues aspiratrices autoporteuses stationnaires*

Les dragues aspiratrices autoporteuses stationnaires sont généralement utilisées en milieu marin dans des zones trop étroites pour permettre l'évolution d'une drague en marche, ou pour le dragage de bancs isolés de faible superficie. Ces dragues ne sont pas propulsées mais elles offrent la possibilité de stocker les sédiments.

1.1.2.2 - Dragues aspiratrices autoporteuses en marche

Les dragues aspiratrices autoporteuses en marche (DAM) combinent les fonctions de dragage, de stockage et de transport. Les sédiments sont aspirés par de puissantes pompes centrifuges. Pour optimiser le remplissage des puits, il est procédé lors du dragage à de la surverse pour augmenter la quantité de matériaux présents dans le puits (Figure 4).

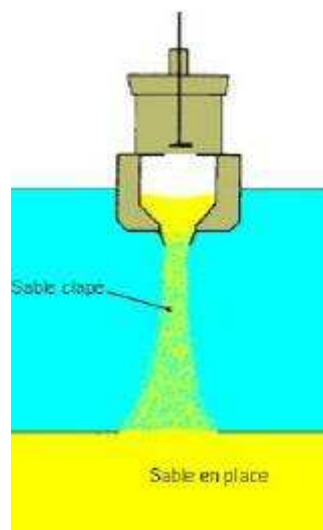


Figure 5 : Clapage par une DAM (LEGEM / MEDD, 2004)



Figure 6 : Refoulement par canon (LEGEM / MEDD, 2004)

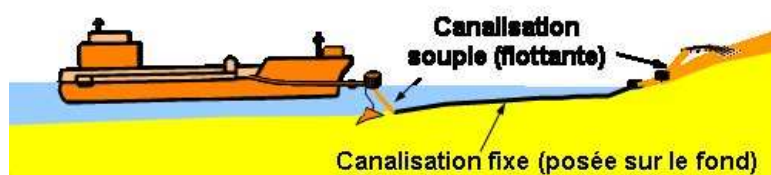


Figure 7 : Rejet par l'intermédiaire d'une canalisation (LEGEM / MEDD, 2004)

Les dragues aspiratrices autoporteuses sont caractérisés par :

- un volume de production élevé ;
- la possibilité de transporter le sédiment sur de larges distances ;
- la capacité de fluidifier le sédiment et de le transporter.

Vu leur manœuvrabilité, les DAM sont spécialement indiquées pour les travaux dans les zones passantes (chenaux de navigation). Elles permettent de travailler dans des conditions d'assez forte agitation et sont donc utilisées sur les vastes plans d'eau, dans les avant-ports, les estuaires ou les grands fleuves. La profondeur de travail dépend du type de montage du système de pompe et peut varier de 35 m à une centaine de mètres. Cependant, elles n'ont un bon rendement que si les matériaux sont suffisamment meubles pour être désagrégés et assez denses pour décanter dans les puits.

Le déchargement peut se faire par ouverture des barges (clapage) ou par expulsion du matériel fluidifié par le système de pompe. **Le programme LITEAU (LEGEM /MEDD, 2004, Etude de faisabilité pour l'utilisation des barres sédimentaires d'avant-côte dans la lutte contre l'érosion côtière) a identifié la DAM comme étant la technique la mieux adaptée au rechargement des barres d'avant-côte.**

1.2 - Les techniques d'engraisement des plages

1.2.1 - Dépôt des sédiments

Le programme LITEAU (LEGEM /MEDD, 2004. Etude de faisabilité pour l'utilisation des barres sédimentaires d'avant-côte dans la lutte contre l'érosion côtière) a identifié trois possibilités pour la mise en place des sédiments sur les barres d'avant-côtes, en fonction de la profondeur de dépôt : le clapage, le rejet à l'aide d'un canon et le refoulement à l'aide d'une canalisation.

1.2.1.1 - Clapage

Les matériaux du puits sont clapés sous la drague par ouverture de portes situées sous le fond de la drague. Il faut que la hauteur d'eau sous la drague soit au moins égale au tirant d'eau de la drague + 0,5 m (clair sous quille) (Figure 5).

1.2.1.2 - Rejet par un canon

Dans le cas du rejet par un canon, la drague refoule la mixture sable-eau par l'intermédiaire d'un canon situé généralement à l'avant du navire (Figure 6). La distance atteinte est de l'ordre de 50 à 100 m au large de la zone à recharger.

1.2.1.3 - Rejet à l'aide d'une canalisation

Une canalisation posée sur le fond est mise en place entre une bouée située au large et la zone de dépôt. A l'extrémité côté terre de la canalisation se trouve un ponton flottant qui supporte l'extrémité de la canalisation. Ce ponton est relié à la canalisation posée sur le fond par une canalisation souple permettant au ponton d'être déplacé pour couvrir une certaine zone sans déplacer la canalisation fixe. La drague reliée à la canalisation en place par une canalisation souple vient s'amarrer à la bouée et refoule une mixture eau-sédiment (Figure 7).

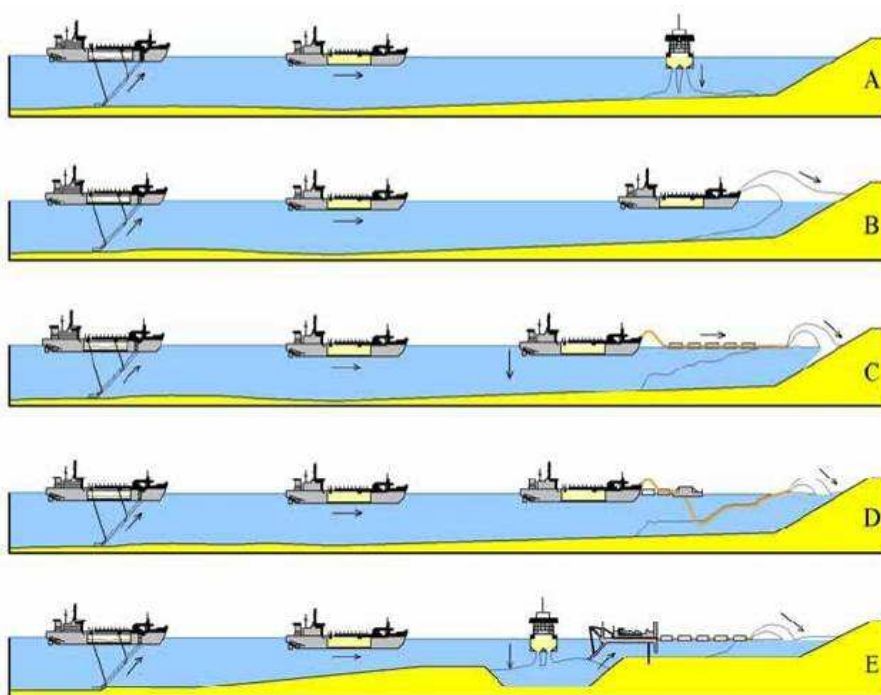


Figure 8 : Engraissement par une DAM (BeachMed, 2004)

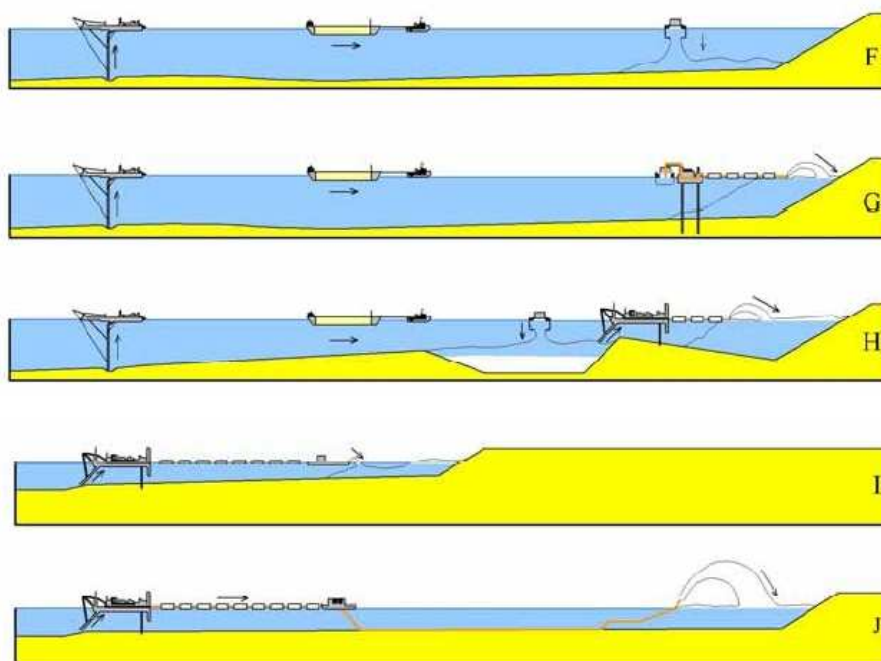


Figure 9 : Engraissement par une drague stationnaire (BeachMed, 2004)

La canalisation posée sur le fond est déplacée à mesure que le rechargement progresse. Ce déplacement de conduite est effectué en obstruant les deux extrémités de la conduite et en la remplissant, ce qui permet sa flottaison et son déplacement. La canalisation peut avoir une longueur très variable (de quelques centaines de mètres à 2 à 3 km, voire plus). Plus la canalisation est longue, plus le tirant d'eau de la drague est important (*LEGEM /MEDD, 2004*, Etude de faisabilité pour l'utilisation des barres sédimentaires d'avant-côte dans la lutte contre l'érosion côtière).

1.2.2 - Engraissement des plages

Les dragues mécaniques sont rarement utilisées aujourd'hui pour recueillir le sédiment destiné à l'alimentation des plages en raison de leur faible rendement (les pertes sont notables pour les sédiments fins non cohésifs) sauf pour les travaux de faible importance (P. Walker, com. pers.). Pour la recharge de plages, les matériaux sont généralement prélevés par une drague aspiratrice refoulant les matériaux à la côte par une conduite flottante. Dans certains cas, ces matériaux peuvent être repris et transportés vers les sites par camion, ou même repris par une seconde drague (Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, 1998).

Pour l'engraissement de plages, les sédiments peuvent donc être :

- **déposés directement sur la zone d'alimentation de l'avant-côte** : une drague permet de récupérer le sable dans la zone d'emprunt avant de le transférer directement vers la zone de rejet par l'intermédiaire de canalisation, d'un canon ou par clapage ;
- **stockés à proximité du site puis redéposés sur la zone d'alimentation** : le sable est dragué dans la zone de prélèvement et ensuite transporté puis clappé. Il est alors repris par aspiration et dirigé vers la zone d'alimentation par l'intermédiaire d'une conduite (ex. : alimentation par 17000 m³ de sable de la plage du centre ville de la Grande-Motte, pour laquelle le sable était récupéré à l'Espiguette puis clappé sur des fonds de 5 m. Une seconde drague reprenait le sable et le refoulait sur la plage à l'aide d'une conduite flottante) ;
- **déposés sur la plage par des engins de travaux publics.**

La [Figure 8](#) illustre les opérations d'engraissement des plages et d'alimentation par une drague aspiratrice en marche (DAM), directement par clapage (A), par canon à sédiments (B), par conduite flottante (C) ou par conduite sous-marine (D). L'engraissement peut se faire indirectement par dépôt puis récupération et acheminement par drague stationnaire (E).

La [Figure 9](#) illustre les opérations d'engraissement réalisées par une drague stationnaire, par clapage direct (F), par transfert vers une pompe stationnaire et acheminement par conduite flottante (G), par clapage puis récupération du sédiment (H), par conduite flottante (I) ou par conduite sous marine (J).

Le choix d'une méthode de dragage est généralement fonction du volume de sédiments nécessaire, de la profondeur de la source de sédiments (s'ils sont prélevés en mer), et de la distance entre la zone puits et la zone alimentée (IMAGES /CG34, BeachMed-e, rapport final phase C).

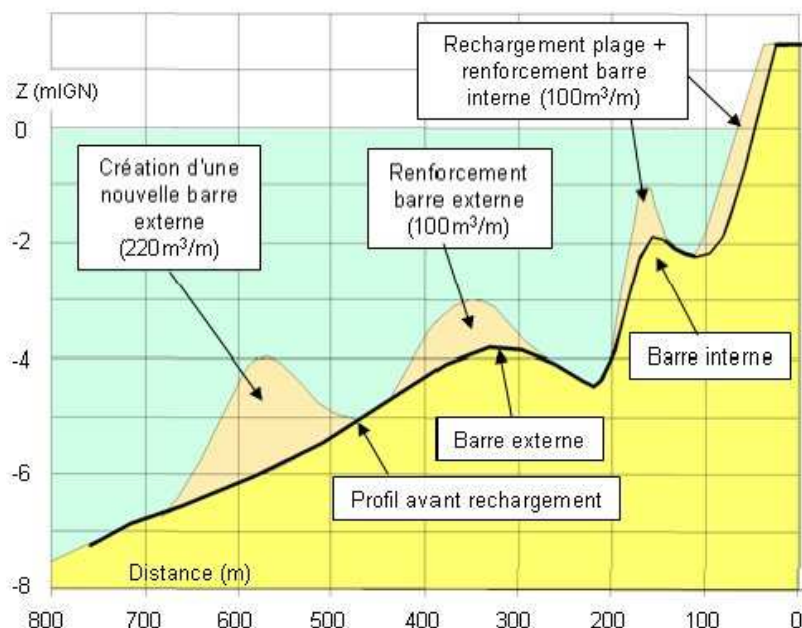


Figure 10 : Profil actuel de rechargement pris en compte par le programme LITEAU I (LEGEM / MEDD, 2004)

Solution retenue	Sur nouvelle barre externe	Sur barre externe actuelle	Sur plage et barre interne	Total
Nouvelle barre externe	220000			220000
Nouvelle barre externe + plage et barre interne	220000		100000	320000
Renforcement barre externe		100000		100000
Renforcement barre externe + plage et barre interne		100000	100000	200000

Tableau 1 : Volumes de sable (en m³) à mettre en place pour 1000 m de littoral (LEGEM / MEDD, 2004)

1.3 - Le programme LITEAU I

Dans le cadre du programme LITEAU (*LEGEM /MEDD, 2004*, Etude de faisabilité pour l'utilisation des barres sédimentaires d'avant-côte dans la lutte contre l'érosion côtière) diverses possibilités techniques ont été retenues pour la lutte contre le processus d'érosion et l'engraissement subtidal des barres d'avant-côtes. Les solutions retenues, les zones de prélèvement, les techniques envisageables puis les coûts associés à ces scénarios sont rappelés ci-après.

1.3.1 - Solutions retenues

Les modélisations réalisées dans le cadre du programme LITEAU (*LEGEM /MEDD, 2004*, Etude de faisabilité pour l'utilisation des barres sédimentaires d'avant-côte dans la lutte contre l'érosion côtière) ont permis d'identifier plusieurs solutions, qui incluent la création d'une nouvelle barre externe ou le renforcement de la barre externe, couplée ou non à l'alimentation de la plage et de la barre interne en vue de l'utilisation balnéaire (*Figure 10*).

Au total, quatre solutions ont été retenues :

- solution **barre surnuméraire au large** : création d'une nouvelle barre externe avec un rechargement de 220 m³ par mètre ;
- solution **barre surnuméraire au large + barre interne + plage** : création d'une nouvelle barre externe avec un rechargement de 220 m³ par mètre, plus rechargement de 100 m³ de la plage (avancée de 20 m environ) et barre interne ;
- solution **renforcement de la barre surnuméraire au large** : rechargement de la barre externe actuelle par apport de 100 m³ par mètre ;
- solution **renforcement de la barre surnuméraire au large + barre interne + plage** : rechargement de la barre externe actuelle de 100 m³ par mètre, plus rechargement de 100 m³ de la plage (avancée de 20 m environ) et barre interne.

Pour l'estimation des coûts, il a été pris comme hypothèse que le linéaire de littoral traité était de 1000 m, ce qui conduit aux volumes à mettre en place donnés dans le *Tableau 1*.

Ces coûts sont détaillés dans le tableau 2 présenté page 24 du document.

1.3.2 - Zone de prélèvement du sable

Il existe plusieurs zones potentielles de prélèvement des sables. Une de ces zones se situe par des fonds de 15 à 20 m au droit de la zone à recharger (Figure 11). La granulométrie des sables dans cette zone est supposée être analogue à celle des sables littoraux. La proximité des zones de prélèvement et de rechargement limite le coût de déplacement des dragues.

Toutefois, le prélèvement de sables à des profondeurs relativement faibles (15-20 m) et à proximité de la côte peut fragiliser le littoral et augmenter les risques d'érosion. Il est généralement préférable de situer la zone d'extraction sur des fonds supérieurs à 30 m de profondeur, ou sur des secteurs beaucoup plus au large sur le plateau continental (programme Beachmed-e).

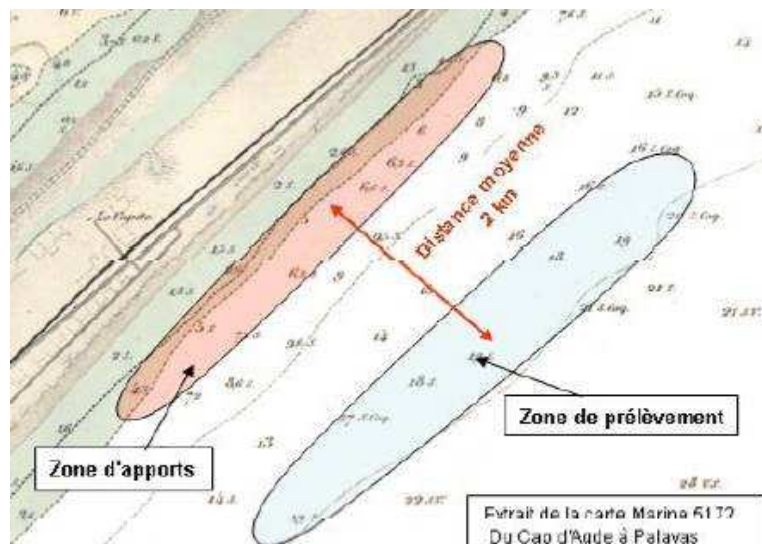


Figure 11 : Zone potentielle de prélèvement des sédiments (LEGEM / MEDD, 2004)

1.3.3 - Techniques retenues

1.3.3.1 - Création d'une nouvelle barre surnuméraire

La création de la nouvelle barre surnuméraire au large doit se faire sur des fonds de 6 m avant le rechargement et de 4 m (crête de la nouvelle barre) après le rechargement.

Pour le clapage, le tirant d'eau de la DAM utilisable doit être de l'ordre de 3 m, ce qui correspond à une drague ayant un puits de l'ordre de 1200 m³, soit environ 900 à 1000 m³ équivalent en place compte tenu du foisonnement dans les puits et du non remplissage complet de ce dernier.

Avec un rejet à l'aide d'un canon, la drague peut avoir un tirant d'eau de l'ordre de 5 à 6 m, ce qui correspond à un puits de 3000 m³, soit environ 2500 m³ équivalent en place.

1.3.3.2 - Renforcement de la barre externe

Le clapage n'est pas envisageable du fait que la côte d'arase de la barre après rechargement est située à 3 m de profondeur, soit un tirant d'eau de la drague de 2,5 m environ, ce qui correspond à un puits de la drague inférieur à 800 m³, c'est-à-dire de trop faible capacité pour être économiquement intéressant.

Le rejet à l'aide d'un canon peut être effectué au moyen d'une drague ayant un tirant d'eau de 4,5 m, ce qui correspond à un puits de drague de l'ordre de 2000 m³, soit 1600 m³ en place.

1.3.3.3 - Alimentation de la plage et barre interne

L'apport de sable doit se faire à l'aide d'une canalisation. Le rechargement de cette zone doit être couplé, soit à la création d'une nouvelle barre externe, soit au renforcement de la barre externe.

1.3.4 - Estimation du coût total

Le coût total de l'opération ([Tableau 2](#)) comprend le coût d'amenée de la drague et de repli depuis son port d'attache, le coût des fournitures, le coût de mise en place des conduites de refoulement, le coût du dragage-dépôt, le coût de l'attente en raison des conditions de houle et le coût lié aux aléas.

Solution	Opération	Volume à mettre en place (m³)	Volume du puits (m³)	Coût (€ HT)	Coût total (€ HT)
Création d'une nouvelle barre externe (par clapage ou par canon)	Nouvelle barre externe par clapage	220000	1200	605000	605000
	Nouvelle barre externe par canon	220000	3000	990000	990000
Création d'une nouvelle barre externe (par clapage) et engraissement de la plage et barre interne (par refoulement)	Nouvelle barre externe par clapage	220000	1200	605000	1182500
	Engraissement plage et barre interne	100000	1200	577500	
Création d'une nouvelle barre extérieure (par canon) et engraissement de la plage et barre interne (par refoulement)	Nouvelle barre externe par canon	220000	3000	990000	1512500
	Engraissement plage et barre interne	100000	3000	522500	
Renforcement de la barre externe (par canon)	Renforcement barre externe	100000	2000	616000	616000
Renforcement de la barre externe (par canon) et engraissement de la plage et barre interne (par refoulement)	Renforcement barre externe	100000	2000	616000	1243000
	Engraissement plage et barre interne	100000	2000	627000	

Tableau 2 : Coût des opérations de rechargement des barres d'avant-côte (LEGEM / MEDD, 2004)

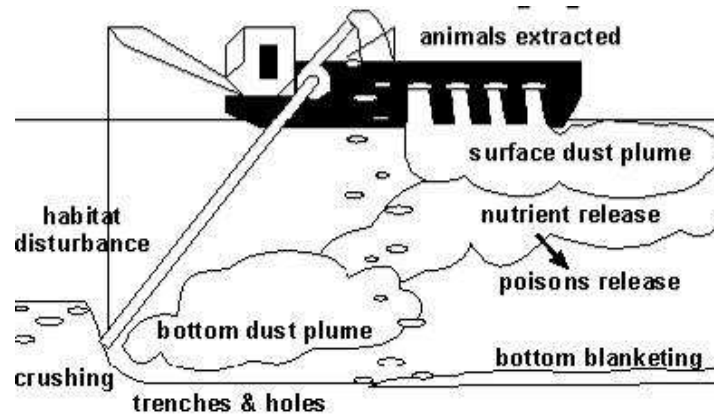
2 - DESCRIPTION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX

Les opérations d'engraissement des plages et des barres d'avant-côtes peuvent provoquer des perturbations de trois ordres :

- des perturbations physiques sur le milieu,
- des altérations de la qualité chimique des milieux,
- et des perturbations du compartiment biologique.

L'objectif spécifique de l'étude est d'analyser les impacts physiques des opérations de rechargement d'avant-côte sur les peuplements benthiques. Aussi, nous n'aborderons que très brièvement les aspects sur les perturbations physiques du milieu, ceci afin de dresser le contexte global permettant une meilleure compréhension des perturbations biologiques des milieux.

De même, nous n'aborderons pas les impacts chimiques dans cette section du rapport. La remise en suspension de contaminants lors du remaniement des sédiments, leur concentration dans la chaîne alimentaire et l'évaluation des risques sanitaires sur l'homme qui consomme les produits de la mer entrent dans le cadre de l'élaboration d'un volet santé qui fait l'objet d'un chapitre spécifique des études d'impact ne faisant pas partie des objectifs de cette présente étude. Nous nous situerons dans le cas d'un sédiment non pollué.



(Nieuwaal, 2001)

Figure 12 : Le panache turbide

2.1 - Les impacts physiques

L'évaluation de l'impact des dragages sur le milieu physique est primordiale. En effet les variations du milieu physique conditionnent la réponse de l'écosystème marin et donc la biodiversité marine associée.

2.1.1 - Impact de la modification de la morphologie des fonds sur le régime local des courants et des houles

Sur les sites d'extraction :

Le dragage influe directement sur la bathymétrie et la topographie du site d'extraction. Il crée une dépression ou souille dont la profondeur et l'étendue dépendent de la technique d'extraction. Dans le cas d'une drague aspiratrice mobile, la couche supérieure des sédiments est prélevée, ce qui laisse un sillon de 1 à 2 m de large et de 50 à 60 cm de profondeur sur le fond. L'extraction de 1 Mm³ de sédiment entraîne théoriquement le prélèvement sur une profondeur de 20 à 60 cm et sur une aire de 2 à 5 km² (Birklund & Wijsman, 2005).

Les dragues stationnaires laissent des souilles coniques qui peuvent être supérieures à 20 m de profondeur et à 75 m de large (ICES, 2003). Elles sont utilisées lorsque les sédiments sont en profondeur ou encore localisés sur une surface restreinte. L'extraction de 1 Mm³ laisse des empreintes d'une profondeur de 5 à 10 m souvent interconnectées entre elles et confinées dans un espace réduit. Le temps nécessaire à la disparition de la souille est variable. Le délai est principalement lié à la dynamique sédimentaire du milieu et à l'intensité du dragage. Pour des opérations de faible envergure, les souilles peuvent disparaître rapidement (quelques mois à quelques années après la fin des dragages). Dans le cas d'un site d'extraction intensive, elles peuvent également persister plusieurs années, comme c'est le cas pour un site fortement exploité pendant près de 25 ans et qui présente encore des souilles neuf années après le fin des activités (Boyd *et al.*, 2005).

Localement, le creusement d'une souille modifie les courants² et la houle³ lorsque la profondeur d'excavation sur le site d'extraction est inférieure à la profondeur d'action de la houle. A distance, le creusement modifie la houle par réfraction :

- la houle est diminuée dans l'ombre du site d'extraction ;
- la houle est accentuée de part et d'autre de cette ombre (Figure 13).

Toutefois, il n'existe pas, à notre connaissance, des données précises établissant à partir de quelle profondeur ou de quelle distance à la côte une souille peut avoir un impact sur le trait de côte. Beaucoup de paramètres peuvent intervenir dans cette problématique, en particulier la courantologie locale, l'exposition des plages, la pente du plateau continental, ...

² En général, le creusement atténue le courant au centre du site d'extraction et l'accélère en ses coins. Cependant, si le site d'extraction est allongé dans la direction du courant et de grande taille par rapport à la profondeur d'eau, le courant sera canalisé, c'est-à-dire accéléré au centre du site (Klein, 1999).

³ Si le site d'extraction est au large du déferlement, le creusement y atténuera la houle. Sinon, le creusement y accentuera la houle.

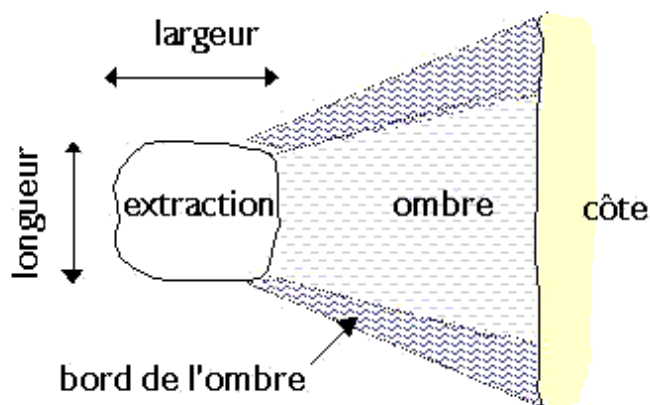


Figure 13 : Effets d'une extraction littorale (*Gardin & Cayocca, 2006*)

Sur les sites de rechargement :

Le rechargement d'avant-côte est destiné à redonner un profil de plage qui permet à la plage de mieux résister au phénomène d'érosion. L'engraissement des plages et notamment de la barre externe permet de diminuer l'énergie de la houle à l'approche de la barre interne et de la ligne de côte. C'est le sujet même de l'étude (effet recherché) et nous ne développeront donc pas cet aspect puisqu'il doit être largement détaillé dans le document final du projet LITEAU II.

2.1.2 - Répercussions éventuelles sur le transit sédimentaire et la stabilité du littoral

Sur les sites d'extraction :

Dans le cas fréquent d'une souille peu étendue, située au large du déferlement, si la zone de dragage se situe dans une zone active de transport sédimentaire journalier (marée), saisonnier ou continu, elle piègera les sédiments. Les opérations d'extraction de sable peuvent donc engendrer un déficit des flux sédimentaires dirigés vers le littoral, réduisant le transit sédimentaire et créant de nouveaux risques d'érosion sur les secteurs en aval par rapport à la direction générale des courants de dérive littoral.

Sur les sites de rechargement :

Le rechargement d'avant-côte permet de redessiner un profil de plage qui résiste mieux aux phénomènes d'érosion. Par conséquent, ces opérations doivent permettre de maintenir plus ou moins durablement les sables aux pieds de plages et offrir un milieu plus stable pour la vie marine adaptée à ces petits fonds sableux. Là encore, les aspects relatifs au transit sédimentaire et à la stabilisation des sables seront plus largement développés dans le document final du projet LITEAU II.

2.1.3 - Altération de la composition des sédiments superficiels

Sur les sites d'extraction :

Elle peut être une conséquence directe de l'extraction lorsqu'une couche superficielle est mise à jour ou encore lorsque la surverse se redépose. L'extraction peut entraîner indirectement une modification de la nature des fonds lorsqu'une souille est recouverte de sédiments qui proviennent du voisinage (piégeage de sédiments et affaissement de talus). La modification porte sur la granulométrie, la porosité, etc.

Des changements sur le long terme dans la composition du sédiment et le développement de conditions anoxiques ont été enregistrés dans des puits de dragages subtidiaux profonds de la mer Baltique et des puits intertidaux de la mer de Wadden (Szymelfenig *et al.*, 2006).

Une accumulation de vase et de matière organique a également été enregistrée dans des sites subtidiaux peu profonds du sud-ouest de la Méditerranée (Sardá *et al.*, 2000).

Sur les sites de rechargement :

Logiquement, les opérations de rechargement des plages exigent une ressource en sable de granulométrie compatible avec le sédiment du site en érosion, à défaut de quoi (si le sédiment apporté est de granulométrie plus faible), les matériaux risquent de ne pas se maintenir durablement sur ces plages. Si la granulométrie initiale est respectée, il n'y a pas de modification de la nature des fonds. Toutefois, si les rechargements entraînent une modification, même légère, de la nature des sédiments, les conséquences sur les peuplements biologiques en place peuvent être importantes. Ces conséquences dépendent de la tolérance des espèces présentes aux variations granulométriques du substrat (voir les paragraphes suivants).

2.1.4 - Effets sur la qualité physico-chimique de l'eau

Les opérations de dragage et de rechargement peuvent affecter la qualité physico-chimique de la colonne d'eau :

- **la turbidité** : l'augmentation de la turbidité est le phénomène le plus visible sur les sites de dragage ou de dépôt des sédiments.
- **la concentration en sels nutritifs** (les sédiments fins des zones côtières contiennent des concentrations importantes en azote et en phosphore dissous, de l'ordre de 10 à 100 fois supérieures aux teneurs observées dans l'eau sus-jacente). Le remaniement des sédiments du site d'extraction au site de dépôt peut favoriser la remise en suspension de substances stimulant la production de sels nutritifs, en particulier NH₄⁺. Cet enrichissement des eaux reste toutefois limité dans l'espace et le temps. Mais des phénomènes d'eutrophisation peuvent éventuellement survenir en zone non confinée.
- **la teneur en oxygène dissous** : seule une faible fraction du matériel rejeté est réactive au cours de la descente du panache turbide vers le fond. La vitesse de chute du panache turbide va déterminer la quantité d'oxygène consommée. Les diminutions sont donc faibles et spatialement limitées au voisinage des travaux.

La concentration en matière organique et la consommation en nutriments et en oxygène sont normalement faibles dans les sables et graviers. Les impacts chimiques directs des dragages sont donc limités et temporaires dans la plupart des cas. Cependant, des déficits en oxygène peuvent se développer au fond de la colonne d'eau en raison d'une stagnation de l'eau et d'une décomposition de la matière organique accumulée.

Les **émissions de panaches turbides** sont le facteur le plus important et le plus spectaculaire. Elles sont produites dans la colonne d'eau et à proximité des fonds par mise en suspension de particules fines lors de l'extraction des sédiments, et potentiellement aussi lors de leur dépôt en bas de plage. Les panaches formés sont déplacés par les courants.

La mise en suspension des sédiments, la génération d'un nuage de turbidité en surface, puis le dépôt des sédiments dépendent de plusieurs facteurs, dont la méthode d'extraction et de dépôt des sables, la nature des sédiments, en particulier son contenu en particules fines, et les conditions hydrodynamiques.

Sur les sites d'extraction :

Le panache turbide créé par la mise en suspension des sédiments fins et de la matière organique est généralement visible depuis la surface et peut s'étendre sur plusieurs kilomètres à l'aval du site d'extraction en fonction du courant. Les dragues aspiratrices provoquent également une remise en suspension de sédiments au niveau du bec d'élinde, notamment lorsqu'une fraction importante de sédiments fins est incluse dans le sédiment cible. Ce nuage turbide reste toutefois minime par rapport à celui provoqué par la surverse (Birklund & Wijsman, 2005).

L'accroissement de la turbidité est généralement localisé et temporaire. La majeure partie des sédiments mis en suspension au cours de l'opération se redépose vraisemblablement à proximité du site de dragage (Figure 14). La nature temporaire de l'accroissement de la turbidité est attribuée à la formation d'agrégats au sein du nuage turbide ayant une vitesse de chute plus élevée que les particules fines qui les composent⁴.

L'amplitude du nuage turbide est dépendant de la nature des sédiments. L'impact est plus important dans le cas de particules fines comme la vase qui nécessite un temps de sédimentation très élevé (Alzieu, 1999). L'impact est plus limité dans le cas du dragage de sables, d'arènes granitiques ou de galets.

⁴ La modélisation concerne la dispersion du rejet de dragage. Les rejets sont généralement plus denses que l'eau du milieu récepteur. Lorsque le rejet est réalisé près du fond (par refoulement en conduite), il s'étale sur le fond où il demeure par stabilité gravitationnelle (sauf si les conditions hydrodynamiques sont suffisantes pour le remettre en suspension). Si le rejet est effectué en surface (par clapage, refoulement en conduite et surverse), sa densité donne naissance à une instabilité gravitationnelle et un mouvement convectif du matériel se produit. On distingue trois phases, la convection ou descente de masse, la diffusion passive et l'effondrement dynamique. Une fois le rejet étalé sur le fond, son comportement devient indépendant des techniques de rejet. L'évolution du matériel se réalise alors selon deux phases, la formation et le tassement des dépôts, et la remise en suspension des dépôts. La modélisation de l'agrégation initiale est un paramètre fondamental de la modélisation de la convection. Pour les sédiments non cohésifs (sable), la vitesse de la chute peut être calculée par la loi de Stokes pour les petits diamètres. Pour la modélisation à plus long terme, c'est le caractère dispersif ou non du site qui doit être mis en avant (Alzieu, 1999).

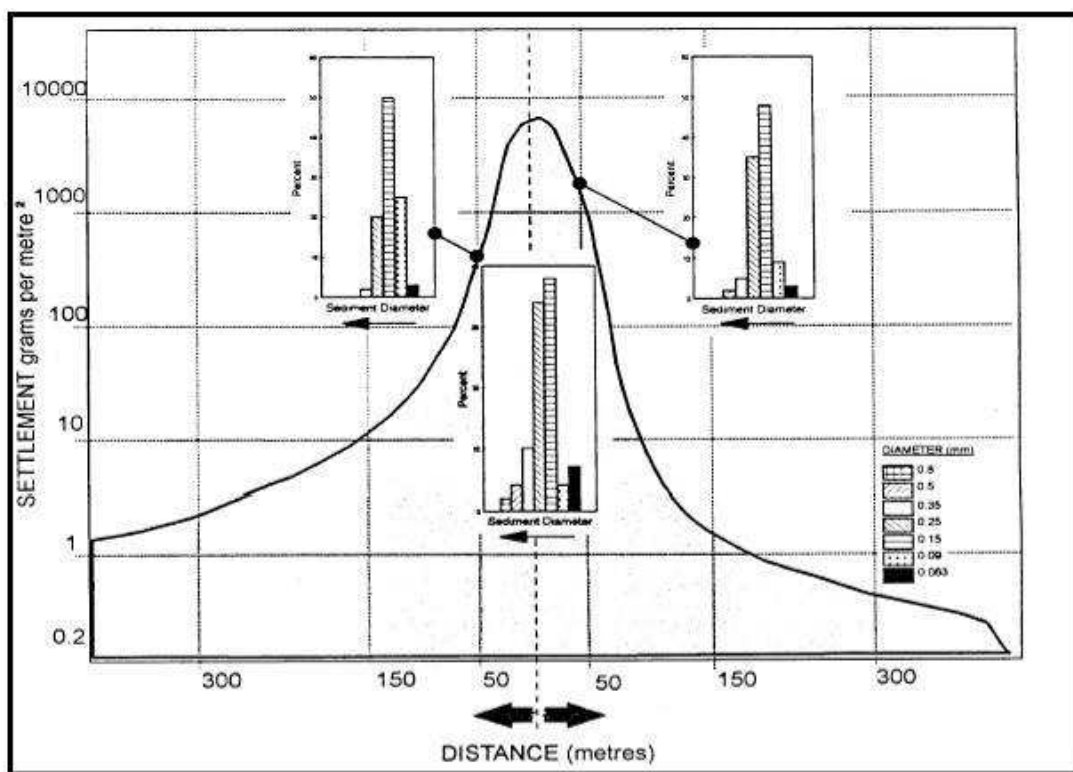


Figure 14 : Décantation des sédiments pendant des opérations de dragage en Mer Baltique (d'après Gajewski & Uscinowicz, 1993)

La fraction grossière des sédiments remis en suspension s'accumule généralement à proximité du site d'extraction, alors que la fraction fine peut s'accumuler et se répandre sur des distances plus importantes. Le panache généré par la mise en suspension des sédiments par une drague aspirante mobile a été étudié par Hitchcock & Drucker en 1996 cités par Birklund & Wijsman, 2005. Cette étude a montré que la turbidité était élevée (500 à 600 mg/l) à proximité du bateau et qu'elle diminuait rapidement vers des niveaux habituels pour la zone (de l'ordre 5 à 10 mg/l) à une distance de 300 m de la drague. La concentration maximum en vase était de 30 mg/l et les niveaux de matières en suspension normaux (correspondant au bruit de fond) étaient atteints à une distance de 500 m de la drague. La rapide floculation et la formation d'agrégats de plus grande taille avec un taux de sédimentation plus élevé pourraient expliquer la baisse de la fraction de la vase dans le panache. Une chute similaire du nuage de sédiments a été enregistrée sur un site d'extraction de graviers avec une drague stationnaire. Une concentration maximale élevée de matières en suspension (5,5 g/l) était enregistrée à proximité du site de dragage. La concentration en sédiment baissait rapidement à plus de 800 m du site (Hitchcock & Bell, 2004 cités par Birklund & Wijsman, 2005). Une autre étude sur la taille des sédiments a montré que les particules de petite taille disparaissent du nuage à une distance de 1500 m après environ 50 minutes (Mikkelsen & Peirup, 2000).

Dans le milieu naturel, les courants, la houle et le vent peuvent engendrer des variations de turbidité équivalentes à celles provoquées par les travaux de dragage (Alzieu, 1999).

Sur les sites de rechargement :

A priori lors des opérations de dragage, les sédiments sont en partie (parfois totalement) "lavés" de leur contenu en fraction fine. La technique de dragage avec suverse permet en théorie d'éliminer la quasi-totalité des éléments fins potentiellement présents sur les sites d'extraction. En conséquence, les sables déposés sur les sites de rechargement sont susceptibles d'émettre des panaches turbides beaucoup plus restreints et surtout moins durables puisque la vitesse de sédimentation des particules en suspension est importante.

Toutefois, s'il reste des particules fines dans les sédiments apportés en bas de plage, l'émission de panaches turbides importants peut survenir. Les critères de redéposition des particules, de dispersion du panache et de concentration de la turbidité sont les mêmes que ceux décrits dans les paragraphes précédents, à la différence près que les sites de rechargement sont naturellement et fortement exposés aux courants et aux houles et que les particules fines seront rapidement dispersées.

2.2 - Les impacts écologiques

Les impacts écologiques traités dans les paragraphes à suivre abordent

- **Impact sur les communautés benthiques** : l'impact immédiat sur le benthos est tout d'abord direct lors de l'extraction et du dépôt (destruction, enfouissement, stress, étouffement par les panaches turbides, recouvrement par les sédiments). L'impact à plus long terme sur les communautés est lié à la modification de la nature des fonds (granulométrie et stabilité) et à l'instabilité de la couche superficielle qui peuvent fortement influencer la recolonisation.
- **Impact sur les espèces dans la colonne d'eau (plancton, poissons)** : les poissons pélagiques sont considérés comme suffisamment agiles pour pouvoir fuir les sites réaménagés. Les oeufs, les larves des poissons et le plancton de manière générale sont sensibles à l'émission de panaches turbides et à la libération de nutriments ou de contaminants chimiques dans la colonne d'eau.
- **Impact sur la santé des organismes marins** : les opérations peuvent avoir divers impacts qui restent mal identifiés sur les étages supérieurs de la chaîne alimentaire. L'impact peut être important dans le cas de zone de nurserie ou de frayères.
- **Impacts sur la pêche** : les activités de pêche peuvent être perturbées par ces opérations lorsqu'elles se situent sur les zones de dragage ou de rechargement ou lorsqu'elles ciblent des espèces vulnérables.

2.2.1 - Impacts directs sur les écosystèmes

Les impacts directs concernent la destruction mécanique des espèces et des habitats par les opérations de dragage des sédiments sur les sites d'extraction et de dépôt des sables sur les sites de rechargement. Les espèces touchées sont prioritairement celles qui sont inféodées au substrat (espèces benthiques) et à mobilité réduite (peu de possibilité de fuite). Les herbiers à phanérogames (Posidonies, cymodocées, zostères) sont naturellement très vulnérables mais il faut souligner que, d'une manière globale, ces herbiers sont protégés et ces habitats peu profonds ne sont pas susceptibles d'être inclus dans le périmètre des surfaces de dragage ou de rechargement de barre d'avant-côte. On rappelle que si le statut de la posidonie en tant qu'espèce et habitat protégés est bien connu, les herbiers à cymodocées et à zostères bénéficient également de mesures de protection (décret du 20 janvier 1982 et arrêté ministériel de protection nationale du 19 juillet 1988, décret du 20 septembre 1989, citation dans le livre rouge (Vuignier)

des espèces menacées, prise en compte par l'UNESCO depuis la conférence de Rio en 1992). La présence d'un herbier de Posidonies à l'intérieur ou à proximité d'une zone potentielle de dragage ou de rechargement de plage doit donc remettre en cause le projet d'aménagement. Il n'existe pas actuellement de périmètre précis au delà duquel on peut autoriser les travaux. Le périmètre en question doit être discuté au cas par cas en fonction de la sensibilité du site, de la courantologie locale, du confinement de la zone, de la nature des sédiments à remanier, et plus généralement des risques soulevés par le projet. A titre d'exemple, on demande en 2007, 2008 et 2009 à Créocéan de réaliser le suivi d'un herbier de Posidonies du Golfe d'Aigues Mortes qui se situe à plus de 4 km d'une zone de dragage.

Les espèces vivant dans la colonne d'eau (espèces pélagiques et plancton notamment) seront moins touchées par les impacts directs ainsi que les espèces très résistantes au remaniement des sédiments (solidité physique des organismes) et à des épaisseurs importantes de recouvrement par des sables (capacité forte de mouvement à l'intérieur des sédiments).

2.2.1.1 - Impacts du prélèvement de sédiments

Les dragages provoquent la destruction mécanique de l'habitat ainsi que des espèces qui vivent en liaison étroite avec les couches superficielles des fonds sous marins (Van Dalssen *et al.*, 2000). Plus le site est riche, plus l'impact est important car il y aura plus de perte au cours de l'opération. D'une manière générale, la richesse des fonds sous-marins est élevée dans le cas de sédiments grossiers de type gravier, et est plus faible dans des sables fins. A titre indicatif, la richesse spécifique de trois milieux est comparée dans le [Tableau 3](#). Il est difficile de comparer les valeurs de richesse spécifique du macro-benthos sans prendre en compte les différences dans l'effort d'échantillonnage.

Nature du sédiment	Richesse spécifique	Nombre d'échantillons	Surface échantillonnée	Site et référence
Graviers	394	31	3,1 m ²	Ile de Wight (Boyd & Rees, 2003)
Sables grossiers à moyens	85	76	5,7 m ²	Côte de Jutland (DHI Water & Environment, 2000)
Sables moyens à fins	18	30	3 m ²	lak, Mer Baltique (DHI Water & Environment, 2003)

Tableau 3 : Richesse spécifique du benthos selon la nature du sédiment (Birklund & Wijsman, 2005)

L'importante diversité des sédiments grossiers est notamment reliée à la présence d'espèces encroûtantes qui ne se retrouvent pas dans les habitats sableux. Les habitats sableux présentent également un taux de perturbation naturelle plus élevé, ce qui est peu propice à la mise en place d'un système riche et diversifié.

Les impacts dépendent également de l'intensité du dragage sur un type d'habitat. Plus la superficie du dragage est importante et plus la proportion de l'habitat impacté est importante par rapport à son aire de répartition totale.

Des échantillonnages réalisés après le passage d'une drague aspiratrice au nord-ouest de la Méditerranée ont mis en évidence la disparition quasi-totale des peuplements benthiques (Sardá *et al.*, 2000). Seuls quelques spécimens de la polychète *Capitella capitata*⁵ ont été retrouvés vivants. Finalement, seuls les organismes suffisamment mobiles pour échapper à la drague et/ou suffisamment résistants pour faire face au panache turbide puis au dépôt de sédiments pourront survivre. Ce résultat est toutefois tempéré par les travaux de Guerra-Garcia *et al.* (2003) qui ne révèlent "qu'une" réduction maximale de 65% du nombre d'espèces et de 75% de l'abondance totale après le passage d'une drague aspiratrice dans le Port de Ceut (Afrique du Nord). Ceci suggère qu'une partie de la faune benthique peut survivre à une telle perturbation et que la mortalité n'est pas toujours totale.

Globalement, on peut considérer que les espèces peu mobiles et inféodées au sédiment disparaissent en quasi-totalité ou du moins en grande partie et que le milieu se reconstitue en majorité par recolonisation à partir des secteurs adjacents.

2.2.1.2 - Impacts du dépôt de sédiments

L'impact sur le site de dépôt est généralement considéré comme moins important que l'impact sur le site de prélèvement du sable. D'une part, les organismes qui vivent sur des plages de sable et en particulier dans la zone intertidale, donc dans des milieux à fort niveau énergétique, sont plus adaptés à des variations naturelles du milieu (Van Dolah *et al.*, 1994 ; Levisen & Van Dolah, 1996), donc moins impactés

⁵ Ces polychètes se nourrissent vraisemblablement des débris organiques accumulés dans la dépression créée par la drague.

par les dépôts. D'autre part, ces conditions contraignantes (hydrodynamisme et substrat) engendrent une faible richesse spécifique, ce qui minimise les impacts.

La plupart de la faune et la flore fixées sur le fond est immédiatement tuée au cours du dépôt des sédiments. En effet, à moins que les organismes ne soient assez mobiles pour quitter la zone où s'accumule le sable, ils suffoqueront et mourront (National Research Council, 1995 ; U.S. Army Corps of Engineers, 2001). D'une manière plus générale, le benthos décline en abondance, en biomasse et en diversité spécifique au cours de l'opération d'engraisement (Greene, 2002 ; National Research Council, 2005).

Les plus petits individus de la **macrofaune endogène** (vivant à l'intérieur des sédiments) sont les plus vulnérables du fait de leur inaptitude à regagner la surface (ils sont exposés à des conditions anoxiques). Parmi les crustacés et bivalves, diverses adaptations métaboliques permettent de supporter des conditions temporaires d'hypoxie prononcée et accroissent le temps dont ils disposent pour s'échapper.

Les espèces dont l'habitat correspond strictement à l'intervalle de profondeur affecté par l'opération sont particulièrement concernées, comme c'est souvent le cas pour *Callista chione*, *Donax trunculus* et *Chamelea gallina* (Alarcon, 2001). Certaines espèces peuvent présenter des difficultés de récupération, surtout celles qui possèdent des cycles vitaux longs (Essenzak & Van Dalfsen, 1998).

En ce qui concerne le clapage, plus le largage de sédiments est intensif et volumineux, plus les dommages causés sur le benthos sont importants. Lorsque les couches de sable déposées dépassent un à plusieurs mètres d'épaisseur, il faut considérer que la quasi totalité de la faune recouverte disparaît. On peut penser, malgré l'absence de donnée à ce sujet, que la telline (*Donax trunculus*) soit une des seules espèces à pouvoir survivre à des dépôts importants grâce à ses très grandes capacités de mobilité dans le sable. Une zone implantée au sein de sédiments naturellement instables ou souvent remaniés par un hydrodynamisme violent sera moins sensible aux répercussions du clapage que des communautés vivant sur des substrats non habituellement remaniés.

Il n'existe pas, à notre connaissance de donnée sur les "effets de bord" des rechargements et on peut donc difficilement évaluer la survie des espèces à proximité immédiate des sites rechargés. Toutefois, étant donné l'adaptation des espèces des petits fonds à l'instabilité sédimentaire, on peut penser que dès que la pression de rechargement est moins forte (volumes et épaisseurs de sédiment moins élevés), le taux de survie augmente très rapidement. Ceci signifie que l'effet de bord devrait être limité dans l'espace permettant une recolonisation rapide des zones rechargées par les secteurs adjacents.

2.2.2 - Impacts indirects sur les écosystèmes

Les impacts indirects (différés dans le temps ou l'espace) des travaux sont essentiellement liés à la remise en suspension de particules et à l'émission de panache turbide affectant le fonctionnement de l'écosystème à différents niveaux. Les impacts potentiels englobent la production primaire, la perturbation des organismes filtreurs, la migration des poissons, et la diminution de la survie des œufs et des larves pélagiques. Ils peuvent également affecter les activités de prédation des poissons, des oiseaux et des mammifères. Dans la plupart des cas, l'impact de l'accroissement de la turbidité semble avoir un impact faible sur les espèces et essentiellement limité aux espèces très sensibles ou les stades précoces de développement (œufs, larves pélagiques, juveniles de poissons ou d'invertébrés). Certains phénomènes naturels comme des coups de vents et des grosses houles produisant de fortes turbidités peuvent avoir des impacts plus importants que les rejets de dragage sur les organismes vivants et sur les écosystèmes

(Appleby & Scarrat, 1989). Dans certains écosystèmes où les eaux doivent être particulièrement limpides, les dommages peuvent toutefois être importants, comme c'est le cas par exemple pour les herbiers de posidonies (Alzieu, 1999).

2.2.2.1 - Impacts sur la macrofaune benthique

L'impact écologique du tassement des sédiments sur les fonds dépend de plusieurs facteurs dont la vitesse de sédimentation, le type de sédiment et la capacité du benthos à surmonter le rapide dépôt des sédiments (Wijman & Anderson, 2004).

La réponse de la macrofaune benthique a été souvent utilisée comme indicateur de l'impact des opérations de dragage et de rechargement. Les études réalisées sur les impacts des opérations de dragage mettent en évidence une réduction initiale de la diversité spécifique, de l'abondance et de la biomasse des communautés benthiques (Newell *et al.*, 1998).

Les mécanismes de perturbation de la faune sont liés à la matière en suspension qui "dilue", au sein des particules inorganiques, les particules organiques nécessaires à la nutrition, mais surtout qui peut obstruer l'appareil de filtration : l'alimentation devient moins efficace et les organismes doivent alors utiliser plus d'énergie pour l'ingestion de nourriture. Les organismes filtreurs peuvent s'adapter à une large variation de la concentration en matières en suspension. Les bivalves comme les moules (*Mytilus edulis*) sont en effet capables de sélectionner les particules alimentaires au sein de suspensions composées d'un mélange d'algues et de sédiments, et de maintenir des taux d'ingestion et d'absorption inaltérés pour des concentrations en sédiments variant de 0 à 56 mg/l (Kjørboe *et al.*, 1980). De faibles concentrations en sédiments pourraient même accroître le taux de croissance de *M. edulis* (Kjørboe *et al.*, 1981). Certains auteurs ont également noté une croissance accélérée chez *Mytilus galloprovincialis* dans le cas d'une augmentation du taux de matières en suspension (Navarro *et al.*, 1996)⁶. Cette constatation corrobore les résultats de différents travaux cités par Stern & Stickle (1978), selon lesquels le taux de mortalité des huîtres situées près de zone de dépôt de dragage n'est pas différent du taux de mortalité naturelle. Une croissance accélérée a été enregistrée pour *M. edulis* exposée à des concentrations en vase élevées (de l'ordre de 200-250 mg/l) durant une période de cinq semaines (DHI, VKI & Geographik Institute, 1993). Les moules peuvent en effet se protéger du recouvrement en fermant leurs valves (ce mécanisme de fermeture est fonction de la taille des moules). Des moules situées dans un estuaire, avec une variation naturelle de matières en suspension entre 5 et 35 mg/l, ont arrêté la filtration et ont fermé leurs valves à partir d'une concentration de 250 mg/l pour les moules de 3 cm et autour de 350 mg/l pour des moules de 7 cm (Widdows *et al.*, 1979). Ces valeurs sont toutefois assez éloignées du seuil de turbidité de 700 mg/l proposée par Mackin en 1956 pour la plupart des bivalves commerciaux (huîtres, moules, coquilles Saint-Jacques).

Les organismes filtreurs épi-benthiques, qui sont incapables de sélectionner les particules de nourriture et qui ne possèdent pas de moyen de protection, sont en théorie plus sensibles aux effets du nuage turbide. Pour des variations de concentration en matières en suspension situées entre 0 et 30 mg/l, les résultats suivants ont été observés (Lisbjerg *et al.*, 2002) :

- l'éponge *Haliclona urceolus* n'était pas affectée ;
- la filtration de l'ascidie solitaire *Cliona intestinalis* diminuait avec l'augmentation de la turbidité ;

⁶ L'ingestion de particules organiques serait en fait facilitée par la présence de sédiment qui améliorerait le « moulinage », c'est-à-dire le traitement des matières organiques.

- le taux de croissance du bryzoaire *Electra crustulenta* et de l'ascidie coloniale *Botryllys schosseri* était élevé et non affecté pas une exposition à une concentration de 29 mg/l pendant sept jours dans un nuage de vase ;
- la survie du bryzoaire *E. crustulenta* et de l'ascidie *C. intestinales* n'était pas affectée par une exposition pendant 48 heures à une concentration en vase très fine de 30 mg/l.

Pour les crustacés, les résultats sont variables. Chez les copépodes (comme par exemple *Arcatia tonsa*), on observe un abaissement du taux de filtration pour des concentrations supérieures à 50 mg/l (Alzieu, 1999). Les crevettes (*Crangon nigromaculata*) présentent un taux de mortalités de 50% lorsqu'elles sont exposées à des concentrations de 50 mg/l pendant 200 heures. On constate le même résultat chez le crabe *Cancer magister* et la crevette *Palaemon macodactylus* pour des concentrations en matières en suspension respectivement de 32 et 77 mg/l (Alzieu, 1999). Les particules en suspension peuvent également affecter le développement des œufs et les phases de croissance des juvéniles, plus sensibles que les adultes. Toutefois, comme l'accroissement de turbidité est temporaire au cours d'un dragage, ces effets sont vraisemblablement limités (Alzieu, 1999).

2.2.2.2 - Impacts sur les macrophytes et les phanérogames

Les expositions prolongées au nuage turbide entraînent une réduction de pénétration de la lumière, réduction qui pourrait être accentuée par la décantation de sédiments fins qui accompagne le dépôt de sédiments (Birklund & Wijsman, 2005). Les macrophytes et les phanérogames sont particulièrement sensibles à cette diminution de lumière. Une diminution de la densité et de la biomasse du zoostère *Zostera marina* a ainsi été enregistrée à proximité d'un dragage à Oresund. Ce dragage couvrait une vaste échelle spatiale et avait entraîné une exposition prolongée au nuage turbide chargé en particules fines (Oresundskonsortiet, 2000). La disparition des populations de *Z. noltii* de la zone intertidale de la partie allemande de la Mer de Wadden depuis la moitié des années 60 est en partie attribuée à une augmentation de la turbidité de l'eau liée aux dragages (Giesen *et al.*, 1990).

D'autres espèces sensibles comme la Posidonie *Posidonia oceanica* peuvent également être affectées par les effets combinés de l'accroissement de la turbidité et de la redéposition des sédiments. L'étude de Ruiz & Romero (2001) a montré que la croissance, la biomasse et la survie de *P. oceanica* étaient affectées de manière significative par une chute de la pénétration de la lumière (une diminution au maximum de 10,4% de l'irradiance de surface, soit une réduction de 66% de la densité du flux photosynthétique avait été imposée aux herbiers). Les premiers effets de la diminution de la pénétration de la lumière (i.e. la réduction de la vitesse de croissance foliaire et de la biomasse) ont été enregistrés après trente jours d'expérimentation. La défoliation et la mortalité sont apparues au bout du 3^{ème} mois. Les posidonies semblent ainsi nécessiter un éclaircissement minimum situé entre 10,4 et 16,7% de l'irradiance de surface. Ainsi, la chute de la pénétration de la lumière, même temporaire (sur une période de trois mois), peut provoquer des impacts importants sur *P. oceanica*. Un impact similaire se retrouve sans doute chez les autres plantes marines. Le contrôle de la lumière disponible doit donc être une préoccupation de premier ordre au cours des opérations de dragage.

2.2.2.3 - Impacts sur le plancton

Les populations planctoniques, en raison de leur faible capacité de déplacement, peuvent être fortement affectées par les opérations de dragage. Pour le phytoplancton, deux effets antagonistes sont observés : d'une part l'accroissement de la turbidité inhibe son développement (en raison de la réduction de la

pénétration de la lumière et de la modification du spectre lumineux), et d'autre part le relargage des sels nutritifs le stimule (Alzieu, 1999).

L'accroissement de la turbidité peut également provoquer un raccourcissement ou une variation de la période du bloom algal et une modification de la composition du phytoplancton (Dankers, 2002).

Un impact sur la production primaire pourrait se répercuter sur les autres niveaux de la chaîne alimentaire. L'augmentation de la matière en suspension, qui entraîne une dilution des matières assimilables dans la colonne d'eau, est également susceptible d'entraver la nutrition du zooplancton. La réduction potentielle de la production primaire à l'intérieur de la zone turbide pourrait également provoquer une augmentation des nutriments disponibles à l'interface du nuage. Ceci pourrait provoquer une augmentation de la production primaire aux alentours du nuage, dans la zone où la lumière n'est pas un facteur limitant.

En définitive, l'impact sur la production primaire dépend de l'échelle temporelle et spatiale de la réduction de la pénétration de la lumière. Cet impact est également fonction de la concentration en nutriments dans le nuage turbide. Il semble dans la plupart des cas limité, voire insignifiant, en raison de la nature transitoire du nuage turbide et du faible volume généralement affecté par la perte de lumière (Birklund & Wijsman, 2005). Les organismes filtreurs de la colonne d'eau ne sont exposés que de manière transitoire aux effets de la mise en suspension des sédiments.

2.2.2.4 - Impacts sur les poissons

Certaines espèces de poissons sont particulièrement sensibles aux projets de dragage et de rechargement des plages, notamment celles qui ne peuvent quitter la zone directement impactée car celle-ci est un lieu de ponte ou dans le cas où leurs larves dépendent des habitats estuariens.

2.2.2.4.1 - Capacité d'évitement

Il est difficile d'évaluer les impacts des opérations de dragage pour des espèces qui sont capables de se déplacer sur de grandes distances. Les poissons semblent éviter les zones où la turbidité est importante. Le bruit et les vibrations peuvent également entraîner un comportement d'évitement (Van Dolah *et al.*, 1992). Un comportement d'évitement⁷ a été observé pour le hareng *Clupea harengus* et la morue *Gadus morrhua* dans le cas d'un nuage turbide composé de particules de vase avec des concentrations variant entre **2 et 8-9 mg/l** alors que la concentration normale de la zone était de l'ordre de 0,4 mg/l (Westerberg *et al.*, 1996). Cette étude n'a pas mis en évidence de différence de comportement entre les espèces pélagiques et démersales qui évitaient la zone pour des concentrations de l'ordre de **3 mg/l**. Cette valeur est d'ailleurs bien en deçà de la valeur-seuil de **10 mg/l** déterminée par Johnston & Wildish (1981) de manière générique pour les poissons, elle-même bien inférieure à la valeur de **500 mg/l** proposée par Schubel & Wang (1973).

Les poissons peuvent aussi se regrouper à l'interface entre la zone turbide et la zone claire : le nuage offre d'une part une protection contre les prédateurs apicaux et d'autre part un espace privilégié pour la prédation (Birklund & Wijsman, 2005). Le comportement des poissons est finalement difficilement prévisible. Il pourrait être différent dans le cas d'un gradient entre la concentration naturelle de la zone et celle du nuage turbide (Birklund & Wijsman, 2005).

⁷ Westerberg *et al.* (1996) ont montré que l'évitement n'était pas basé sur une réaction visuelle. Il ne se produit pas lorsque les poissons se trouvent à proximité du nuage turbide mais après une excursion dans le nuage.

2.2.2.4.2 - Vulnérabilité des phases pélagiques

De nombreuses espèces de poissons ont des œufs pélagiques. Un accroissement de la concentration en matières en suspension semble provoquer une diminution du taux de survie pour les plies (Westerberg *et al.*, 1996). L'adhérence mécanique de la vase sur la surface de l'œuf entraîne en effet une augmentation de la vitesse de la chute qui provoque une augmentation de la mortalité si les œufs touchent le fond avant que la phase pélagique ne soit totalement achevée.

2.2.2.4.3 - Effets cumulés : désertion du biotope

La destruction et l'altération de la communauté benthique sessile peuvent entraîner des impacts importants pour les poissons qui se nourrissent exclusivement de ces organismes. Si les sédiments sont trop altérés et empêchent une recolonisation, les poissons tendent à désertir le biotope (Alzieu, 1999).

Dans le cas d'un rechargement, l'altération de la productivité de la zone peut entraîner une modification de la composition de la communauté dans la mesure où cette zone ne joue plus son rôle de source d'alimentation pour les phases jeunes de poissons. Les espèces vagiles d'intérêt commercial comme *Diplodus anularis*, *Lithognathus mormyrus* et d'autres espèces de sparidés et serranidés disparaissent alors de la communauté (Essenzak & Van Dalssen, 1998).

La question de l'impact à long terme sur les poissons demeure controversée. Certains auteurs pensent que lorsqu'une faible surface est draguée, les impacts sont minimes car l'habitat impacté ne représente qu'un pourcentage infime de l'habitat total disponible. D'autres auteurs suggèrent au contraire que la densité des poissons et celle des autres producteurs secondaires pourrait être fonction de l'aire d'extension d'un type d'habitat. Chaque perte d'une proportion de l'habitat, même infime entraînerait donc une réduction de la production (Peterson *et al.*, 2001).

En dépit de la chute de la population de crustacés et de poissons après un dragage, les conditions initiales ont été retrouvées en moins d'un an sur le site de Folly Beach (Van Dolah *et al.*, 1994). Les changements dans la composition des peuplements ont été attribués à une variation saisonnière et annuelle, et non aux effets du dragage. Les études relatives à l'augmentation de l'abondance des poissons ont attribué celle-ci à la libération des nutriments et des organismes benthiques qui peut accompagner le dragage de sédiments (Nelson & Collins, 1987). Une étude menée par Levisen & Van Dolah (1996) a mis en évidence le rôle positif de la turbidité sur le recrutement des larves de poissons. La mortalité post-larvaire des crevettes n'a pas été supérieure à 1833 crevettes par jour. Étant donné qu'une crevette blanche produit entre 500000 et 1000000 d'œufs par ponte et que le taux de survie post-larvaire n'est pas supérieur à 60% (Minello *et al.*, 1989), ce chiffre n'est pas significatif.

2.2.2.5 - Impacts sur la pêche

Il existe très peu d'études concernant les impacts sur la pêche des dragages et des rechargements de plage. Une étude menée par Sardá *et al.* (2000) a mis en évidence un déclin net et persistant des captures de la pêche artisanale de bivalves dans le nord-ouest de la Méditerranée après une opération de dragage. D'autres impacts peuvent être liés à la perturbation des zones de migration.

L'impact sur la pêche est lié aux caractéristiques des peuplements benthiques de la zone. Pour les espèces mobiles, en particulier les poissons, l'impact est d'autant moins important si les espèces considérées utilisent des territoires larges, si elles migrent ou ne passent qu'une partie limitée de leur cycle de vie sur le site d'extraction.

En Méditerranée se pratique une pêche particulière sur les très petits fonds sableux le long de certaines plages : il s'agit de la **pêche à la telline**. Cette pêche peut être directement affectée par les projets de rechargement de plage dans la mesure où le dépôt de sable se fait entre 0 et 5 m. La telline (*Donax trunculus*), petit coquillage bivalve dont la taille n'excède pas 5 cm, vit en effet le long des plages sous quelques centimètres de sable jusqu'à des fonds de 3 à 4 m de profondeur environ. Une étude récente sur la telline en Camargue montre que, selon les secteurs on peut aussi trouver des densités relativement fortes de tellines jusqu'à 6m de profondeur (Biotope, P2A Développement, 2007). Elle colonise les sables fins à grossiers mais affectionne plus particulièrement des granulométries comprises entre 125 et 250 µm. Elle est récoltée de façon originale et réglementée le long des plages, essentiellement de Camargue, et sur certaines plages du Golfe d'Aigues-Mortes, surtout depuis les années 60. La pêche se pratique à pieds depuis la côte. Le pêcheur, plus ou moins immergé, tire à reculons une sorte de drague en forme de filet-râteau qui tamise le sable et retient les coquillages. Une courroie passée autour de sa taille l'aide à tracter cet équipement, les manches en bois permettant de régler la pénétration de l'engin dans le sable.

Une centaine de permis est délivrée au Grau-du-Roi et autant pour l'Hérault (99 prévus en 2005). Dans le Gard, la zone de pêche se situe de la plage de l'Espiguette jusqu'au Petit-Rhône (environ 6 km de côte linéaire). Dans le Golfe d'Aigues-Mortes, l'activité est essentiellement concentrée sur la plage du Grand-Travers. La taille légale minimale de pêche des tellines est de 25 mm. La pêche se pratique toute l'année. Certains telliniers augmentent leur effort de pêche en utilisant des échasses qui leur permettent d'accéder à des profondeurs plus importantes (profondeurs supérieures à la taille d'un homme). Cet accessoire est interdit dans les Bouches-du-Rhône, ce qui génère des conflits liés aux techniques de pêche autorisées ou non d'un secteur à l'autre. Par contre, l'utilisation d'engins motorisés est strictement interdite dans tous les secteurs.

La telline est mûre à l'âge de un an et se reproduit toute l'année, à raison d'un cycle de reproduction tous les trois mois avec généralement un pic en période estivale. L'espèce bénéficie donc d'un taux de renouvellement important. Toutefois, lorsque la pêche est intensive, les stocks peuvent diminuer notablement et le nombre de permis de pêche décroît aussi d'année en année. Il faut noter que les zones de concentration de tellines se déplacent au gré des contraintes hydrodynamiques et de leur exploitation, et qu'il est très difficile d'estimer les stocks disponibles.

Les produits de la pêche sont transférés aux coopératives de pêche ou vendus directement par les telliniers. A titre indicatif en 2004, les « débarquements » regroupés dans l'ensemble des coopératives atteignent entre 150 et 200 tonnes de tellines.

Les telliniers pratiquent cette pêche toute l'année, mais ont des périodes d'activité accrues, notamment en hiver où le prix de la telline est un facteur de motivation et entre mai et août où les conditions météorologiques et le prix de vente de la telline favorisent un effort de pêche plus élevé (Communication personnelle Denis Labrosse : tellinier à la Grande Motte).

Les projets de rechargement des plages constituent donc une menace à court terme sur la telline et la pêche qui cible cette espèce dans la mesure où les surfaces impactées recouvrent l'ensemble de la tranche bathymétrique où cette espèce vit. La menace principale est l'enfouissement sous une épaisseur importante de sable. Par ailleurs, la telline est sensible aux changements granulométriques des sables qu'elle colonise et si la nature des sables entre le site d'extraction et de rechargement est sensiblement différente, les populations présentes peuvent en souffrir voire même disparaître (source : ICRAM, Projet Beachmed).

Toutefois, les rechargements sont planifiés sur des plages en érosion et donc sur des zones où l'habitat de l'espèce est menacé. La telline vit dans les petits fonds sableux entre 0 et 6 m de profondeur, les individus les plus jeunes restant dans les très faibles profondeurs et les adultes se trouvant dans les niveaux les plus bas. Une partie au moins de son habitat est menacée par l'érosion des plages. D'autre part, les phénomènes d'érosion des plages s'accompagnent de modification forte de la structure des sédiments et d'apport en particules plus grossières type graviers qui gênent la pratique de la pêche et conviennent moins bien aux tellines. Enfin, l'érosion fait souvent suite à une modification locale de la courantologie constituant une perturbation supplémentaire pour les tellines. Le cas de la plage du Grand Travers à l'ouest de la Grande Motte est révélateur : autrefois les pêcheurs récoltaient sur les plages de la Grande Motte des tellines de très grande taille en densité suffisante pour que la pêche soit rentable. Actuellement pratiquement plus aucune pêche à la telline ne se pratique sur ces plages : les pêches sont dérisoires, des débris de grès (de quelques cm de large) mélangés au sable rendent la pêche impraticable et, selon certains pêcheurs, l'accumulation de sable sur la flèche de l'Espiguette détourne les courants qui autrefois alimentaient les plages en particules organiques venant du Rhône.

Au regard de ces différents facteurs, les projets de rechargement pourraient favoriser le maintien à plus long terme de l'espèce et de l'activité de pêche par la restauration du milieu. Le projet de rechargement de la plage du Grand Travers à la grande Motte avec les sables de la flèche de l'Espiguette rencontre d'ailleurs une forte approbation des telliniers.

2.2.2.6 - Impacts sur les prédateurs, l'avifaune, les tortues et les mammifères marins

Les impacts potentiels des opérations de dragage sur les mammifères et les tortues marines peuvent être importants, en particulier si le dragage se situe dans des aires de nutrition ou dans des habitats liés aux périodes de croissance (Greene, 2005).

Les impacts suivants ont été répertoriés :

- la perte de proies ;
- les problèmes de filtration liés à l'augmentation de la turbidité (mammifères et tortues) ;
- les problèmes liés à la capacité de s'alimenter ;
- la dégradation de l'habitat ;
- l'interférence avec les aires de repos ;
- le dérangement dû au bruit des engins ;
- les collisions possibles avec les équipements de dragage qui peuvent être une source de mortalité importante.

En ce qui concerne le dérangement lié au bruit pour les mammifères marins, des études ont montré qu'en fonction de la fréquence et du niveau des émissions sonores, les mammifères pouvaient éviter la zone, voire, dans le pire des cas, avoir l'ouïe endommagée. Les sons sous-marins sont transmis sur de longues distances (en fonction de leur fréquence et de leur amplitude). La zone affectée par un dragage est donc bien plus étendue que la simple zone d'extraction. Des études réalisées sur la baleine *Balaena mysticetus* exposée au bruit d'un dragage ont montré que lorsque le niveau sonore atteignait **122-131 dB**, les baleines arrêtaient de se nourrir et se déplaçaient à plus de **2 km** de la zone d'émission sonore. Un changement dans le comportement des baleines avait également été observé car leurs vocalises diminuaient et leur respiration et leur apnée étaient également modifiées (Richardson *et al.*, 1985a & 1985b).

Il donc est important de bien connaître la fréquentation des cétacés autour des sites voués aux opérations de dragage et de rechargement des plages afin d'évaluer le dérangement potentiel sur les populations. La transmission des sons dans l'eau de mer étant efficace sur de longues distances et les cétacés étant des animaux très mobiles (comportement migratoire), il est difficile de proposer une distance minimale à la côte à partir de laquelle il conviendrait d'expertiser le problème. Sur la base de l'étude citée précédemment, on observe que les impacts se font ressentir sur plusieurs kilomètres. Dans tous les cas, il faut considérer la fréquentation des cétacés sur l'ensemble de la surface couverte par l'écosystème considéré qui constitue une unité écologique cohérente et fonctionnelle. A titre d'exemple, pour une opération de dragage à Port-Vendres, il faut prendre en compte la fréquentation des cétacés sur le territoire couvrant l'ensemble de la côte rocheuse des Albères sur plusieurs milles au large.

2.2.3 - Recolonisation des écosystèmes impactés

Les réponses écologiques du benthos à des opérations de rechargement des plages et d'avant côte sont multiples. Les impacts des opérations dépendent principalement du volume et de la fréquence des dépôts, de la qualité des sédiments exogènes (en terme de similarité de la granulométrie avec les sédiments du milieu récepteur, de leur degré de contamination, de leur teneur en matière organique, etc.), et de la nature de l'habitat de réception et donc de l'état plus ou moins perturbé des communautés écologiques (Bolam *et al.*, 2006).

Le degré de perturbation écologique du site de réception est sans doute un élément fondamental de la réponse des écosystèmes benthiques, que ce soit pour un site alimenté ponctuellement ou plus fréquemment (Rhoads *et al.*, 1978 ; Bolam & Rees, 2003). En effet, on peut penser que plus la perturbation d'un site aura été intense et répétée dans le temps, plus sa restauration sera longue : la communauté aura été complètement modifiée et les effets de bords seront d'autant plus élevés que les opérations de dragage ou rechargement des plages auront été fréquentes. Notamment les effets indirects des travaux tel que l'émission de panaches turbides, s'ils peuvent être modérés à l'occasion d'un projet ponctuel peuvent s'avérer beaucoup plus sévères lorsqu'ils sont répétés dans le temps. Alors la zone impactée peut être beaucoup plus grande. Au regard de ces considérations, il est important de suffisamment espacer les travaux pour permettre une restauration la plus complète possible du milieu entre 2 projets.

2.2.3.1 - Modes de recolonisation

Dans le cas d'un engraissement de la plage, les sédiments peuvent être recolonisés au travers de différents processus :

- une partie de la faune issue du site d'extraction peut survivre aux opérations de dragage, transport et relargage des sédiments sur les sites de rechargement,
- la **migration verticale** de la faune existante à travers les sédiments placés sur la plage peut aussi favoriser la recolonisation de sites,
- le **recrutement** des larves pélagiques et des organismes adultes des zones adjacentes est plus probablement le processus majeur de la recolonisation des milieux (Oliver *et al.*, 1977 ; Naqvi & Pullen, 1982 ; Van Dolah *et al.*, 1992).

2.2.3.1.1 - *Survie des espèces originaires des sites d'extraction*

Il semble que la plupart des organismes macroscopiques meurent après leur transit à travers le pipeline de dragage (May, 1973 ; Parr *et al.*, 1978), la pression importante éliminant tous les organismes au corps mou. Les seuls organismes connus comme étant capables de survivre à ce trajet sont des mollusques (*Mulinia lateralis*). D'après Lynch (1994), ces espèces ne jouent pas un rôle majeur dans la recolonisation (Seules des espèces ubiquistes ou bien des espèces déposées dans un habitat proche de leur habitat d'origine pourraient avoir un rôle à jouer dans la recolonisation. Si la bathymétrie ou la nature des fonds diffère notablement entre les sites d'extraction et de rechargement, les chances de maintien et de développement des espèces qui ont survécu au transport sont minimales, voire nulles.

2.2.3.1.2 - *Migration verticale*

Les organismes benthiques ne réagissent pas avec la même sensibilité au dépôt de sédiments. Les capacités de migration verticale sont très variables selon les espèces et leur taille. Il est admis que la plupart des espèces mobiles résistent à un enfouissement inférieur à une vingtaine de centimètres. Cependant, ils ne sont pas toujours capables de s'adapter à un dépôt de couches successives de sédiments.

Certains organismes sont suffisamment agiles pour échapper aux recouvrements par le sable (Saila *et al.*, 1972 ; Morton, 1996). Les espèces mobiles (dont certains polychètes, bivalves, gastéropodes ou crustacés) sont capables de migrer sur une hauteur de sédiment comprise entre 2 et 26 cm sur une période de huit jours après avoir été recouverts par 32 cm de sable. Les espèces les plus résistantes semblent être les bivalves suspensivores, qui se nourrissent à l'aide d'un siphon et qui peuvent survivre à un recouvrement de plus de cinquante centimètres (Maurer *et al.*, 1986).

Autre exemple : si le bivalve *Macoma Balthica* n'a pas été affecté par une vitesse de sédimentation de 7 cm/mois, 20% des individus n'ont pas survécu à un taux de sédimentation de 10,2 cm/mois (Turk & Risk, 1981). Les résultats varient fortement d'une espèce à l'autre : le crustacé *Corophium voluator*, par exemple, montre une plus grande sensibilité, avec des taux de survie de 56% pour une vitesse de sédimentation de 2,3 cm/mois, de 18% pour 7 cm/mois et de 0,4% pour 10,2 cm/mois (Turk & Risk, 1981).

Néanmoins, plusieurs espèces seraient capables de traverser verticalement des couches sédimentaires de **60 à 90 cm** d'épaisseur. Il semble donc que la migration verticale puisse être une source de recolonisation des plages rechargées par des espèces les plus adaptées au déplacement dans le sédiment. Néanmoins, peu de données concernent cette problématique, en particulier dans le cas de dépôts de plus de 1 m, alors que les recouvrements dépassent généralement cette hauteur (National Research Council, 1995).

Parmi ces espèces à forte capacité migratoire dans la colonne sédimentaire, la telline (*Donax trunculus*), espèce exploitée par les pêcheurs à pieds, est particulièrement adaptée aux milieux instables à fort transit sédimentaire et où les bancs de sable sont régulièrement déplacés par les tempêtes et les houles.

2.2.3.1.3 - *Recrutement et recolonisation de voisinage*

C'est le processus de recolonisation le plus efficace. La faculté de recolonisation des organismes adultes est liée notamment à leur capacité reproductive. Les espèces opportunistes recolonisent d'abord le milieu⁸.

⁸ Pour la région de l'Atlantique Ouest, la polychète *Scolelepis squamata* est un organisme opportuniste qui recolonise

Le recrutement est également lié au type de sédiment et aux conditions environnementales, mais il est difficile de quantifier l'importance relative de ces deux mécanismes (J.-M. Amouroux, com. pers.).

2.2.3.2 - Vitesse de récupération

Les chiffres avancés pour la vitesse de récupération de l'écosystème sont extrêmement variables. Pour le dragage, les durées les plus courtes varient de quelques semaines (Schoemen *et al.*, 2000) à plusieurs mois (2 à 7 mois pour U.S. Army Corps of Engineers, 2001). Mais la majorité des auteurs semblent plutôt indiquer des périodes plus longues, variant de 2 à 4 années (Van Dolah *et al.*, 1992 ; Newell *et al.*, 1998 ; Sardá *et al.*, 2000) et jusqu'à 6 années pour un site exploité intensivement pendant près de 25 ans (Boyd *et al.*, 2004). La durée de vitesse de récupération semble en fait refléter l'intensité de la perturbation engendrée par le dragage. En effet, les études qui témoignent d'une récupération rapide concernent des dragages réalisés sur de courtes périodes de l'ordre de quelques semaines et souvent isolés dans le temps (Guerra-Garcia *et al.*, 2003 ; Guerra-Carcia et Gomez, 2006 ; Sardá *et al.*, 2000 ; Van Dalfsen *et al.*, 2000) alors que l'étude reportant la vitesse la plus longue concerne un site de dragage exploité intensivement pendant près de 25 ans (Boyd *et al.*, 2004).

Dans le cas du dépôt de sédiments, la récupération est fonction du taux de reproduction des espèces et de la gamme d'habitats plus ou moins étendue que les espèces affectées sont capables d'occuper (U.S. Army Corps of Engineers, 2001).

2.2.3.2.1 - Influence de la granulométrie et des facteurs hydrodynamiques

Les dragages et dépôts de sédiments, lorsqu'ils sont accompagnés de modifications des caractéristiques sédimentaires, peuvent entraîner une modification de la structure des communautés benthiques. Pour le site d'extraction de Dieppe, Desprez (2000) a ainsi observé le passage d'une communauté benthique de sables grossiers caractérisée par le lancelet *Branchiostoma lanceolatum* à une communauté benthique de sables fins composée des polychètes *Ophelia borealis*, *Nephtys cirrosa* et *Spiophanes bombyx*. Un changement de la taille des particules sédimentaires, qui s'est traduit par une nette augmentation du taux de particules fines, a été reporté par Sardá *et al.* (2000) et Van Dalfsen *et al.* (2000). Le rôle prépondérant de la diminution de l'importance relative des particules fines dans l'augmentation des populations de *Ditropa arietina* dans la baie de Banyuls-sur-Mer a également été souligné (Grémare *et al.*, 1998). Les sites vaseux sont colonisés par des assemblages plus riches que les communautés de sites sableux, et ils nécessiteront plus de temps avant un retour à la situation initiale (Boyd *et al.*, 2005).

Certaines espèces qui vivent dans des gammes granulométriques bien spécifiques peuvent être très sensibles à des modifications de nature du sédiment suite à un rechargement de plage. Notamment, *Donax trunculus* peut décliner, voire disparaître si le sable issu du site d'extraction diffère sensiblement du substrat qu'elle colonise habituellement. Ceci a été observé lors d'un engraissement de plage réalisé dans le cadre du projet Beachmed (2005) : un déficit du recrutement de la telline *Donax trunculus* a été observé, faisant suite à l'altération de la granulométrie des sédiments du site (Della Huz *et al.*, 2002). *D. trunculus* vit à des profondeurs variant entre 0 et 2 m et affectionne les sables de diamètre compris entre 125 et 250 µm. Dans la région où a eu lieu cette étude (côte ouest de l'Italie), le recrutement de *D. trunculus* a lieu entre juillet et septembre et peut s'étendre jusqu'à l'hiver. Le recrutement se déroule à des profondeurs allant de 0 à 0,5 m et avec leur croissance, les individus se déplacent vers des zones de 1 à 1,5 m de profondeur. Après engraissement de la plage, les tellines ont disparu. Certaines ont pu se déplacer activement et recoloniser des milieux présentant des conditions granulométriques et bathymétriques

rapidement le sable au cours des opérations d'engraisement (Reilly & Bellis, 1978 & 1983). Cette espèce est parfois la seule rencontrée et son abondance s'accroît au cours des mois qui suivent l'alimentation (Lynch, 1994).

similaires. La telline *D. trunculus* s'avère donc être très sensible aux modifications de granulométrie des sédiments. Les palourdes *Chamelea gallina*, qui vivent entre 4 et 7 m de profondeur sur des fonds sablonneux ont quant à elles été peu affectées - sans doute parce que cette espèce a un préférendum granulométrique moins étroit que celui de la telline. Cet exemple illustre bien les effets positifs ou négatifs très variables selon les espèces en fonction de leur tolérance aux modifications des facteurs écologiques et la nécessité de recharger les plages en sables de la même granulométrie que celle des sédiments initiaux.

Les facteurs environnementaux locaux peuvent conditionner la recolonisation. En particulier les facteurs hydrodynamiques peuvent déterminer les caractéristiques sédimentaires sur des aires plus vastes et peuvent influencer la typologie d'écosystèmes à une plus grande échelle (Warwick & Uncles, 1980). Plus l'énergie du système est faible, plus la récupération des caractéristiques sédimentaires sera lente, de même que la recolonisation benthique. Au contraire, sur les sites plus exposés à l'agitation marine la recolonisation peut être favorisée par le fait que:

- les populations en place sont plus adaptées à l'instabilité sédimentaire et donc potentiellement plus aptes à effectuer des migrations verticales ou horizontales,
- les particules fines éventuellement piégées dans les sables apportés sur les sites de rechargement seront rapidement évacuées,
- les dépôts de sables seront plus rapidement aplanis diminuant l'épaisseur de sable à traverser pour les espèces benthiques recouvertes par les rechargements.

2.2.3.2.2 - Dynamique de recolonisation

Une dynamique générale de recolonisation émerge des différentes études sur ce thème (Sardá *et al.*, 2000 ; Van Dalfsen *et al.*, 2000 ; ICES, 2001 ; Boyd *et al.*, 2005) :

- **Première étape** : installation de quelques espèces opportunistes, qui sont capables de vivre sur le milieu perturbé et parfois instable (Van Dalfsen & Essink, 2001). La recolonisation se fait par des larves ou par des adultes en provenance des zones aux alentours de la zone impactée si les sédiments n'ont pas été modifiés (Cressard, 1975), ou encore de sources plus lointaines si les sédiments sont différents (Hily, 1983). Ces espèces permettent une augmentation substantielle de la biomasse et du nombre d'espèces durant les premiers stades de recolonisation après le dragage (Desprez, 2000 ; Van Dalfsen *et al.*, 2000 ; Boyd *et al.*, 2005).
- **Seconde étape** : réduction de la biomasse de la communauté benthique qui peut perdurer pendant plusieurs années (Desprez, 2000 ; Boyd *et al.*, 2004). La biomasse restera sans doute réduite et parallèlement les espèces colonisatrices vont grandir jusqu'à atteindre un niveau de maturité comparable au profil âge/taille d'avant le dragage. La présence d'éléments fins dans les sédiments peut avoir un effet retardateur important sur la recolonisation si ces éléments fins n'étaient pas présents initialement. En effet, les espèces inféodées aux sables propres peuvent être fortement affectées par un apport de particules fines dans leur environnement. Paradoxalement, c'est également ce sédiment fin qui permet de boucher les trous provoqués par la drague et qui permet à long terme une stabilité physique. Après un certain temps, le transport au fond devrait permettre de retrouver la situation d'avant dragage, permettant une récupération de la biomasse (Kenny *et al.*, 1998).

La recolonisation benthique a été assez rapide dans le cas d'un site du nord-ouest de la Méditerranée étudié par Sardá *et al.* (2000), qui illustre ainsi cette dynamique de recolonisation :

- la présence de sables fins a favorisé l'installation d'un nombre important d'individus de plusieurs espèces pionnières opportunistes comme *Ditrupa arietina* et *Spisula subtruncata*.
- d'autres espèces d'invertébrés comme *Owenia fusiformis*⁹, *Echinocardium mediterraneum*, *Ophiura texturata* et *Branchiostoma lanceolatum* ont été fortement recrutés au cours de la première année. Ces espèces ont permis un accroissement de biomasse important après l'arrêt des dragages.
- même si des espèces ont rapidement récupéré, d'autres (*Callista chione*, *Protodorvillea kefersteini*, *Glycera* spp.) n'avaient pas encore atteint leur effectif d'avant dragage, suggérant qu'il faudrait plus de deux ans pour revenir à la situation initiale. Les espèces qui semblent récupérer le moins rapidement sont les espèces à cycle de vie long (comme par exemple *C. chione*¹⁰ ou *Acanthocardia aculeata*).

⁹ La proportion de la fraction fine des sédiments semble jouer un rôle important dans la structuration d'une population d'*Owenia fusiformis* (Pinedo *et al.*, 2000). Un processus similaire pourrait s'appliquer aux autres espèces (Sardá *et al.*, 2000).

¹⁰ La croissance de *Callista chione* est lente : il faut quatre ans pour qu'elle atteigne 4 cm en Méditerranée et la taille maximum de 14 cm est atteinte en 11 à 14 ans (Strada & Zocco, 1985).

3 - DESCRIPTION/CRITIQUE DES ÉTUDES D'IMPACT

Après avoir identifié et décrit les principaux impacts des opérations de dragage et de rechargement des plages sur le compartiment biologique, il est intéressant maintenant d'analyser comment concrètement ces aspects sont abordés dans les études d'impact.

Cette démarche est menée en 3 phases :

- en première partie, nous présentons la façon dont sont habituellement structurés les rapports d'études d'impacts,
- en seconde partie, nous présentons plusieurs exemples d'études,
- en troisième partie, nous faisons une analyse critique des études en expliquant les thématiques qui sont suffisamment traitées et documentées et en pointant les faiblesses de ces études.

3.1 - Méthodologie

3.1.1 - *Plan global d'une étude d'impact*

L'élaboration d'un dossier d'étude d'impact d'un projet repose principalement sur quatre étapes :

- Etape 1 : La description de l'état initial du site et de son environnement.
- Etape 2 : La présentation du projet
- Etape 3 : L'évaluation de ses impacts sur l'environnement.
- Etape 4 : La proposition des mesures à mettre en œuvre pour supprimer, réduire ou compenser les effets dommageables du projet sur l'environnement.

Dans la section à suivre, nous nous intéresserons essentiellement à la description de l'état initial et à la mise en place de collection de nouvelles données sur le terrain, leur traitement et leur interprétation.

3.1.2 - *Etape 1 : description de l'état initial*

L'étude de l'état initial d'un site est généralement réalisée en deux phases :

- Phase 1 : Compilation, exploitation et synthèse des données bibliographiques existantes. Les données exploitées pour établir l'état actuel des connaissances sont issues principalement des études liées à l'aménagement du milieu marin, des inventaires réalisés par exemple dans le cadre de l'élaboration des ZNIEFF Mer, et plus généralement des études scientifiques, publications ou encore des résultats des

réseaux de suivi de la qualité du milieu. Toutes les informations contenues dans ces diverses études sont rassemblées dans la première partie des études d'impacts qui est destinée à présenter les grandes caractéristiques de la zone incluant les activités socio-économiques (plaisance, pêche, plongée, cultures marines...). Cette partie peut aboutir à une carte de localisation des zones sensibles sur le plan écologique, ainsi que des zones d'intérêt socio-économique (halieutique par exemple).

- Phase 2 : Investigations de terrain destinées à compléter l'état actuel des connaissances sur la zone. Cette collecte de données nouvelles concerne la qualité physico-chimique et biologique des zones précises où seront réalisées les extractions ou apports de sable. Il existe généralement peu de données récentes sur les milieux très peu profonds. Ces nouvelles investigations doivent par ailleurs permettre de vérifier la présence éventuelle d'espèces sensibles à proximité des secteurs concernés par le projet, notamment dans le cadre de la procédure NATURA 2000. Il s'agit de connaître la valeur du patrimoine écologique des différents sites soumis aux travaux. Les matériels et méthodes employés sont détaillés dans les chapitres suivants.

La méthodologie d'étude du sédiment et du benthos des zones d'emprunt et de dépôt - Etape 1, Phase 2 - se décompose en deux volets :

- Volet 1 : Caractérisation physico-chimique des sédiments.
- Volet 2 : Caractérisation biologique des fonds. L'approche méthodologique est généralement adaptée à la nature des écosystèmes présents sur la zone étudiée. Les zones d'emprunt et de dépôt sont généralement des zones de substrats meubles. La faune y est principalement enfouie et la flore absente. La sensibilité des peuplements est généralement faible mais ceux-ci peuvent constituer de bons indicateurs de qualité du milieu. Les substrats durs sont parfois présents au voisinage des zones d'emprunt ou de dépôt. La faune y est plus diversifiée et peut présenter des espèces remarquables. Certaines zones comme par exemple les herbiers de posidonies présentent un intérêt patrimonial particulier.

3.1.2.1 - Volet 1 : Caractérisation physico-chimique du sédiment

Cette tâche a pour objectif de caractériser le sédiment dans les zones d'emprunt et de dépôt selon deux grands types de paramètres :

- les paramètres caractérisant le milieu naturel comme la granulométrie ou la matière organique, qui permettent de décrire les conditions de vie des organismes vivants ;
- les paramètres caractérisant la dégradation éventuelle de biotope comme la présence de micropolluants.

Les études ayant pour principal objectif le rechargement en sédiment de plages portent généralement une attention particulière à la granulométrie des sédiments des sites d'extraction qui doit correspondre à la granulométrie des sédiments des sites de dépôt pour la réussite de l'opération.

Les plans d'échantillonnages sont mis en place sur les différentes profondeurs des zones d'emprunt et de dépôt.

3.1.2.1.1 - Techniques de prélèvement

Les prélèvements de sédiment sont généralement réalisés à la benne simultanément au prélèvement de benthos. En général, une benne est prélevée à chaque station. Le sédiment brut est conditionné dans des

sacs en plastique doublés ou dans des barquettes en aluminium et les échantillons sont conservés au frais en glacière, sur le bateau puis jusqu'à leur arrivée au laboratoire d'analyse.

3.1.2.1.2 - Variables étudiées

Les analyses suivantes sont réalisées sur les échantillons prélevés à chaque station d'échantillonnage, conformément à la circulaire relative aux conditions d'utilisation du référentiel de qualité des sédiments marins ou estuariens présents en milieu naturel ou portuaire (Arrêté interministériel du 14 juin 2000) :

- **Caractérisation du sédiment**

Granulométrie

Matière organique totale

Carbone organique total

Aluminium

- **Nutriments** (sur la fraction < 2mm)

Azote Kjeldahl

Phosphore total

- **Micropolluants organiques** (sur la fraction < 2mm)

PCB (7 congénères : 28, 52, 101, 118, 138, 153 et 180)

HAP (16 congénères)

- **Micropolluants inorganiques** totaux (sur la fraction < 2mm)

Arsenic

Cadmium

Chrome

Cuivre

Mercure

Nickel

Plomb

Zinc

- **Composés organostaniques et produits de dégradation** (sur la fraction < 2mm)

TBT, DBT et MBT

3.1.2.1.3 - Protocoles d'analyse

Les analyses sont confiées à des laboratoires agréés par le Ministère de l'Écologie et du Développement Durable, qui appliquent les protocoles d'analyse suivants :

Paramètre	Méthode
Granulométrie	Laser
Matière organique	NF EN 12879
Carbone organique total	NF ISO 14235
Azote Kjeldahl	NF EN 13342
Phosphore total	Mine HF /ISO 11885
Al, Cr, Cu, Ni et Zn	Mine HF /ISO 11885

As	NF EN ISO 11969
Cd, Pb	Mine HF/EN ISO 15586
As	NF EN ISO 11969 modifiée
Hg	Combustion sèche
PCB et HAP	XP X 33-012
Composés organostaniques	GC-AAS

La listes des laboratoires agréées est accessible sur le site du Ministère de l'Écologie, du Développement et de l'Aménagement Durables à l'adresse suivante : "http://www.ecologie.gouv.fr/Agrement-des-laboratoires-pour.html?var_recherche=laboratoire"

Fraction fine < 10%	Sables purs
10% ≤ fraction fine < 20%	Sables peu envasés
20% ≤ fraction fine < 40%	Sables moyennement envasés
40% ≤ fraction fine < 60%	Sédiment très envasé à dominante de sables
60% ≤ fraction fine < 80%	Sédiment très envasé à dominante de vases
Fraction fine ≥ 80%	Vases pures

Tableau 4 : Classification des sédiments basée sur le pourcentage de particules fines (Ibouily, 1981)

	Matière organique	Carbone organique	Azote total	Phosphore total
	(%)	(%)	(%)	(mg/kg)
Valeur faible	< 2,84	< 0,44	< 0,04	< 553
Valeur moyenne	2,84 - 6,95	0,44 - 0,75	0,04 - 0,09	553 - 1417
Valeur élevée	6,95 - 12,08	0,75 - 1,52	0,09 - 0,18	1417 - 2085
Valeur très élevée	> 12,08	> 1,52	> 0,18	> 2085

Tableau 5 : Valeurs-seuils des éléments organiques et nutritifs (en poids sec) pour des sédiments marins peu envasés⁽¹¹⁾ (fraction fine < 60%) (Licari, 1998)

Valeur faible	< 4%
Valeur moyenne	4 – 8%
Valeur forte	> 8%

Tableau 6 : Valeurs-seuils de l'aluminium dans les sédiments marins (en poids sec) (Données Créocéan)

3.1.2.1.4 - Traitement des données

Afin d'évaluer la qualité physico-chimique du sédiment, les résultats des analyses sont comparés à des valeurs-seuils.

Pour évaluer le taux d'envasement du sédiment, on se base sur le pourcentage de particules fines, c'est-à-dire de diamètre inférieur à 63 µm (Tableau 4).

Pour évaluer le niveau d'enrichissement du sédiment en éléments organiques et en nutriments, les valeurs-seuils prises en compte (Tableau 5) sont celles élaborées en 1998 par l'IARE pour le compte de la Région PACA et de l'Agence de l'Eau RMC, dans le cadre de la mise en place d'un Système d'Aide à l'Interprétation des Données Benthiques en milieu marin et lagunaire (SAID).

Pour l'aluminium, les valeurs-seuils prises en compte ont été établies à partir de mesures de bruits de fond réalisées par Créocéan au cours d'études antérieures en milieu marin côtier méditerranéen (Tableau 6).

Pour les autres métaux, dosés uniquement dans les échantillons de sédiments pour lesquels la fraction fine est supérieure à 10%, les résultats sont comparés aux niveaux de référence N1 (absence de

¹¹ Le terme "peu envasé" peut paraître excessif pour un sédiment dont la teneur en éléments fins approche les 60%, mais il est est à ppposé à une autre classification établie pour des sédiments type lagunaire ou milieu très confiné où la teneur en fraction fine dépasse les 60% (pour plus de détail consulter la thèse de doctorat de M.L. Licari, 1998)

contamination) et N2 (forte contamination) à prendre en compte lors d'une analyse de sédiments marins présents en milieu portuaire (Tableau 7). La circulaire relative aux conditions d'utilisation du référentiel de qualité des sédiments marins présents en milieu portuaire défini par l'arrêté du 9 août 2006 qui remplace l'arrêté du 14 juin 2000 et fixe les conditions d'utilisation de ces niveaux de référence :

- En dessous du niveau N1, « l'impact potentiel est en principe jugé d'emblée neutre ou négligeable, les teneurs étant « normales » ou comparables au bruit de fond environnemental... » ;
- « Entre le niveau N1 et le niveau N2, une investigation complémentaire peut être nécessaire en fonction du projet considéré et du degré de dépassement de N1... » ;
- « Au delà du niveau N2, une investigation complémentaire doit être proportionnée à l'importance de l'opération envisagée... ».

Pour les HAP, les résultats obtenus sont comparés aux valeurs-seuils de contamination recommandées en 1992 par la Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est, dite « Convention OSPAR » (Tableau 8).

Chacun des sept congénères de PCB ainsi que leur somme sont comparés aux niveaux de référence N1 et N2 à prendre en compte lors du rejet en mer de déblais de dragage portuaires fixés par l'Arrêté interministériel du 9 août 2006 (Tableau 9). La somme des PCB est de plus comparée aux valeurs-seuils de contamination proposées par l'Ifremer pour des sédiments marins côtiers (Tableau 10).

Les résultats des analyses des composés organostanniques, c'est-à-dire du tributylétain (TBT) et de ses produits de dégradation, le dibutylétain (DBT) et le monobutylétain (MBT) sont comparés aux valeurs-seuils de contamination préconisées par l'Ifremer (Tableau 11).

	Bruit de fond géologique	N1	N2
Arsenic	4,4	25	50
Cadmium	0,5	1,2	2,4
Chrome total	45	90	180
Cuivre	35	45	90
Mercure	0,2	0,4	0,8
Nickel	20	37	74
Plomb	47	100	200
Zinc	115	276	552

Tableau 7 : Bruits de fond et niveaux de référence (en mg/kg de poids sec) des métaux en milieu marin (GEODE, 1996)

Les niveaux de référence indiqués dans le tableau ci-dessus sont des niveaux réglementaires, repris dans des arrêtés du 14 juin 2000 et du 9 août 2006 (Arrêté du 9 août 2006 relatif aux niveaux à prendre en compte lors d'une analyse de rejets dans les eaux de surface ou de sédiments marins, estuariens ou extraits de cours d'eau ou canaux relevant respectivement des rubriques 2.2.3.0, 4.1.3.0 et 3.2.1.0 de la nomenclature annexée au décret n°93-743).

Fluoranthène	400
Benzo(b)fluoranthène	300
Benzo(k)fluoranthène	150
Benzo(a)pyrène	200
Indéno(1-2-3-cd)pyrène	200
Benzo(g,h,i)pérylène	150
Naphtalène	200
Acénaphthylène	50
Acénaphtène	100
Fluorène	170
Phénanthrène	1000
Anthracène	500
Pyrène	1500
Benzo(a)anthracène	500
Chrysène	1000
Dibenzo(a,h)anthracène	100

Tableau 8 : Valeurs-seuils de contamination des sédiments marins par des HAP (en $\mu\text{g}/\text{kg}$ de poids sec) (OSPAR, 1992)

	N1	N2
PCB 28	25	50
PCB 52	25	50
PCB 101	50	100
PCB 118	25	50
PCB 138	50	100
PCB 153	50	100
PCB 180	25	50
PCB totaux	500	1000

Tableau 9 : Niveaux de référence (en µg/kg de poids sec) des PCB en milieu marin (Arrêté du 14 juin 2000)

Valeur très faible	< 0,5
Valeur faible	0,5-5
Valeur moyenne	5-50
Valeur forte	50-500
Valeur très forte	> 500

Tableau 10 : Valeurs-seuils de contamination des sédiments marins côtiers par des PCB (en µg/kg de poids sec) (Données REPOM)

Valeur faible	< 20
Valeur moyenne	20-400
Valeur forte	> 400

Tableau 11 : Valeurs-seuils de contamination des sédiments marins côtiers par des composés organostaniques (en µg/kg de poids sec) (Données REPOM)

3.1.2.2 - Volet 2a : caractérisation biologique des fonds - Substrats meubles

3.1.2.2.1 - Techniques de prélèvement

Le prélèvement est généralement réalisé à la benne simultanément au prélèvement de sédiment selon une procédure standardisée. Trois à cinq bennes de 0,1 m² de surface sont prélevées à chaque station, totalisant une surface d'échantillonnage de 0,3 à 0,5 m². Le contenu de ces bennes est déversé dans un fût et malaxé jusqu'à obtention d'une suspension la plus homogène possible. Le contenu du fût est ensuite déversé sur un tamis en acier inoxydable de 1 mm de vide de maille. Le refus du tamis est transvasé dans un sac. Un mélange 50% de formol et d'eau de mer est immédiatement déversé dans le sac, ce qui garantit la préservation de l'échantillon.

A leur arrivée au laboratoire d'analyse spécialisé, les échantillons sont rincés et les organismes triés par grands groupes systématiques. Chaque groupe d'organismes est remis à un spécialiste, ce qui garantit la qualité des déterminations spécifiques. Les individus sont identifiés jusqu'au niveau de l'espèce, puis comptés, station par station. Il en résulte un tableau de données brutes, dans lequel les valeurs sont exprimées relativement à la surface échantillonnée. Chaque espèce est ensuite caractérisée par son embranchement et son groupe trophique.

3.1.2.2.2 - Composition générale du peuplement

Les grands types de biocénoses

Chaque type de sédiment présent en milieu marin est caractérisé par un groupe d'espèces que l'on ne rencontre que dans ce biotope. Une liste d'espèces a ainsi été établie par Picard (1965), puis a été complétée par la suite par les benthologues du Centre d'Océanologie de Marseille, pour chacun des milieux suivants :

- Sables Fins des Hauts Niveaux (SFHN)
- Sables Fins Bien Calibrés (SFBC)
- Sables Grossiers et Fins Gravier sous Influence des Courants de Fonds (SGCF)
- Fonds Détritiques Côtiers (DC)
- Fonds Détritiques du Large (DL)
- Fonds Détritiques Envasés (DE)
- Sables Vaseux en Mode Calme (SVMC)
- Vases Terrigènes Côtiers (VTC)
- Vases profondes (VP)
- Lagunaire Euryhaline et Eurytherme (LEE)

Le degré d'affinité entre la biocénose d'une station et un de ces biotopes correspond au rapport de la somme des abondances des espèces caractéristiques d'une biocénose donnée sur la somme des abondances de toutes les espèces caractéristiques des autres biotopes présents à cette station. Un degré d'affinité biocénotique supérieur à 50% détermine l'appartenance de la station à la biocénose correspondante.

Les espèces indicatrices d'une perturbation du milieu

Lorsque le milieu est soumis à une perturbation, un nouveau peuplement se met en place, dont la composition dépend du degré de sensibilité (vis-à-vis des teneurs en contaminants, de l'oxygène...) et d'adaptabilité de chaque population aux nouvelles conditions du milieu (granulométrie, compétition interspécifique...):

- certaines espèces dites opportunistes (la plus classique étant *Capitella capitata*), atteindront leur densité maximale à proximité de la source de perturbation, profitant de l'absence de compétition avec des espèces plus sensibles ;
- les espèces tolérantes (polychètes spionidés, bivalves ubiquistes...) disparaîtront dans un premier temps et réapparaîtront ensuite en grand nombre ;
- les espèces indifférentes comme par exemple les carnivores, ne subiront que de légères diminutions de leurs effectifs. Leur abondance traduira cependant l'occurrence de mortalités massives et régulières ;
- enfin les espèces sensibles telles que les suspensivores seront largement dominantes en conditions normales et observeront un gradient de densité croissant avec la distance à la source de perturbation.

La recherche de bioindicateurs permet de mettre en évidence les relations existant entre le niveau de dégradation du sédiment et la présence ou l'absence de certaines espèces.

3.1.2.2.3 - Indices biologiques

Le tableau de données brutes est d'abord soumis à diverses transformations permettant d'obtenir des descripteurs synthétiques plus facilement interprétables. Les étapes de ces transformations sont les suivantes :

- Exprimer les données en densités ramenées au m² (les données brutes étant exprimées pour la surface de sédiment échantillonnée).
- Calculer les indices usuels par station : nombre d'espèces (richesse spécifique), nombre total d'individus et biomasse totale. Plusieurs autres indices structurels ou trophiques sont également calculés pour une évaluation plus fine de la qualité des peuplements. Il s'agit de l'indice de diversité de Shannon-Wiener (H'), l'indice de diversité de Simpson (1-D), l'indice trophique (IT), l'AMBI, le BQI et l'EcoQ.

L'analyse simultanée de l'ensemble de ces informations, associée aux caractéristiques sédimentaires décrites précédemment sur les mêmes stations, permet d'évaluer l'état initial de la zone et son évolution, en précisant notamment la nature du fonctionnement écologique du milieu.

Indice de diversité de Shannon-Wiener

L'indice de diversité de Shannon-Wiener H' (exprimé en bits) est calculé de la façon suivante :

$$H' = - \sum \left[\frac{N_i}{N} \times \log_2 \frac{N_i}{N} \right]$$

N_i = abondance de l'espèce i ; N = abondance totale des espèces

Indice de diversité de Simpson

L'indice de diversité de Simpson (1-D) représente l'opposé de l'indice de Simpson (D) élaboré en 1949. Il mesure la probabilité que deux individus sélectionnés au hasard appartiennent à la même espèce. Il est calculé de la manière suivante :

$$(1 - D) = \sum \left[\frac{n_i (n_i - 1)}{N(N - 1)} \right]$$

n_i = abondance de l'espèce i ; N = abondance totale des espèces

Une valeur de 0 représente un minimum de diversité, une valeur de 1 représente le maximum de diversité. Cet indice donne plus de poids aux espèces abondantes qu'aux espèces rares, i.e. il est très sensible aux espèces dominantes. Le fait d'ajouter des espèces rares à l'échantillon analysé ne modifiera quasiment pas la valeur de l'indice.

Indice trophique

L'indice trophique (IT) est un indice biologique fonctionnel élaboré par Word (1990) basé sur la prise en compte de la stratégie trophique des espèces benthiques, stratégie définie sur la base de trois critères :

- le type de matériel nutritif récolté (détritus, dépôts) ;
- le compartiment dans lequel ce matériel est récolté (colonne d'eau, surface ou sub-surface du sédiment) ;
- le mode de capture mis en œuvre pour collecter le matériel (capture passive ou active à partir d'appendices, capture par pompage et filtrage, capture par fouille du substrat, utilisation de l'habitat).

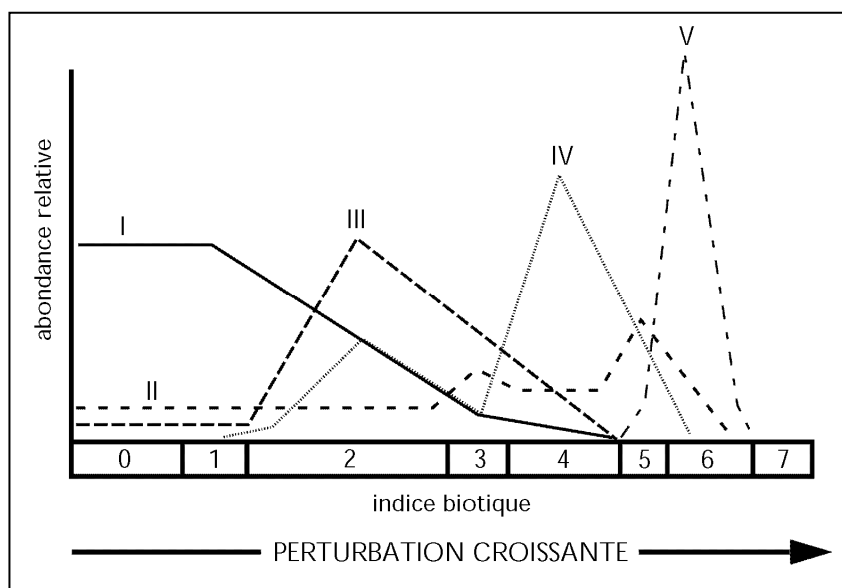


Figure 15 : Modèle des Indices Biotiques montrant l'importance relative des groupes écologiques le long du gradient croissant de perturbation (Glémarec & Hily, 1981)

Quatre groupes trophiques sont définis :

- groupe 1 : les détritivores se nourrissant dans la colonne d'eau ;
- groupe 2 : les détritivores se nourrissant de particules de petite taille prélevées à l'interface eau/sédiment et dans le sédiment ;
- groupe 3 : les dépositivores se nourrissant de particules de plus grande taille à la surface du sédiment ou dans le sédiment. Certains de ces organismes peuvent être assimilés à des carnivores ;
- groupe 4 : les organismes se nourrissant dans des sédiments anaérobies.

A chaque espèce correspond donc un groupe trophique lié à son mode d'alimentation.

La formule permettant de calculer l'indice trophique est la suivante :

$$IT=100-\frac{33,3[0n_1+1n_2+2n_3+3n_4]}{N}$$

n_1, n_2, n_3, n_4 = abondances de toutes les espèces des groupes trophiques 1, 2, 3 et 4 ; N = abondance totale des espèces

L'objectif étant d'apprécier, au travers de la structure trophique des peuplements, l'état de dégradation des fonds du fait de l'accumulation de matière organique, les coefficients multiplicateurs 0, 1, 2 et 3 affectés à chaque groupe sont proportionnels au degré d'association de l'espèce avec le sédiment vis-à-vis de sa stratégie trophique. Ainsi, les espèces suspensivores, complètement dépendantes de la colonne d'eau, sont affectées du coefficient le plus faible.

Les valeurs de l'indice sont comprises entre 0 et 100. Une valeur supérieure à 60 définit un peuplement normal, non affecté par un enrichissement en matière organique du sédiment. Une valeur comprise en 30 et 60 témoigne d'un déséquilibre du peuplement, légèrement affecté par l'enrichissement en matière organique du sédiment. Une valeur inférieure à 30 met en évidence un peuplement perturbé, affecté par une dégradation du sédiment par un sur-enrichissement en matière organique. L'indice trophique est donc indicateur d'une perturbation organique du milieu.

AMBI

L'index AZTI Marine Biotic (AMBI), élaboré par Borja *et al.* (2000), appelé aussi coefficient benthique (CB), est basé sur les successions écologiques (Pearson & Rosenberg, 1978). Les groupes écologiques (Figure 15), au nombre de cinq (GI, GII, GIII, GIV et GV), sont basés sur la polluo-sensibilité des espèces. Le groupe I comprend les espèces les plus sensibles à l'hypertrophisation, jusqu'au groupe V qui englobe les espèces opportunistes des sédiments réduits. L'AMBI est donc indicateur d'une perturbation organique du milieu. Cet indice est sensible à l'effort d'échantillonnage, un trop petit nombre de données donnant la même valeur moyenne mais avec un fort écart-type. Il présente l'avantage d'être applicable à tous les milieux puisqu'il est basé sur une unique liste d'espèces.

Etat du site	Coefficient benthique (AMBI)	Indice Biotique (IB)	Groupe écologique dominant	Etat de santé des communautés
Non pollué	$0,0 < \text{AMBI} \leq 0,2$	0	I	Normal
Non pollué	$0,2 < \text{AMBI} \leq 1,2$	1		Appauvri
Pollution légère	$1,2 < \text{AMBI} \leq 3,3$	2	III	Déséquilibré
Moyennement pollué	$3,3 < \text{AMBI} \leq 4,5$	3		Etape de transition vers la pollution
Moyennement pollué	$4,5 < \text{AMBI} \leq 5,0$	4	IV (V)	Pollué
Fortement pollué	$5,0 < \text{AMBI} \leq 5,5$	5		Etape de transition vers la pollution
Fortement pollué	$5,5 < \text{AMBI} \leq 6,0$	6	V	Forte pollution
Pollution majeure	azoïque	7	azoïque	Azoïque

Tableau 12 : Correspondance entre le coefficient benthique AMBI et les valeurs de l'indice biotique IB

EcoQ	H'	AMBI	BQI		IT
			Prof. < 20 m	Prof. > 20 m	
Très bon	$H' > 4$	$\text{AMBI} \leq 1,2$	$\text{BQI} > 18,8$	$\text{BQI} > 26,4$	$\text{IT} > 80$
Bon	$3 < H' \leq 4$	$1,2 < \text{AMBI} \leq 3,3$	$14,1 < \text{BQI} \leq 18,8$	$19,8 < \text{BQI} \leq 26,4$	$60 < \text{IT} \leq 80$
Moyen	$2 < H' \leq 3$	$3,3 < \text{AMBI} \leq 4,3$	$9,4 < \text{BQI} \leq 14,1$	$13,2 < \text{BQI} \leq 19,8$	$50 < \text{IT} \leq 60$
Pauvre	$1 < H' \leq 2$	$4,3 < \text{AMBI} \leq 5,5$	$4,7 < \text{BQI} \leq 9,4$	$6,6 < \text{BQI} \leq 13,2$	$30 < \text{IT} \leq 50$
Mauvais	$H' < 1$	$5,5 < \text{AMBI} \leq 7$	$\text{BQI} \leq 4,7$	$\text{BQI} \leq 6,6$	$\text{IT} \leq 30$

Tableau 13 : Correspondance entre l'EcoQ et les autres indices biologiques

L'AMBI est calculé de la manière suivante :

$$\text{AMBI} = \frac{0 \times \%GI + 1,5 \times \%GII + 3 \times \%GIII + 4,5 \times \%GIV + 6 \times \%GV}{100}$$

%GI, %GII, %GIII, %GIV et %GV = abondance relative des différents groupes écologiques par rapport à l'abondance totale.

Les valeurs de l'AMBI sont comprises entre 0 et 6. Une valeur de 0 représente un milieu non pollué et une valeur de 6 représente une pollution majeure dans un milieu azoïque. Cet indice peut être mis en relation avec l'Indice Biotique (IB) qui permet une meilleure visualisation des résultats (Tableau 12). En effet, l'AMBI donne des valeurs de 0 à 6 sous forme d'un nombre décimal et les valeurs clés des différentes catégories de pollution ne sont pas sous forme d'une échelle régulière (Figure 15), l'échelle en bas de 0 à 7 montrant les différents niveaux de pollution. L'IB reprend ces différentes catégories et les schématise sous forme d'un nombre entier de 0 (absence de pollution) à 7 (très forte pollution).

BQI

Le Biological Quality Index (BQI), basé sur la composition des communautés (Rosenberg *et al.*, 2004), permet de mettre en évidence une perturbation physique du milieu. Les valeurs de BQI obtenues ne sont valables qu'en fonction de l'habitat ciblé et de la valeur maximale trouvée pour ce milieu. De plus, cet indice est très sensible à l'effort d'échantillonnage. Il est donc important de posséder un grand jeu de données pour calculer l'ES50_{0,05}¹² de chaque espèce et permettre une analyse rigoureuse.

Cet indice est calculé de la manière suivante :

$$\text{BQI} = \sum \left[\frac{n_i}{N} \text{ES50}_{0,05} \times \log(S + 1) \right]$$

n_i = abondance de l'espèce i ; N = abondance totale des espèces ; S = richesse spécifique

EcoQ

EcoQ est estimé à partir des valeurs obtenues des indices de Shannon, d'AMBI, de BQI et de IT. Il associe à la qualité du peuplement benthique un code allant de « Très bon » à « Mauvais » ainsi qu'un code de couleur allant du bleu au rouge (Tableau 13).

3.1.2.3 - Volet 2b : caractérisation biologique des fonds - Substrats durs

3.1.2.3.1 - Cartographie des fonds

Si la zone d'étude abrite un plateau rocheux, la première étape est de le cartographier de façon précise de façon à mieux appréhender comment les aménagements prévus risquent d'empiéter sur cette zone rocheuse. Plus spécifiquement, la recherche des zones rocheuses est nécessaire car ces zones sont potentiellement riches en espèces et peuvent abriter des espèces d'intérêt patrimonial. Elles sont donc considérées comme des espaces sensibles. Les zones rocheuses sont également susceptibles d'abriter

¹² ES50 représente le nombre théorique d'espèces qui serait obtenu si l'échantillon n'était composé que de 50 individus. A partir de ce résultat, il est possible de mettre en place une courbe de distribution de l'ES50 de cette espèce en fonction des valeurs de richesse spécifique théorique associées. Les premiers 5% de cette distribution sont appelés ES50_{0,05}

des herbiers de Posidonies qui sont des milieux bénéficiant de protections particulières. Il est, à ce titre, important de localiser ces zones.

La localisation des zones de substrat dur se fait en bateau à l'aide d'un sondeur. L'analyse de l'écho renvoyé permet de déterminer la nature des fonds. L'analyse de la zone se fait par carroyage¹³, et permet de vérifier l'existence de ces zones rocheuses et de déterminer leurs positions. Une première cartographie est donc obtenue grâce au sondeur bathymétrique.

La deuxième étape nécessite l'utilisation de plongeurs sous-marins tractés par un locoplongeur¹⁴. Cette étape permet d'affiner la cartographie de la nature des fonds. Sur le même principe de carroyage, le plongeur « survole » la zone précédemment délimitée et identifie les zones sableuses, les zones rocheuses et les espèces dominantes. Le plongeur est relié à la surface par un bout terminé par une bouée qui indique sa position au bateau. Toutes les minutes, le point GPS est relevé sur le bateau. Chaque observation en plongée s'accompagne de l'heure exacte où elle a été faite. De retour à terre, les observations peuvent être géoréférencées en mettant en relation l'heure de l'observation et le point GPS. Sur le même principe, il est ensuite réalisé une étude de la nature des fonds. Cette deuxième étape permet d'affiner la cartographie réalisée au sondeur en effectuant des « réalités terrains » sur de grandes distances. Elle permet aussi de localiser les sites particulièrement riches en espèces marines et généralement bénéficiant de reliefs plus accentués. Elle facilite enfin la recherche et la localisation éventuelle d'herbiers de Posidonies.

3.1.2.3.2 - Inventaires faune-flore

Deux types d'inventaires de la faune et de la flore sous-marines sont réalisés :

- Des inventaires quantitatifs le long de transects linéaires disposés sur les sites sélectionnés. Sur chaque transect, on note l'ensemble des espèces rencontrées et on dénombre les principales espèces. Les espèces les plus difficiles à compter (parce que trop nombreuses) comme les hydraires, les balanes, les algues ou certaines éponges comme les clones (espèces vivant à l'intérieur de la roche) sont notés seulement en présence/absence.
- Des inventaires semi-quantitatifs non exhaustifs, réalisés lors de parcours libres autour des sites de plongée.

Des photographies de chaque station viennent compléter cette acquisition de données.

Ces inventaires doivent permettre d'établir un diagnostic des milieux en insistant sur les points suivants :

- l'« état de santé » des populations et des biocénoses : dynamique d'évolution, niveau éventuel de dégradation ;
- la sensibilité et la fragilité des espèces et des habitats en présence ;
- la présence/absence d'espèces à valeur patrimoniale (rares, menacées, endémiques, etc.) ;
- le degré de menace en regard de l'influence du projet.

¹³ Carroyage : technique de cartographie des fonds sous-marins qui consiste à quadriller la zone étudiée sous forme d'un maillage plus ou moins serré.

¹⁴ Locoplongeur : système de propulsion autonome utilisé par les plongeurs leur permettant de parcourir une distance plus grande.

Sur la base des premières observations effectuées au cours de la cartographie du plateau rocheux, des sites présentant une bonne richesse biologique relative sont sélectionnés pour faire l'objet d'inventaires biologiques des espèces en place.

3.1.2.3.3 - *Herbiers de Posidonies*

L'herbier de Posidonies est considéré comme l'écosystème majeur en Méditerranée et sa préservation est un élément important du maintien des équilibres biologiques littoraux, tant biologiques que physiques. A ce titre, la Posidonie est protégée au niveau national par l'arrêté de protection du 19 juillet 1988, dans le cadre de la loi du 10 juillet 1976 relative à la Protection de la Nature. La Posidonie est aussi prise en considération en tant que biotope dans le décret d'application de la « Loi littoral » 86.2 du 3 janvier 1986, figure au niveau de la « Directive Habitats » de l'Union Européenne du 21 mai 1992, et apparaît dans les annexes des Conventions de Barcelone et de Berne (cette dernière ayant été ratifiée en 1999 par la France). Les herbiers sont également pris en considération par l'Unesco depuis la conférence de Rio en 1992.

L'herbier constitue par ailleurs un indicateur biologique performant de la qualité des eaux. Particulièrement sensible à la pollution, à la turbidité et à la plupart des agressions liées aux activités humaines, il rend compte, par sa présence, sa vitalité ou sa régression, de la qualité globale du milieu environnant. Pour toutes ces raisons, la Posidonie sert d'indicateur de la qualité des masses d'eau.

La méthodologie d'étude de ces herbiers nécessite en premier lieu la localisation et la sélection du site d'échantillonnage. A partir de ces données, une station est choisie pour sa représentativité. On réalise alors en plongée différentes mesures afin d'établir l'état de santé des herbiers de Posidonies trouvés.

Les paramètres pris en compte sont les suivants :

- La densité de faisceaux : cette mesure est celle utilisée en routine dans le cadre du Réseau de Surveillance Posidonie (RSP) et s'effectue sur une surface minimale garantissant la représentativité de la mesure. Ce paramètre permet d'établir l'état écologique des Posidonies.
- Le taux de recouvrement : on estime le pourcentage de la zone recouverte par les Posidonies. Comme le paramètre précédent, il traduit l'état actuel de l'herbier.
- La proportion de rhizomes plagiotropes traçants : le rhizome des Posidonies peut être soit orthotrope (i.e. perpendiculaire au sol) soit plagiotrope (i.e. parallèle au sol). Ce paramètre traduit un indice de vitalité révélant une tendance à la progression ou non de l'herbier.

Dans le cadre de la mise en place de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), et plus particulièrement suite à la réunion de travail tenue à ISPRA (Italie) en février 2005, il est également préconisé de calculer la surface foliaire globale des faisceaux de feuilles de posidonies (couplée à l'indice foliaire). Ce résultat est obtenu par prélèvement de faisceaux de posidonies et des mesures biométriques sur les feuilles.

3.2 - Etudes de cas

Une synthèse a été réalisée à partir de six études d'impact de rechargements de plages menées par Créocéan entre 2002 et 2006 pour des opérations de diverses ampleurs et mettant en œuvre différentes techniques. L'objectif de cette synthèse est de réaliser une critique précise et détaillée des méthodes

d'évaluation des impacts des opérations de rechargement de plages, en se concentrant principalement sur l'évaluation des impacts écologiques.

3.2.1 - Méthodologie

Les six études d'impact de rechargements de plages prises en compte concernent des sites français localisés sur le littoral de l'Atlantique et de la Méditerranée :

- la plage de Port de Barques : étude d'impact (EI 1) réalisée en 2002 pour le compte du Syndicat Intercommunal des Pertuis ;
- la plage de la Pointe de Prouard : étude d'impact (EI 2) réalisée en 2002 pour le compte du Syndicat Intercommunal des Pertuis ;
- la plage de Moulin Brûlé et la digue du Boutillon : étude d'impact (EI 3) réalisée en 2002 pour le compte de la Communauté de Communes de l'Île de Ré ;
- la plage du Racou : étude d'impact (EI 4) réalisée en 2005 pour le compte de la Commune d'Argelès-sur-Mer ;
- le lido de Sète à Marseillan : étude d'impact (EI 5) réalisée en 2006 pour le compte du BCEOM ;
- le golfe d'Aigues-Mortes : étude d'impact (EI 6) réalisée en 2006 pour le compte du BCEOM.

Les principales caractéristiques techniques des opérations concernées par ces études sont indiquées dans le [Tableau 14](#). Pour chacune de ces études d'impact, la localisation de la zone de dragage ainsi que la technique de dragage avaient fait l'objet d'une étude spécifique de préfaisabilité technico-économique. Pour chaque étude, les impacts répertoriés, les mesures compensatoires et les méthodes utilisées pour évaluer les impacts sont synthétisés dans l'Annexe 2. Certaines de ces études concernaient également la construction d'ouvrages de protection du littoral mais seules les opérations de rechargement des plages ont été prises en considération.

Le site de Sète est également un des deux sites pilotes du projet. Dans les sections à suivre, on utilisera la méthodologie générale de l'étude de ce site pour un retour d'expérience, et la description du site pilote sera détaillée dans un autre chapitre.

Site	Volume de sédiments déposés	Techniques et sites de dragage	Techniques de rechargement
EI 1 Plage Nord de Port de Barques	15 000 m ³	Extraction des sédiments par une drague aspiratrice stationnaire (la faible profondeur des sédiments interdit l'usage d'une drague aspiratrice en marche) Volumes disponibles : - 20 à 40000 m ³ sur le site des Saumonards - 40 à 60000 m ³ sur le site de la Perrotine	Pour les prélèvements sur le site des Saumonards, les sédiments sont transportés par la route vers la plage de Port de Barques. Pour le prélèvement sur le site de la Perrotine, la mixture est refoulée par une conduite flottante vers une ou plusieurs barges de transport ancrées au large. Les matériaux sont décantés dans la barge, ce qui permet de séparer la fraction sableuse de la fraction fine qui restera en suspension dans l'eau et sera rejetée par surverse. Transport et refoulement hydraulique sur 1 km par un chaland arrimé à la digue de Port de Barques.
EI 2 Plage de la Pointe Prouard	90 000 m ³	Extraction des sédiments des casiers du Port de Saint-Denis d'Oléron par engins de travaux publics	Utilisation de la voirie publique par les camions pour le contournement du port puis circulation sur l'estran jusqu'au dépôt sur le site de rechargement.
EI 3 Plage de Moulin Brûlé et digue de Boutillon	200 000 m ³ (plage) + 100 000 m ³ (digue)	Extraction des sédiments (300000 m ³) par une drague aspiratrice stationnaire à désagrégateur	Dépôt par une conduite immergée (1000 m) reliée à une conduite terrestre (2500 m), elle-même reliée à une conduite flottante (28 m) en liaison avec une drague aspiratrice relais démontable. La station relais est reliée par une conduite flottante à la drague aspiratrice stationnaire à désagrégateur.
EI 4 Sud de la Plage du Racou	20 000 m ³	Les sédiments (20000 m ³) sont prélevés au nord de la Plage du Racou par des engins de travaux publics	Les sédiments sont transportés sur le site de dépôt au sud et répartis sur la plage par des engins de travaux publics.
EI 5 Lido de Sète à Marseillan	Projet en cours	Zone de prélèvement sur le glacis au droit du futur ouvrage, par 8 m de fond et pas au-delà de 1500 m du trait de côte. Zone de prélèvement de 700 m x 2400 m sur 0,1 m de profondeur	Mise en place parallèlement au rivage de deux boudins en géotextile de 6 m de large et de 3 m de haut (sur un linéaire de 2400 m), à des profondeurs de 4 et 6 m (distance d'environ 500 à 550 m du trait de côte).
EI 6 Golfe d'Aigues-Mortes	Projet en cours Environ 910 000 m ³	Zone de prélèvement sur la flèche de l'Espiguette, le grau du Prévost et la Passe des Abîmes à la Grande Motte	Le rapport Créocéan ne constitue qu'une partie de l'étude d'impact réalisée conjointement avec le BCEOM. Ce rapport n'inclue pas la description du projet.

Tableau 14 : Principales caractéristiques techniques des opérations étudiées

Les différentes composantes de chaque étude d'impact (techniques de dragages utilisées, compartiments considérés, méthodes d'étude, impacts sur le benthos) ont été évaluées à partir d'une grille d'analyse. Pour chacune des composantes, les informations ont été évaluées en leur attribuant une note et une valeur numérique :

- Bon (= 3) : toutes les informations requises sont présentes et ont été obtenues par l'intermédiaire de méthodes robustes. Ces informations apportent des bases solides pour l'évaluation des projets.
- Moyen (= 2) : toutes les informations sont présentes, mais certaines n'ont pas été obtenues à partir de méthodes robustes.
- Faible (= 1) : seules certaines des informations nécessaires à l'évaluation des impacts des projets sont présentes.
- Absent (= 0) : les informations importantes pour l'évaluation des impacts sont absentes.

Ce système d'évaluation présente deux désavantages majeurs, d'une part la qualité de certaines informations complexes est résumée en une valeur unique, et d'autre part il donne le même poids à différents types d'informations nécessaires à l'évaluation des impacts.

Ce système permet toutefois de synthétiser d'importantes variations de qualité. De plus les évaluations sont décrites et discutées en détail. Finalement, les grands types d'informations sont synthétisés suivant la notation « bon », « acceptable », « insuffisant », « très insuffisant » ou « absent ». Cette notation finale doit permettre d'émettre des recommandations pour les prochaines études d'impacts concernant le rechargement des plages.

On rappelle que l'étude Créocéan N°6 sur le golfe d'Argues-Mortes ne porte que sur une partie des volets habituellement abordés lors d'une étude d'impact, certaines thématiques ayant été traitées par le BCEOM. Lorsque pour cette raison le volet est absent du rapport, les cases des tableaux ci-dessous ne sont pas renseignées.

3.2.2 - Résultats

3.2.2.1 - Description du projet

3.2.2.1.1 - Zone de dragage

Information		EI 1	EI 2	EI 3	EI 4	EI 5	EI 6
I	Localisation de la zone de dragage	2	2	3	2	3	2
II	Surface de la zone draguée	0	0	3	0	3	2
III	Volume et profondeur d'extraction	2	0	3	0	3	3
IV	Granulométrie et distribution des sédiments de la zone et des zones adjacentes	1	0	3	1	3	3
V	Contamination chimique des sédiments	0	0	3	0	3	3
VI	Type de dragage, évaluation de la surverse et des sédiments remis en suspension	2	1	1	2	2	1
VII	Nombre de dragues, évaluation des déplacements, évaluation de l'amenée et du retour des dragues jusqu'aux ports	1	0	1	0	0	0
VIII	Contrôle des mouvements des dragues sur la zone et évaluation de l'information fournie aux autres usagers	0	0	0	0	0	0
IX	Justification du projet	3	1	0	0	1	1

3.2.2.1.2 - Zone de dépôt

Information		EI 1	EI 2	EI 3	EI 4	EI 5	EI 6
I	Localisation de la zone de dépôt	3	3	3	3	3	3
II	Surface de la zone de dépôt	3	3	3	2	3	3
III	Volume et hauteur de rechargement	2	2	2	2	2	2
IV	Granulométrie et distribution des sédiments de la zone et des zones adjacentes	3	3	3	2	3	3
V	Contamination chimique des sédiments	0	0	0	0	3	0
VI	Type de rechargement, évaluation des sédiments remis en suspension	0	0	0	0	0	1
VII	Nombre de dragues, évaluation des déplacements, évaluation de l'amenée et du retour des dragues jusqu'aux ports	1	0	2	0	0	0
VIII	Contrôle des mouvements des dragues sur la zone et évaluation de l'information fournie aux autres usagers	0	0	0	0	0	0
IX	Justification du projet	3	3	3	2	2	2

3.2.2.2 - Description physique des milieux

Information		EI 1	EI 2	EI 3	EI 4	EI 5	EI 6
I	Description de la géologie et de la géomorphologie des zones impactés et des zones alentours	3	3	3	3	3	3
II	Bathymétrie	1	1	2	3	3	3
III	Description hydrodynamique	1	2	2	1	1	1
IV	Evaluation de la qualité de l'eau avant dragage	1	1	3	2	2	1

3.2.2.3 - Description biologique des fonds

Information		EI 1	EI 2	EI 3	EI 4	EI 5	EI 6
I	Evaluation de la faune et de la flore par des personnes qualifiées	1	1	3	3	3	3
II	Résumé des techniques utilisées, des espèces identifiées et de l'abondance à chaque site d'échantillonnage	1	1	3	3	3	3
III	Description de la communauté benthique de la zone et des zones environnantes : diversité, indice trophique, etc.	1	1	3	3	3	3
IV	Sensibilité des habitats notables	1	1	3	3	3	3
V	Evaluation des relations prédateurs – proies, dynamique spatiale et temporelle des populations	0	0	0	0	0	0
VI	Evaluation des ressources halieutiques (zones de ponte, nourricerie...), de l'avifaune, des mammifères marins etc.	1	1	2	1	1	1

3.2.2.4 - Inventaire des usages de la zone

Information		EI 1	EI 2	EI 3	EI 4	EI 5	EI 6
I	Evaluation des activités de baignade et autres activités nautiques	1	1	1	2	2	2
II	Evaluation de la pêche de loisir et professionnelle, conchyliculture	2	2	1	2	2	3
III	Evaluation des usages nautiques, mouillage, passage, réglementation	2	2	2	2	2	2

3.2.2.5 - Evaluation des impacts physiques

Information		EI 1	EI 2	EI 3	EI 4	EI 5	EI 6
I	Production d'un nuage turbide	0	0	1	0	1	2
II	Impacts sur le littoral	1	1	1	1	1	1
III	Impacts sur le transport sédimentaire	1	1	1	1	1	-
IV	Impacts sur les barres d'avants côtes	0	0	0	0	0	-
V	Effets sur la bathymétrie et la topographie des fonds marins	1	1	1	1	1	-
VI	Impacts potentiels en relation avec les autres opérations de la zone	1	0	0	1	0	-

3.2.2.6 - Evaluation des impacts écologiques

Information		EI 1	EI 2	EI 3	EI 4	EI 5	EI 6
I	Evaluation de la variabilité spatiale et temporelle des biocénoses et évaluation de la vitesse de récupération	1	1	1	2	1	1
II	Evaluation des impacts sur les poissons et autres ressources halieutiques (route de migration, nourricerie, hivernage, ponte)	1	1	1	2	1	1
III	Evaluation des impacts potentiels sur les oiseaux, les mammifères marins, etc.	1	1	1	2	1	1

3.2.2.7 - Evaluation des impacts sur les usages

Information		EI 1	EI 2	EI 3	EI 4	EI 5	EI 6
I	Evaluation des impacts sur les activités de baignade et autres activités nautiques	1	1	1	1	1	2
II	Evaluation des impacts sur la pêche de loisir et professionnelle, conchyliculture	1	1	1	1	1	2
III	Evaluation des impacts sur les usages nautiques, mouillage, passage, réglementation	1	1	1	1	1	1

3.2.2.8 - Evaluation des impacts sur un site protégé

Information		EI 1	EI 2	EI 3	EI 4	EI 5	EI 6
I	Evaluation des impacts sur une zone protégée	1	1	1	2	3	2

3.2.2.9 - Proposition de mesures « compensatoires »

Information		EI 1	EI 2	EI 3	EI 4	EI 5	EI 6
I	Restrictions saisonnières pour limiter les impacts sur les espèces migratrices, où sur les stades de développement vulnérables des poissons et du benthos	2	1	2	0	2	2
II	Mise en place de zones tampons ou de zones d'exclusion pour protéger certaines espèces sensibles	2	1	2	1	2	3
III	Mise en place de voie de navigation pour minimiser les impacts avec les pêcheurs et les autres usagers de la zone	2	1	2	0	0	0

3.2.2.10 - Proposition d'un programme de suivi

Information		EI 1	EI 2	EI 3	EI 4	EI 5	EI 6
I	Suivi de la variabilité spatiale et temporelle de l'environnement marin (physique et biologique)	1	0	0	1	0	0
II	Echantillonnage incluant les zones impactées directement, des zones sous l'influence des travaux et des zones témoins, avant et après les travaux	1	0	0	0	0	3
III	Suivis dans l'espace et dans le temps adaptés pour suivre les conséquences à long terme des opérations	0	0	0	0	1	3
IV	Adaptation des méthodes de suivi pour atteindre les objectifs	0	0	0	0	0	3

3.3 - Analyse critique

De manière générale, les précédents tableaux indiquent que les opérations de dragage (type de dragues, mouvements, fréquence des déplacements, ...) sont peu renseignées. La connaissance du niveau de contamination des sédiments est également faible (notamment peu de points réalisés en fonction des surfaces impactées). Les impacts physiques sont relativement peu traités et les impacts biologiques deviennent rapidement peu renseignés dès qu'on aborde des relations plus complexes, du type prédateurs-proies ou dynamique des espèces. Enfin les propositions de suivi sont restreintes, aussi bien pour la phase travaux que pour le long terme. Ces différents aspects seront abordés plus en détails dans les sections ci-après.

Une synthèse réalisée par Peterson & Bishop (2005) souligne quelques faiblesses des publications scientifiques qui traitent de l'impact du rechargement de plages. Des erreurs fréquentes (dans la conception, l'analyse et l'interprétation) expliquent les incertitudes concernant les conséquences écologiques du rechargement de plage, de sorte qu'il est impossible, aujourd'hui, d'évaluer précisément les impacts de futures opérations. Des recherches interdisciplinaires sur les processus de fonctionnement des systèmes naturels de plages sont tout d'abord nécessaires, en particulier des études couplant les réponses physiques et biologiques de phénomènes naturels (élévation du niveau marin, vagues et courants, tempêtes), ainsi que des études plus précises sur le rechargement des plages. Il est également primordial de mieux cerner les variations naturelles du benthos sur des échelles allant de 1 à 10 km, qui sont des échelles communes pour des opérations d'engraisement.

3.3.1 - *Caractéristiques des études*

3.3.1.1 - **Connaissance du projet**

De manière générale, la localisation des zones de dragage et de rechargement des plages est précisément délimitée par les projets. De même, les surfaces impactées et les volumes de sédiments concernés sont bien définis. En revanche, trop souvent aucune estimation réelle de l'épaisseur des sables déversés sur les sites de rechargement n'est véritablement faite. Ceci est lié en grande partie à un manque de connaissance des techniques de dragage et de rechargement qui seront utilisés pour les travaux. En effet, au moment où démarre l'étude d'impact, les techniques prévues pour les travaux ne sont souvent pas arrêtées et sont susceptibles d'être redéfinies en fonction des aléas du projet. Parfois plusieurs options possibles sont conservées. Dans ce cas l'étude d'impact doit traiter et analyser les options possibles.

Le planning des travaux est souvent peu développé dans les études d'impact et se rapproche davantage d'une simple estimation de la durée des travaux plutôt qu'une réelle évaluation du déroulement des différentes phases des opérations. De même, la période durant laquelle les travaux doivent être réalisés n'est souvent pas précisée. Ce point est pourtant important dans la mesure où la période pendant laquelle se déroule les travaux peut conditionner la nature et l'intensité des impacts (notamment sur la faune et la flore : période de reproduction des espèces par exemple). Or, il faut souligner que la date de démarrage des travaux est très souvent conditionnée par les aléas et les difficultés d'avancement administratif que peut rencontrer le dossier (autorisations, passage en commission, enquête publique). Ainsi la date initialement prévue pour le démarrage des travaux peut être modifiée en fonction des retards peu prévisibles lors de la soumission du dossier devant le circuit administratif. De la sorte, il n'est pas rare que

la phase travaux se trouve à devoir débuter à une date initialement non prévue et pendant une période défavorable d'un point de vue environnemental.

Dans ce contexte, si les priorités et les impératifs environnementaux ne sont pas clairement exprimés dans le rapport d'étude d'impact, la situation peut vite devenir conflictuelle entre le maître d'ouvrage et les services publics (ou les associations) de protection de l'environnement : le maître d'ouvrage peut en effet être tenté de passer outre les recommandations si elles sont imprécises ou insuffisamment directives. C'est pourquoi, il est important de préciser clairement les périodes à respecter pour la phase des travaux, les variantes possibles et les impératifs non négociables. Ces précisions contribueront à sensibiliser le maître d'ouvrage qui pourra mieux, en connaissance de cause, respecter ses engagements.

3.3.1.2 - Différents compartiments étudiés

La plupart des études d'impact de rechargement de plages prennent en compte les caractéristiques des organismes macro-benthiques pour suivre l'évolution des rechargements de plage, ce qui reflète l'efficacité de ce groupe en tant qu'indicateur. Les impacts sur les poissons démersaux ainsi que sur les oiseaux restent peu étudiés, en dépit de leur importance pour l'écosystème et de leur intérêt économique.

Concernant les caractéristiques physiques de la zone, deux paramètres qui sont pourtant essentiels à l'analyse des impacts indirects des opérations de dragage (émission de panache turbide) sont très peu développés :

- il s'agit de la clarté initiale des eaux qu'il est nécessaire de connaître pour évaluer de façon précise le développement spatial des panaches au cours d'éventuels suivis pendant les travaux;
- et de la courantologie locale qu'il est indispensable de connaître pour modéliser la dispersion des panaches turbides et évaluer les secteurs touchés par es panaches.

Les niveaux de clarté naturelle des eaux dans les zones d'étude ne sont souvent pas connus parce qu'aucune ou très peu de données exposant les variations saisonnières de ce paramètre sur le long terme sont disponibles dans la littérature. Il existe quelques stations de suivi Ifremer en Méditerranée (suivi turbidité dans le cadre RNO Hydro), mais celle-ci sont rares (à titre d'exemple on a seulement deux stations dans le golfe d'Aigues-Mortes incluant une station excentrée vers l'Espiguette) alors que les variations naturelles de ce paramètre selon les milieux et les secteurs géographiques sont au contraire très élevées. La mise en place progressive du Réseau Natura 2000 en France et les études préalables aux DOCOB (documents d'objectifs Natura 2000) pourront être de bonnes opportunités pour développer la connaissance de ce sujet.

Le constat est le même pour la courantologie locale. Le niveau de connaissance des zones d'étude pour ce paramètre est souvent très insuffisant. Il faut dire que, lorsque la zone d'étude se situe sur des fonds relativement peu profonds et proche de la côte, l'analyse des courants locaux devient très complexe et demande des campagnes de mesure étalées sur plusieurs saisons avec plusieurs points de mesure. Le coût d'une telle étude courantologique peut rapidement devenir rédhibitoire.

3.3.1.3 - Méthodes de suivi

Si des campagnes d'échantillonnage et d'observations *in situ* sont généralement mises en œuvre, les résultats de certaines études sont parfois transposés dans d'autres études (et donc d'autres contextes)

pour évaluer les impacts, alors que plus d'un paramètre varie entre les deux zones, ce qui peut rendre les résultats non représentatifs. De plus, la quasi-totalité de ces études ne vérifie pas les hypothèses émises par les études et expérimentations antérieures.

3.3.1.4 - Paramètres suivis

La manière dont sont généralement traités les facteurs physiques ainsi que les caractéristiques biologiques est particulièrement significative. Pour les facteurs physiques, on mesure la turbidité, la granulométrie moyenne, la distribution granulométrique, la surface recouverte par les substrats durs, la minéralogie des sédiments, la concentration en matière organique, la compaction des sédiments, la topographie et l'habitat dégradé par l'opération. La réponse biologique est évaluée à partir de l'abondance totale des espèces de l'écosystème, de l'abondance de certains taxons, de la biomasse totale, de la biomasse de certains taxons, de la distribution en fonction de la taille de certains taxons, des indices de diversité, de la composition de la communauté et de certaines réponses physiologiques pour les espèces importantes.

Un tiers des études ne fait l'objet d'aucune évaluation des variables des habitats. La variation de la topographie des sites, en particulier des sites d'extraction, n'est quasiment jamais étudiée. Ce suivi de la topographie est pourtant particulièrement important dans le cas des sites d'extraction profonds où la sédimentation de particules fines peut inhiber la récupération de l'habitat benthique. D'autre part, seules les vitesses de sédimentation sont fréquemment étudiées. Le transport des sédiments, l'érosion des sédiments fins au niveau de la plage, la dynamique du nuage turbide, la concentration en matières en suspension dans ce nuage, etc., qui peuvent influencer les communautés et la récupération des écosystèmes sont rarement évalués. Pour le suivi des variables biologiques, peu d'études mesurent des changements dans le spectre de taille des espèces susceptibles d'indiquer le mode de recolonisation (recrutement larvaire ou recolonisation par des stades plus avancés). L'enterrement des organismes et le taux de prédation sont quasiment absents des études, tout comme les taux de recrutement.

3.3.2 - Techniques d'échantillonnage

La plupart des études utilisent des bennes pour l'échantillonnage des espèces benthiques, alors que plusieurs invertébrés peuvent échapper à ce type de prélèvement (J.-M. Amouroux, com. pers.). Ceci constitue un biais important car l'échantillonnage sous-estime l'importance des espèces de la colonne sédimentaire. De plus, en fonction de la compacité des sols, la benne n'échantillonne pas de manière uniforme les différentes couches sédimentaires. Ainsi, l'échantillonnage renvoie une image déformée qui met généralement en valeur l'épi-(macro)benthos. Il serait donc intéressant de comparer les résultats respectifs d'un échantillonnage sur les mêmes sites par benne et par carottage (pour lequel les résultats de la colonne sont accentués), afin d'évaluer les capacités respectives de ces deux types d'échantillonnage à détecter les impacts des dragages. De plus dans la plupart des études, les échantillonnages réalisés ne permettent pas de considérer à la fois les variations spatio-temporelles naturelles et les variations liées au dragage (Green, 1979 ; Underwood, 1997). Le schéma d'échantillonnage ne permet pas donc pas de distinguer les impacts anthropiques des variations naturelles.

Quasiment aucune étude ne met en place une analyse *a priori* qui permettrait de déterminer le nombre d'échantillons nécessaires pour pouvoir caractériser significativement le milieu. Les études ne permettent donc pas d'interpréter l'absence de différence significative. De manière relativement bien standardisée, on considère qu'un minimum de 3 bennes par station est suffisant pour effectuer un échantillonnage correct de la faune benthique. Toutefois depuis 2005, la DCE (Directive européenne Cadre sur l'Eau) préconise un total de 5 bennes par station. Une étude réalisée en 2006 par Créocéan dans le cadre de la DCE montre

que le nombre totale d'espèces sur une station est correctement estimée avec 5 bennes lorsque la diversité du peuplement benthique est faible, mais qu'il est sous évalué quand les peuplements sont riches en espèces. Sur les sites de rechargement qui sont des petits fonds sableux très instables et généralement pauvres en espèces, un échantillonnage des stations par 5 ou même 3 bennes semble a priori suffisant.

Si des sites de contrôle sont fréquemment mis en place, certains se situent malheureusement sous influence directe des travaux. Parfois, le site n'est pas suivi sur une période suffisamment longue pour pouvoir suivre le retour à l'état initial (s'il a fait l'objet d'une description). Enfin, les études sont fréquemment réalisées sur des périodes de temps très courtes (en raison des délais des opérations) et qui ne permettent parfois pas de refléter les impacts et les variations des populations impactées au cours de la période de productivité maximale.

3.3.3 - *Suivi spatio-temporel*

L'évaluation des impacts se fait généralement soit par le suivi des variations spatiales entre un site de contrôle et un site perturbé, soit par un suivi temporel avant et après les opérations de dragage ou d'engraissement des plages.

L'utilisation des **variations spatiales** repose sur l'hypothèse de l'absence de variation naturelle entre le site impacté et le site de contrôle. Cette hypothèse est sans doute souvent défectueuse, car la nature des assemblages biologiques varie parallèlement à la morphologie de la plage sur des échelles variant de quelques dizaines de mètres à des centaines de mètres (Barros *et al.*, 2002). Le choix du site témoin est donc délicat : le site doit être suffisamment proche de la zone de projet pour bénéficier des mêmes conditions environnementales, mais aussi suffisamment éloigné pour éviter d'être impacté par le projet. On ne peut jamais être vraiment sûr de la réalité des deux postulats. Aussi par principe de précaution, il est important de compléter cette démarche "site témoin" par une démarche "état initial avant projet". Il faut souligner d'autre part que l'analyse des évolutions éventuelles du benthos sur le site témoin entre les campagnes avant et après projet sert aussi à faire la part des choses entre les impacts du projet sur le milieu et l'évolution naturelle possible du milieu entre les deux phases de l'étude.

Le nombre de stations échantillonnées à réaliser sur le site impacté est conditionné par l'hétérogénéité du milieu. Cet aspect est discuté dans la section 5.2.2.3 (Proposition d'une méthode globale - Les aspects biologiques).

Le suivi des **variations temporelles** sur différents sites pour évaluer les impacts de l'alimentation artificielle des plages repose sur l'hypothèse selon laquelle l'évolution de la densité des organismes benthiques serait constante en l'absence d'impact. Cette hypothèse n'est sans doute pas réaliste pour les populations d'invertébrés benthiques. La variation saisonnière semble en effet importante pour les invertébrés benthiques qui vivent à proximité des plages de sable (Manning, 2003). En plus des variations saisonnières, les populations benthiques subissent d'importantes variations annuelles et pluriannuelles (Grémare, 2006 ; Labrune, 2006). Même si de nombreuses études utilisent aujourd'hui une analyse de type BACI (before-after, control-impact) (Green, 1979 ; Oaten *et al.*, 1986), elles ne contiennent pas d'analyse des variations spatio-temporelles naturelles qui leur permettrait d'émettre des conclusions non biaisées par celles-ci. Il semble donc opportun de mettre en place des procédures de suivi à la fois spatiales et temporelles afin de pouvoir discriminer au mieux les variations naturelles des impacts des opérations de dragage.

Il faut toutefois tempérer ces propos dans la mesure où même les programmes de recherche appliquent peu cette démarche préalable, il est difficile de contraindre un opérateur privé ou public à appliquer ce que les laboratoires scientifiques ne font pas. Au regard du coût de ces campagnes benthos, on organise en général une seule campagne par an, voire deux maximum, la meilleure période pour étudier la faune benthique étant la fin de l'hiver ou le début du printemps. Cet aspect est rédiscuté plus en détail dans la section 5.2.2.3.

3.3.4 - Analyse des communautés benthiques

En dépit de l'émergence de méthodes d'analyses puissantes multi-variées pour l'étude de la réponse des communautés benthiques aux perturbations (Clark, 1993), peu d'analyses utilisent des indices de similarité (i.e. Bray-Curtis, etc.) pour comparer les communautés (généralement les invertébrés de sédiments meubles). Aucune n'utilise un des standards actuels, le scaling multidimensionnel non-métrique (n-MDS), une technique d'ordination qui permet de séparer les communautés écologiques avec une importante résolution.

La plupart des études suivent l'évolution des facteurs physiques et sédimentaires. Ce suivi est particulièrement important car la sédimentologie influence de manière prépondérante la composition de la communauté (Gray, 1974). Malheureusement, les études ne permettent pas d'évaluer l'impact de l'apport d'un sédiment qui ne correspond pas au sédiment en place. Aucune étude n'a suivi l'influence que peut avoir ce sédiment sur le long terme (Bender *et al.*, 1984). Les impacts des opérations d'engraisement sont généralement étudiés comme des réponses à court terme (ils sont étudiés d'une manière analogue au mouvement naturel des sédiments au cours des tempêtes), ce qui semble inapproprié. En effet, les sédiments épais peuvent demeurer plusieurs années sur la plage intertidale, puis se concentrer sur la zone biologiquement la plus riche, le talus de collision, où ils peuvent modifier la composition et l'abondance des communautés pendant plusieurs années. L'apport d'une fraction fine peut également provoquer des impacts sur une longue durée. En effet, l'énergie des vagues érode ce matériel qui contient une fraction fine, ce qui peut entraîner une turbidité résiduelle durable sur la zone de déferlement (Peterson *et al.*, 2000). Sur des récifs ou sur des substrats durs, le dépôt d'une couche de sédiments engendre une pression sur le long terme qui peut perdurer au moins sur des périodes de 3 à 10 ans, qui correspondent à l'intervalle entre deux opérations de dragage (Lindeman & Snyder, 1999). L'accroissement de la turbidité sur une longue période n'a en fait jamais été totalement évalué (Telesnicki & Goldberg, 1995).

3.3.5 - Synthèse

Les tableaux ci-après présentent de manière synthétique les variables développées plus ou moins fréquemment dans les études d'impact d'opérations de dragage et d'alimentation de plages (Peterson & Bishop, 2005). Les couleurs figurant dans les tableaux indiquent la qualité de l'information pour les variables ou compartiments considérés :

- vert = bonne ;
- orange = moyenne ;
- rouge = insatisfaisante.

Compartiments étudiés

	Macro-invertébrés de substrat meuble	Macro-invertébrés de substrat dur	Poissons	Tortues	Avifaune	Mammifères
Occurrence dans les publications	●	●	●	●	●	●

Variables physiques étudiées pour les opérations de dragage

	Macro-invertébrés de substrat meuble	Macro-invertébrés de substrat dur	Poissons
Turbidité	●	●	●
Sédimentation	●	●	●
Granulométrie	●	●	●
Matière organique du sédiment	●	●	●
Minéralogie des sédiments	●	●	●
Compacité des sédiments	●	●	●
Topographie	●	●	●
Habitats endommagés par les travaux	●	●	●

Variables physiques étudiées pour les opérations d'alimentation de plages

	Macro-invertébrés de substrat meuble	Macro-invertébrés de substrat dur	Poissons
Turbidité	●	●	●
Sédimentation	●	●	●
Granulométrie	●	●	●
Matière organique du sédiment	●	●	●
Minéralogie des sédiments	●	●	●
Compacité des sédiments	●	●	●
Topographie	●	●	●
Habitats endommagés par les travaux	●	●	●

Réponses biologiques étudiées pour les opérations d'alimentation de plages

	Macro-invertébrés de substrat meuble	Macro-invertébrés de substrat dur	Poissons
Richesse taxonomique totale	●	●	●
Abondance totale	●	●	●
Biomasse totale	●	●	●
Biomasse taxonomique	●	●	●
Distribution par taille	●	●	●
Indice de diversité	●	●	●
Composition de la communauté	●	●	●
Réponse physiologique	●	●	●

Pour conclure, les principaux points faibles des études d'impact d'opérations de dragage et d'alimentation de plages sont les suivants :

- **Faiblesses de l'effort d'échantillonnage :**

- incapacité d'employer des procédés peu biaisés ;
- incapacité d'étudier les variations spatiales et temporelles (saisonniers, annuelles, etc.) ;
- absence d'échantillonnage de l'échelle temporelle ;
- absence d'utilisation d'une méthode statistique pour déterminer le nombre d'échantillon représentatif ;
- incapacité d'utiliser de puissantes méthodes d'analyse statistique ;
- choix d'une méthode incapable de suivre et de détecter les impacts importants ou majeurs ;
- absence de station de contrôle ;
- station de contrôle sous l'influence des dragages ou des remblaiements ;
- durée de l'échantillonnage trop courte pour démontrer la récupération de l'écosystème.

- **Faiblesses dans l'analyse des données :**

- absence de tests statistiques formels et confusion de paramètres dans les tests ;
- absence de BACI (Before- After, Control-Impact) ;
- absence d'analyse multi-variée de la composition spécifique ;
- échec dans la recherche de liens entre les habitats physiques et les réponses biologiques ;
- absence de discrimination entre les effets à long terme et à court terme (pulse et press) ;

- **Faiblesse dans l'interprétation des résultats :**

- mauvaise interprétation statistique des résultats ;
- absence de justification crédible de la réponse biologique ;
- conclusions non réellement supportées par des observations et des tests statistiques ;
- citation et synthèse ne correspondant pas aux standards de publication.

4 - SITES PILOTES

L'état des peuplements benthiques a été étudié de manière détaillée sur deux sites pilotes localisés à Leucate et Sète. Le site de Leucate a fait l'objet de prélèvements et d'analyses spécifiques de la faune benthique ainsi que de la granulométrie et du taux de matière organique totale. Pour le site de Sète, les résultats présentés sont ceux acquis dans le cadre d'une étude d'impact d'aménagements sous-marins au droit du lido de Sète à Marseillan.

4.1 - Site de Leucate

4.1.1 - Méthodologie

Le site pilote de Leucate se situe entre Port-Leucate et Leucate Plage, à environ 500 m au nord du Grau de l'Etang de Salses-Leucate. La mission d'échantillonnage a eu lieu le 18 mai 2006 et a consisté en la réalisation de prélèvements de sédiment. Ceux-ci ont été effectués à la benne Van Veen, en cinq stations réparties sur une radiale perpendiculaire au trait de côte, et situées par des fonds de 1, 2,5, 5, 7,5 et 10 m, respectivement au niveau du talus de collision, de la zone interne, de la fosse externe (-5 et -7,5 m) et sur le glaciais (Tabl. 15). Cinq bennes (soit 0,5 m²) ont été prélevées à chaque station pour les analyses biologiques, plus une benne pour les analyses physico-chimiques. Les prélèvements et analyses ont été réalisés par le Laboratoire Arago de Banyuls. Les résultats bruts (Annexe 3) ont fait l'objet des calculs d'indices, traitements des données et représentations graphiques usuels.

Profondeur	WGS 84 - Nord	WGS 84 - Est
1,0m	Dans l'alignement des points (pas de coordonnées GPS)	
2,5m	42° 53,379' N	03° 3,182' E
5,0m	42° 53,359' N	03° 3,354' E
7,5m	42° 53,335' N	03° 3,355' E
10,0m	42° 53,322' N	03° 3,661' E

Tableau 15 : Localisation des stations d'échantillonnage

4.1.2 - Résultats et interprétation

4.1.2.1 - Le milieu physique

Le sédiment est constitué majoritairement de sables grossiers mélangés à des sables fins dont le taux augmente avec la profondeur, et qui deviennent majoritaires à partir 10 m de fond (Figure 16a). Il est très bien classé entre 1 et 5 m de profondeur et un tout petit peu moins entre 7,5 et 10 m. Cette granulométrie est associée à un hydrodynamisme important, avec une médiane située entre 110 et 130 μm . La présence de barres sédimentaires correspond à ce que l'on rencontre le long des côtes situées plus au sud. Le taux de matière organique est très faible ($< 0,75\%$ sec) partout sauf à 10 m où il atteint 1,1% sec, ce qui est une valeur faible (Figure 16b).

4.1.2.2 - Peuplement benthique

4.1.2.2.1 - Structure générale du peuplement

Le peuplement benthique échantillonné sur l'ensemble des cinq stations est composé de 84 espèces, ce qui est assez important, dont 34 crustacés, 23 annélides, 22 mollusques, 3 échinodermes, 1 néemerte et 1 phoronidien. La dominance des crustacés et la bonne représentativité des mollusques sont une caractéristique commune des très petits fonds et témoigne de l'hydrodynamisme important dans ce type d'habitat.

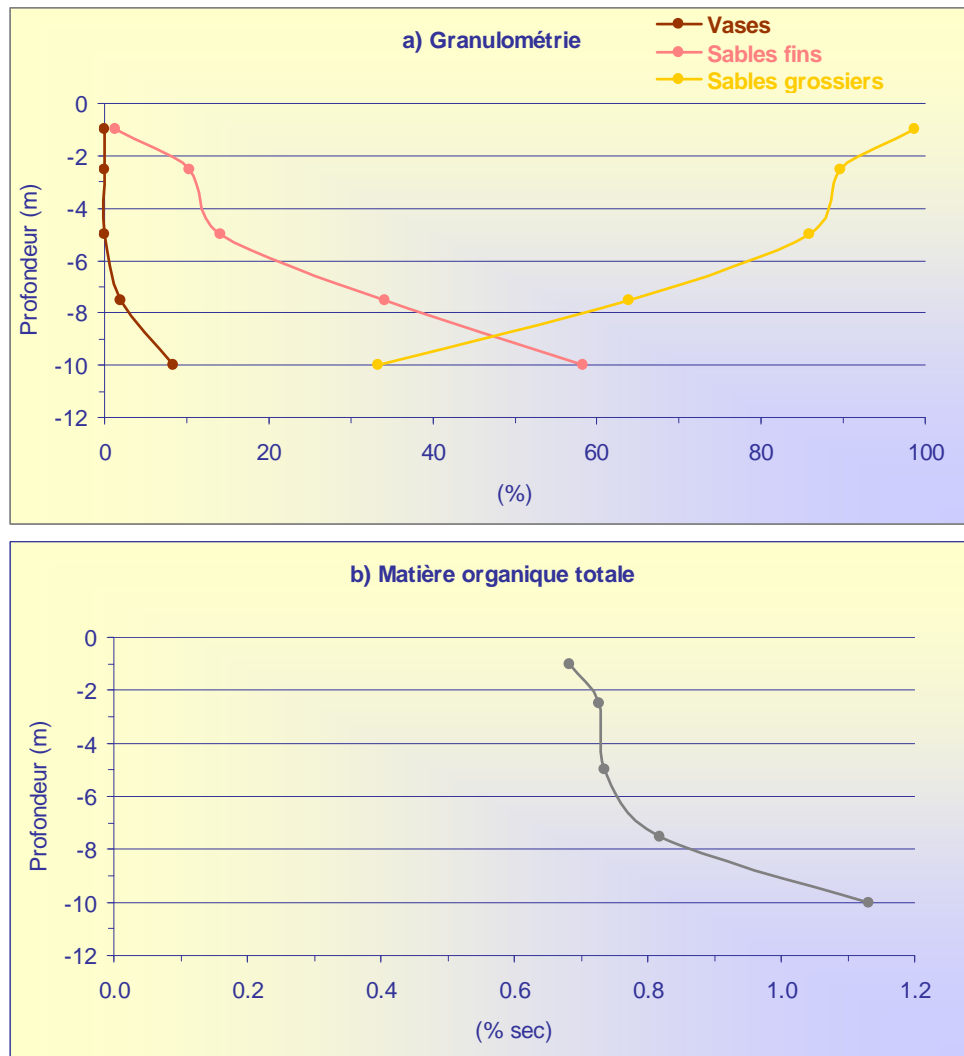


Figure 16 : Physico-chimie du sédiment sur le site pilote de Leucate

La **richesse en espèces** augmente graduellement avec la profondeur. Elle est de seulement 7 espèces à 1 m de profondeur, de 15-20 espèces entre 2,5 et 5 m et atteint une cinquantaine d'espèces à partir de 7,5 m (Figure 17a). La **densité totale** est très faible sur les très petits fonds et augmente fortement entre 1 et 5 m (de 36 à 190 ind./m²). Elle atteint des valeurs nettement supérieures et normales en milieu marin (1350-1400 ind./m²) à partir de 7,5 m (Figure 17b). La **biomasse totale** est faible dans l'ensemble. La valeur maximale (3,45 g/m² sec) est obtenue à 1 m de profondeur, où elle est due essentiellement à la présence de quelques Olives (*Donax trunculus*) et crabes (*Carcinus maenas*) de grande taille. La valeur minimale (0,34 g/m² sec) est obtenue à 10 m de profondeur (Figure 17c).

L'**indice de diversité de Shannon** fluctue entre 2 et 4. Les valeurs moyennes (2 à 3) sont obtenues à 1 m de profondeur où elles reflètent la très faible richesse en espèces, et à 7,5 et 10 m de profondeur où elles reflètent la dominance (70-75%) de la polychète *Owenia fusiformis*. Les valeurs élevées (3 à 4) sont obtenues aux deux profondeurs intermédiaires où aucune espèce ne domine les autres (Figure 18a). L'**indice de diversité de Simpson** semble refléter davantage la richesse en espèces que le phénomène de dominance et est donc faible (10-15%) jusqu'à 5 m de profondeur et plus élevé (50-55%) au-delà (Figure 18b).

4.1.2.2.2 - Structure trophique du peuplement

La structure trophique du peuplement a été évaluée à partir du groupe trophique auquel appartient chaque espèce. Les espèces du groupe 3 (dépositivores et carnivores) sont dominantes (50% des individus totaux) à 1 m de profondeur, puis leur effectif diminue à mesure que la profondeur augmente tandis que celui des espèces du groupe 2 (détritivores) augmente (Figure 19a). Les espèces suspensivores (groupe 1) représentent environ 20% des individus totaux jusqu'à 2,5 m de profondeur, puis leur taux décroît (<10%) à partir de 5 m de profondeur. Pour des profondeurs inférieures à 5 m, on observe donc un léger déséquilibre dans la structure trophique du peuplement, qui se traduit par un taux en excès d'espèces des groupes 3 et 1 par rapport à la situation en milieu plus stable où leur taux est théoriquement de 30 et 10% respectivement. Ce déséquilibre est davantage dû à la faible représentativité des individus du groupe 2 sur ces très petits fonds qu'à un excès d'individus des groupes 3 et 1.

Les valeurs de l'indice trophique augmentent avec la profondeur, de 57% à 1 m à 69% à 10 m (Figure 19b). Ces niveaux de valeurs traduisent l'absence de perturbation du peuplement lié à un excès de matière organique dans le milieu.

Etonnamment, l'indice trophique est plus faible sur les petits fonds alors que classiquement les très petits fonds sableux sont essentiellement colonisés par des suspensivores (groupe 1). Ce biais résulte très probablement du fait que l'indice voit sa fiabilité chuter lorsque le nombre d'espèces est très faibles.

4.1.2.2.3 - *Ecologie du peuplement*

29 espèces caractéristiques de six biocénoses-types (SFHN, SFBC, DC, SVMC, VP et VTC) ont été recensées. Toutefois le degré d'affinité pour une biocénose n'est significatif (>50%) que pour deux biocénoses, des SFHN (Sables Fins des Hauts Niveaux) et des SFBC (Sables Fins Bien Calibrés). Le degré d'affinité pour la biocénose de SFHN est de 100% à 1 m de profondeur où il est dû exclusivement à la présence de l'Olive *Donax trunculus*. Il diminue ensuite rapidement avec la profondeur et n'est déjà plus significatif à 2,5 m de profondeur (Figure 20a). Le relais est pris à partir de cette profondeur par la biocénose des SFBC. Le degré d'affinité du peuplement pour cette biocénose est de 64% à 2,5 m et augmente rapidement jusqu'à atteindre 94-98% à partir de 7,5 m. Ces degrés d'affinité sont très élevés, signe que les biocénoses sont bien établies.

SFHN	Sable fin des haut niveaux
SFBC	Sables Fins Bien Calibrés
SGCF	Sables Grossiers des Courants de Fond
DC	Détritique Côtier
DE	Détritique Envasé
VTC	Vases Terrigènes Côtières
DL	Détritique du large
VP	Vases Profondes
SVMC	Sables vaseux mode calme
LEE	Lagunaire euryhalin eurytherme

Tableau 16 : Nomenclatures des différentes biocénoses s autres indices biologiques

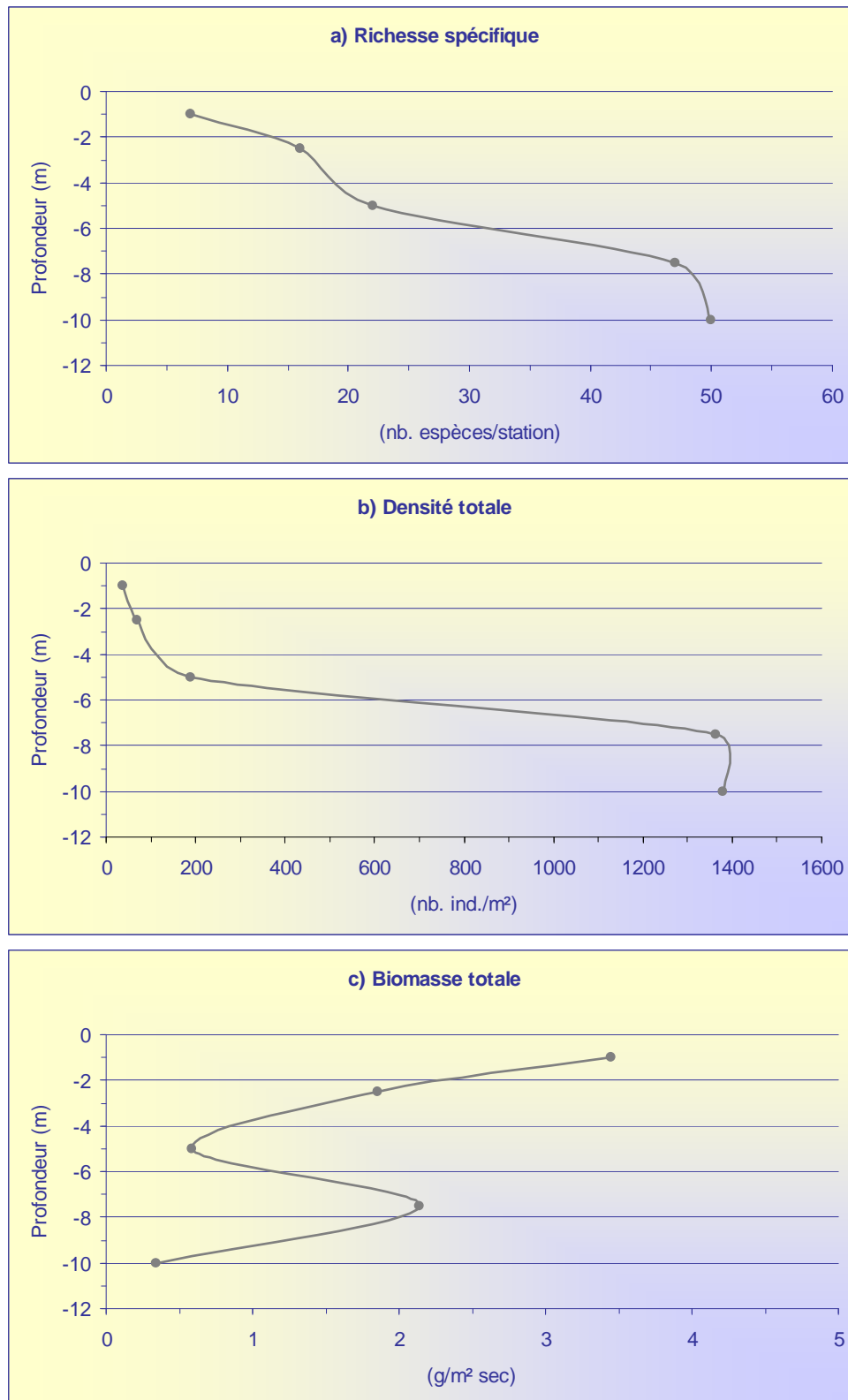


Figure 17 : Structure générale du peuplement benthique sur le site pilote de Leucate

Elles ne sont d'ailleurs pas perturbées comme le montre la quasi-absence d'espèces indicatrices de perturbation : seulement 0,15% des individus totaux sont des espèces indicatrices d'instabilité sédimentaire à 10 m de profondeur (Figure 20b).

Deux indices écologiques synthétiques, l'AMBI et le BQI, ont été calculés. Les valeurs de l'AMBI témoignent d'un léger déséquilibre à 1 et 2,5 m de profondeur, où l'AMBI est respectivement égal à 1,61 et 1,24 (Figure 21a). Plus en profondeur, elles sont comprises entre 1,11 et 1,18, ce qui indique que le peuplement est appauvri par rapport à la normale en milieu marin ouvert. Les valeurs du BQI n'ont pu être calculées sur la base de la distribution que de 30% des espèces et ne sont donc pas représentatives. A titre indicatif seulement, à 1 m de profondeur, le BQI est égal à 0, ce qui est très mauvais, à 2,5 m il est de 9,8, ce qui est moyen et au-delà il fluctue entre 68 et 1930, ce qui est très satisfaisant (Figure 21b).

Plus qu'une perturbation du peuplement, les valeurs de l'Ambi reflète la pauvreté naturelle du peuplement qui est soumis à une forte instabilité sédimentaire en raison de sa faible profondeur et de son exposition aux houles et aux vagues.

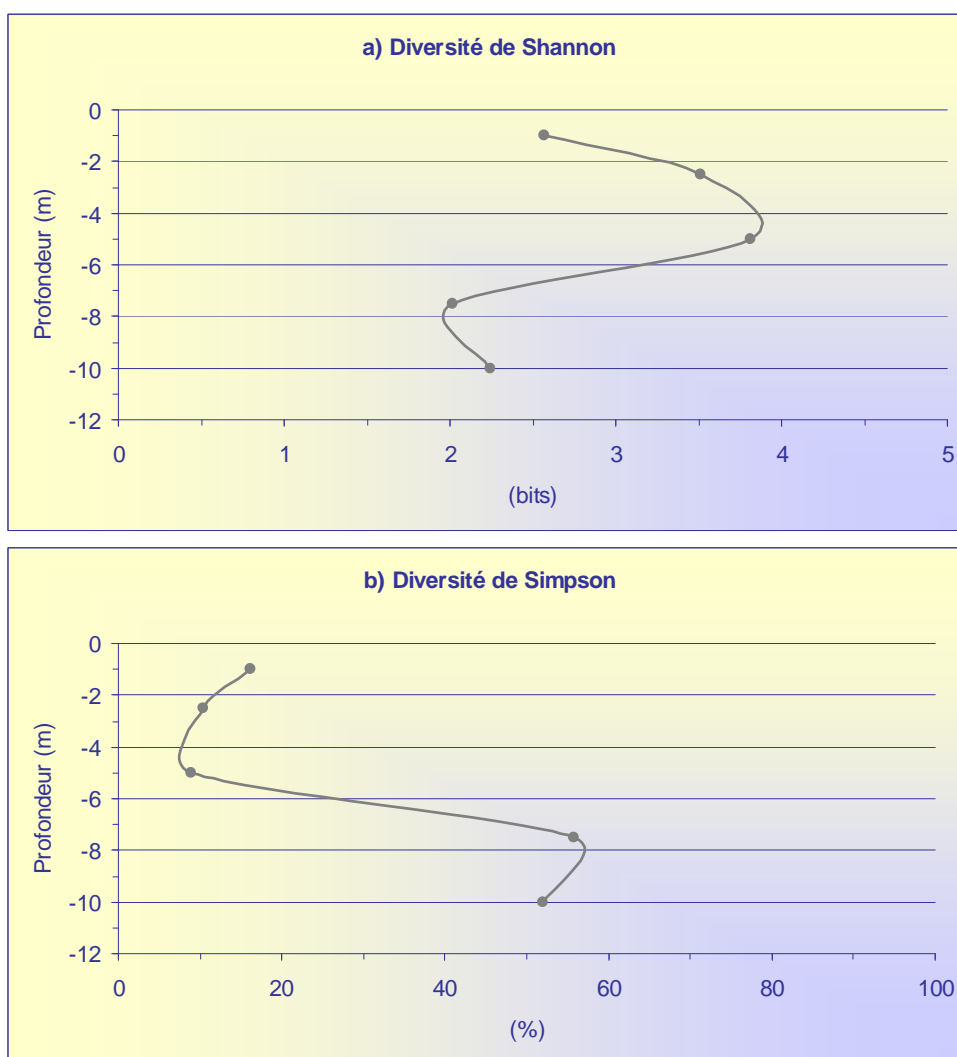


Figure 18 : Diversité du peuplement benthique sur le site pilote de Leucate

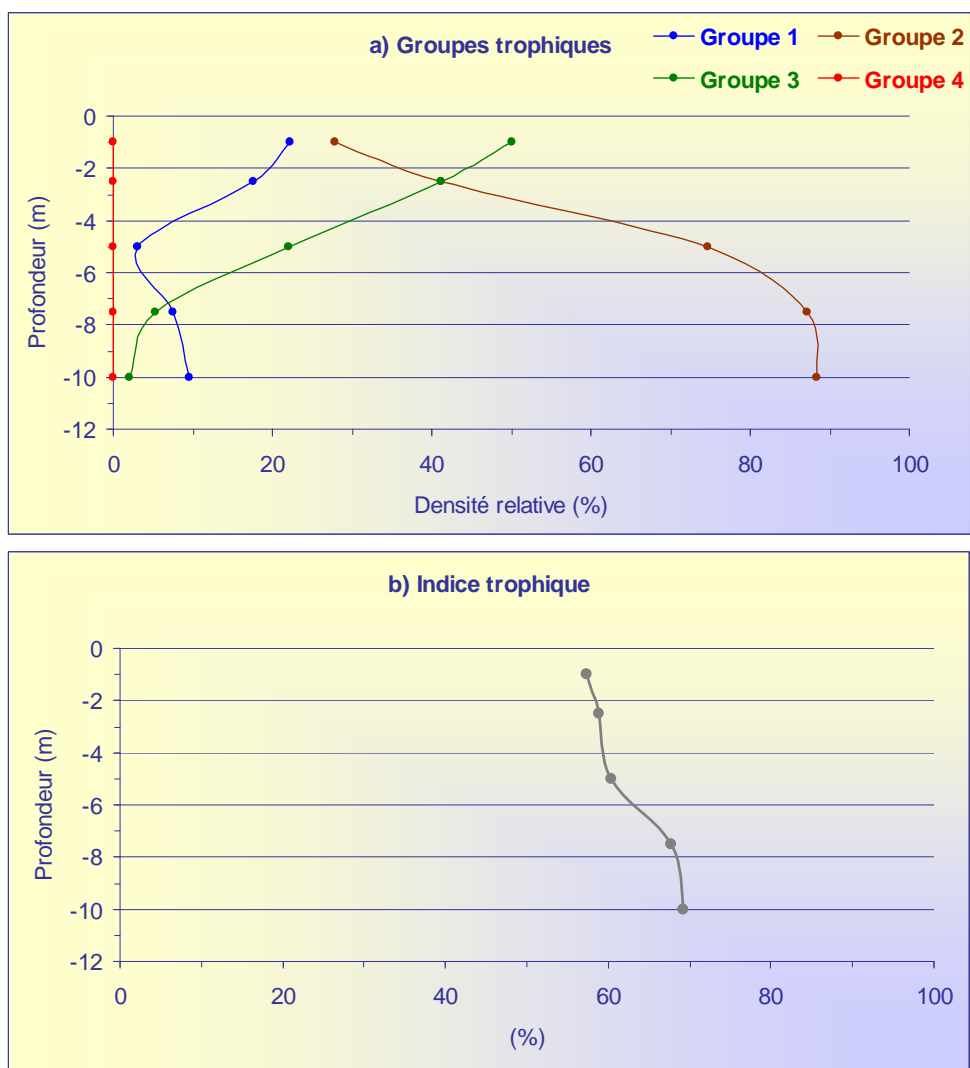


Figure 19 : Structure trophique du peuplement benthique sur le site pilote de Leucate

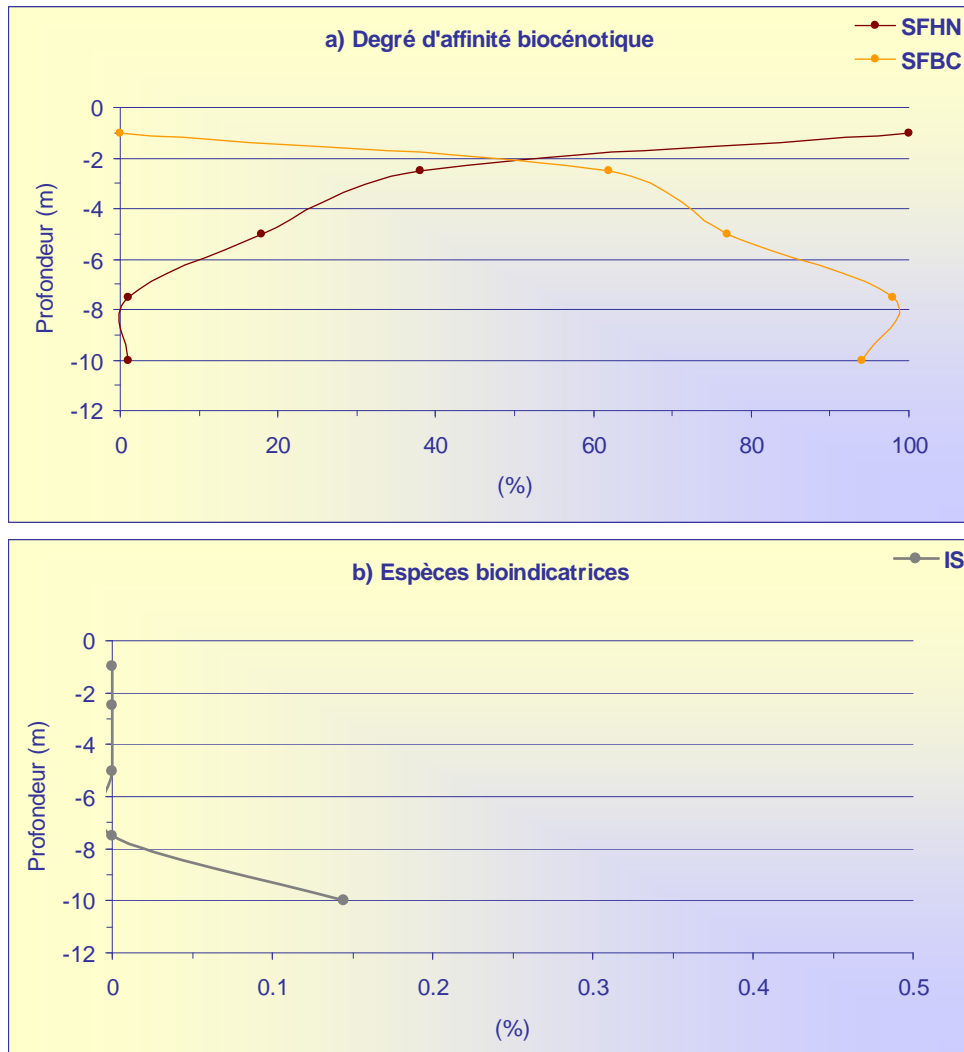


Figure 20 : Ecologie des espèces benthiques sur le site pilote de Leucate

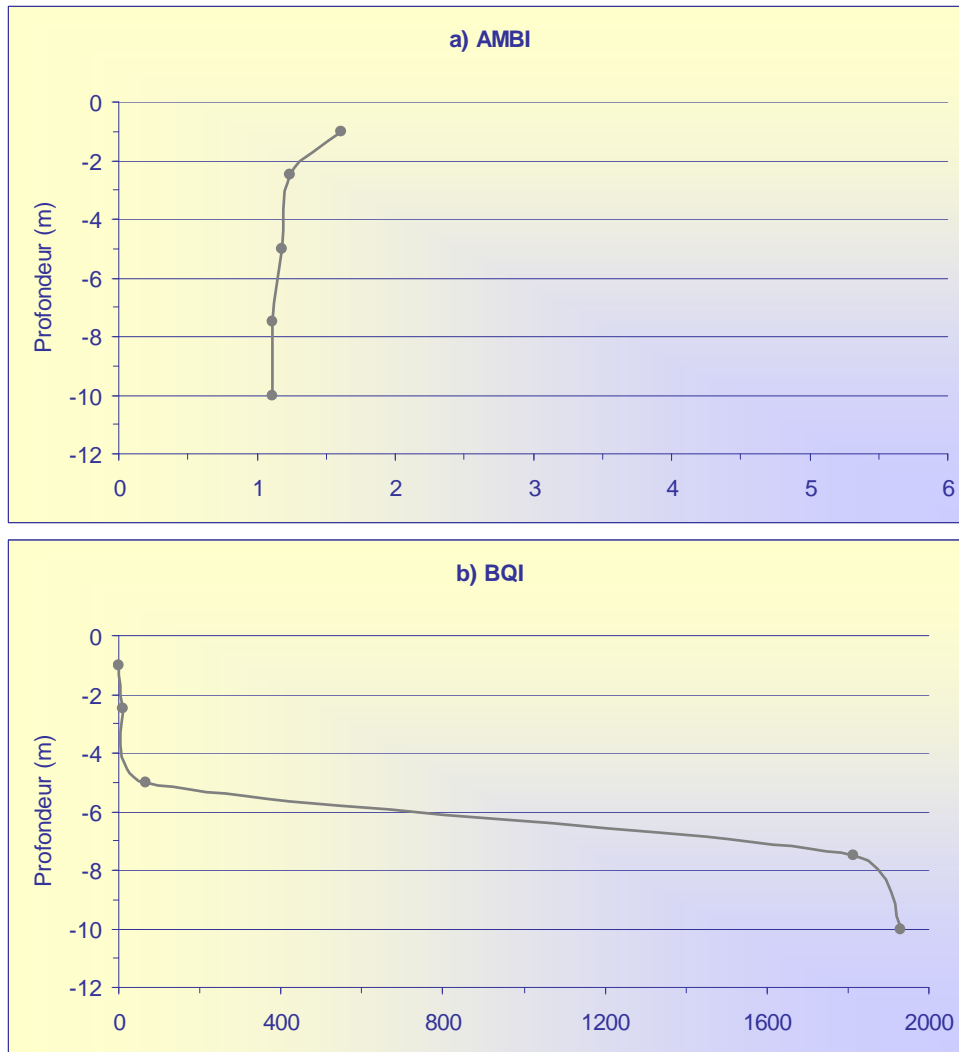


Figure 21 : Indices biologiques du peuplement benthique sur le site pilote de Leucate

4.1.2.2.4 - Espèces particulières

Au moins 16 espèces de mollusques bivalves échantillonnées sur le site pilote de Leucate sont susceptibles de faire l'objet d'une pêche à pied, plus la crevette grise *Crangon crangon*. Il s'agit des coques ou bucardes *Cardium echinatum* et *Cardium tuberculatum*, des donax et des tellines *Donax trunculus* et *Tellina tenuis*, des lucines *Divaricella divaricata* et *Loripes lacteus*, de la mactre *Macra corallina*, de la vénus *Spisula subtruncata*, des praires *Clausinella fasciata* et *Dosinia lupinus*, et des couteaux *Ensis arcuatus*, *Ensis siliqua*, *Cultellus tenuis*, *Pharus legumen*, *Phaxas pellucidus* et *Cultrensis adriaticus*. L'évolution de la densité de chacun de ces coquillages a été tracée en fonction de la profondeur d'échantillonnage (Figure 22).

D. trunculus affectionne les sables fins des hauts niveaux. C'est la seule espèce consommable recensée à 1 et 2,5 m de profondeur. Son effectif est de 8 ind./m² à 1 et 2,5 m de fond, de 2 ind./m² à 5 et 7,5 m et elle est absente à 10 m de profondeur. Les effectifs les plus élevés correspondent à un sédiment constitué par un mélange de plus de 90% de sables grossiers (250-1000 µm) et de moins de 10% de sables fins (63-250 µm), et elle est absente lorsque le taux de sables grossiers est de l'ordre de 30%. Pour un même effectif de 8 ind./m², la biomasse¹⁵ de cette espèce est comparable à 1 et à 2,5 m : 0,72 g/m² sec (soit environ 3,6 g/m² en poids frais). Les individus sont donc aussi gros (0,1 g/m² sec) à 1 m de fond qu'à 2,5 m. A 7,5 m de profondeur, la biomasse de *D. trunculus* n'a pu être estimée, mais la biomasse des bivalves filtreurs (au nombre de 6 ind./m² au total) est de 0,025 g/m² sec, ce qui représente une biomasse par individu bien plus faible qu'à 1 et 2,5 m de profondeur.

T. tenuis affectionne aussi les sables fins des hauts niveaux mais à l'inverse de *D. trunculus*, elle est absente sur les très hauts fonds et n'a été récoltée qu'à 7,5 et 10 m de profondeur où son effectif est de 2 et 4 ind./m² respectivement. Elle n'est donc présente que lorsque le taux de sables fins dépasse 35%. Les cardidés et vénérédés, inféodés aux sables fins bien calibrés, n'ont également été recensés qu'à 7,5 et 10 m. Les lucines et la vénus n'ont également été recensés qu'à 7,5 et/ou 10 m de fond. La mactre *M. corallina* apparaît en revanche dans les prélèvements dès 5 m. Les couteaux sont observés uniquement à 7,5 et 10 m de profondeur, sauf *C. tenuis* présent à 5 m. La densité maximale observée pour toutes ces espèces est de 22 ind./m² pour le couteau *E. arcuatus* à 10 m de fond.

La crevette grise n'a été recensée qu'à 7,5 m de profondeur où son effectif est de 2 ind./m². Ce crustacé dépositivore présente de fortes affinités pour la biocénose des sables fins bien calibrés.

On observe donc la présence d'espèces consommables sur le site pilote de Leucate, à toutes les profondeurs échantillonnées (Figure 23). Jusqu'à 5 m de profondeur, on ne trouve presque que *D. trunculus*. C'est à 1 et 2,5 m qu'elle est la plus abondante (8 ind./m²), et sa biomasse est de 0,72 g/m² sec (Figure 24), soit 3,6 g/m² en poids frais. La profondeur de 5 m semble être une zone de transition entre les très petits fonds sableux instables où ne se maintiennent que quelques rares espèces résistantes et les fonds sableux plus profonds et moins exposés et plus diversifiés en espèces. C'est en effet à 7,5 m de fond que les espèces consommables sont les plus variées : 12 espèces sont présentes, mais c'est à 10 m qu'on en trouve le plus : 86 ind./m² au total dont environ 60% de couteaux. La biomasse des bivalves filtreurs est en revanche faible (0,06 g/m² sec, soit 0,3 g/m² frais).

¹⁵ Dans le cadre de la présente étude, chaque espèce n'a pas fait l'objet d'un calcul de sa biomasse individuelle, les pesées ayant été effectuées globalement par embranchement et régime alimentaire. Quelques valeurs ont toutefois pu être déduites des pesées globales pour *Donax trunculus*.

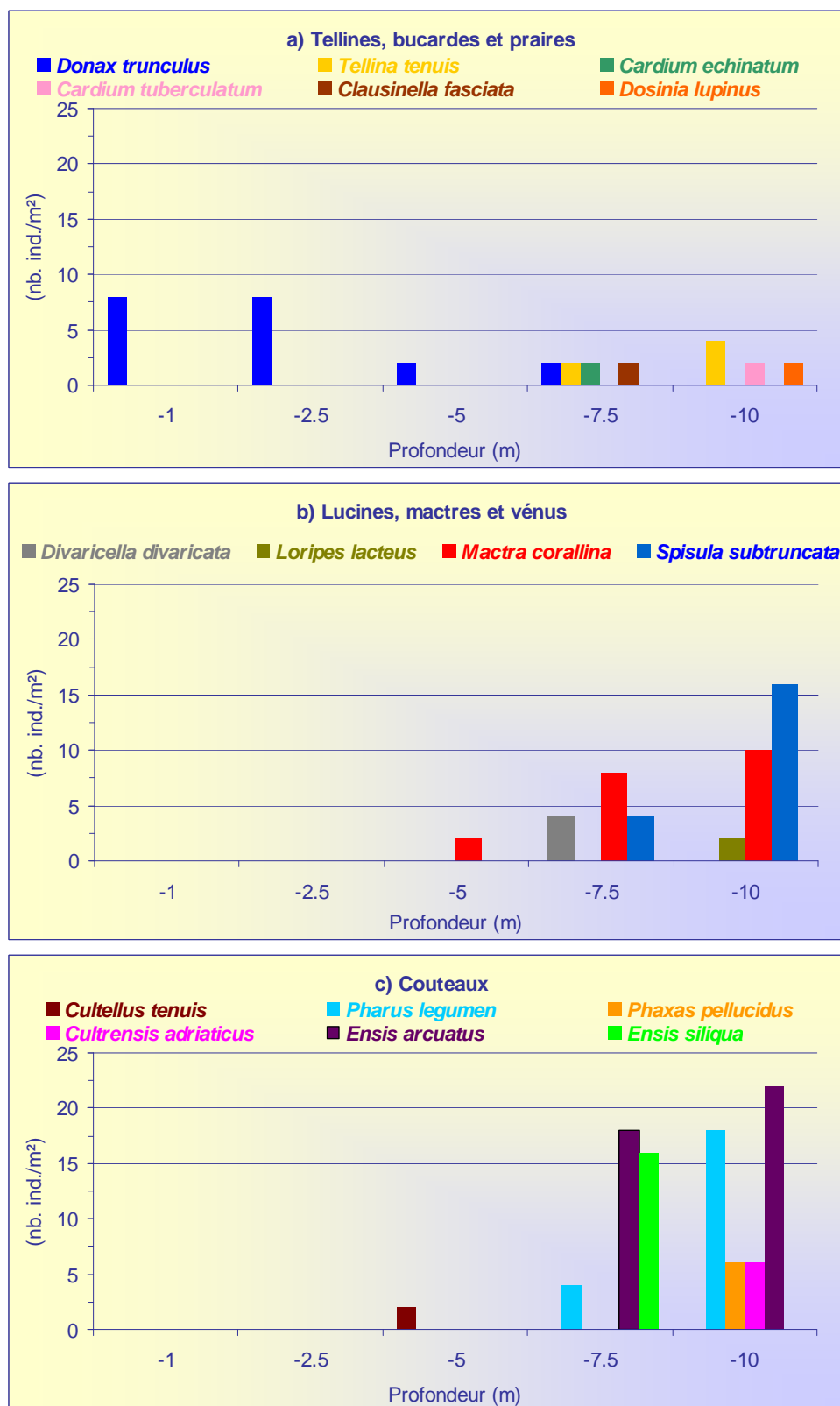


Figure 22 : Densité des espèces consommables échantillonnées sur le site pilote de Leucate

4.1.2.2.5 - Profil biologique

Sur le site pilote de Leucate, l'échantillonnage du peuplement benthique des fonds entre 1 et 10 m a permis de mettre en évidence sa richesse croissante avec la profondeur, que ce soit en terme de nombre d'espèces (de 7 à 50) ou d'individus totaux (de 36 à 1380 ind./m²), ou encore en terme d'espèces consommables :

- A 1 m de profondeur, le peuplement est très pauvre (7 espèces dans les 5 bennes de la station ; 36 ind./m²), mais atteint sa biomasse maximale (3,5 g/m² sec). Les individus présents sont donc de grande taille, et composés à 60% par des dépositivores. Ce peuplement est inféodé aux sables fins des hauts niveaux. L'effectif de *Donax trunculus* est de 8 ind./m² et sa biomasse est de 0,7 g/m² sec).
- A 2,5 m de fond, le peuplement est encore pauvre, bien qu'il y ait deux fois plus d'espèces (16) et d'individus (68 ind./m²) qu'à 1 m de profondeur, mais sa biomasse totale a diminué de moitié (1,9 g/m² sec). Quelques espèces inféodées aux sables fins bien calibrés apparaissent. L'effectif et la biomasse de *D. trunculus* sont les mêmes qu'à 1 m de fond.
- A 5 m de profondeur, le peuplement s'est enrichi mais demeure encore pauvre (22 espèces ; 190 ind./m² ; 0,6 g/m² sec). Il est dominé par les détritivores. L'effectif de *D. trunculus* est de 2 ind./m² et les individus sont de très petite taille.
- A 7,5 m de fond, le peuplement devient normal (47 espèces ; 1362 ind./m² ; 2,1 g/m² sec). Les individus sont à plus de 85% détritivores, la seule espèce *Owenia fusiformis* représentant les trois quarts des individus totaux. Douze espèces consommables sont présentes, en effectif de 68 ind./m² au total, dont 60% de couteaux. Ils forment une biomasse inférieure à 0,06 g/m² sec.
- A 10 m, le peuplement est resté inchangé (50 espèces ; 1380 ind./m²). Les détritivores et *O. fusiformis* restent dominants. On voit apparaître plusieurs espèces typiques des fonds plus envasés et disparaître *D. trunculus*. On observe dix espèces consommables, qui atteignent un effectif total de 86 ind./m² et une biomasse inférieure à 0,06 g/m² sec.

Le peuplement benthique du site pilote de Leucate est donc naturellement pauvre jusqu'à 5 m où l'hydrodynamisme est particulièrement élevé. Il contient quelques représentants de l'espèce *D. trunculus* qui représentent une biomasse de 3,6 g/m² en poids frais. A partir de 7,5 m, les contraintes hydrodynamiques sont moins fortes et le peuplement s'enrichit fortement, notamment en autres espèces consommables dont principalement des couteaux.

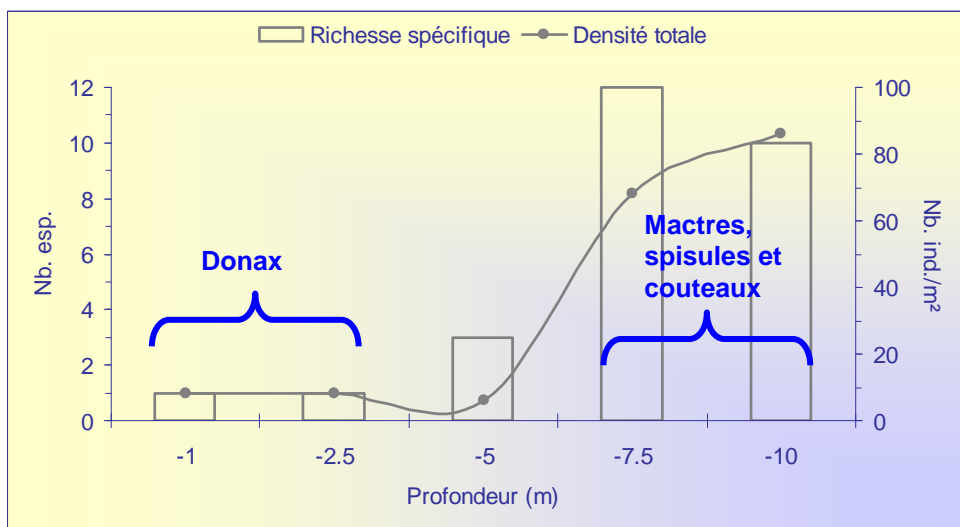


Figure 23 : Richesse spécifique et densité totales des espèces consommables échantillonnées sur le site pilote de Leucate

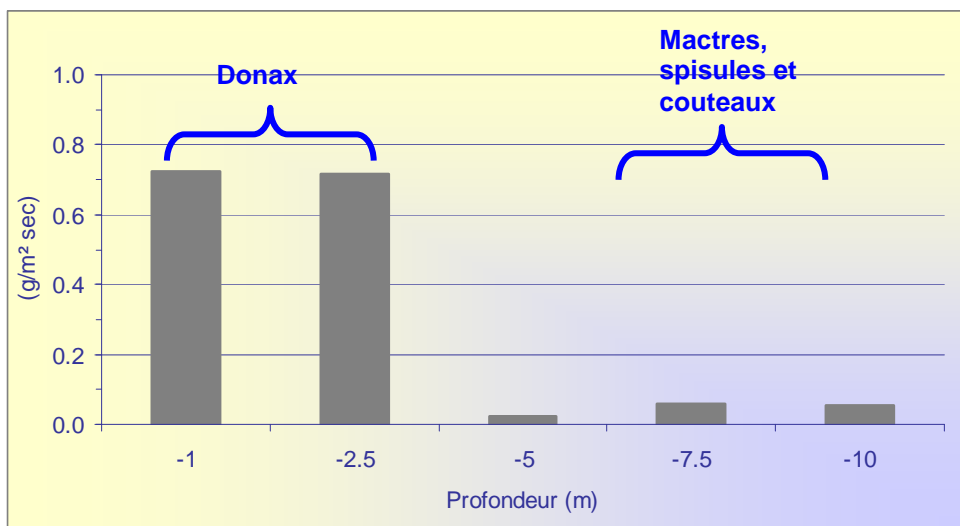


Figure 24 : Biomasse totale des bivalves filtreurs échantillonnés sur le site pilote de Leucate

4.2 - Site du lido de Sète

4.2.1 - Méthodologie

Les données benthiques prises en compte pour établir le profil biologique du site pilote du lido de Sète sont issues de deux campagnes d'échantillonnage réalisées par Créocéan à hauteur des Salines de Villeroy, dans le cadre d'un programme de protection et d'aménagement durable du lido de Sète à Marseillan :

- La première étude, réalisée en 2005, concernait plusieurs opérations sur le domaine maritime dont le reprofilage de la plage et la construction d'un cordon dunaire en haut de plage, ainsi que la construction d'ouvrages de protection des plages contre l'érosion, de type brise-lames. Notamment la mise en place de cinq brise-lames faiblement émergeant de 150 m de long, implantés à 150 m du rivage, intercalés avec six ouvrages plus courts d'environ 80 m de long et distants de 70 à 80 m du rivage, était proposée. Deux stations avaient été échantillonnées face aux salines, par des fonds de 1,8 et 2 mètres, selon la même méthodologie que pour le site de Leucate.
- La seconde étude, réalisée en 2006 et avec des protocoles opératoires identiques, concernait la mise en place parallèlement au rivage, sur un linéaire de 2400 m, de deux boudins en géotextile de 6 m de large et de 3 m de haut, soit sur une emprise totale directe au sol de 12 m. La position des tubes était prévue sur des fonds de 5 à 6 m et à environ 500 à 550 m du trait de côte. La zone de prélèvement par dragage des matériaux nécessaires au remplissage des tubes était une zone de 700 m de large sur 2400 m de long et sur 10 cm d'épaisseur, située au droit du futur ouvrage, au-delà de 8 m de fond et jusqu'à une distance du rivage de 1500 m maximum. Deux stations situées à 6 m de fond dans la zone de pose des boudins ont été échantillonnées dans le cadre de cette étude, plus trois autres stations situées sur la zone d'emprunt par des fonds de 10 m. Deux stations supplémentaires, à 8 et 12 m de profondeur, ont de plus fait l'objet de mesures granulométriques.

Station	ED50 Nord	ED50 Est	Profondeur (m)
1	43°23,017'N	03°38,689'E	2,00
2	43°22,548'N	03°37,961'E	1,80
3	43°20,636'N	03°35,436'E	1,90

Tableau 17 : Localisation des stations d'échantillonnage à Sète en 2005

Station	ED50 Nord	ED50 Est	Profondeur
1	03° 38,163'	43° 22,374'	6m
2	03° 38,768'	43° 22,743'	6m
3	03° 38,464'	43° 22,181'	10m
4	03° 39,110'	43° 22,523'	10m
5	03° 39,559'	43° 22,835'	10m
BRL 8m	03° 38,844'	43° 22,643'	8m
BRL12m	03° 39,164'	43° 22,432'	12m

Tableau 18 : Localisation des stations d'échantillonnage à Sète en 2005

4.2.2 - Résultats et interprétation

4.2.2.1 - Le milieu physique

Le sédiment est constitué par un mélange de sables fins et grossiers. A 2 m de profondeur, on trouve 55% de sables fins et 45% de sables grossiers (Figure 25a). Entre 6 et 12 m, le taux de sables reste constant aux alentours de 95 à 98%, les 2 à 5% des particules restantes étant des vases. Les sables fins restent dominants, avec 60 à 85% des particules totales. Les teneurs en matière organique sont faibles : en moyenne 1,75% sec à 2 m et 2,9% sec à 10 m (Figure 25b).

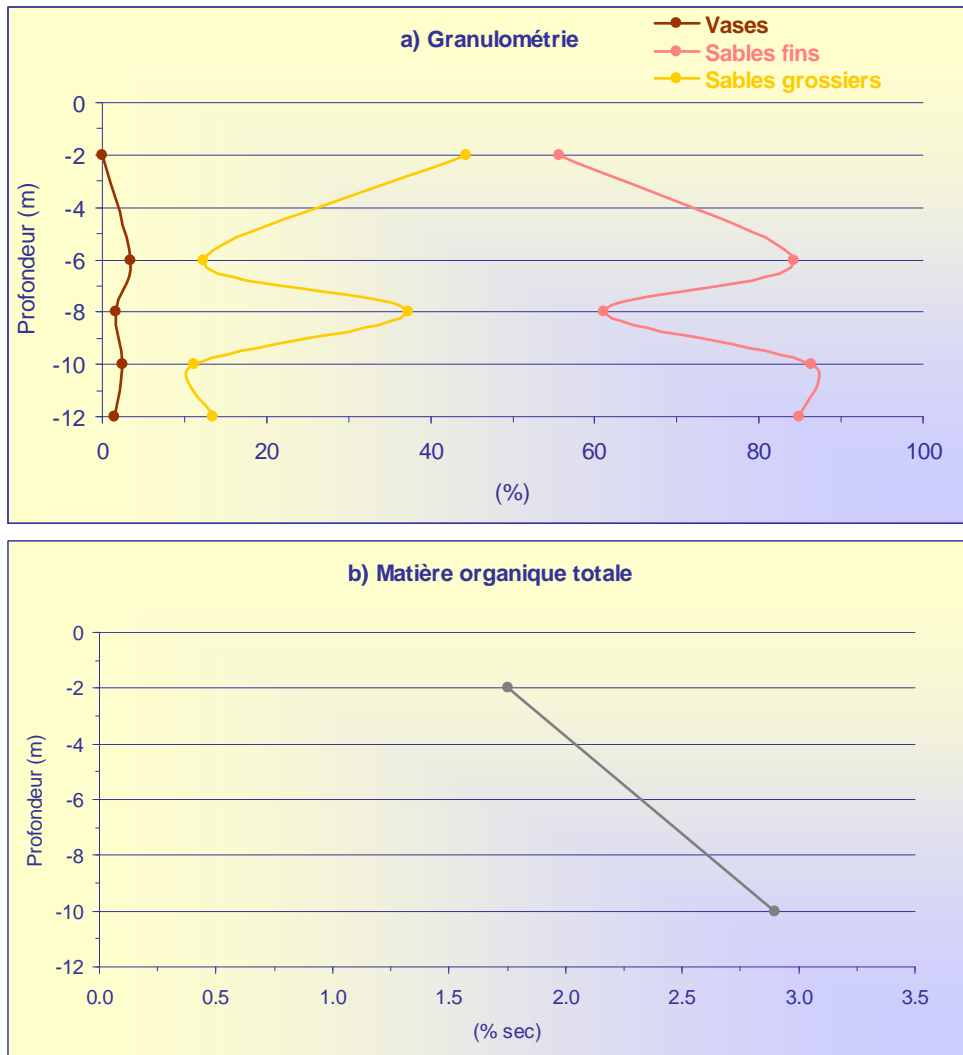


Figure 25 : Physico-chimie du sédiment sur le site pilote de Sète

4.2.2.2 - Peuplement benthique

4.2.2.2.1 - Structure générale du peuplement

Le peuplement benthique échantillonné en sept stations situées à 2, 6 et 10 m est composé de 101 espèces, ce qui est assez important, dont 34 annélides, 30 crustacés, 30 mollusques, 2 échinodermes, 1 némerte, 1 phoronidien et 1 sipunculien. Comme à Leucate, on observe une bonne représentativité des crustacés et mollusques.

La **richesse en espèces** augmente avec la profondeur, de 27 espèces à 2 m de fond, à une cinquantaine d'espèces à partir de 6 m (Figure 26a). La **densité totale** est faible à 2 m (343 ind./m²) et atteint des valeurs nettement supérieures et normales en milieu marin (1122-1222 ind./m²) à partir de 6 m (Figure 26b). La **biomasse totale** est faible et varie entre 0,29 g/m² sec à 2 m de profondeur et 2,12 g/m² à 10 m (Figure 26c). L'**indice de diversité de Shannon** augmente avec la profondeur. Sa valeur est moyenne (3,6 bits) à 2 m de fond et élevée (4,6 à 5,1 bits) à partir de 6 m (Figure 27a). L'**indice de diversité de Simpson**, à l'inverse, diminue de 14% à 2 m à 7% à 10 m (Figure 27b).

4.2.2.2.2 - Structure trophique du peuplement

Les espèces du groupe trophique 2 (détritivores) sont dominantes aux trois profondeurs. Leur pourcentage décroît avec la profondeur, de 67% à 2 m à 46% à 10 m, au profit des espèces du groupe 3 (dépositivores et carnivores), dont la densité augmente de 8 à 27% entre 2 et 10 m (Figure 28a). Les suspensivores (groupe 1) représentent entre 21 et 27% des individus totaux. En milieu marin stable, les groupes trophiques 1, 2 et 3 forment approximativement 10, 60 et 30% des individus totaux respectivement. Sur la zone échantillonnée, on observe donc essentiellement un léger excès d'individus de groupe 1. Ceux-ci sont des mollusques bivalves, qui affectionnent les hauts fonds sableux soumis à une forte énergie hydrodynamique.

Les valeurs de l'indice trophique diminuent avec la profondeur, de 72% à 2 m à 67% à 10 m (Figure 28b). Ces niveaux de valeurs sont élevés et traduisent l'absence de perturbation du peuplement lié à un excès de matière organique dans le milieu.

4.2.2.2.3 - Ecologie du peuplement

27 espèces caractéristiques de sept biocénoses-types (SFHN, SGCF, SFBC, DL, DC, SVMC et VP) ont été recensées. Toutefois le degré d'affinité pour une biocénose n'est significatif (>50%) que pour la biocénose des SFBC (Sables Fins Bien Calibrés). Il est de 88% à 2 m de profondeur et de 96% à partir de 6 m (Figure 29a). Seize espèces échantillonnées affectionnent ce type d'habitat, les plus abondantes étant les crustacés amphipodes *Siphonoecetes dellavallei* et *Urothoe pulchella*, et le bivalve *Thracia papyracea*.

Le peuplement échantillonné à 2 m de profondeur présente un degré d'affinité de 8% pour la biocénose des SGCF (Sables Grossiers sous influence des Courants de Fond), dû à la présence des crustacés *Pontocrates arenarius* et *Eurydice truncata*.

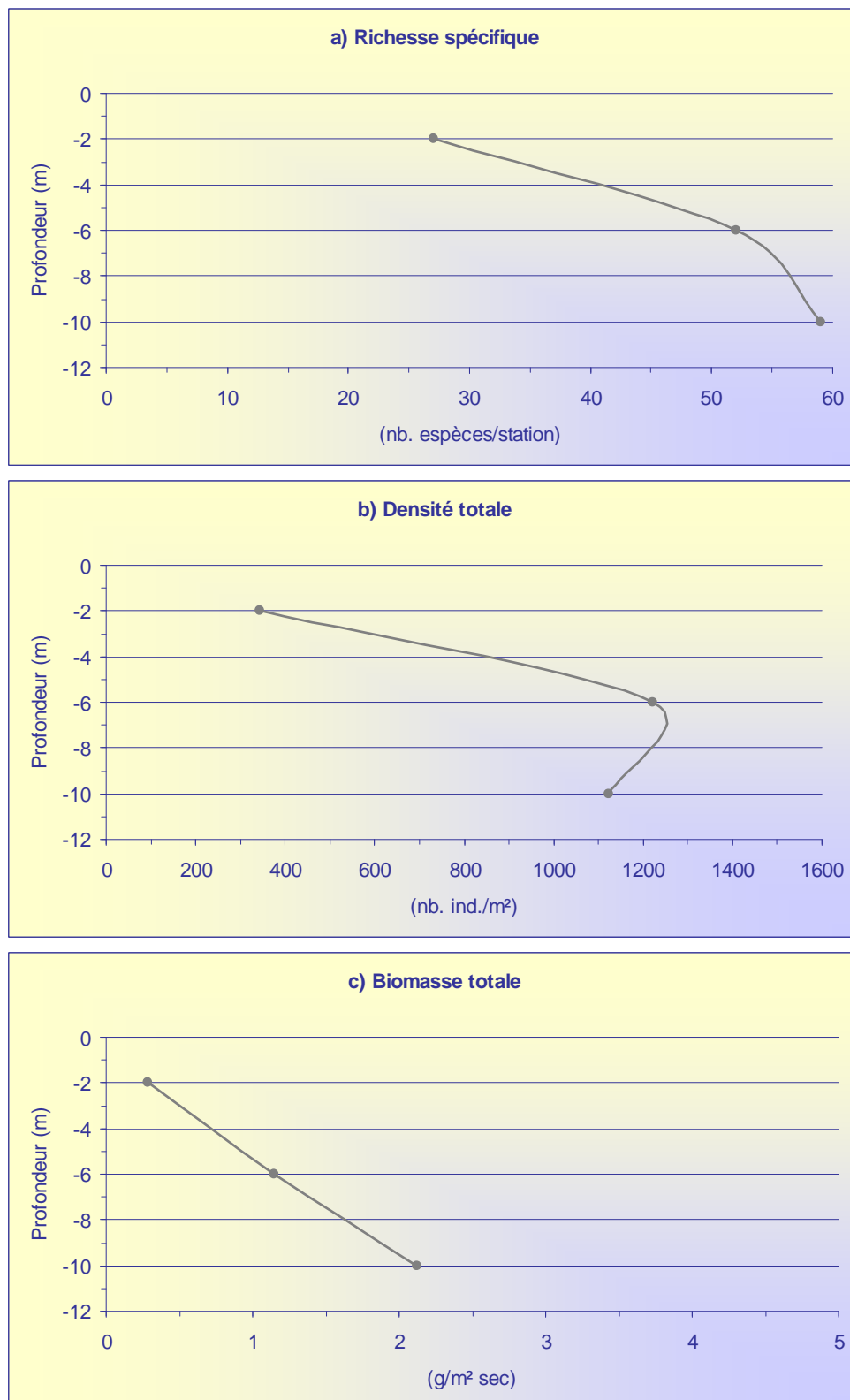


Figure 26 : Structure générale du peuplement benthique sur le site pilote de Sète

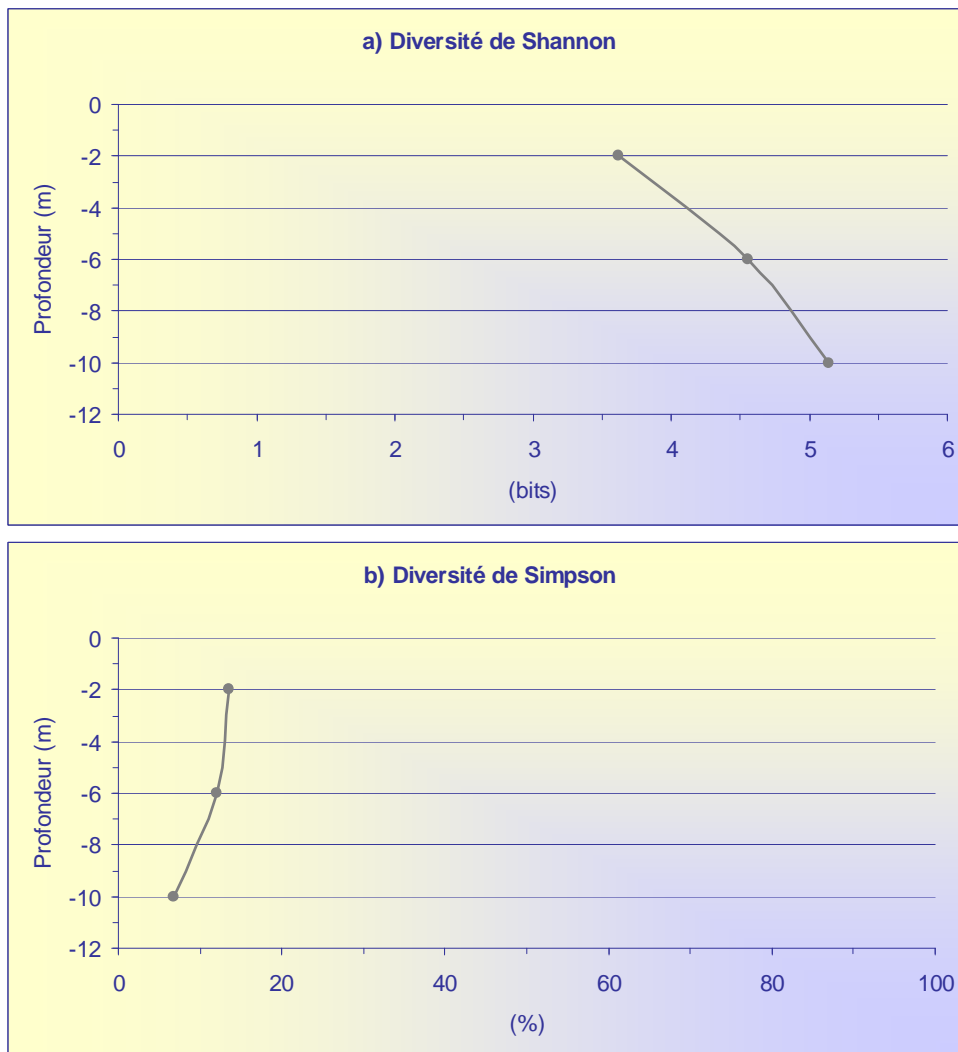


Figure 27 : Diversité du peuplement benthique sur le site pilote de Sète

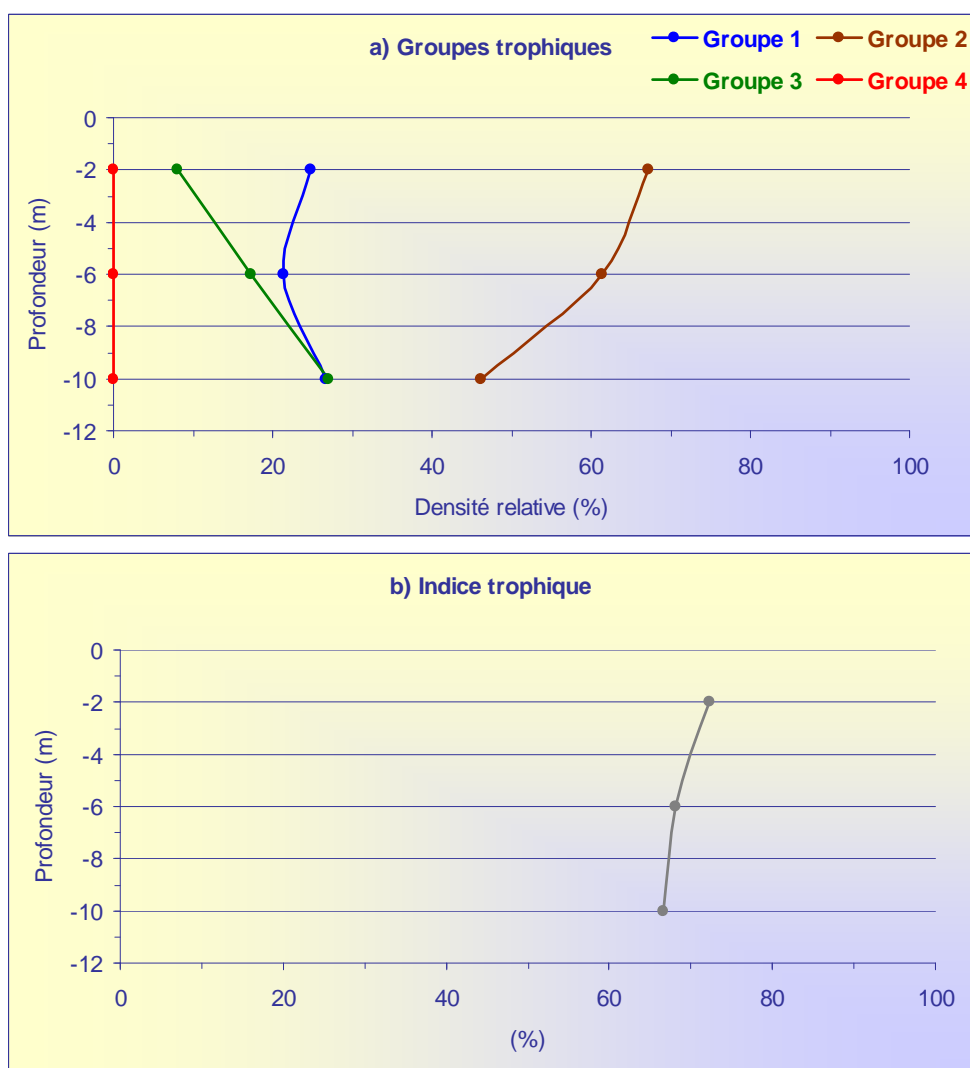


Figure 28 : Structure trophique du peuplement benthique sur le site pilote de Sète

Le degré d'affinité du peuplement pour la biocénose de SFHN (Sables Fins des Hauts Niveaux) est très faible (1%) quelle que soit la profondeur. Il est lié à la présence des donax (*Donax semistriatus* et *Donax trunculus*) et du crustacé cumacé *Iphinoe inermis*.

Le degré d'affinité du peuplement pour la biocénose des SFBC est donc très élevé quelle que soit la profondeur, signe que cette biocénose est bien établie. Elle n'est d'ailleurs pas perturbée comme le montre la faible représentativité des espèces indicatrices de perturbation. A 6 m de fond, on recense en effet seulement 0,5% d'espèces indicatrices d'un enrichissement du milieu en matière organique et 0,5% d'espèces indicatrices d'une hyper sédimentation de sables fins. A 10 m, ces deux types de bioindicateurs forment chacun 0,7% du peuplement, auxquels s'ajoute 0,3% d'espèces indicatrices d'instabilité sédimentaire (Figure 29b).

Les valeurs de l'AMBI varient entre 0,89 et 1,01 (Figure 30a) et celles du BQI entre 72 et 639 (Figure 30b). Ces niveaux de valeurs sont caractéristiques d'un peuplement en très bon état de santé.

4.2.2.2.4 - Espèces particulières

Au moins 15 espèces de mollusques bivalves échantillonnées sur le site pilote de Sète ont été considérées comme consommables. Il s'agit de l'anomie *Anomia ephippium*, de l'arche *Arca tetragona*, des tellines *Donax semistriatus*, *Donax trunculus*, *Donax venustus*, *Tellina donacina*, *Tellina fabula*, *Tellina pulchella* et *Gastrana fragilis*, des praires *Clausinella fasciata* et *Gouldia minima*, de la lucine *Divaricella divaricata*, de la mactre *Mactra scultorum*, de la vénus *Spisula subtruncata* et de la moule *Modiolula phaseolina*. L'évolution de la densité de chacun de ces coquillages a été tracée en fonction de la profondeur d'échantillonnage (Figure 31). Seuls toutefois les donax sont véritablement susceptibles de faire l'objet d'une pêche à pied.

Le nombre d'espèces consommables présentes à chacune des trois profondeurs est constant : 6 à 2 m, 7 à 6 m et à 10 m (Figure 32). A 2 m de fond, leur densité totale est de 70 ind./m² et elles forment une biomasse totale de 0,08 g/m² sec (Figure 33), ce qui représente approximativement une biomasse de 0,4 g/m² en poids frais. L'espèce la plus abondante est *T. fabula* (52 ind./m²), et à part *C. fasciata*, toutes sont absentes aux autres profondeurs.

A 6 m de fond, la densité totale de ces bivalves a doublé (156 ind./m²), mais leur biomasse totale a diminué (0,06 g/m² sec, soit environ 0,3 g/m² frais). Les deux espèces les plus abondantes sont *C. fasciata* (67 ind./m²) et *D. divaricata* (44 ind./m²).

A 10 m, ces bivalves sont au nombre de 181 ind./m² et forment une biomasse de 0,09 g/m² sec. Les deux espèces les plus abondantes sont *D. divaricata* (126 ind./m²) et *S. subtruncata* (33 ind./m²). *D. trunculus* n'est présente qu'à cette profondeur où son effectif est de 4 ind./m².

On observe donc la présence d'espèces consommables sur le site pilote de Sète, aux trois profondeurs échantillonnées. Le nombre de ces espèces est constant, ainsi que leur biomasse totale, en revanche leur densité totale augmente avec la profondeur. Comme sur le site de Leucate, c'est donc à faible profondeur (dans les deux premiers mètres) que les coquillages sont les plus gros.

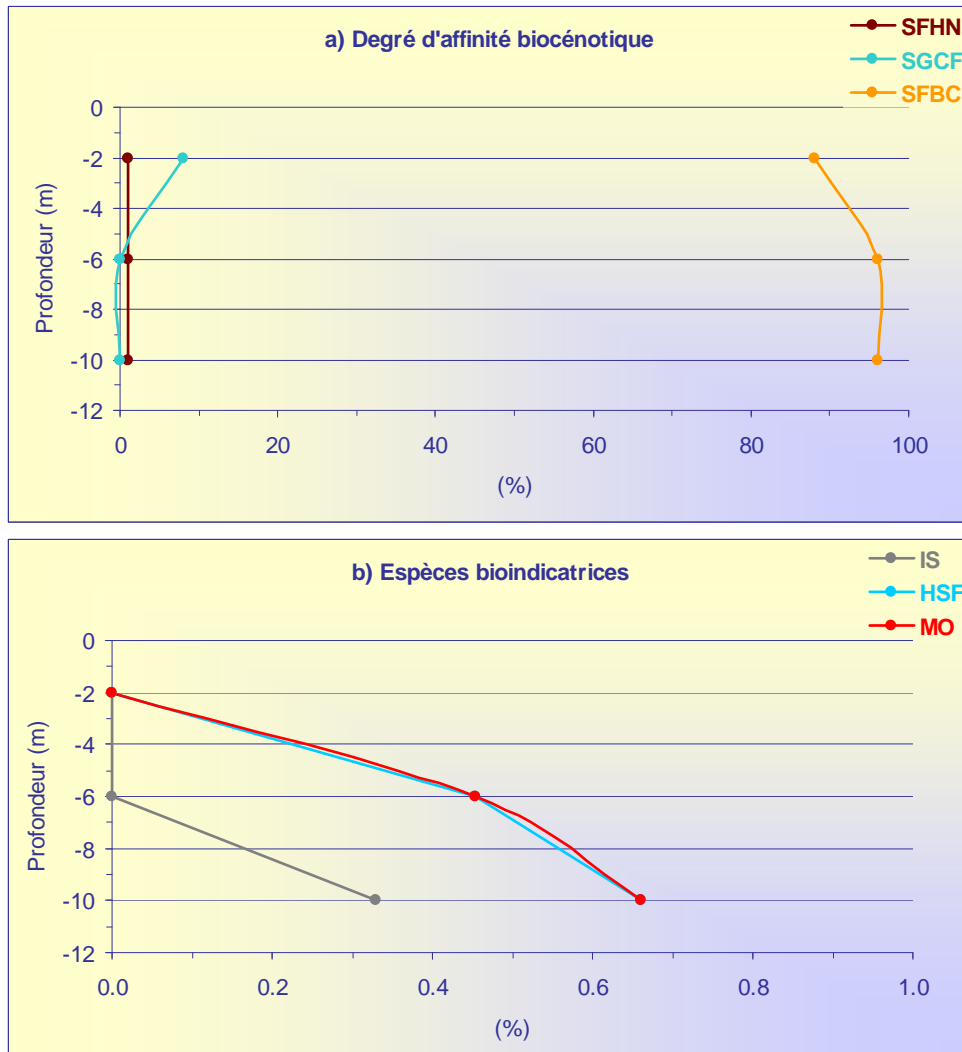


Figure 29 : Ecologie des espèces benthiques sur le site pilote de Sète

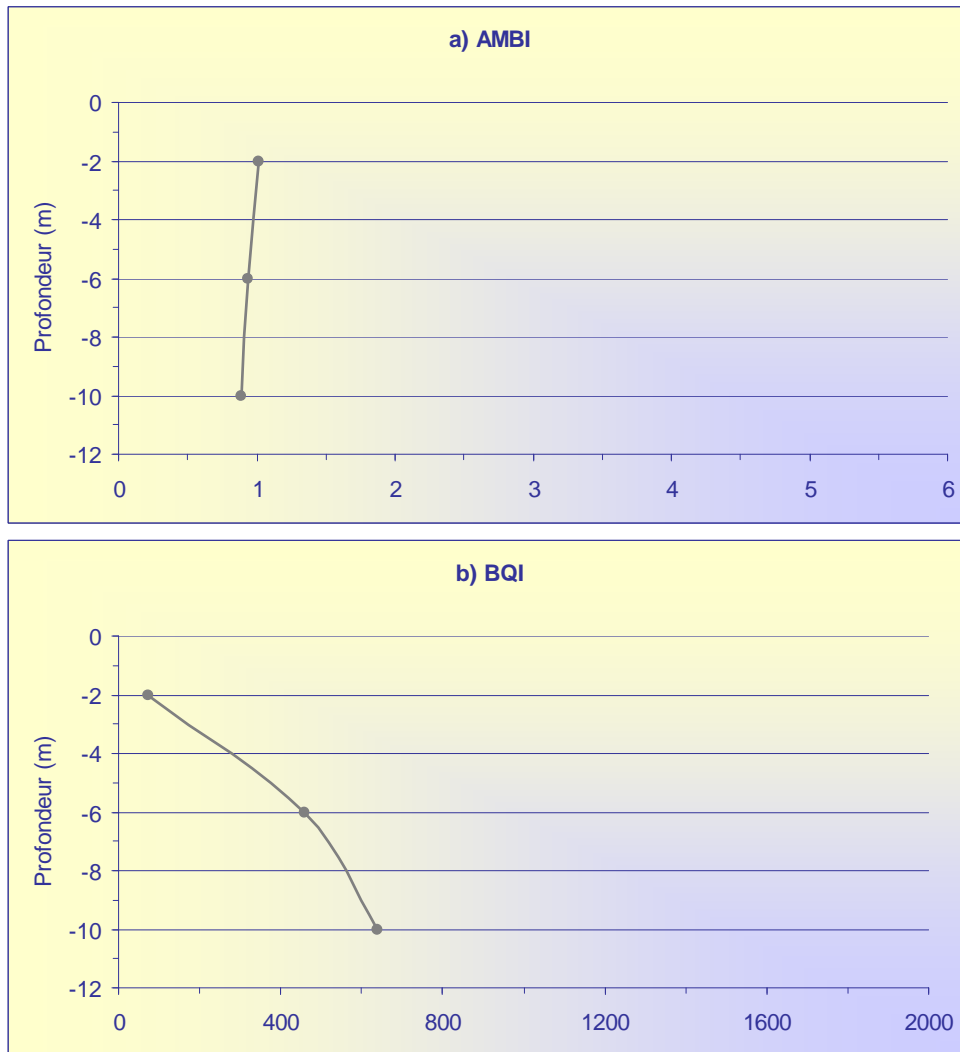


Figure 30 : Indices biologiques du peuplement benthique sur le site pilote de Sète

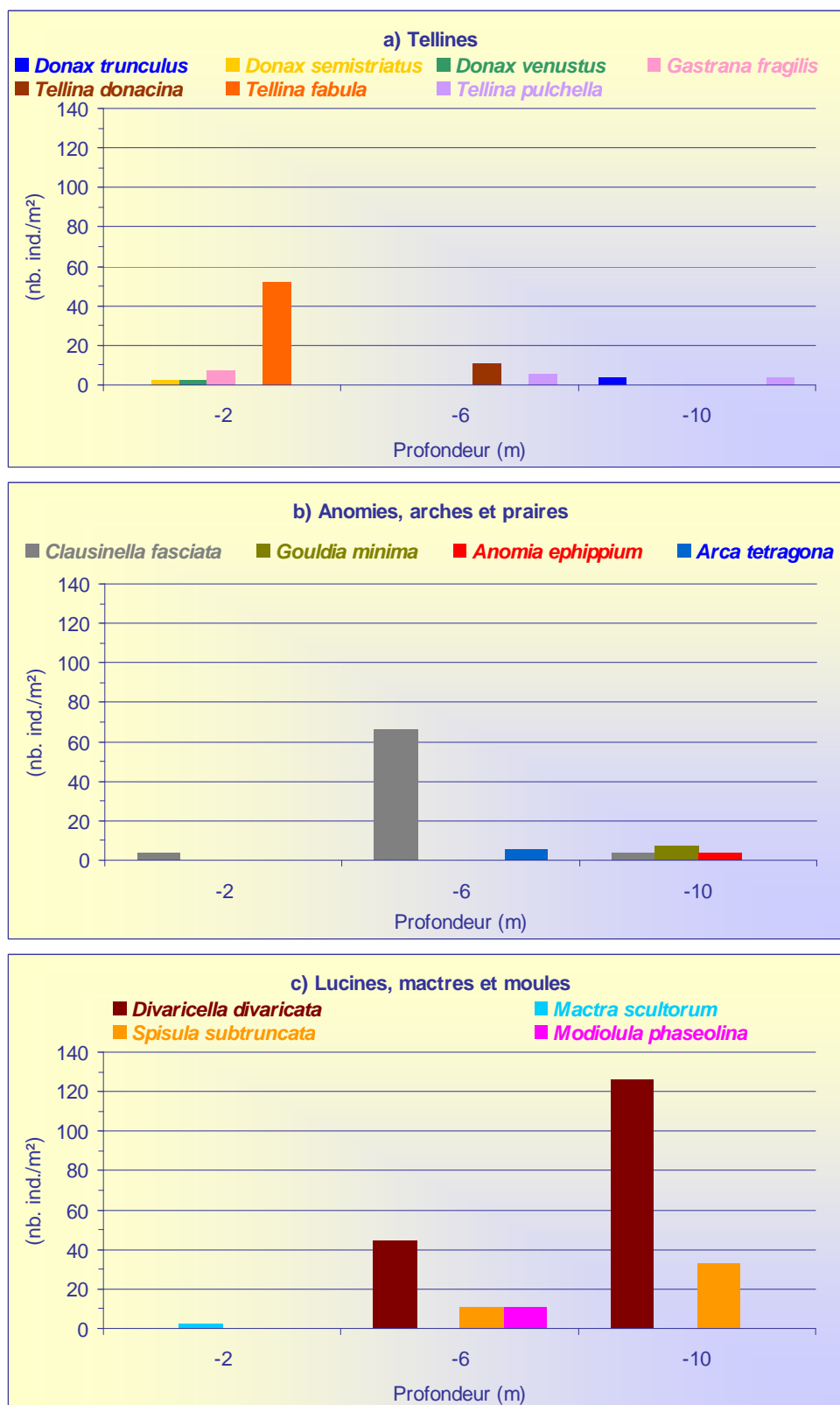


Figure 31 : Densité des espèces consommables échantillonnées sur le site pilote de Sète

Les espèces principales sur la zone de Sète sont *T. fabula* à 2 m de fond, et *C. fasciata*, *D. divaricata* et *S. subtruncata* au-delà. *T. fabula*, espèce de la biocénose SFBC, était absente dans les échantillons prélevés à Leucate, en revanche les trois autres espèces étaient présentes à partir de 7,5 m de profondeur. Avec *D. trunculus*, se sont les quatre coquillages consommables communs aux deux sites. On notera enfin l'absence de couteaux sur la plage de Sète alors qu'ils représentaient plus de la moitié des espèces consommables à Leucate.

4.2.2.2.5 - Profil biologique

Sur le site pilote du lido de Sète à Marseillan, l'échantillonnage du peuplement benthique des fonds entre 2 et 10 m a permis de mettre en évidence, comme à Leucate, sa richesse croissante avec la profondeur, que ce soit en terme de nombre d'espèces (de 27 à 59), d'individus totaux (de 343 à 1222 ind./m²) ou de biomasse totale (de 0,3 à 2,1 g/m² sec). Le peuplement benthique est donc pauvre à 2 m de profondeur et devient normal à partir de 6 m. Quelle que soit la profondeur d'échantillonnage, le peuplement est dominé par les détritivores et présente de fortes affinités pour la biocénose des SFBC.

Concernant les espèces consommables, bien qu'on en trouve autant à Sète qu'à Leucate (une quinzaine en tout), on n'observe pas, à Sète, d'augmentation de leur richesse avec la profondeur, ni d'augmentation de leur biomasse près du bord. En revanche, leur densité totale augmente avec la profondeur sur les deux sites. Quatre de ces espèces sont également communes sur ces deux sites, dont *Donax trunculus*. Celle-ci domine à Leucate jusqu'à 5 m de fond, puis le relai est pris par d'autres bivalves dont les couteaux, variés et abondants. A Sète, c'est *Tellina fabula* qui domine près du bord, tandis que *D. trunculus* n'est présente qu'à 10 m de fond et en faible effectif (4 ind./m²). De plus, on n'observe aucune espèce de couteau sur la zone de Sète.

Le peuplement benthique du site pilote de Sète est donc naturellement pauvre jusqu'à au moins 2 m où l'hydrodynamisme est particulièrement élevé et contient quelques bivalves consommables dont *T. fabula*. A partir de 6 m, les contraintes hydrodynamiques sont moins fortes et le peuplement s'enrichit. Les mollusques consommables deviennent plus nombreux, mais ni leur variété, ni leur biomasse totale n'augmente.

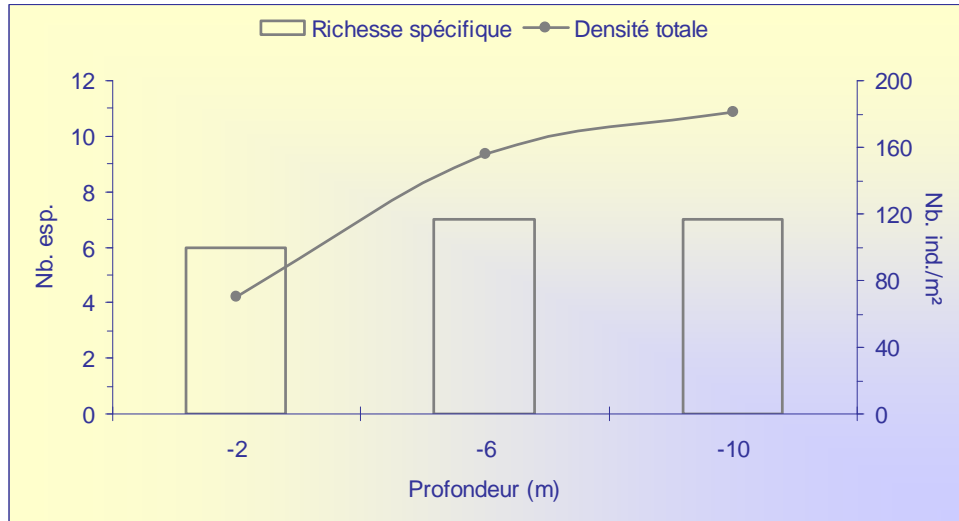


Figure 32 : Richesse spécifique et densité totales des espèces consommables échantillonnées sur le site pilote de Sète

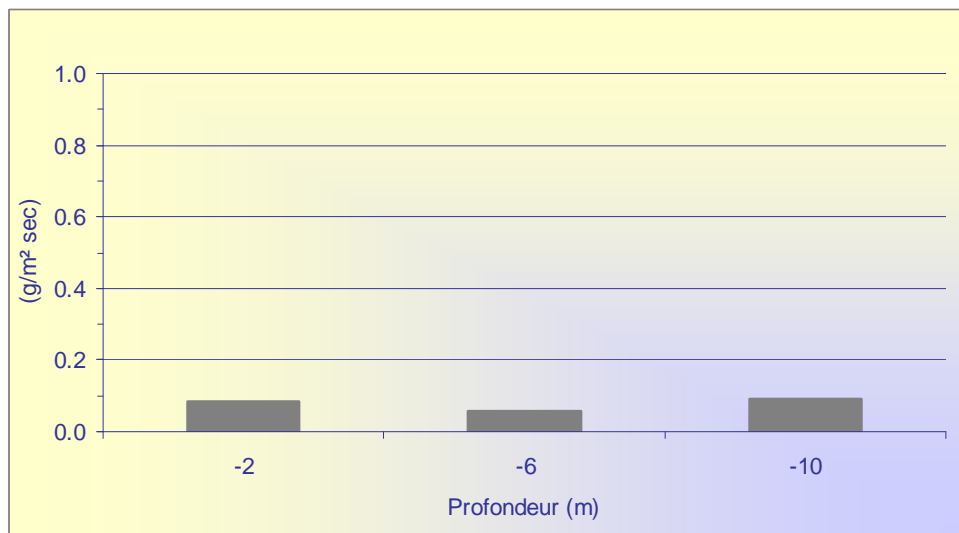


Figure 33 : Biomasse totale des espèces consommables échantillonnées sur le site pilote de Sète

4.3 - Sensibilité du peuplement benthique des petits fonds sableux aux opérations de rechargement

Si on tente d'élaborer un profil théorique de répartition bathymétrique des espèces dans les petits fonds sableux d'avant plage, on constate que :

- Sur les très petits fonds (0-4m), les espèces rares qui sont capables de se maintenir sont essentiellement des tellines et des donax. Sur ces fonds la richesse en espèces est très faible, la densité peut être néanmoins importante en fonction du développement des populations de donax ou de tellines et les biomasses peuvent être importantes lorsque ces populations sont denses. La biocénose la plus représentative de ces petits fonds est la SFHN (Sables fins de haut niveau).
- Les 5 m de profondeur correspondent à une zone de transition.
- Les fonds de 5 à 10 m abritent une communauté beaucoup plus diversifiée que les fonds supérieurs, avec plusieurs espèces de bivalves filtreurs pouvant former des densités et des biomasses conséquentes.

A ces espèces, il faut ajouter deux espèces considérées comme sensibles à forte valeur patrimoniale. Il s'agit de :

- la crevette grise *Crangon crangon* qu'on a trouvée dans des fonds de 7,5 m à Leucate. *C. crangon* est une crevette de petite taille (habituellement 5 à 6 cm maximum). Son corps translucide, comprimé latéralement, est gris ou brunâtre. Elle est omnivore ; elle chasse de préférence la nuit et se nourrit d'algues, d'animalcules planctoniques, de vers marins et d'autres animaux de petites tailles mais ne dédaigne pas les animaux morts. C'est une espèce des fonds sableux et vaso-sableux vivant dans les eaux côtières depuis la surface jusqu'à 20 m (rarement plus), dans les lagunes et les eaux saumâtres des estuaires.
- l'amphioxus qui n'a pas été signalé sur les deux sites pilotes mais qui peut être abondante plus au sud sur le littoral français et notamment dans le secteur d'Argelès (populations exceptionnellement denses) et sur la côte des Albères. Cette espèce vit habituellement dans les sables grossiers et fins graviers entre 4 et 70 m de profondeur. Les amphioxus forment un groupe taxonomique tout à fait original, mal connu et respectant une aire géographique très restreinte. En effet, cette espèce est inféodée aux sables grossiers et graviers parcourus par des courants de fonds importants. Ce faciès étant peu représenté en Languedoc-Roussillon (essentiellement localisé dans les fonds profonds au large des caps de la côte rocheuse des Albères ou au contraire dans des très petits fonds proches du rivage), les populations d'amphioxus sont très peu communes et souvent menacées par les activités humaines (petits fonds littoraux). Pour ces raisons, ce biotope doit être préservé et les interventions humaines doivent être limitées.

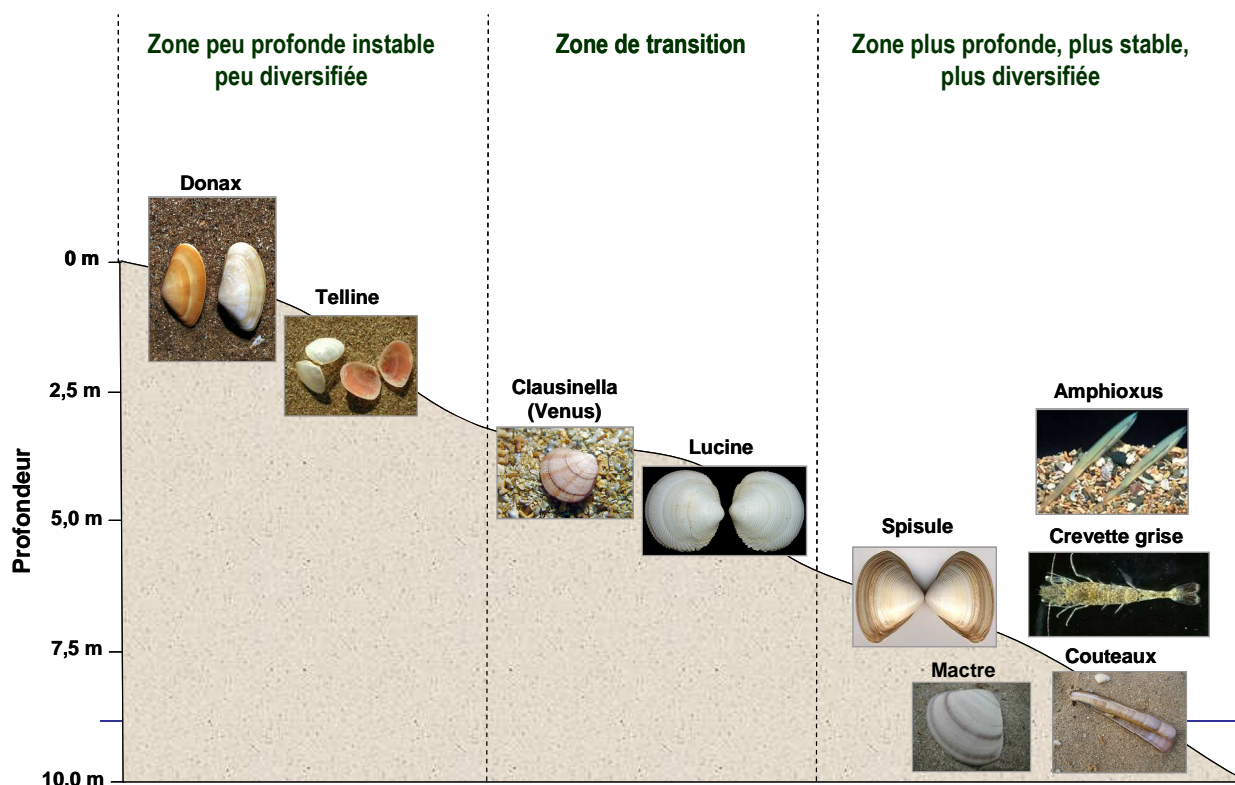


Figure 34 - profil théorique de répartition bathymétrique des espèces consommables

La sensibilité du peuplement est étudiée au regard du profil théorique décrit ci-dessus en fonction des facteurs suivants :

- diversité globale du peuplement,
- intérêt halieutique et patrimonial des espèces,
- capacité des organismes à tolérer des recouvrements importants de sables,
- capacité de recolonisation des sites après travaux,
- capacité des organismes à tolérer des modifications (mêmes faibles) de granulométrie,
- capacité des organismes à tolérer des augmentations temporaires de turbidité.

Sur les deux sites pilotes de Leucate et du lido de Sète à Marseillan, jusqu'à 5 m de profondeur, le peuplement benthique de la plage est naturellement pauvre en espèces et en individus. Les perturbations naturelles (forte énergie hydrodynamique et instabilité du substrat) auxquelles il est soumis sont très contraignantes et expliquent cette pauvreté, seules des espèces résistantes étant capables de s'y adapter. Sa sensibilité intrinsèque est donc faible, le nombre d'espèces et d'individus susceptibles d'être affectés par une opération de rechargement en sable étant réduit.

Ce peuplement abrite toutefois des espèces consommables, essentiellement des bivalves, donc susceptibles de présenter un intérêt halieutique. Notamment, les donax sont exploités par des pêcheurs à pieds sur certaines plages du Languedoc-Roussillon et du Gard. D'autres espèces à intérêt patrimonial et/ou halieutique comme la crevette grise, l'amphioxus ou les couteaux sont signalés sur les sites.

Sur le site pilote de Leucate, la densité moyenne du peuplement entre 1 et 5 m de profondeur est de 180 ind./m², dont 55% de crustacés (100 ind./m²) et 10% de mollusques (20 ind./m²). Or ces organismes sont capables de supporter des conditions d'hypoxie prononcée, ce qui accroît le temps dont ils disposent pour s'échapper, au moment du rechargement de la plage. Il s'agit de plus majoritairement d'individus de taille plutôt importante, qui sont moins vulnérables que les individus plus petits. Les polychètes (55 ind./m², soit 30% des individus totaux) ainsi que les mollusques sont suffisamment agiles pour échapper à l'enfouissement. Ils sont capables de résister à un enfouissement inférieur à une vingtaine de centimètres. Les suspensivores qui se nourrissent à l'aide d'un siphon, dont font partie les espèces de mollusques consommables, peuvent quant à eux survivre à un recouvrement de plus de cinquante centimètres. Les espèces mobiles (comme les polychètes, certains bivalves, des gastéropodes et des crustacés) sont capables de migrer sur une hauteur de sédiment comprise entre 2 et 26 cm sur une période de huit jours après avoir été recouverts par 32 cm de sable. Cependant, ils ne sont pas toujours capables de s'adapter à un dépôt de couches successives de sédiments. D'autre part, il faut probablement considérer que les taux de survie des espèces sont minimes voire nuls lorsque que le rechargement est massif (1m et plus d'épaisseur de sable apporté). Leur résistance potentielle à des recouvrements est donc toute relative. Il faut donc considérer l'ensemble des espèces comme très vulnérables aux projets de rechargement des plages.

Cette vulnérabilité présente toutefois un caractère temporaire parce que les bivalves et les crustacés (surtout les espèces des petits fonds adaptés à une grande instabilité sédimentaire) ont généralement une capacité migratoire (horizontale cette fois) forte et sont susceptibles de recoloniser rapidement le milieu. La recolonisation est fonction de la gamme plus ou moins étendue d'habitats que les espèces affectées sont capables d'occuper. A Leucate comme à Sète, la richesse des fonds, notamment en espèces consommables, est faible jusqu'à 5 m, mais augmente fortement au-delà. La plupart de ces espèces sont inféodées aux sables fins bien calibrés et sont dominantes au-delà de 2 m de fond. Une recolonisation des habitats engraisés est donc possible depuis les zones environnantes non impactées. En ce qui concerne *Donax trunculus* qui est inféodée à des substrats sableux plus grossiers, des individus de cette espèce ont également été échantillonnés sur les sables fins de Sète. Les impacts d'un engraissement de plage seront donc d'autant plus réduits que la surface et la profondeur de plage concernées seront faibles.

Les impacts seront également d'autant plus réduits que la granulométrie des sables apportés sera proche des sables en place. La plage de Leucate est formée d'un mélange de deux tiers de sables grossiers et d'un tiers de sables fins, le taux de vases ne dépassant pas 10%. A Sète, on a un tiers de sables grossiers pour deux tiers de sables fins, et un taux de vases inférieur à 4%. Sur le site d'extraction de sables de l'Espiguette par exemple, la granulométrie est comparable à celle de la plage de Sète, avec un taux de vases d'environ 10%. La recolonisation de tels sables devrait donc être possible par les espèces des fonds sableux voisins non impactés. Si la granulométrie des sables apportés est très différente de la granulométrie initiale, la recolonisation s'effectue par des espèces opportunistes, relayées par des espèces inféodées au nouveau type de substrat provenant de zones éloignées. Peu de données chiffrées la vitesse de recolonisation de plages engraisées. Pour des sites dragués, il faut un peu plus de deux ans avant un retour à l'état initial. Pour une plage où l'énergie hydrodynamique est plus importante, la restauration du peuplement initial devrait être plus rapide.

Les organismes benthiques peuvent également être affectés par l'augmentation de la turbidité, toutefois ses effets sont limités - surtout dans la zone de rechargement où le taux de fraction fine des sédiments apportés est susceptible d'être négligeable. D'autre part, les filtreurs (15% des individus totaux à Leucate), notamment certains bivalves, sont capables de résister à une exposition temporaire à de fortes concentrations en matières en suspension (de l'ordre de 250 à 350 mg/l pour la moule, la résistance augmentant avec la taille des individus).

En conclusion, on peut considérer que l'impact immédiat des rechargements sur les peuplements benthiques des petits fonds sableux est important (mortalité forte), mais qu'au regard de la faible diversité naturelle des milieux et d'une recolonisation rapide des sites, l'impact à plus long terme est relativement réduit. Le problème se pose davantage pour les donax (*Donax trunculus*) qui est exploité par les pêcheurs à pieds. Toutefois, il faut rappeler que les plages font l'objet de rechargement parce qu'elles sont en forte érosion et que les opérations d'engraissement contribuent à restaurer l'habitat de l'espèce. Ceci reste vrai dans la mesure où les sables apportés sur les plages sont identiques aux sédiments présents avant les travaux.

5 - PROPOSITION D'UNE METHODE D'EVALUATION DES IMPACTS

5.1 - Evaluation de la méthodologie employée sur les sites pilotes

La méthode d'évaluation des impacts des opérations d'engraissement de plage proposée est basée sur le profil biologique dressé à partir de l'échantillonnage du sédiment des deux sites pilotes de Leucate et du lido de Sète à Marseillan. La détermination des impacts de l'engraissement de ces deux plages réalisée dans le chapitre précédent s'est basée sur l'analyse du peuplement benthique telle qu'elle est habituellement pratiquée, complétée par les données bibliographiques existantes.

Le protocole d'étude mis en place a permis de montrer que le peuplement de ces deux sites était globalement pauvre et peu sensible. Les espèces présentes incluant les espèces consommables sont résistantes, certains individus étant capables de s'échapper ou de survivre à l'enfouissement et à une forte turbidité temporaire. Majoritairement inféodées à des fonds sableux fins à grossiers, elles sont également communes sur les littoraux de la région, ce qui favorise la recolonisation rapide des plages engraisées à partir des zones voisines. La restauration du peuplement initial est par ailleurs accélérée sur ces deux sites par l'hydrodynamisme important. En ce qui concerne les espèces à valeur patrimoniale, leur présence n'a pas été décelée sur ces sites. L'amphioxus notamment affectionne des substrats plus grossiers que ceux observés à Leucate et Sète. Il est particulièrement abondant dans le secteur d'Argelès et du Racou, ainsi qu'au large des caps rocheux de la côte des Albères.

Le protocole d'étude mis en place permet donc d'établir un profil biologique de ces milieux suffisamment précis pour conclure à des impacts d'une opération d'engraissement de plage peu importants sur le peuplement benthique.

5.2 - Proposition d'une méthodologie globale

5.2.1 - Description des travaux de dragage et de rechargement des plages

Une description détaillée, complète et pertinente des travaux est le point de départ indispensable à une bonne évaluation des impacts sur le milieu.

Nous proposons ci-après une liste des points indispensables à aborder dans cette description :

- la localisation des zones et les profondeurs des fonds marins concernés doivent évidemment être connues,
- les surfaces impactées, les volumes de sédiments dragués et déposés, et surtout les épaisseurs de sédiments déposés sur les avant-plages doivent être détaillés ; ce dernier point doit permettre d'estimer les chances de survie des espèces recouvertes par les sables,

- les techniques de dragages doivent être suffisamment définies pour permettre l'évaluation des risques d'émission de panaches turbides au regard du contenu en vases des sédiments dragués d'une part et, d'autre part, l'évaluation des taux de fractions fines qui resteront piégés dans la drague et qui seront susceptibles de créer d'autres panaches turbides sur les sites de rechargement au moment du dépôt des sédiments,
- le calendrier des interventions et les fréquences des dragages et des rechargements doivent être suffisamment fixés pour connaître la durée et les périodes des travaux ainsi que l'intensité de remaniement des sables.

5.2.2 - Description des milieux

5.2.2.1 - Les aspects physiques

Dans une problématique de rechargement de plage, il est primordial d'avoir une bonne connaissance des profils bathymétriques des plages et plus généralement de la morphodynamique de l'avant côte de manière à maximiser l'efficacité des rechargements.

Même si l'étude peut être complexe, voire même difficile à mettre en place dans des secteurs peu profonds et proches de la côte, il est nécessaire d'avoir une connaissance suffisante des courants locaux pour bien appréhender la circulation des masses d'eau sur le site de dragage afin d'estimer les orientations que pourront prendre les panaches turbides créés par les opérations de dragage sur le site d'extraction. Si la zone est considérée, d'un point de vue écologique, comme peu ou pas sensible à une hausse de turbidité dans la colonne d'eau, le degré de connaissance de la courantologie locale peut être relativement limité. Mais si la zone d'étude contient des systèmes sensibles (comme par exemple des herbiers de posidonies), une étude courantologique spécifique à l'étude d'impact doit être menée. Dans les fonds peu profonds et proches de la côte, la campagne de mesure des courants doit comporter plusieurs points de mesure et une durée englobant les principales conditions météorologiques existant dans la région. L'effort de mesure doit être adapté à la complexité de la courantologie locale. Ces campagnes peuvent donc se révéler coûteuses.

Les mesures de courants se font habituellement à l'aide de courantomètres immergés à différentes profondeurs. Un autre moyen se substituant aux courantomètres ou venant en complément, peut être l'utilisation de colorant type Rhodamine. Ces colorants doivent être largués en forte concentration sur le site de dragage de manière à colorer suffisamment la colonne d'eau pour ensuite suivre la dispersion du panache coloré avec des moyens nautiques et aériens (ULM, petit avion, ...). Plusieurs campagnes de coloration doivent être prévues pour recouvrir les principales conditions météorologiques connues (vents) dans la région.

Lorsque des milieux sensibles à la clarté de l'eau sont présents dans la zone d'étude, des mesures de clarté/turbidité de l'eau avant travaux seront nécessaires sur une durée suffisante pour appréhender les variations saisonnières, ceci afin de connaître l'état initial de la zone et ses conditions naturelles.

5.2.2.2 - Les aspects physico-chimiques

Les sédiments sur le site d'extraction doivent être analysés finement en plusieurs points dont le nombre dépend de la surface à draguer. Les paramètres analysés doivent être au moins les suivants :

- le profil granulométrique détaillé (de 2 µm à 2 mm avec une dizaine de classes de taille),
- les teneurs en matière organique et/ou COT,
- les teneurs en azote total et phosphore total.

Il est important de connaître ces différents paramètres sur l'ensemble de l'épaisseur des sédiments dragués : des prélèvements superficiels de sédiment à la benne Van Veen (prélevant les sédiments sur une profondeur maximale de 20 cm) ne suffisent généralement pas puisque la couche des sédiments prélevés est habituellement bien supérieure (1 m ou plus). Il faut alors prévoir des carottages à une profondeur de sédiments équivalente à l'épaisseur concernée.

Le profil granulométrique permettra de connaître le taux de vases et plus globalement de fraction fine (< 63 µm) dans les sédiments déterminant l'ampleur des panaches turbides qui risquent d'être émis au moment des dragages.

Les analyses granulométriques sur les sites d'extraction et de rechargement permettent de s'assurer de la bonne cohérence entre les substrats des deux sites. On rappelle que pour favoriser une recolonisation rapide du site de dépôt par la faune marine, il est nécessaire que la nature des sédiments ne soient pas modifiée, même sensiblement, par le rechargement. D'autre part, si le sable apporté sur la plage est plus fin que le sable initial, le projet d'engraissement de la plage risque fortement d'être inefficace puisque ces sables seront susceptibles d'être érodés rapidement.

Le taux de contamination des sédiments en divers polluants (métaux lourds, HAP, TBT, DDT, ...) doit être connu et des analyses en ce sens doivent être prévues. Elles sont réglementaires et seront de toute façon nécessaires pour alimenter le volet santé indispensable à chaque étude d'impact. Il peut être intéressant de connaître aussi le taux de contamination initial des sédiments de la zone à recharger. Parfois ceux-ci sont plus contaminés que ceux de la zone d'extraction et ce résultat peut permettre de relativiser les impacts chimiques. D'autre part, dans certaines études d'impact, le volet sanitaire a été développé jusqu'à estimer les risques pour la santé par contact cutané si un individu s'allonge en été sur le sable d'une plage contenant des teneurs même légères en contaminants chimiques. Dans ce cas, il est intéressant de connaître la contamination chimique des sédiments déposés au pied des plages et de le comparer à la qualité des sédiments préexistants.

De plus en plus, les organismes d'états s'intéressent aux contaminants émergents (pesticides, médicaments, kystes, germes bactériens). Il faut comprendre que les demandes évoluent et une anticipation peut permettre d'éviter le blocage d'un dossier d'autorisation.

A titre d'exemple, il peut être demandé une analyse des teneurs en kystes de certaines microalgues toxiques dans les secteurs où des efflorescences toxiques sont récurrentes. Ou encore il peut être intéressant de mesurer les germes bactériens vivant dans les sédiments en incluant les formes dormantes. En effet, certains sédiments pourraient être des zones de concentration de germes en dormance. A l'heure actuelle les recherches effectuées dans le cadre des études d'impact ou de suivi concernent essentiellement *E. coli* et les entérocoques pour l'analyse de la qualité de l'eau (rarement les sédiments). *E. coli* étant un témoin de contamination fécale, sa présence signe la probabilité, mais non la certitude, d'une contamination par des pathogènes ayant la même origine. La survie d'*Enterococcus faecalis* dans le milieu marin est plus importante que celle d'*Escherichia coli*. A ce titre, une présence d'entérocoques dans le milieu est généralement considérée comme une contamination plus ancienne que celle induite par des coliformes (Plusquellec *et al.*, 1984). Néanmoins, le temps de survie des bactéries dans le milieu marin dépend de trop nombreux facteurs pour être aisément quantifiable. En effet, la lumière, la température, le

taux de MES ont un impact important sur la persistance des germes en milieu marin (Ifremer, 2006). Ainsi, les temps de survie sont extrêmement variables. Une expérience relève des durées de survie observées (T90¹⁶) des bactéries entre une demi-heure et 200 heures pour des coliformes (Poggi, 1991). De plus, les connaissances sur la survie des bactéries entériques en mer ont évolué. Des expériences ont montré que certaines bactéries (*E. coli*, *Vibrio*, *Salmonella* et *Shigella*) évoluaient rapidement, en 1 à 4 jours, vers un état viable non cultivable dans les milieux carencés en éléments nutritifs mais garderaient tout leur pouvoir pathogène. C'est le phénomène de dormance évoqué par Stablo (1998). Donc, le dosage des formes cultivables (non dormantes) des coliformes ne serait que partiellement valable pour évaluer la contamination des milieux en germes fécaux.

5.2.2.3 - Les aspects biologiques

Le protocole d'étude tel qu'il a été appliqué sur les deux sites pilotes apporte donc les informations essentielles sur le peuplement benthique des zones susceptibles d'être impactées, les outils disponibles étant adaptés à la problématique. Toutefois quelques points particuliers demandent à être précisés, comme le nombre et la profondeur des stations qui doivent être échantillonnées afin d'obtenir une image représentative de la zone, ainsi que la période pendant laquelle organiser les campagnes de prélèvement.

Ce dernier point est important parce que la structure des peuplements benthiques peut connaître des évolutions fortes d'une saison à l'autre en fonction du succès de la reproduction, ou du recrutement selon l'état physiologique des espèces ou de l'occurrence d'évènements perturbateurs sur ces sites (tempête, température, eutrophisation du milieu ...). Idéalement, il faudrait donc organiser plusieurs campagnes de prospection du benthos pour bien appréhender les variations temporelles des communautés. Toutefois, au regard du coût de ces campagnes benthos, on organise en général une seule campagne par an ou par étude, voire deux maximum. La meilleure période pour étudier la faune benthique est généralement la fin de l'hiver ou le début de printemps parce c'est à cette période que la communauté benthique est la plus stable dans l'année et pour des comparaisons inter-annuelles : les populations sont composées essentiellement d'individus adultes ou sub-adultes dont les densités sont beaucoup moins fluctuantes que les populations juvéniles. Par ailleurs, les adultes sont plus facilement identifiables et comptabilisables ce qui facilite le travail de tri et de dénombrement des individus en laboratoire. Toutefois, si l'on souhaite étudier le recrutement des espèces, il faut alors préférentiellement organiser les campagnes d'échantillonnage en fin d'été (septembre - octobre). Il faut savoir alors que les abondances des espèces peuvent être très variables d'une année sur l'autre, le succès reproducteur des espèces étant excessivement fluctuant parce que lié à un grand nombre de facteurs physiologiques et environnementaux.

Cet aspect est peu abordé dans la bibliographie et peut dépendre de la morphologie du trait de côte et de la pente des fonds littoraux. L'étude des deux sites pilotes a montré des ressemblances dans la structure générale du peuplement entre les deux sites en dépit de leur éloignement géographique. Le peuplement s'est avéré pauvre et composé d'espèces résistantes jusqu'à 5 m de fond et plus riche, y compris en espèces consommables, entre 5 et 10 m. La plupart des espèces présentes au bord sont de plus également présentes à plus grande profondeur, mais à des densités moindres. Un échantillonnage des fonds calqué sur le plan d'échantillonnage réalisé à Leucate sur le principe de transects perpendiculaires au trait de côte (profondeurs ciblées = 2,5 m, 5 m, 7,5 m et 10 m) peut donc être suffisant pour obtenir une vision représentative de leur qualité biologique.

¹⁶ Le T90 est le temps nécessaire à la disparition de 90% d'une population de germes existante (Poggi, 1991).

Le nombre de stations échantillonnées à réaliser sur les zones d'étude est conditionné par l'hétérogénéité du milieu. Le mieux est d'effectuer une pré-campagne de prospection pour appréhender cette hétérogénéité du milieu. Toutefois, souvent les délais d'étude sont très réduits et incompatibles avec ce type de démarche plus rigoureuse. Sur un milieu très homogène, peu de stations suffiront pour évaluer la structure "moyenne" des communautés benthiques. Par exemple, concernant le projet de consolidation du lido de Sète, le linéaire de plage peut être considéré comme relativement homogène et peu de stations seront nécessaires pour traduire la variabilité du milieu. Sur un linéaire de 2 km de plage (tronçon prévu dans ce projet), on peut proposer de prospector les deux extrémités et le centre de la zone d'étude. Par défaut, on pourrait se baser sur un transect tous les 500 m de linéaire de plage dans un milieu considéré comme relativement homogène. Dans un objectif de suivi de l'évolution du milieu après l'engraissement de la plage, une ou deux stations témoins doivent également être rajoutées au plan d'échantillonnage. Sur un milieu hétérogène, il faudra multiplier le nombre de stations. De manière générale, il faut chercher à prospector les principaux faciès sédimentaires existant dans la zone, au moins une station par grand faciès sédimentaire et davantage en fonction de la superficie totale des faciès. Cette démarche est appliquée dans la plupart des programmes classiques de recherche sur la macrofaune benthique et sur des suivis standards tels que les études effectuées dans le cadre de la DEC (Directive Cadre sur l'Eau).

Le nombre de bennes par station est classiquement de 3 bennes Van Veen distantes de quelques mètres par station (0,1 m² de surface de prélèvement chacune). Toutefois la DCE préconise maintenant de réaliser 5 bennes par station. Sur le site de Leucate, nous avons analysé le nombre d'espèces obtenues en cumulant une à une les 5 bennes réalisées sur chaque station. La figure ci-dessous montre le résultat de cette analyse. Si un plateau est rapidement atteint sur les stations les moins profondes où la diversité du peuplement est minimale (nombre d'espèces total quasi atteint après 4 bennes effectuées), ce n'est pas le cas pour les stations plus profondes où la richesse en espèces est plus élevée : sur ces dernières stations, on pourrait s'attendre à trouver de nouvelles espèces si on augmentait encore le nombre de bennes par station. Ceci signifie qu'il ne faut pas se limiter à 3 bennes par stations mais plutôt à 5 bennes puisque cette procédure tend à devenir le standard en France.

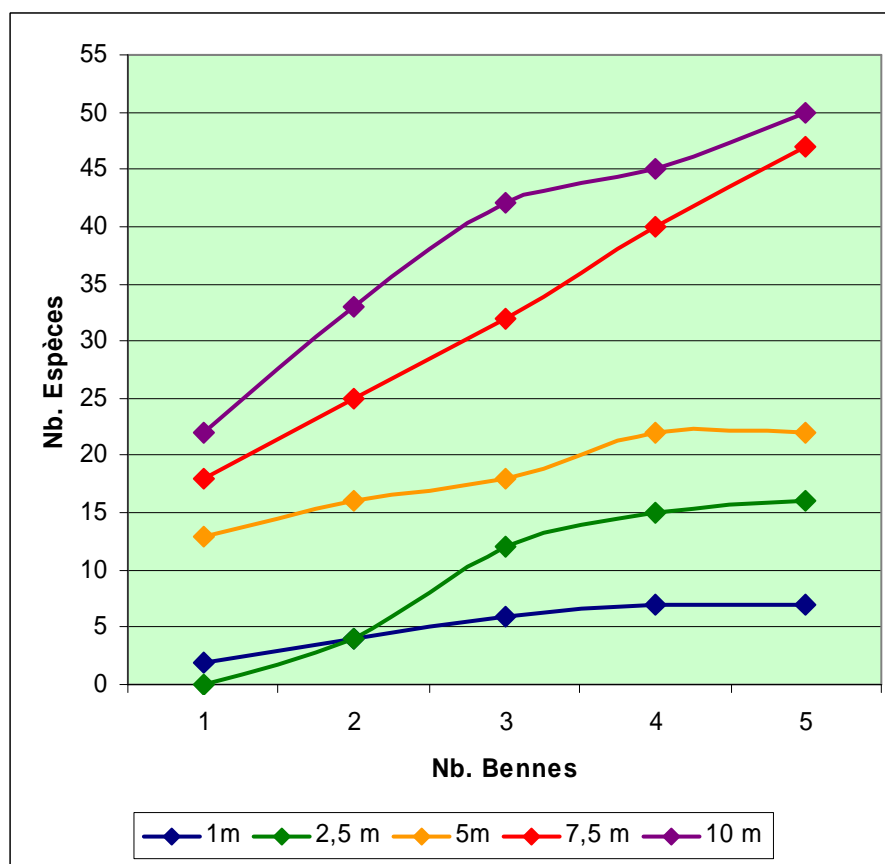


Figure 35 - Nombre d'espèces cumulées en fonction du nombre croissant de bennes

Par ailleurs, l'engin de prélèvement utilisé, la benne Van Veen, échantillonne les 20 premiers centimètres de sédiment. C'est dans cette couche superficielle que se concentrent l'essentiel de la faune benthique. Toutefois il n'est pas exclu que des organismes, notamment des espèces consommables, vivent plus profondément dans le sédiment, auquel cas la richesse du peuplement est sous-estimée, de même que les impacts de l'engraissement de la plage. Il est donc proposé d'effectuer quelques carottages qui permettront de vérifier la présence d'organismes jusqu'à une profondeur de sédiment d'environ 1 m.

Les données existantes montrent que l'intensité des impacts et la dynamique de restauration des fonds dépendent de nombreux facteurs liés non seulement à la typologie du milieu engraisé, mais aussi aux caractéristiques du projet. Notamment pour accélérer la vitesse de recolonisation par la faune benthique, la migration horizontale (par les zones voisines) doit être favorisée. Pour cela, la granulométrie du sédiment apporté doit être la plus proche possible de celle du site engraisé et l'étendue de la zone engraisée doit être la plus réduite possible. Par ailleurs, la recolonisation par migration verticale est d'autant plus favorisée que l'épaisseur de sables déposés est faible (inférieure au mètre). De même, il semble préférable, pour permettre au maximum d'individus de s'échapper, de réduire la vitesse de dépôt des sables sur la plage. Enfin, il est souhaitable d'effectuer l'opération d'engraissement en hiver, c'est-à-dire avant la période de recrutement optimale qui a lieu au printemps.

Lorsque les zones à recharger abritent des espèces sensibles comme par exemple la telline (*Donax trunculus*) qui fait l'objet d'une pêche traditionnelle et professionnelle, des mesures spécifiques doivent être prises pour établir un état des stocks avant travaux et favoriser la recolonisation rapide du milieu par

l'espèce une fois terminées les opérations de rechargement. Dans le cas du donax, il peut être intéressant de compléter l'étude par une analyse des pratiques de pêche (nombre de pêcheurs, fréquentation, secteurs, période d'activité, stocks prélevés) et de les associer à l'estimation du gisement. Il peut être demandé à un à ou plusieurs pêcheurs de réaliser des pêches expérimentales dans ce but sur les zones à recharger et sur des sites témoins à proximité. En effet, il n'est pas envisageable de prévoir des prélèvements au moyen d'une drague tractée ou d'une benne classique par un bateau pour réaliser les prélèvements, les fonds colonisés par l'espèce étant insuffisamment profonds. Les telliniers connaissant au mieux les techniques et les zones de pêche, ils sont les mieux placés pour effectuer des pêches efficaces et obtenir des données valables pour l'estimation des stocks dans ces petits fonds. Ceci demande toutefois qu'ils acceptent d'être associés au projet. Le bon déroulement de la campagne est donc dépendant de l'adhésion ou non des telliniers. Les individus récoltés pendant la campagne pourront servir à ensemercer des zones proches extérieures au secteur à recharger. Une deuxième campagne d'évaluation des stocks doit être mise en place après travaux à la même époque que la première (un an ou deux ans après pour laisser le temps au site d'être recolonisé) pour évaluer la reconstitution du stock après travaux. Ces campagnes peuvent être l'occasion de réaliser des mesures sur les individus récoltés, de façon à obtenir des informations sur les cohortes et l'état des populations en place. A titre d'information, une telle intervention pour l'évaluation des stocks de tellines sur 3 km de plage du golfe d'Aigues-Mortes a été évaluée à environ 10 000 € HT

6 - REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Alzieu C., 1999 : Dragages et environnement marin : Etat des connaissances. Ifremer : 223 p.
- Appleby J.A. & Scarrat D.J., 1989 : Physical effects of suspended solids on marine and estuarine fish and shellfish with special reference to ocean dumping : A literature review. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1681 : 33 p.
- Barros F., Underwood A.J. & Lindegarth M., 2002 : A preliminary analysis of the structure of benthic assemblages of surf zones on two morphodynamic types of beach. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 82 : 353-357.
- BeachMed, 2004 (www.beachmed.it).
- Bender E.A., Case T.J. & Gilpin M.E., 1984 : Perturbation Experiments in Community Ecology : Theory and Practice. *Ecology*, 65 :1-13.
- Biotope & P2A Développement, 2007. Etude globale sur la Telline en Camargue - Parc Naturel Régional de Camargue, 120 p.
- Birklund J. & Wijsman J.W.M., 2005 : Aggregate extraction : a review on the effect on ecological functions. SANDPIT Fifth Framework Project n°EVK3-CT-2001-0005 6, Report Z3297.10 : 56 p. (<http://sandpit.wildelft.nl/reportpage/right/sandpitemology.pdf>)
- Bolam S.G. & Rees H., 2003 : Minimising the impact of maintenance dredged material disposal in the coastal environment : a habitat approach. *Envir. Manage.*, 32 (2) : 171-188.
- Bolam S.G., Rees H.L., Somerfield P., Smith R., Clarke K.R., Warwick R.M., Atkins M. & Garnacho E., 2006 : Ecological consequences of dredged material disposal in the marine environment : a holistic assessment of activities around the England and Wales coastline. *Mar. Pollut. Bull.*, 52 (4) : 415-426.
- Borja A., Franco J. & Pérez V., 2000 : A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos within European Estuarine and Coastal Environments. *Marine Pollution Bulletin*, 40 : 1100-1114.
- Boyd S.E., Cooper K.M., Limpenny D.S., Kilbride R., Rees H.L., Dearnaley M.P., Stevenson J., Meadows W.J. & Morris C.D., 2004 : Assessment of the rehabilitation of the seabed following marine aggregate extraction. *Science Series, Technical Report, Cefas Lowestoft*, 121 : 154 p.
- Boyd S.E., Limpenny D.S., Rees H.L. & Cooper K.M., 2005 : The effects of marine sand and gravel extraction on the macrobenthos at a commercial dredging site (results 6 years post-dredging). *ICES J. Mar. Sci.*, 62 : 145-162.
- Boyd S.E. & Rees H.L., 2003 : An examination of the spatial scale of impacts on the marine benthos from aggregate extraction in the central English Channel. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57 : 1-16.
- Clark K.R., 1993 : Non-parametric multivariate analyses of change in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18 :117-143.

CREOCEAN 2001a : Etude de faisabilité technico-économique du projet d'aménagement de la Plage de Prouard.

CREOCEAN 2001b : Etude technico-économique des dragages à Saint-Denis et à Boyardville en vue du rechargement des plages de la Bree-Les-Bains, Chatellaillon-Plage et Port-des-Barques : 35 p. + annexes.

CREOCEAN 2002a : Etude d'impact du dragage des pièges à sable du port de Saint-Denis d'Oléron et rechargement de la plage de la pointe de Prouard (Communes de Saint-Denis d'Oléron et de La Brée-les-Bains). Syndicat Intercommunal des Pertuis : 61 p. + annexes.

CREOCEAN 2002b : Etude d'impact du dragage du Fiers d'Ars et rechargement de la plage de Moulin Brûlé. Département de la Charente-Maritime & Communauté de Communes de l'Île de Ré : 152 p. + annexes.

CREOCEAN, 2002c : Etude d'impact du rechargement de la plage Nord de Port-des-Barques. Syndicat Intercommunal des Pertuis : 85 p. + annexes.

CREOCEAN, 2005 : Dossier d'enquête publique relatif au projet de protection littorale entre le Tech et la pointe du Racou (Commune d'Argelès-sur-Mer) : 130 p. + annexes.

CREOCEAN, 2006 : Impact d'aménagements sous-marins au droit du Lido de Sète à Marseillan. BCEOM : 71 p. + annexes.

Cressard A., 1975 : The effect of offshore and gravel mining on the marine environment. *Terra et Aqua*, 8/9 : 24-33.

Dankers P.J.T., 2002 : Literature study on sediment plumes that arise due to dredging. TU Delft, the Netherlands.

Desprez M., 2000 : Physical and biological impact of marine aggregate extraction along the French coast of the eastern English Channel : short and long term post-dredging restoration. *ICES J. Mar. Sci.*, 57 : 1428-1438.

DHI Water & Environment, 2000 : EIA for planned sand extractions areas along the West Coast of Jutland. Report to the Danish Coastal Authority, November 2000.

DHI Water & Environment, 2003 : Baseline survey of benthic fauna at a sand extraction area at Kriegers Flak in 2003. Report to Sund & Bælt Partner A/S.

DHI, VKI & Geographic Institut, 1993 : Environmental Impact Assessment of planned deepening of the access channel to the harbour of Esbjerg in the Danish Wadden Sea. Report to Harbour Authority of Esbjerg.

Gajewski L.S. & Uscinowicz S., 1993 : Hydrologic and sedimentologic aspects of mining aggregate from the Slupsk Bank (Baltic Sea). *Marine Georesources & Geotechnology*, 11 : 229-244.

Gardin (du) B. & Cayocca F., 2006 : Effets de l'exploitation des matériaux marins sur la stabilité du littoral. Ifremer Brest, Géosciences Marines. (<http://www.ifremer.fr/drogm/Realisation/Miner/Sable/stabilite.html#Effets>)

Géode, 1996 : Métaux et polychlorobiphényles (PCB) dans les sédiments dragués dans les ports français : évolution 1986-1993 : 72 p.

Giesen W.B.J.T., Van Katwijk M.M. & Den Hartog C., 1990 : Eelgrass condition and turbidity in the Dutch Wadden Sea; *Aquat. Bot.*, 37 : 71-85.

Glémarec M. & Hily C., 1981 : Perturbations apportées à la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires. *Acta Oecologica / Oecol. Applic.*, 2 (2) : 139-150.

Gray J.S., 1974 : Animal-sediment relationships. *Oceanography and Marine Biology : An Annual Review*, 12 : 223-261.

Green R.H., 1979 : Sampling Design and statistical methods for Environmental Biologists. New York, Wiley.

Greene K., 2002 : Beach nourishment : a review of the biological and physical impacts. *ASMFC Habitat Management series*, 7 : 69 p. (<http://www.asmf.org/publications/habitat/beachNourishment.pdf>)

Grémare A., Sardá R., Medernach L., Jordana E., Pinedo S., Amouroux J.M., Martin D., Nozais C. & Charles F., 1998 : On the dramatic increase of *Ditrupa arietina* O.F. Müller (Annelida : Polychaeta) along both the French and Spanish Catalan coasts. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 47 : 447-457. (<http://www.ceab.csic.es/~dani/ditrupa.pdf>)

Guerra-Garcia, J.M. Corzo L. & Garcia-Gomez J.C., 2003 : Short-term benthic recolonization after dredging in the harbour of Ceuta, North Africa. *Marine Ecology*, 24 (3) : 217-229.

Guerra-Garcia & Garcia-Gomez J.C., 2006 : Recolonization of defaunated sediments: Fine versus gross sand and dredging versus experimental trays. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 68 : 328-342.

Hily C., 1983 : Macrozoobenthic recolonisation after dredging in a sandy mud area of the Bay of Brest enriched by organic matter. Proceeding of the 17th European Marine Biology Symposium, Brest, France, 27 septembre – 1^{er} octobre 1982, *Oceanologica Acta* : 113-120.

Ibouily G., 1981 : Etude sédimentologique de la rade de Marseille. Thèse 3^{ème} cycle, Aix-Marseille II : 130 p.

ICES, 2001 : Effects of extraction of marine sediments on the marine ecosystem. ICES Cooperative Research Report n°247, Copenhagen, Danemark, novembre 2001 : 84 p. (<http://www.ices.dk/pubs/crr/crr247/CRR247.PDF>)

ICES, 2003 : Working Group on the Effects of Extraction of Marine Sediments on the Marine Ecosystem. ICES CN 2003/E:07, Ostend, Belgique, 1-5 avril 2003 : 108 p. (<http://www.ices.dk/reports/MHC/2003/WGEXT03.pdf>)

IFREMER, 2006. Survie en mer des contaminants. Ifremer environnement. Disponible sur : <<http://www.ifremer.fr/envlit/documentation/dossiers/microbio/micro-c4.htm>>. Mis à jour le 04/04/06. Consulté le 21/08/06.

IMAGES/CG34, 2008. Rapports finaux Beachmed-e sous-projet GESA phase A, B et C, programme Européen Interreg IIIC.

Johnston D.W. & Wildish D.J., 1981 : Avoidance of dredge spoil by herring (*Clupea harengus*). *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 26 : 307-314.

Kenny A.J., Rees H.L., Greening J. & Campbell S., 1998 : The effects of marine gravel extraction on the macrobenthos at an experimental dredge site off North Norfolk, UK (results 3 years post-dredging). ICES CM 1998/V 14 :14 p.

Kjørboe T & Mølhenberg F., 1981 : Particle Selection in Suspension-Feeding Bivalves. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 5 : 291-296.

Kjørboe T., Mølhenberg F. & Nørh O., 1980 : Feeding, particle selection and carbon absorption in *Mytilus edulis* in different mixtures of algae resuspended bottom material. *Ophelia*, 19 : 193-205.

Labrune C., Amouroux J.M., Sardá R., Dutrieux E., Thorin S., Rosenberg R. & Grémare A., 2006 : Characterization of the ecological quality of the coastal Gulf of Lions (NW Mediterranean). A comparative approach based on three biotic indices. *Marine Pollution Bulletin*, 52 : 34-37.

Levisen K.L. & Van Dolah R., 1996 : Environmental Evaluation of the Kiawah Island Beach Scraping Project. Final Report, South Carolina Department of Natural Resources, Marine Resources Division, Charleston, South Carolina : 15 p.

Licari M.L., 1998 : Système d'aide à l'interprétation des données benthiques en milieu marin et lagunaire. IARE / Région PACA / Agence de l'Eau RMC : 315 p.

Lindeman K.C. & Snyder D.B., 1999 : Nearshore hardbottom fishes of southeast Florida and effects of habitat burial caused by dredging. *Fishery Bulletin*, 97 : 508-525. (http://www.environmentaldefense.org/documents/2999_1999NearshoreReefs.pdf)

Lisbjerg D., Petersen J.K. & Dahl K., 2002 : Biologiske effekter af rastofindvinding pa epifauna. Faglig rapport fra DMU, 391.

LEGEM /MEDD, 2004 : Etude de faisabilité pour l'utilisation des barres sédimentaires d'avant-côte dans la lutte contre l'érosion côtière. Rapport final de recherche : 142 p.

Lynch A.E., 1994 : Macrofaunal recolonization of Folly Beach, South Carolina, After Beach Nourishment. Unpublished master's thesis, University of Charleston, Charleston, S.C.

Mackin J.G., 1956 : Studies of the effects of suspension of mud sea water on oysters. Report n°19. Tex as A&M University. Research fondation projects, 23, College Station, Texas.

Manning L.M. 2003 : Ecology of ocean beaches : The importance of human disturbances and complex biological interactions within a physically rigorous environment. PhD dissertation, University of North Carolina at Chapel Hill.

Maurer D., Keck R.T., Tinsman H.C., Leathem W.A., Wethe C., Lord C. & Church T.M., 1986 : Vertical migration and mortality of marine benthos in dredged material : a synthesis. *International Revue Hydrobiology*, 71 : 49-63.

May E.B., 1973 : Environmental effects of hydraulic dredging in estuaries. *Alabama Marine Resources Bull.*, 9 : 1-85.

Mikkelsen O.A. & Peirup M., 2000 : in situ particle size spectra and density of particle aggregates in a dredging plume. *Marine Geology*, 170 : 443-459.

Minello T.J., Zimmerman R.J. & Martinez E.X., 1989 : Mortality of young brown shrimp *Penaeus aztecus* in estuarine nurseries. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 118 (6) : 693-708.

Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, 1998 : Défense des côtes contre l'érosion marine. Pour une approche globale et environnementale : 142 p.

Monbet Y. 1984 : Sedimentological and biological changes associated with the construction of the oil terminal of Antifer (France). *Wat. Sci. Tech.*, 16 : 399-406.

Morton B., 1996 : The subsidiary impacts of dredging (and trawling) on a sublittoral benthic molluscan community in the southern waters of Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin*, 32 (10) : 701-710.

Naqvi S. & Pullen E., 1982 : Effects of beach nourishment and borrowing on marine organisms. Miscellaneous report n°82-14, U.S. Army Corps of Engineers, Coastal Engineering Research Center, Fort Belvoir, VA, December 1982.

National Research Council, 1995 : Beach nourishment and protection. National Academy Press, Washington D.C.

Navarro E., Iglesias J.I.P., Camacho A.P. & Labarta U., 1996 : The effects of diets of phytoplankton and suspended bottom material on feeding and absorption of raft mussels (*Mytilus galloprovincialis* Lmk). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 198 : 175-189.

Nelson W.G. & Collins G.W., 1987 : Effects of beach nourishment on the benthic Macrofauna and Fishes of the Nearshore Zone of Sebastian Inlet State Recreation Area. Unpublished report to Jacksonville District, U.S. Army Corps of Engineers from the Department of Oceanology and Ocean Engineering, Florida Institute of Technology.

Nieuwaal M., 2001 : Requirements for sediment plumes caused by dredging. Thèse, Delft University of Technology, Pays-Bas : 89 p. (<http://www.citg.tudelft.nl/live/binaries/4de0d195-5207-4e67-84bb-455c5403ae47/doc/2001Nieuwaal.pdf>).

Newell R.C., Seiderer L.J. & Hitchcock D.R., 1998 : The impact of dredging works in coastal waters : a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the seabed. *Oceanogr. Mar. Biol. Rev.*, 36 : 127-178.

Oliver J., Slattery P., Hulberg L. & Nybakken J., 1977 : Patterns of succession in benthic infaunal communities following dredging and dredged material disposal in Monterey Bay. Technical Report D-77-27, October 1977. U.S. Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station.

OSPAR, 1992 : Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est : 40 p.

Parr T., Diener D. & Lacy S., 1978 : Effects of beach replenishment on the nearshore sand fauna at Imperial Beach, California. MR-78-4, U.S. Army Corps of Engineers, Coastal Engineering Research center.

Pearson T.H. & Rosenberg R., 1978 : Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 16 : 229-311.

Peterson C.H. & Bishop M.J., 2005 : When monitoring represents abrogation of agency responsibility : environmental impacts of beach "nourishment". *BioScience*, 55 :887-896.

Peterson C.H., Hickerson D.H.M. & Grissom Johnson G., 2000 : Short-term consequences of nourishment and bulldozing on the dominant large invertebrates of a sandy beach. *Journal of Coastal Research*, 16 :326-353.

Peterson C.H., Laney W. & Rice T., 2001 : Biological impacts of beach nourishment. Workshop on the Science of Beach Renourishment, May 7-8, 2001, Pine Knoll Shores, North Carolina.

Picard J., 1965 : Recherches qualitatives sur les biocénoses marines des substrats meubles dragables de la région marseillaise. *Rec. Tra. Sta. Mar. Endoume*, 52 (36) : 1-160.

Pinedo S., Sardá R., Rey C. & Bhaud M., 2000 : Effect of sediment particle size on recruitment of *Owenia fusiformis* in the Bay of Blanes (NW Mediterranean Sea) : an experimental approach to explain field distribution. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 203 : 205-213.

Plusquellec A., Beucher M. & Le Gal Y., 1984. Bivalves : indicateurs de pollution microbienne des eaux littorales. GERBAM — Deuxième Colloque International de Bactériologie marine — CNRS, Brest, 1-5 octobre 1984. IFREMER, Actes de Colloques, 3, 1986. 541-548.

Poggi R., 1991. Impacts sanitaires des contaminations microbiologiques. In La Mer et les Rejets Urbains. Bendor, 13-15 juin 1990. Actes de colloques 11.Ifremmer. 115-132.

Reilly F.Jr. & Bellis F.J., 1983 : The ecological impact of beach nourishment with dredged materials on the intertidal zone at Bogue Banks, North Carolina. U.U. Army Corps of Engineers, CERC Misc. rep. 83-3 : 1-74.

Reilly F.Jr. & Bellis V.,1978 : A study of the ecological impact of beach nourishment with dredged material on the intertidal zone. East Carolina University Institute for coastal and marine resources, Technical Report n°4, Greenville, North Carolina : 107 p.

Rhoads D.C., McCall P.L. & Yingst J.Y., 1978 : Disturbance and production on the estuarine seafloor. *Amer. Sci.*, 66 : 577-586.

Richardson W.J., Fraker M.A., Würsig B. & Wells R.S., 1985a : Behaviour of bowhead whales, *Balaena mysticetus*, summering in the Beaufort Sea : reaction to industrial activities. *Biological conservation*, 32 : 195-230.

Richardson W.J., Wells R.S. & Würsig B., 1985b : Disturbance responses of bowheads and industrial activity, 1980-1984. In Richardson W.J. : Behaviour, disturbance responses and distribution of bowhead whales, *Balaena mysticetus*, in the Eastern Beaufort Sea, 1980-1984. OCS Study MMS 85-0034. LL Ecological Research associates Inc., Bryan, Texas : 255-301..

Rogers C.S., 1990 : Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation. *Marine Ecology Progress Series*, 62 : 185-202.

Rosenberg R., Blomqvist M., Nilsson H. C., Cederwall H. & Dimming A., 2004 : Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions : a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 49 : 728-739.

Ruiz J.M. & Romero J., 2001 : Effects of *in situ* experimental shading on the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 215 : 107-120.

Salvat B., Vergonzanne G. & Galzin R., 1979 : Conséquences écologiques des activités d'une zone d'extraction de sable corallien dans le lagon de Mooréa (Îles de la Société – Polynésie française). *Cahiers de l'Indo-Pacifique*, 1 (1) : 83-126.

Sardá R., Pinedo S., Grémare A. & Taboada S., 2000 : Changes in the dynamics of shallow sandy-bottom assemblages due to sand extraction in the Catalan western Mediterranean Sea. *ICES J. Mar. Sci.*, 57 : 1446-1453.

Schoemen D.S., McLachlan A. & Dugan J.E, 2000 : Lessons from a disturbance experiment in the intertidal zone of an exposed sandy beach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50 : 869-884.

Schubel J.R. & Wang J.C.S., 1973 : The effect of suspended sediments on the hatching success of *Perca flavescens* (yellow perch), *Morone americana* (white perch) and *Alosa pseudoharengus* eggs. Special Report n°30. Chesapeake Bay Institute, John Hopkins University, Baltimore, Md.

Shannon C. E., 1948 : A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal*, 27 : 379-423 & 623-656.

Stablo C., 1998. Conséquence sur la santé de la consommation des coquillages de pêche à pied dans le bassin d'Arcachon en période estivale. *Bull. Soc. Pharm. Bordeaux*, 137, 91-107.

Stern E.M. & Stickle W.B., 1978 : Effects of turbidity and suspended material in aquatic environment. Litterature review. Technical report, US Army Engineer Waterways Experiment Station D, 78-21 : 117 p.

Strada R. & Zocco M. 1985 : Dati preliminari sull'accrescimento di *Callista chione* in Adriatico Settentrionale. *Oebalia*, XI (3) :829-931.

Szymelfenig M., Kotwicki L. & Graca B., 2006 : Benthic re-colonization in post-dredging pits in the Puck Bay (Southern Baltic Sea). *Estuarine , Coastal and Shelf Science*, 68 : 489-498.

Telesnicki G.J. & Goldberg W.M., 1995 : Comparison of turbidity measurement by nephelometry and transmissiometry and its relevance to water quality standards. *Bulletin of Marine Science*. 57 : 540-547.

Turk T. R. & Risk M. J., 1981 : Effect of sedimentation on infaunal invertebrate populations of Cobequid Bay, Bay of Fundy. *Can. J. Fish. and Aq. Sci.*, 38 : 642-648.

Underwood A.J., 1997 : Experiments in Ecology : Their logical Design and interpretation using Analysis of Variance. Cambridge University Press, United Kingdom.

U.S. Army Corps of Engineers, 2001 : The New York Districts' biological monitoring program for the Atlantic coast of New Jersey, Asbury Park to Manasquan Section Beach Erosion Control Project. Final Report. Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

Van Dalfsen J.A., K. Essink H., Toxvig M., Birklund J., Romero J. & Manzanera M., 2000 : Differential response of macrozoobenthos to marine sand extraction in the North Sea and the western Mediterranean. *ICES J. Mar. Sci.*, 57 : 1439-1445.

- Van Dalssen J.A. & Essink K., 2001 : Benthic community response to sand dredging and dumping off the Dutch Coast. In : Krönke I., Türkay M. & Sündermann J. : Burning issues of North Sea ecology. Proceedings of the 14th International Senckenberg Conference North Sea 2000, *Senckenbergiana marit.*, 31 (2) : 329-332.
- Van Dolah R.F., Martore R.M., Lynch A.E., Levisen M.V., Webdt P.H., Whitaker D.J. & Anderson W.D., 1994 : Environmental Evaluation of the Folly Beach Nourishment project. Final Report. U.S. Army Corps of Engineers, Charleston District, Charleston, SC.
- Van Dolah R.F., Wendt P.H., Martore R.M., Levisen M.V. & Roumillat W.A., 1992 : A physical and biological monitoring study of the Hilton Head Beach nourishment project. Unpublished report prepared by South Carolina wildlife and marine resources department for town of Hilton Head Island, S.C.
- Warwick R.M. & Uncles R.J., 1980 : Distribution of benthic macrofauna associations in the Bristol Channel in relation to tidal stress. *Marine Biology Progress Series*, 3 : 97-103.
- Westerberg H., Ronnback P. & Frimansson H., 1996 : Effects of suspended sediments on cod eggs and larvae and on the behaviour of adult herring and cod. ICES CM 1996/E : 26.
- Widdows J., Fieth P. & Worrall C.M., 1979 : Relationship between seston, available food and feeding activity in the common mussel *Mytilus edulis*. *Mar. Biol.*, 50 : 195-207.
- Wijman J. & Anderson J.B., 2004 : Sandpit. WP 2.4 : Ecological effects of sand extraction. Draft version 1. February 4, 2004 (unpublished).
- Word J.Q., 1990 : The infaunal trophic index, a functional approach to benthic community analyses. PhD Thesis, University of Washington : 297 p.

Essink K. & Van Dalssen J.A., 1998 : The effects on macrozoobenthos of subaqueous sand extraction North of the island of Terschelling, The Netherlands. Working document RIKZ/OS 98.607. Report of the ICES Working Group on effects of extraction of marine sediments on the marine ecosystem, 20-25 April 1998, Haarlem, The Netherlands.

Grémare A., Amouroux J.M. & Vétion G., 1998a : Long Term Comparison of Macrobenthos within the Soft Bottoms of the Bay of Banyuls-sur-Mer (North-Western Mediterranean Sea). *Journal of Sea Research*, 40 : 281-302.

ICES, 1992. Effects of Extraction of Marine Sediments on Fisheries. Cooperative Research Report n°182.

Nelson, W. G. 1993. Beach restoration in the Southeastern US: Environmental effects and biological monitoring. *Ocean and Coastal Management* 19: 157-182.

Newell, R.C., Seiderer, L.J., Simpson, N.M. & Robinson, J.E. 2003. Impacts of Marine Aggregate Dredging on Benthic Macrofauna off the South Coast of the United Kingdom. *Journal of Coastal Research* 20: 115-125 (http://www.marineecologicalsurveys.co.uk/downloads/coas_19_421.pdf)

Peddicord, R.K.; McFarland, V.A. 1978. Effects of Suspended Dredged Material on Aquatic Animals. [Technical Report D-78-29, NTIS No. AD-A058 489](#). Prepared for U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station by Bodega Marine Laboratory, University of California.

Peterson, 2006

http://www.surfrider.org/beachscape/docs/2005_Bioscience_Beach_nourishment_Peterson.pdf

Robinson, J.E., Newell, R.C., Seiderer, L.J. & Simpson, N.M. 2005. Impacts of Aggregate Dredging on Sediment Composition and Associated Benthic Fauna at an Offshore Dredge Site in the Southern North Sea. *Marine Environmental Research* 60: 51-68

<http://www.marineecologicalsurveys.co.uk/>

Van Dalssen, J.A. & K. Essink, 1999. RIACON: Risk analysis of coastal nourishment techniques in The Netherlands. *Senckenbergiana maritima* 29: pp 51-53.

Liens Internet

Techniques de dragages :

IFREMER : <http://www.ifremer.fr/envlit/documentation/dossiers/dragages/drag-c21.htm>

BMAPA : <http://www.bmapa.org/animation.htm#>

(Animation sur le dragage par une barge mobile et sur l'alimentation des côtes)

Impact des dragages

Evaluation of dredged material proposed for Ocean Disposal – Unites States Environmental Protection Agency (EPA) 1991 – 214p : <http://www.epa.gov/owow/oceans/gbook/gbook.pdf>

BMAPA : <http://www.bmapa.org/>

Ifremer : <http://www.ifremer.fr/>

Projet decode : <http://www.cefas.co.uk/decode/downloads.htm>

WWF Review
http://links.coastweb.info/facade/library.coastweb.info/616/01/marine_agg_env_statements.pdf?convert=no

Alimentation artificielle des plages

ASMFC : <http://www.asmfc.org/publications/habitat/beachNourishment.pdf>

Projet BEACHMED (INTERREG IIIC) : www.beachmed.it/ (10/10/06)

LITEAU/LITEAU II : <http://www.liteau.ecologie.gouv.fr/> (12/10/06)

EUROSION : <http://www.euroasion.org/> (10/10/06)

POSICOST 2000
<http://www.imedea.uib.es/Oceanography/html/research/Projects/posicost/doc/jornadas1.PDF>

Réglementation dragage.

<http://www.ifremer.fr/delcc/cycleau/reglementation/dragages.htm>

<http://www.ifremer.fr/drogm/Realisation/Miner/Sable/reglement.htm>

		Quantité (en m ³ /an)				
		<500	500 à 5000	5000 à 50000	50000 à 500000	>500000
Rejet à 1 km d'une ZC*	Éléments tous < N1 (Impact neutre ou négligeable)				D	A
Rejet < 1 km d'une ZC			D			A
Rejet < 1 km d'une ZC	Au moins 1 élément > N1 mais tous < N2	D			A	
Rejet < 1 km d'une ZC		D	A			
	Au moins 1 élément > N2	A				

* ZC : Zone conchylicole

Tableau 19 : Seuils de détermination de la procédure administrative : autorisation ou déclaration (rubrique 3.4.0)

7 - ANNEXES

7.1 - Annexe 1 : Réglementation en matière d'extraction marine et d'immersion de sédiments

Les informations présentées ci-après proviennent du site web de l'IFREMER (<http://www.ifremer.fr/delcc/cycleau/reglementation/dragages.htm>).

7.1.1 - *Extraction marine*

Le fondement de la réglementation sur le dragage et l'immersion de sédiments relève prioritairement de la loi sur l'Eau 92.3 du 3 janvier 1992 et des décrets et arrêtés pris pour son application :

- Arrêté du 23 février 2001 fixant les prescriptions applicables aux travaux de dragage de ports et de leurs accès et/ou rejets afférents.
- Décret 99.736 du 27 août 1999 modifiant le décret 93.743 du 29 mars 1993 relatif à la nomenclature des opérations soumises à autorisation (A) ou à déclaration (D) de l'article 10 de la loi sur l'Eau.
- Décret 93.743 du 29 mars 1993 relatif aux procédures d'autorisation et de déclaration prévues à l'article 10 de la loi sur l'Eau.

Les opérations de dragage et d'immersion ou de mise en dépôt sont concernées par la rubrique 3.4.0 (Tableau 19)

7.1.2 - *Immersion de sédiments*

Les opérations d'immersion de sédiments marins font l'objet d'autorisations préfectorales basées sur des dispositions réglementaires nationales prises en application des lignes directrices fixées par les conventions internationales dites convention OSPAR et convention de Londres.

7.1.2.1 - **Dispositions internationales en matière d'immersion de sédiments**

Les dispositions qui régissent les immersions de matériaux de dragage résultent des travaux menés dans le cadre :

- de la convention d'Oslo du 15 février 1972 pour la prévention de la pollution des mers par les opérations d'immersion ;
- de la Convention de Londres du 29 décembre 1972 sur la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion des déchets ;
- de la convention de Paris du 22 septembre 1992 relative à la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est (convention OSPAR 92), qui se substitue à celle d'Oslo.

Contaminant	Niveau N1	Niveau N2
Arsenic (As)	25	50
Cadmium (Cd)	1,2	2,4
Chrome (Cr)	90	180
Cuivre (Cu)	45	90
Mercure (Hg)	0,4	0,8
Nickel (Ni)	37	74
Plomb (Pb)	100	200
Zinc (Zn)	276	552

Tableau 20 : Valeurs-guides des niveaux 1 et 2 pour les métaux (mg/kg sec) retenues par la France (Arrêté du 14/06/2000)

Contaminant	Niveau N1	Niveau N2
PCB totaux	0,5	1
PCB congénère 28	0,025	0,05
PCB congénère 52	0,025	0,05
PCB congénère 101	0,05	0,1
PCB congénère 118	0,025	0,05
PCB congénère 138	0,05	0,1
PCB congénère 153	0,05	0,1
PCB congénère 180	0,025	0,05

Tableau 21 : Valeurs-guides des niveaux 1 et 2 pour les congénères de PCB (mg/kg sec) retenues par la France (Arrêté du 14/06/2000)

Contaminant	Niveau N1	Niveau N2
Fluoranthène	0,40	5
Benzo(b)fluoranthène	0,30	3
Benzo(k)fluoranthène	0,20	2
Benzo(a)pyrène	0,20	1
Benzo(ghi)pérylène	0,20	1
Indéno(1,2,3cd)pyrène	0,20	1

Tableau 22 : Niveaux de référence (mg/kg sec) proposés pour les HAP

Niveau	1	<100	Immersion autorisée, sans condition particulière
	2	100 à 400	Immersion autorisée sous réserve : bio-essais et étude locale d'impact
	3	>400	Immersion autorisée sous réserve : étude d'impact approfondie

Tableau 23 : Niveaux de référence (mg/kg sec) proposés pour le Tributylétain

Au regard des risques écologiques potentiels pour les écosystèmes côtiers, ces conventions ont édicté des lignes directrices pour la gestion des matériels de dragage et notamment les conditions dans lesquelles doivent s'effectuer sur les sites de dragage, les prélèvements d'échantillons et les analyses de sédiments. Les pays membres ont également déterminé pour les éléments métalliques et les substances les plus toxiques, des seuils imposant des contraintes plus ou moins fortes en fonction de la toxicité de ces sédiments :

- Le niveau 1 (N1) : Concentrations en contaminants au dessous desquelles l'immersion peut être autorisée mais une étude complémentaire est requise dès le dépassement de ce seuil.
- Le niveau 2 (N2) : Concentrations en contaminants au dessus desquelles l'immersion ne peut-être autorisée que si on apporte la preuve que c'est la solution la moins dommageable pour l'environnement aquatique et terrestre.

7.1.2.2 - Dispositions nationales en matière d'immersion de sédiments

Outre les textes de référence mentionnés ci-dessus, sur le plan des dispositions techniques, l'arrêté du 14 juin 2000 fixe les niveaux de référence à prendre en compte lors d'une analyse de sédiments marins estuariens présents en milieu naturel ou portuaire. En France, la stratégie retenue pour l'élaboration des valeurs guides est basée sur une exploitation statistique des teneurs en contaminants métalliques mesurées lors de campagnes pluriannuelles. L'examen de la distribution des résultats permet de déterminer pour chaque contaminant la valeur dite de « bruit de fond » c'est-à-dire la teneur naturelle sans apport anthropique identifiable. Le Groupe d'Etudes et d'Observations sur les Dragages et l'Environnement (GEODE) a proposé des valeurs guides exprimées en mg/kg de sédiment sec, N1 et N2, pour les métaux ([Tableau 20](#)) et les PCB ([Tableau 21](#)) dans les sédiments destinés à l'immersion :

- Au-dessous du niveau N1, l'impact potentiel est jugé neutre ou négligeable, les valeurs observées se révélant comparables aux bruits de fond environnementaux.
- Entre les niveaux N1 et N2, une investigation complémentaire peut s'avérer nécessaire en fonction du projet considéré et du degré de dépassement du niveau 1. Des tests sont alors pratiqués pour évaluer la toxicité globale des sédiments.
- Au delà du niveau N2, une investigation complémentaire est généralement nécessaire car des indices peuvent laisser présager un impact potentiel de l'opération. En fonction des résultats obtenus, l'immersion est susceptible d'être interdite et la mise en place de solutions alternatives encouragées. Une étude d'impact approfondie est alors jugée indispensable.

Dans le cadre du projet de recherche PNETOX (Programme National EcoTOXicologie), la détermination des valeurs-guides a été étendue à des substances organiques toxiques présentes dans les sédiments des zones portuaires confinées, les HAP prioritaires ([Tableau 22](#)) et le TBT ([Tableau 23](#)). Ces valeurs sont en cours de discussion dans les ministères concernés et n'ont pour le moment pas encore fait l'objet de transposition réglementaire officielle.

7.2 - Annexe 2 : Synthèse des études d'impact des opérations de rechargement de plages

7.2.1 - Etude d'impact du rechargement de la Plage Nord de Port de Barques (E1 1)

7.2.1.1 - Caractéristiques du projet

Les sédiments (15000 m³) sont prélevés par une drague aspiratrice stationnaire (la faible profondeur des sédiments interdit l'usage d'une drague aspiratrice en marche) avec refoulement par conduite flottante vers une ou plusieurs barges de transport ancrées au large. Cette technique, qui nécessite une profondeur d'eau de 1 m minimum, permet de pomper une mixture d'eau et de sédiments. Les matériaux sont décantés dans la barge, ce qui permet de séparer la fraction sableuse de la fraction fine qui restera en suspension dans l'eau et sera rejetée par surverse.

7.2.1.2 - Compartiments étudiés

Cadre géologique et morphologique	Contexte géologique et sédimentologique : analyse granulométrique moyenne et distribution Morphologie et topographie littorale
Climatologie	Température et pluviométrie Régime des vents
Hydrodynamisme	Marée Agitation
Dynamique sédimentaire	Dynamique marine Dynamique éolienne
Qualité des eaux	Eaux littorales : salinité, température, turbidité, sels nutritifs (ammonium, nitrates et phosphates), bactériologie, REMI et REPHY Eaux conchylicoles Eaux de baignade
Cadre biologique, écologique et paysager	Qualité biologique Frayères et nourriceries Qualité paysagère
Usages du milieu	Usages récréatifs : tourisme balnéaire et activités nautiques Usages professionnels : types de pêche
Protection et inventaire du patrimoine naturel	Inventaires des ZNIEFF, ZICO et sites Natura 2000

7.2.1.3 - Impacts sur le site d'extraction

	Incidences bénéfiques	Incidences néfastes
Hydrodynamisme		<ul style="list-style-type: none"> • Modification de la dynamique des masses d'eau et des transports sédimentaires (effets temporaires car zone d'accrétion sédimentaire).
Sédimentologie		<ul style="list-style-type: none"> • Bathymétrie : abaissement des fonds d'extraction, temporaire et non préjudiciable (zone d'accumulation sableuse). Dans un premier temps, il s'établira un nouveau profil d'équilibre (dynamique) des ressources sédimentaires locales avec de nouveaux profils sableux, puis retour à la situation initiale (au bout de plusieurs années).
Qualité des eaux	<ul style="list-style-type: none"> • Absence de nuisance : les matériaux dragués sont des matériaux typiques du milieu océanique ouvert local, dont la qualité est déterminée par le bruit de fond océanique local. • La ressource est peu chargée en particules fines (vaseuses), ceci en référence à l'utilisation des matériaux pour le rechargement des plages et aussi vis-à-vis des critères d'incidences environnementales. 	<ul style="list-style-type: none"> • Engins motorisés (huiles et hydrocarbures). • Effet turbide (limité dans l'espace et le temps).
Faune et flore marines		<ul style="list-style-type: none"> • Eradication de la macrofaune inféodée au sédiment extrait (effet brutal, important et irréversible). Mais les biotopes concernés sont largement représentés sur la façade oléronaise et dans le proche environnement des sites : l'effet direct, localisé aux sites dragués, n'affectera pas un type de population sensible (les populations environnantes se maintiennent). • Dans le temps, l'effet disparaîtra par une colonisation larvaire du nouveau substrat mis à l'affleurement ainsi que (vraisemblablement) par la migration d'individus du voisinage (ordre de grandeur de la colonisation entre une et deux années).
Faune et flore terrestres	<ul style="list-style-type: none"> • Le dragage entraîne une diminution de l'accumulation de la vase sur l'estran et par conséquent une raréfaction de la nourriture benthique inféodée disponible pour les oiseaux. Toutefois les fonds dragués sont sans intérêt pour la reproduction ou le repos des oiseaux. Découverts à basse mer, les invertébrés benthiques représentent une proie pour l'avifaune. Leur disparition aurait un impact trophique sur l'avifaune (seulement à basse mer), impact limité en raison de la faible superficie 15000 m² et de la richesse benthique faible du secteur (zone peu productive). 	
Intégration paysagère		
Activités humaines	<ul style="list-style-type: none"> • Absence d'effet sur la pêche (les populations benthiques concernées sont quantitativement et qualitativement de trop faible intérêt trophique pour les prédateurs halieutiques pour engendrer une répercussion sensible sur les stocks accessibles aux pêcheurs. • La qualité physico-chimique des sédiments à draguer et la technique de dragage retenue ne sont susceptibles d'engendrer que de modestes effets turbides. 	<ul style="list-style-type: none"> • Gêne de la navigation (temporaire et limitée dans l'espace et dans le temps). • Occupation de la jetée.

7.2.1.4 - Impacts sur le site de dépôt

	Incidences bénéfiques	Incidences néfastes
Hydrodynamisme	<ul style="list-style-type: none"> • Nouveau profil de plage : protection renforcée du secteur dunaire. 	<ul style="list-style-type: none"> • Effet sur la dynamique sédimentaire : la présence du chantier va influencer le transit littoral et éolien.
Sédimentologie	<ul style="list-style-type: none"> • Absence d'incidence sur la constitution en sables car les sables extraits et déposés ont les mêmes caractéristiques granulométriques. • Sables pas la même couleur (+ foncés) mais avec le lessivage des vases et l'oxydation des grains (exposition à l'air libre), ils prendront la couleur des sables en place. • Modification de la morphologie de la plage en place 	
Qualité des eaux	<ul style="list-style-type: none"> • Absence de risque de contamination bactériologique ou métallique en raison de la très bonne qualité des sédiments apportés. 	
Faune et flore marines	<ul style="list-style-type: none"> • Indirectement, les dragages vont réduire le stock sableux qui s'accumule localement et alimente la sédimentation méridionale et l'exhaussement de ce dernier. • L'extraction permettra de ralentir ce processus de régression des faciès de transition entre le milieu marin et les zones hautes de marais des schorres. • Faciès écologiquement intéressant : productif et bénéfique pour avifaune en particulier. 	<ul style="list-style-type: none"> • Destruction (principalement par enfouissement) des populations d'invertébrés présentes sur la plage. Effet direct et brutal sans incidence en raison de la pauvreté de la zone. La plage sera recolonisée par les organismes typiques de cet habitat. • Colonisation de la plage par migration larvaire (processus de recolonisation par essaimages larvaires qui se produisent à la belle saison et se poursuivront jusqu'au repeuplement équilibré). • Destruction des populations de sparines sur la plage.
Faune et flore terrestres	<ul style="list-style-type: none"> • Colonisation par la flore : augmentation de la diversité biologique. 	
Intégration paysagère	<ul style="list-style-type: none"> • Agrandissement du solarium de la plage. 	<ul style="list-style-type: none"> • Présence d'engins de chantier : dénaturation du paysage.
Activités humaines	<ul style="list-style-type: none"> • Réduction de la sédimentation sur les concessions ostréicoles proches. • Agrandissement de la plage. 	<ul style="list-style-type: none"> • Restriction de l'accès à la plage pour une durée de 3 à 4 semaines. • Emissions sonores. • Encombrement du trafic.

7.2.2 - Etude d'impact du rechargement de la Pointe du Prouard (EI 2)

7.2.2.1 - Caractéristiques du projet

Le projet consiste à apporter 90000 m³ de sables pour aménager la Pointe du Prouard. Ces sables ont un D₅₀ compris entre 0,5 et 1 mm, avec une fraction inférieure à 0,3 mm nulle. Le site d'extraction ainsi que les modalités d'extraction ont fait l'objet d'une étude de pré-faisabilité technico-économique (CREOCEAN, 2001a). Il s'agit d'un stock sédimentaire accumulé dans les casiers du Port de Saint-Denis d'Oléron, qui forment des pièges à sables. Les sables sont extraits des casiers par des engins de travaux publics. La voirie publique est empruntée par les camions pour le contournement du port, puis pour la circulation sur l'estran jusqu'au site de rechargement.

7.2.2.2 - Compartiments étudiés

Cadre géologique et morphologique	Contexte géologique et sédimentologique : analyse granulométrique moyenne et distribution Morphologie et topographie littorale
Climatologie	Température et pluviométrie Régime des vents
Hydrodynamisme	Marée Agitation
Dynamique sédimentaire	Dynamique marine Dynamique éolienne
Qualité des eaux	Eaux marines Exutoire des marais Eaux de baignade
Cadre biologique, écologique et paysager	Qualité biologique Frayères et nourriceries Qualité paysagère
Usages du milieu	Usages récréatifs : tourisme balnéaire et activités nautiques Usages professionnels : types de pêche
Protection et inventaire du patrimoine naturel	Inventaires des ZNIEFF, ZICO et sites Natura 2000

7.2.2.3 - Impacts sur le site d'extraction

	Incidences bénéfiques	Incidences néfastes
Hydrodynamisme		
Sédimentologie		• Modification des conditions locales de la dynamique des masses d'eau et des transports sédimentaires.
Qualité des eaux		• Risques de rejet d'hydrocarbures. • Création d'un nuage turbide.
Faune et flore marines		• Eradication de la majorité des organismes présents sur les fonds traités mais processus de recolonisation rapide.
Faune et flore terrestres		
Intégration paysagère		• Présence des engins.
Activités humaines		

7.2.2.4 - Impacts sur le site de dépôt

	Incidences bénéfiques	Incidences néfastes

Hydrodynamisme		
Sédimentologie	<ul style="list-style-type: none"> • Alimentation des cellules sédimentaires en aval de la dérive littorale. • Réduction de la déflation éolienne. 	<ul style="list-style-type: none"> • Modification du transit littoral et éolien. • Accumulation possible de vase dans la partie abritée des casiers de réception des sables.
Qualité des eaux		<ul style="list-style-type: none"> • Risques de rejet d'hydrocarbures.
Faune et flore marines		<ul style="list-style-type: none"> • Enfouissement ou écrasement des populations présentes sur la plage mais processus de recolonisation rapide. • Etouffement de la faune.
Faune et flore terrestres	<ul style="list-style-type: none"> • Végétalisation de la dune (végétaux spammophiles). 	<ul style="list-style-type: none"> • Destruction de la faune de l'estran. • Destruction temporaire et localisée (surface des travaux) du benthos de l'estran de Pouard, qui est une source de nourriture pour l'avifaune.
Intégration paysagère	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation significative de l'espace en haut de la plage (végétalisation des dunes). 	<ul style="list-style-type: none"> • Présence des engins. • Diminution de l'angle de vue.
Activités humaines		<ul style="list-style-type: none"> • Limitation des activités de la cale de l'école de voile. • Interdiction de la fréquentation de la plage pendant la période de travaux. • Emissions sonores par les engins de travaux publics.

7.2.3 - Etude d'impact du rechargement de la Plage de Moulin Brûlé et de la digue du Boutillon (EI 3)

7.2.3.1 - Caractéristiques du projet

Le projet consiste à apporter 200000 m³ de sables sur la Plage de Moulin Brûlé et 100000 m³ sur la digue du Boutillon. La zone d'extraction des matériaux se situe dans le Fier d'Ars. Une drague aspiratrice stationnaire à désagrégateur et une drague aspiratrice stationnaire relais démontable sont utilisées. Le dépôt sur la Plage de Moulin Brûlé se fait par l'intermédiaire d'environ 4000 m linéaires de conduite hydraulique nécessaire au transfert des sables mixtes. Ces conduites se décomposent en une conduite immergée de 1000 m du côté de Moulin Brûlé, reliée à une conduite terrestre de 2500 m et à une conduite flottante de 28 m reliée à la drague aspiratrice relais démontable. La station est reliée par une conduite flottante à la drague aspiratrice stationnaire à désagrégateur.

7.2.3.2 - Compartiments étudiés

Cadre géologique et morphologique	Contexte géologique et sédimentologique Morphologie et topographie littorale
Climatologie	Température et pluviométrie Régime des vents
Hydrogéologie et hydrologie	Nappes souterraines Cours d'eau et bassins versants
Hydrodynamisme	Marées et courants de marée Agitation
Dynamique sédimentaire	Dynamique marine Mouvements sédimentaires Dynamique éolienne
Qualité du milieu	Sédiments Eaux marines Eaux conchylicoles et gisements naturels Eaux de baignade
Cadre biologique, écologique et paysager	Milieu marin Milieu terrestre Qualité paysagère
Usages du milieu	Usages récréatifs : tourisme balnéaire et activités nautiques Usages professionnels : conchyliculture Occupation des sols
Protection et inventaire du patrimoine naturel	Inventaires des ZNIEFF, ZICO et sites Natura 2000 Sites classés et sites inscrits, réserves naturelles, ZPS et espaces naturels sensibles

7.2.3.3 - Impacts sur le site d'extraction

	Incidences bénéfiques	Incidences néfastes
Hydrodynamisme	<ul style="list-style-type: none"> • Accélération des courants au jusant dans les chenaux secondaires de la vidange de la Fier. 	
Sédimentologie	<ul style="list-style-type: none"> • Ralentissement du processus d'accumulation sédimentaire en confluence des chenaux. 	<ul style="list-style-type: none"> • Sédimentation accrue sur la vase des matériaux issus des chenaux secondaires.
Qualité des eaux		<ul style="list-style-type: none"> • Risques de rejet d'hydrocarbures. • Création d'un nuage turbide.
Faune et flore marines		<ul style="list-style-type: none"> • Eradication de la majorité des organismes présents sur les fonds traités mais processus de recolonisation rapide.
Faune et flore terrestres		<ul style="list-style-type: none"> • Baisse de la fréquentation de l'avifaune.
Intégration paysagère		
Activités humaines		<ul style="list-style-type: none"> • Présence des engins.

7.2.3.4 - Impacts sur le site de dépôt

	Incidences bénéfiques	Incidences néfastes
Hydrodynamisme	<ul style="list-style-type: none"> • Réduction de l'énergie de déferlement des vagues et de l'agitation du plan d'eau. 	
Sédimentologie	<ul style="list-style-type: none"> • Alimentation des cellules sédimentaires en aval de la dérive littorale. • Réduction de la déflation éolienne. 	<ul style="list-style-type: none"> • Modification du transit littoral et éolien. • Accumulation possible de vases dans la partie abritée des casiers de réception des sables.
Qualité des eaux		<ul style="list-style-type: none"> • Risque minime de contamination bactériologique. • Risques de rejet d'hydrocarbures. • Nuage turbide éventuel.
Faune et flore marines		<ul style="list-style-type: none"> • Éloignement des populations de crustacés. • Enfouissement ou écrasement des rares populations présentes sur la plage mais processus de recolonisation rapide. • Etouffement de la faune.
Faune et flore terrestres	<ul style="list-style-type: none"> • Végétalisation de la dune. 	<ul style="list-style-type: none"> • Baisse de fréquentation de l'avifaune.
Intégration paysagère		<ul style="list-style-type: none"> • Travaux de busage sous les voies de circulation.
Activités humaines	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation significative de l'espace en haut de la plage. • Végétalisation des dunes. 	<ul style="list-style-type: none"> • Présence des engins.

7.2.4 - Etude d'impact du rechargement de la Plage du Racou (EI 4)

7.2.4.1 - Caractéristiques du projet

Le projet consiste à apporter 20000 m³ de sables prélevés au nord de la Plage du Racou par des engins de travaux publics sur la partie sud de la plage.

7.2.4.2 - Compartiments étudiés

Cadre géologique et morphologique	Contexte géologique et sédimentologique Morphologie, topographie et hydrographie littorales
Climatologie	Températures et pluviométrie Régime des vents
Bathymétrie et sédimentologie	Levés bathymétriques Analyses granulométriques
Hydrodynamisme	Marées Surcotes et décotes Courants Agitation Tempêtes
Dynamique sédimentaire	Transit sédimentaire Erosion du littoral Stocks sableux disponibles
Qualité des eaux	Physico-chimie Bactériologie
Qualité de l'air	Pollution de l'air
Cadre biologique et écologique	Peuplements benthiques
Usages du milieu	Usages récréatifs : tourisme balnéaire et activités nautiques Usages professionnels : pêche et activités portuaires
Protection et inventaire du patrimoine naturel	Inventaires des ZNIEFF, ZICO et sites Natura 2000 Sites classés et sites inscrits, réserve naturelle et terrains du Conservatoire du Littoral
Réglementation de l'espace maritime	Zones de protection d'infrastructures

7.2.4.3 - Impacts sur le site d'extraction

	Incidences bénéfiques	Incidences néfastes
Hydrodynamisme		
Géomorphologie		
Sédimentologie		<ul style="list-style-type: none"> • Abaissement du niveau des zones de prélèvement (mais zone à fort transit sédimentaire : effet modéré et limité dans le temps). • Risque de pollution par des hydrocarbures du sédiment par les engins publics. • Effet sur la dynamique sédimentaire : perte de sédiment dans le nord du Racou (effet temporaire et limité).
Qualité des eaux	<ul style="list-style-type: none"> • Absence d'impact en raison de la nature grossière des sédiments qui limitent leur capacité à contenir des contaminants. 	<ul style="list-style-type: none"> • Risques de rejet d'hydrocarbures. • Nuage turbide.
Faune et flore marines	<ul style="list-style-type: none"> • L'habitat des espèces de substrat meuble ne sera pas modifié : peuplement très pauvre en raison de la forte agitation du milieu qui constitue une contrainte importante pour les espèces. Le site n'est pas un milieu sensible. • La recolonisation du site devrait se faire rapidement au bout de quelques mois seulement (Monbet, 1984), par les espèces présentes dans les sables dragués et qui auront survécu aux opérations d'extractions et de relargage sur la plage du Racou. 	<ul style="list-style-type: none"> • Les organismes (polychètes et mollusques) sont suffisamment agiles pour échapper à l'extraction du sable. • L'impact est limité car les sédiments à remanier n'hébergent pas une faune riche en espèces et les principales espèces observées ou potentiellement présentes (poissons et <i>Amphioxus</i>) sont des espèces très mobiles et capables d'éviter d'être capturées lors des opérations d'extraction de sable. • Les poissons évitent les zones de turbidité importante. Le développement des œufs et les phases de croissance des juvéniles peuvent être perturbés ; les adultes sont moins sensibles. • La population planctonique peut être inhibée mais le relargage d'éléments nutritifs stimule leur croissance. • Le panache de turbidité est susceptible d'affecter les invertébrés benthiques, peu ou pas mobiles (espèces fixées), présents sur les fonds proches des zones de travaux, en particulier la faune de substrat dur de la Pointe du Racou. • L'accroissement de la turbidité (temporaire) sera limité du fait de la quasi-absence de vases dans les sédiments. Les espèces présentes dans le Golfe du Lion sont habituées à être soumises régulièrement à des apports importants de matières en suspension dans l'eau par les bassins versants (notamment en période de fortes pluies) ; l'impact de la hausse de turbidité est donc négligeable.
Qualité de l'air		<ul style="list-style-type: none"> • Emission de gaz polluants par les engins de travaux publics (temporaire, pendant la période des travaux).
Faune et flore terrestres		
Intégration paysagère		
Activités humaines		<ul style="list-style-type: none"> • Mesures d'information et d'interdiction de pénétrer dans l'enceinte du chantier.

7.2.4.4 - Impacts sur le site de dépôt

	Incidences bénéfiques	Incidences néfastes
Hydrodynamisme	<ul style="list-style-type: none"> • L'élargissement de la plage va permettre d'amortir les houles plus tôt sur le littoral (donc de mieux le protéger). 	
Géomorphologie	<ul style="list-style-type: none"> • Elargissement de la plage. 	
Sédimentologie	<ul style="list-style-type: none"> • Rehaussement du sud de la Plage du Racou (partie immergée). • L'apport de sédiments va élargir le profil de la plage. 	<ul style="list-style-type: none"> • Déficit sédimentaire en aval.
Qualité des eaux		<ul style="list-style-type: none"> • Risques de rejet d'hydrocarbures. • Peu de risques pour la santé liés aux eaux de baignade ou à la consommation des produits issus de la mer en raison de l'absence/très faible probabilité de risque des sédiments à remanier et de la nature très grossière des sédiments.
Faune et flore marines		<ul style="list-style-type: none"> • Mortalité de la majorité des organismes par écrasement ou suffocation. Certains (crustacés et bivalves) sont capables de supporter des conditions d'hypoxie, d'autres (polychètes et mollusques) sont suffisamment agiles pour échapper à l'enfouissement.
Qualité de l'air		<ul style="list-style-type: none"> • Emission de gaz polluants par les engins de travaux publics (temporaire, pendant la période des travaux).
Faune et flore terrestres	<ul style="list-style-type: none"> • Elargissement de la plage. 	
Intégration paysagère		<ul style="list-style-type: none"> • Présence des engins
Activités humaines	<ul style="list-style-type: none"> • Protection des habitations situées en arrière de la plage. 	<ul style="list-style-type: none"> • Emissions sonores.

7.2.4.5 - Mesures compensatoires

- Pendant les travaux : contrôle du respect des limites des zones de prélèvement
- Pendant et après les travaux : suivi des herbiers de posidonies à proximité de la Plage du Racou (cartographie précise des taches de posidonie présentes au large et au sud de la plage et caractérisation de leur état de santé).

7.2.5 - Etude d'impact du rechargement du Lido de Sète à Marseillan (E1 5)

7.2.5.1 - Caractéristiques du projet

Le projet consiste en la mise en place parallèlement au rivage de deux boudins en géotextile de 6 m de large et de 3 m de haut (sur un linaire de 2400 m), à des profondeurs de 4 et 6 m (distance d'environ 500 à 550 m du trait de côte). Les matériaux nécessaires au remplissage des boudins sont prélevés par dragage sur le glacis situé au droit du futur ouvrage, par 8 m de fond et pas au-delà de 1500 m du fond. Les prélèvements s'effectuent sur une superficie de 700 m x 2400 m et sur une épaisseur de 0,1 m.

7.2.5.2 - Compartiments étudiés

Cadre géologique et morphologique	Contexte géologique et sédimentologique Morphologie, topographie et hydrographie littorale
Climatologie	Températures et pluviométrie Régime des vents
Bathymétrie	Levés bathymétriques
Hydrodynamisme	Ouvrages de protection du littoral Courants Agitation Tempêtes
Dynamique sédimentaire	Transit sédimentaire Erosion du littoral Radioactivité des plages
Qualité du milieu	Eaux marines Eaux de baignade Matière vivante Sédiments
Cadre biologique et écologique	Peuplements benthiques
Usages du milieu	Usages récréatifs : tourisme balnéaire et activités nautiques Usages professionnels : conchyliculture, pêche et activités industrialo-portuaires
Protection et inventaire du patrimoine naturel	Inventaires des ZNIEFF, ZICO, sites Natura 2000 ZPS et terrains du Conservatoire du Littoral
Réglementation de l'espace maritime	Zones de protection d'infrastructures

7.2.5.3 - Impacts sur les sites d'extraction et de dépôt

Les impacts du projet n'ont pas encore été déterminés, dans l'attente des caractéristiques détaillées des travaux et ouvrages.

7.3 - Annexe 3 : Résultats des analyses réalisées en 2006 dans le cadre de l'étude du site pilote de Leucate

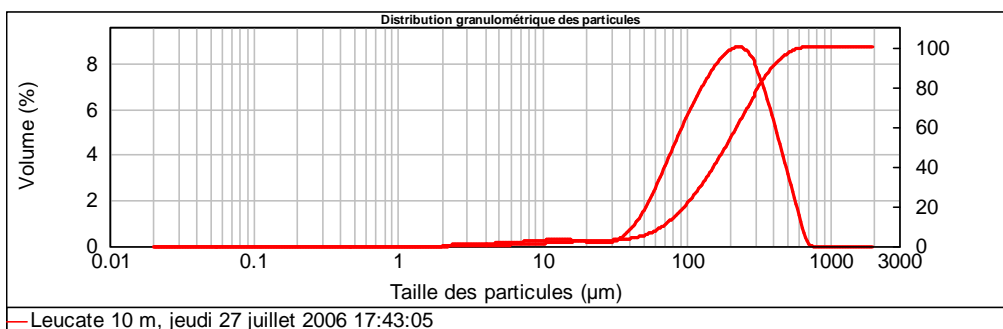
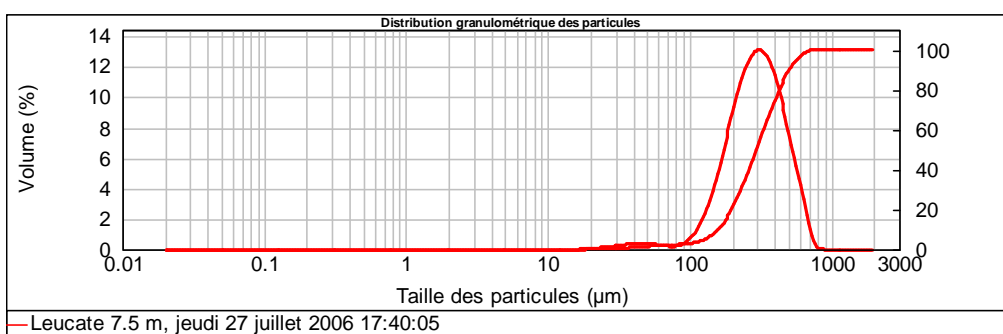
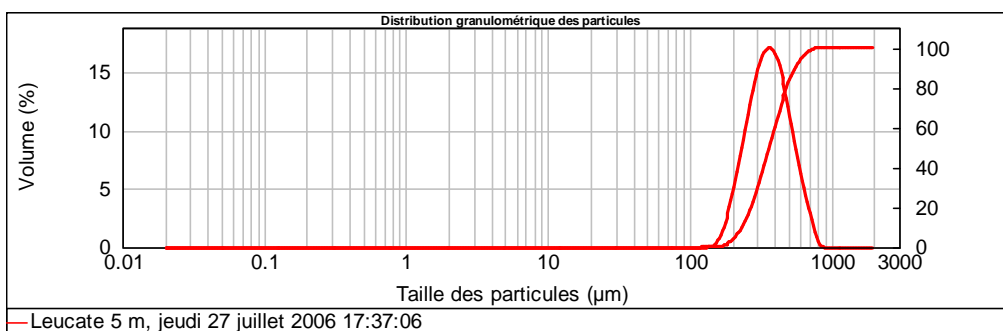
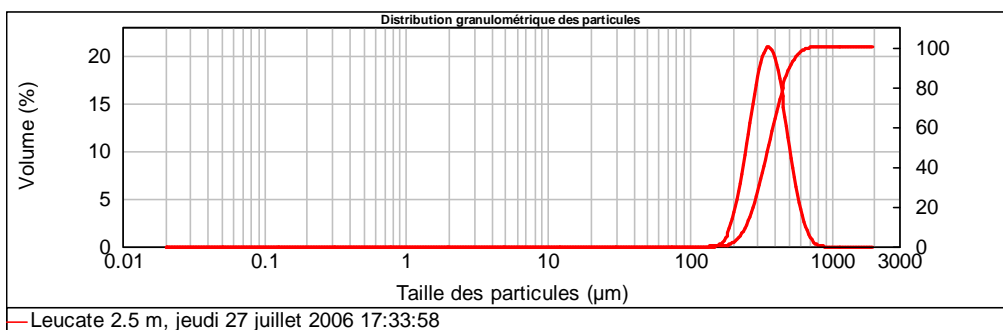
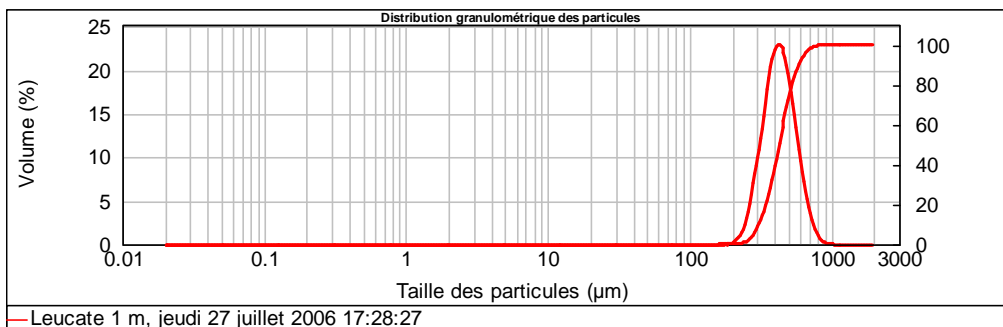
Matière organique dans le sédiment échantillonné sur le site pilote de Leucate

	% sec
1 m	0,68
2,5 m	0,73
5 m	0,74
7,5 m	0,82
10 m	1,13

Granulométrie (en % volume) du sédiment échantillonné sur le site pilote de Leucate

	%<10 µm	%<20 µm	%<30 µm	%<40 µm	%<63 µm	%<80 µm	%<100 µm	%<125 µm
1 m	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2,5 m	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
5 m	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
7,5 m	0,00	0,03	0,38	0,94	1,99	2,32	2,85	4,71
10 m	1,48	2,72	3,16	3,82	8,34	13,73	20,91	30,00

	%<160 µm	%<200 µm	%<250 µm	%<315 µm	%<500 µm	%<630 µm	%<800 µm	%<1000 µm
1 m	0,00	0,02	1,35	12,03	72,64	93,71	99,64	100,00
2,5 m	0,02	1,54	10,31	32,93	88,08	98,26	100,00	100,00
5 m	0,20	3,54	14,14	34,54	82,34	95,47	99,98	100,00
7,5 m	10,46	20,74	36,14	55,49	89,14	97,75	100,00	100,00
10 m	41,94	54,04	66,69	79,14	96,32	99,66	100,00	100,00



Inventaire des espèces benthiques échantillonnées sur le site pilote de Leucate

	Embranchement	Ordre	Famille	Espèce
1	Annélides	Polychètes	Ampharetidae	<i>Ampharete grubei</i>
2	Annélides	Polychètes	Cirratulidae	<i>Tharyx</i> sp.
3	Annélides	Polychètes	Flabelligeridae	<i>Diplocirrus glaucus</i>
4	Annélides	Polychètes	Glyceridae	<i>Glycera alba</i>
5	Annélides	Polychètes	Goniadidae	<i>Goniada maculta</i>
6	Annélides	Polychètes	Lumbrineridae	<i>Lumbrineris latreilli</i>
7	Annélides	Polychètes	Lumbrineridae	<i>Scoletoma tetraura</i>
8	Annélides	Polychètes	Magelonidae	<i>Magelona alleni</i>
9	Annélides	Polychètes	Magelonidae	<i>Magelona papillicornis</i>
10	Annélides	Polychètes	Maldanidae	<i>Macroclymene santaderensis</i>
11	Annélides	Polychètes	Nephtyidae	<i>Nephtys caeca</i>
12	Annélides	Polychètes	Opheliidae	<i>Ophelia neglecta</i>
13	Annélides	Polychètes	Orbiniidae	<i>Scoloplos armiger</i>
14	Annélides	Polychètes	Oweniidae	<i>Myriochele heeri</i>
15	Annélides	Polychètes	Oweniidae	<i>Owenia fusiformis</i>
16	Annélides	Polychètes	Phyllodocidae	<i>Eulalia</i> sp.
17	Annélides	Polychètes	Sabellidae	<i>Chone duneri</i>
18	Annélides	Polychètes	Serpulidae	<i>Ditrupa arietina</i>
19	Annélides	Polychètes	Sigalionidae	<i>Labioleanira yhleni</i>
20	Annélides	Polychètes	Sigalionidae	<i>Sigalion mathildae</i>
21	Annélides	Polychètes	Spionidae	<i>Prionospio fallax</i>
22	Annélides	Polychètes	Spionidae	<i>Spio filicornis</i>
23	Annélides	Polychètes	Spionidae	<i>Spiophanes bombyx</i>
24	Crustacés	Amphipodes	Ampeliscidae	<i>Ampelisca brevicornis</i>
25	Crustacés	Amphipodes	Ampeliscidae	<i>Ampelisca typica</i>
26	Crustacés	Amphipodes	Ampeliscidae	<i>Ampelisca sarsi</i>
27	Crustacés	Amphipodes	Aoridae	<i>Lembos spiniventris</i>
28	Crustacés	Amphipodes	Caprellidae	<i>Phtisica marina</i>
29	Crustacés	Amphipodes	Corophidae	<i>Siphonoecetes dellavallei</i>
30	Crustacés	Amphipodes	Corophidae	<i>Siphonoecetes neapolitanus</i>
31	Crustacés	Amphipodes	Dexaminidae	<i>Atylus massiliensis</i>
32	Crustacés	Amphipodes	Gammaridae	<i>Megaloropus massiliensis</i>
33	Crustacés	Amphipodes	Haustoriidae	<i>Bathyporeia guillamsoniana</i>
34	Crustacés	Amphipodes	Haustoriidae	<i>Urothoe grimaldii</i>
35	Crustacés	Amphipodes	Haustoriidae	<i>Urothoe intermedia</i>
36	Crustacés	Amphipodes	Ischyrozetidae	<i>Jassa marmorata</i>
37	Crustacés	Amphipodes	Leucothoidae	<i>Leucothoe oboa</i>
38	Crustacés	Amphipodes	Lysianasidae	<i>Hippomedon massiliensis</i>
39	Crustacés	Amphipodes	Lysianasidae	<i>Lepidepeccum longicorne</i>
40	Crustacés	Amphipodes	Oedicerotidae	<i>Monoculodes gibbosus</i>

Inventaire des espèces benthiques échantillonnées sur le site pilote de Leucate (suite)

	Embranchement	Ordre	Famille	Espèce
41	Crustacés	Amphipodes	Oedicerotidae	<i>Perioculodes longimanus</i>
42	Crustacés	Amphipodes	Oedicerotidae	<i>Pontocrates arenarius</i>
43	Crustacés	Amphipodes	Oedicerotidae	<i>Synchelidium haplochelus</i>
44	Crustacés	Amphipodes	Pariambidae	<i>Pariambus typicus</i>
45	Crustacés	Anisopodes	Apseudidae	<i>Apseudes</i> sp.
46	Crustacés	Cumacés	Bodotriidae	<i>Bodotria scorpioides</i>
47	Crustacés	Cumacés	Bodotriidae	<i>Eocuma ferox</i>
48	Crustacés	Cumacés	Bodotriidae	<i>Iphinoe tenella</i>
49	Crustacés	Cumacés	Bodotriidae	<i>Iphinoe trispinosa</i>
50	Crustacés	Cumacés	Diastylidae	<i>Diastylis cornuta</i>
51	Crustacés	Décapodes	Crangonidae	<i>Crangon crangon</i>
52	Crustacés	Décapodes	Diogenidae	<i>Diogenes pugilator</i>
53	Crustacés	Décapodes	Portunidae	<i>Carcinus maenas</i>
54	Crustacés	Isopodes	Cirolanidae	<i>Euridyce spinigera</i>
55	Crustacés	Isopodes		Isopode sp.
56	Crustacés	Leptostracés		<i>Nebalia</i> sp.
57	Crustacés	Mysidacés	Mysidae	<i>Mysis</i> sp.
58	Echinodermes	Echinidés	Loveniidae	<i>Echinocardium mediterraneum</i>
59	Echinodermes	Ophiuridés	Amphiuridae	<i>Acrocnida brachiata</i>
60	Echinodermes	Ophiuridés	Ophiolepidae	<i>Ophiura ophiura</i>
61	Mollusques	Bivalves	Cardidae	<i>Cardium echinatum</i>
62	Mollusques	Bivalves	Cardidae	<i>Cardium tuberculatum</i>
63	Mollusques	Bivalves	Corbulidae	<i>Lentidium mediterraneum</i>
64	Mollusques	Bivalves	Cultellidae	<i>Cultellus tenuis</i>
65	Mollusques	Bivalves	Donacidae	<i>Donax trunculus</i>
66	Mollusques	Bivalves	Lucinidae	<i>Divaricella divaricata</i>
67	Mollusques	Bivalves	Lucinidae	<i>Loripes lacteus</i>
68	Mollusques	Bivalves	Mactridae	<i>Mactra corallina</i>
69	Mollusques	Bivalves	Mactridae	<i>Spisula subtruncata</i>
70	Mollusques	Bivalves	Pharellidae	<i>Pharus legumen</i>
71	Mollusques	Bivalves	Pharellidae	<i>Phaxas pellucidus</i>
72	Mollusques	Bivalves	Pharellidae	<i>Cultrensis (Phaxas) adriaticus</i>
73	Mollusques	Bivalves	Solenoidae	<i>Ensis arcuatus</i>
74	Mollusques	Bivalves	Solenoidae	<i>Ensis siliqua</i>
75	Mollusques	Bivalves	Tellinidae	<i>Tellina tenuis</i>
76	Mollusques	Bivalves	Thraciidae	<i>Thracia phaseolina</i>
77	Mollusques	Bivalves	Veneridae	<i>Clausinella fasciata</i>
78	Mollusques	Bivalves	Veneridae	<i>Dosinia lupinus</i>
79	Mollusques	Gastéropodes	Acteonidae	<i>Acteon tornatillis</i>
80	Mollusques	Gastéropodes	Eulimidae	<i>Eulima glabra</i>
81	Mollusques	Gastéropodes	Nassariidae	<i>Nassarius (Naytiopsis) granum</i>
82	Mollusques	Gastéropodes	Turridae	<i>Mangelia attenuata</i>
83	Némertes			Némerte sp.
84	Phoronidiens			Phoronidien sp.

Caractéristiques des espèces benthiques échantillonnées sur le site pilote de Leucate

	Espèce	Code trophique	Groupe trophique	Régime alimentaire	Groupe écologique	ES 50 0,05
1	<i>Ampharete grubei</i>	2	122	Dép	1	17,04
2	<i>Tharyx</i> sp.	2	124	Dép		15,06
3	<i>Diplocirrus glaucus</i>	2	124	Dép	1	20,86
4	<i>Glycera alba</i>	3	222	Carn	2	18,39
5	<i>Goniada maculta</i>	3	222	Carn	2	15,45
6	<i>Lumbrineris latreilli</i>	3	224	Carn	2	15,44
7	<i>Scoletoma tetraura</i>	3	224	Carn		
8	<i>Magelona alleni</i>	2	122	Filt	1	16,37
9	<i>Magelona papillicornis</i>	2	122	Filt	1	
10	<i>Macroclymene santaderensis</i>	2	124	Dép		13,32
11	<i>Nephtys caeca</i>	3	222	Carn	2	
12	<i>Ophelia neglecta</i>	2	124	Dép	1	
13	<i>Scoloplos armiger</i>	2	134	Dép	1	11,25
14	<i>Myriochele heeri</i>	2	122	Dép		
15	<i>Owenia fusiformis</i>	2	122	Dép	1	6,48
16	<i>Eulalia</i> sp.	3	224	Carn	2	
17	<i>Chone duneri</i>	1	112	Filt	2	11,34
18	<i>Ditrupa arietina</i>	1	111	Filt		2,37
19	<i>Labioleanira yhleni</i>	3	220	Carn		17,69
20	<i>Sigalion mathildae</i>	3	222	Carn	2	
21	<i>Prionospio fallax</i>	2	122	Dép	4	17,34
22	<i>Spio filicornis</i>	2	112	Dép	3	6,14
23	<i>Spiophanes bombyx</i>	2	122	Dép	3	6,98
24	<i>Ampelisca brevicornis</i>	2	122	Dép	1	11,37
25	<i>Ampelisca typica</i>	2	122	Dép	1	13,01
26	<i>Ampelisca sarsi</i>	2	122	Dép	1	13,16
27	<i>Lembos spiniventris</i>	2	122	Dép		
28	<i>Phtisica marina</i>	3	222	Carn	1	15,37
29	<i>Siphonoecetes dellavallei</i>	2	122	Dép	1	
30	<i>Siphonoecetes neapolitanus</i>	2	122	Dép	1	
31	<i>Atylus massiliensis</i>	2	122	Dép	1	
32	<i>Megaloropus massiliensis</i>			Dép	1	
33	<i>Bathyporeia guillamsoniana</i>	2	122	Dép	1	
34	<i>Urothoe grimaldii</i>	2	122	Dép	1	
35	<i>Urothoe intermedia</i>	2	122	Dép	1	
36	<i>Jassa marmorata</i>	2	122	Dép		
37	<i>Leucothoe oboa</i>	2	122	Dép	1	
38	<i>Hippomedon massiliensis</i>	2	122	Dép	1	7,75
39	<i>Lepidepecreum longicorne</i>	2	122	Dép		
40	<i>Monoculodes gibbosus</i>	2	122	Dép	1	
41	<i>Perioculodes longimanus</i>	2	122	Dép	1	
42	<i>Pontocrates arenarius</i>	2	122	Dép	1	
43	<i>Synchelidium haplochelus</i>	2	122	Dép	1	
44	<i>Pariambus typicus</i>	2	120	Carn	3	
45	<i>Apseudes</i> sp.	2	122	Dép	3	
46	<i>Bodotria scorpioides</i>	2	122	Dép	2	18,15
47	<i>Eocuma ferox</i>	2	122	Dép	2	

Caractéristiques des espèces benthiques échantillonnées sur le site pilote de Leucate (suite)

	Espèce	Code trophique	Groupe trophique	Régime alimentaire	Groupe écologique	ES 50 0,05
48	<i>Iphinoe tenella</i>	2	122	Dép	1	
49	<i>Iphinoe trispinosa</i>	2	122	Dép	1	
50	<i>Diastylis cornuta</i>	1	112	Dép	1	
51	<i>Crangon crangon</i>	3	232	Carn	1	
52	<i>Diogenes pugilator</i>	3	222	Carn	2	
53	<i>Carcinus maenas</i>	3	222	Carn	3	
54	<i>Euridyce spinigera</i>	2	122	Carn	1	
55	Isopode sp.	3	222	Carn		
56	<i>Nebalia</i> sp.	2	124	Dép	5	8,43
57	<i>Mysis</i> sp.	2	122	Dép	2	
58	<i>Echinocardium mediterraneum</i>	2	134	Dép	1	
59	<i>Acrocnida brachiata</i>	2		Dép	1	
60	<i>Ophiura ophiura</i>	2	124	Carn	2	8,10
61	<i>Cardium echinatum</i>	1	113	Filt	1	
62	<i>Cardium tuberculatum</i>	1	113	Filt	1	
63	<i>Lentidium mediterraneum</i>	1	113	Filt		
64	<i>Cultellus tenuis</i>	1	113	Filt	1	
65	<i>Donax trunculus</i>	1	113	Filt	1	
66	<i>Divaricella divaricata</i>	1	113	Filt	1	
67	<i>Loripes lacteus</i>	1	113	Filt	1	
68	<i>Mactra corallina</i>	1	113	Filt	1	
69	<i>Spisula subtruncata</i>	1	113	Filt	1	6,86
70	<i>Pharus legumen</i>	1	113	Filt	1	
71	<i>Phaxas pellucidus</i>	1	113	Filt	1	8,86
72	<i>Cultrensis (Phaxas) adriaticus</i>	1	113	Filt	1	
73	<i>Ensis arcuatus</i>	1	113	Filt	1	
74	<i>Ensis siliqua</i>	1	113	Filt	1	
75	<i>Tellina tenuis</i>	1	113	Filt	1	
76	<i>Thracia phaseolina</i>	1	113	Filt	1	
77	<i>Clausinella fasciata</i>	1	113	Filt	1	
78	<i>Dosinia lupinus</i>	1	113	Filt	1	9,04
79	<i>Acteon tornatillis</i>	2	122	Carn	1	
80	<i>Eulima glabra</i>	2		Carn		
81	<i>Nassarius (Naytiopsis) granum</i>	3	224	Carn	2	
82	<i>Mangelia attenuata</i>	3	220	Carn	1	
83	Némerte sp.	3	222	Carn	3	
84	Phoronidien sp.	1	113	Filt	1	

Abondance (en nb. ind./0,1 m²) des espèces benthiques échantillonnées sur le site pilote de Leucate

	Espèce	1 m					2,5 m					5 m					7,5 m					10 m							
		(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)			
1	<i>Ampharete grubei</i>																										1		
2	<i>Tharyx</i> sp.																										1		
3	<i>Diplocirrus glaucus</i>																								1				
4	<i>Glycera alba</i>																								2	1			
5	<i>Goniada maculta</i>																										1		
6	<i>Lumbrineris latreilli</i>										4		1		1														
7	<i>Scoletoma tetraura</i>									2	1		1														1		
8	<i>Magelona alleni</i>									1			1																
9	<i>Magelona papillicornis</i>																										5		
10	<i>Macroclymene santaderensis</i>																												
11	<i>Nephtys caeca</i>		1	1	1	1				1	1		1		2	1	1										1		
12	<i>Ophelia neglecta</i>						1																						
13	<i>Scoloplos armiger</i>																									1			
14	<i>Myriochele heeri</i>																									1	3		
15	<i>Owenia fusiformis</i>											1			2	2	1	3	2	115	54	81	194	63	84	164	102	101	45
16	<i>Eulalia</i> sp.																										3		
17	<i>Chone durneri</i>											1								5	3	1	2	4	2	4	9	3	2
18	<i>Ditrupa arietina</i>																												
19	<i>Labioleanira yhleni</i>																									2			
20	<i>Sigalion mathildae</i>													1															
21	<i>Prionospio fallax</i>																										1		
22	<i>Spio filicornis</i>																												
23	<i>Spiophanes bombyx</i>										1		1																
24	<i>Ampelisca brevicornis</i>																												
25	<i>Ampelisca typica</i>																									2			
26	<i>Ampelisca sarsi</i>																								1	4	5	3	
27	<i>Lembos spiniventris</i>																			1				1	2	1	2	2	
28	<i>Phtisica marina</i>																												
29	<i>Siphonoecetes dellavallei</i>																												
30	<i>Siphonoecetes neapolitanus</i>																												
31	<i>Atylus massiliensis</i>																												
32	<i>Megaloropus massiliensis</i>																												
33	<i>Bathyporeia guillamsoniana</i>																												
34	<i>Urothoe grimaldii</i>																												
35	<i>Urothoe intermedia</i>																												
36	<i>Jassa marmorata</i>																												
37	<i>Leucothoe oboa</i>																												

Abondance (en nb. ind./0,1 m²) des espèces benthiques échantillonnées sur le site pilote de Leucate (suite)

	Espèce	1 m					2,5 m					5 m					7,5 m					10 m				
		(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
45	<i>Apseudes</i> sp.										1										2	1				
46	<i>Bodotria scorpioides</i>																									
47	<i>Eocuma ferox</i>																2									
48	<i>Iphinoe tenella</i>															1			1		4	1			1	
49	<i>Iphinoe trispinosa</i>													1						2						
50	<i>Diastylis cornuta</i>																						1			
51	<i>Crangon crangon</i>																	1								
52	<i>Diogenes pugilator</i>						1						1							2						
53	<i>Carcinus maenas</i>	1									1					1										
54	<i>Euridyce spinigera</i>				1							1														
55	Isopode sp.											7		1	1		1									
56	<i>Nebalia</i> sp.																			1					1	
57	<i>Mysis</i> sp.			1							7	1	3	1	4	6	3	6	4	5	1					
58	<i>Echinocardium mediterraneum</i>																					3	1	2		
59	<i>Acrocrida brachiata</i>									1	2								1	1						
60	<i>Ophiura ophiura</i>														1							1				
61	<i>Cardium echinatum</i>														1											
62	<i>Cardium tuberculatum</i>														1							1				
63	<i>Lentidium mediterraneum</i>														2											
64	<i>Cultellus tenuis</i>													1												
65	<i>Donax trunculus</i>	2	1		1				2		2	1				1										
66	<i>Divaricella divaricata</i>																1			1						
67	<i>Loripes lacteus</i>																						1			
68	<i>Mactra corallina</i>											1								2	2	1	2		1	
69	<i>Spisula subtruncata</i>														1	1						1	1	2	4	
70	<i>Pharus legumen</i>																			2			4	1	4	
71	<i>Phaxas pellucidus</i>																				3					
72	<i>Cultrensis (Phaxas) adriaticus</i>														1								2			
73	<i>Ensis arcuatus</i>														3	2				2	2		4	4	3	
74	<i>Ensis siliqua</i>																	8								
75	<i>Tellina tenuis</i>																1				1	1				
76	<i>Thracia phaseolina</i>																						1			
77	<i>Clausinella fasciata</i>																									
78	<i>Dosinia lupinus</i>																					1				
79	<i>Acteon tornatillis</i>																								1	
80	<i>Eulima glabra</i>																1									
81	<i>Nassarius (Naytiopsis) granum</i>		1	2	1				1	2	2															
82	<i>Mangelia attenuata</i>														1					1						
83	Némerte sp.															1				1	1		1			
84	Phoronidien sp.																				1			1		

Densité (en nb. ind./m²) des espèces benthiques échantillonnées sur le site pilote de Leucate

	Espèce	1 m	2,5 m	5 m	7,5 m	10 m
1	<i>Ampharete grubei</i>	0	0	0	0	2
2	<i>Tharyx</i> sp.	0	0	0	0	2
3	<i>Diplocirrus glaucus</i>	0	0	0	0	2
4	<i>Glycera alba</i>	0	0	0	0	6
5	<i>Goniada maculta</i>	0	0	0	2	0
6	<i>Lumbrineris latreilli</i>	0	0	12	0	0
7	<i>Scoletoma tetraura</i>	0	8	0	0	4
8	<i>Magelona alleni</i>	0	0	4	0	0
9	<i>Magelona papillicornis</i>	0	0	0	0	10
10	<i>Macroclymene santaderensis</i>	0	0	0	0	4
11	<i>Nephtys caeca</i>	8	4	8	38	4
12	<i>Ophelia neglecta</i>	0	2	0	0	0
13	<i>Scoloplos armiger</i>	0	0	0	0	2
14	<i>Myriochele heeri</i>	0	0	0	0	10
15	<i>Owenia fusiformis</i>	0	2	20	1014	992
16	<i>Eulalia</i> sp.	0	0	0	4	6
17	<i>Chone duneri</i>	0	2	0	30	40
18	<i>Ditrupa arietina</i>	0	0	0	2	0
19	<i>Labioleanira yhleni</i>	0	0	0	0	4
20	<i>Sigalion mathildae</i>	0	0	2	2	0
21	<i>Prionospio fallax</i>	0	0	0	0	4
22	<i>Spio filicornis</i>	0	0	2	4	0
23	<i>Spiophanes bombyx</i>	0	0	4	0	0
24	<i>Ampelisca brevicornis</i>	0	0	0	2	0
25	<i>Ampelisca typica</i>	0	0	0	0	4
26	<i>Ampelisca sarsi</i>	0	0	0	2	26
27	<i>Lembos spiniventris</i>	0	0	0	2	18
28	<i>Phtisica marina</i>	0	2	0	4	0
29	<i>Siphonoecetes dellavallei</i>	0	0	6	18	10
30	<i>Siphonoecetes neapolitanus</i>	0	0	0	2	0
31	<i>Atylus massiliensis</i>	0	0	0	10	0
32	<i>Megaloropus massiliensis</i>	0	0	0	4	0
33	<i>Bathyporeia guillamsoniana</i>	0	16	28	6	12
34	<i>Urothoe grimaldii</i>	0	0	0	0	2
35	<i>Urothoe intermedia</i>	0	2	0	24	8
36	<i>Jassa marmorata</i>	0	0	18	0	0
37	<i>Leucothoe oboa</i>	0	0	0	0	6
38	<i>Hippomedon massiliensis</i>	0	2	6	8	6
39	<i>Lepidepecreum longicorne</i>	0	0	0	0	2
40	<i>Monoculodes gibbosus</i>	0	0	0	0	4
41	<i>Perioculodes longimanus</i>	0	0	0	22	4
42	<i>Pontocrates arenarius</i>	6	0	4	0	2
43	<i>Synchelidium haplochelus</i>	0	0	0	0	2
44	<i>Pariambus typicus</i>	0	0	0	0	48
45	<i>Apseudes</i> sp.	0	0	0	0	6
46	<i>Bodotria scorpioides</i>	0	0	2	0	0

Densité (en nb. ind./m²) des espèces benthiques échantillonnées sur le site pilote de Leucate (suite)

	Espèce	1 m	2,5 m	5 m	7,5 m	10 m
1	<i>Ampharete grubei</i>	0	0	0	0	2
2	<i>Tharyx</i> sp.	0	0	0	0	2
3	<i>Diplocirrus glaucus</i>	0	0	0	0	2
4	<i>Glycera alba</i>	0	0	0	0	6
5	<i>Goniada maculta</i>	0	0	0	2	0
6	<i>Lumbrineris latreilli</i>	0	0	12	0	0
7	<i>Scoletoma tetraura</i>	0	8	0	0	4
8	<i>Magelona alleni</i>	0	0	4	0	0
9	<i>Magelona papillicornis</i>	0	0	0	0	10
10	<i>Macroclymene santaderensis</i>	0	0	0	0	4
11	<i>Nephtys caeca</i>	8	4	8	38	4
12	<i>Ophelia neglecta</i>	0	2	0	0	0
13	<i>Scoloplos armiger</i>	0	0	0	0	2
14	<i>Myriochele heeri</i>	0	0	0	0	10
15	<i>Owenia fusiformis</i>	0	2	20	1014	992
16	<i>Eulalia</i> sp.	0	0	0	4	6
17	<i>Chone duneri</i>	0	2	0	30	40
18	<i>Ditrupa arietina</i>	0	0	0	2	0
19	<i>Labioleanira yhleni</i>	0	0	0	0	4
20	<i>Sigalion mathildae</i>	0	0	2	2	0
21	<i>Prionospio fallax</i>	0	0	0	0	4
22	<i>Spio filicornis</i>	0	0	2	4	0
23	<i>Spiophanes bombyx</i>	0	0	4	0	0
24	<i>Ampelisca brevicornis</i>	0	0	0	2	0
25	<i>Ampelisca typica</i>	0	0	0	0	4
26	<i>Ampelisca sarsi</i>	0	0	0	2	26
27	<i>Lembos spiniventris</i>	0	0	0	2	18
28	<i>Phtisica marina</i>	0	2	0	4	0
29	<i>Siphonoecetes dellavallei</i>	0	0	6	18	10
30	<i>Siphonoecetes neapolitanus</i>	0	0	0	2	0
31	<i>Atylus massiliensis</i>	0	0	0	10	0
32	<i>Megaloropus massiliensis</i>	0	0	0	4	0
33	<i>Bathyporeia guillamsoniana</i>	0	16	28	6	12
34	<i>Urothoe grimaldii</i>	0	0	0	0	2
35	<i>Urothoe intermedia</i>	0	2	0	24	8
36	<i>Jassa marmorata</i>	0	0	18	0	0
37	<i>Leucothoe oboa</i>	0	0	0	0	6
38	<i>Hippomedon massiliensis</i>	0	2	6	8	6
39	<i>Lepidepecrum longicorne</i>	0	0	0	0	2
40	<i>Monoculodes gibbosus</i>	0	0	0	0	4
41	<i>Perioculodes longimanus</i>	0	0	0	22	4
42	<i>Pontocrates arenarius</i>	6	0	4	0	2
43	<i>Synchelidium haplochelus</i>	0	0	0	0	2
44	<i>Pariambus typicus</i>	0	0	0	0	48
45	<i>Apseudes</i> sp.	0	0	0	0	6
46	<i>Bodotria scorpioides</i>	0	0	2	0	0
	Espèce	1 m	2,5 m	5 m	7,5 m	10 m

47	<i>Eocuma ferox</i>	0	0	0	4	0
48	<i>Iphinoe tenella</i>	0	0	0	4	12
49	<i>Iphinoe trispinosa</i>	0	0	2	4	0
50	<i>Diastylis cornuta</i>	0	0	0	0	2
51	<i>Crangon crangon</i>	0	0	0	2	0
52	<i>Diogenes pugilator</i>	0	2	2	4	0
53	<i>Carcinus maenas</i>	2	2	0	2	0
54	<i>Euridyce spinigera</i>	2	0	2	0	0
55	Isopode sp.	0	0	18	2	0
56	<i>Nebalia</i> sp.	0	0	0	2	2
57	<i>Mysis</i> sp.	2	2	32	48	2
58	<i>Echinocardium mediterraneum</i>	0	0	0	0	12
59	<i>Acrocnida brachiata</i>	0	2	12	4	0
60	<i>Ophiura ophiura</i>	0	0	0	6	2
61	<i>Cardium echinatum</i>	0	0	0	2	0
62	<i>Cardium tuberculatum</i>	0	0	0	0	2
63	<i>Lentidium mediterraneum</i>	0	0	0	4	0
64	<i>Cultellus tenuis</i>	0	0	2	0	0
65	<i>Donax trunculus</i>	8	8	2	2	0
66	<i>Divaricella divaricata</i>	0	0	0	4	0
67	<i>Loripes lacteus</i>	0	0	0	0	2
68	<i>Mactra corallina</i>	0	0	2	8	10
69	<i>Spisula subtruncata</i>	0	0	0	4	16
70	<i>Pharus legumen</i>	0	0	0	4	18
71	<i>Phaxas pellucidus</i>	0	0	0	0	6
72	<i>Cultrensis (Phaxas) adriaticus</i>	0	0	0	2	4
73	<i>Ensis arcuatus</i>	0	0	0	18	22
74	<i>Ensis siliqua</i>	0	0	0	16	0
75	<i>Tellina tenuis</i>	0	0	0	2	4
76	<i>Thracia phaseolina</i>	0	0	0	2	0
77	<i>Clausinella fasciata</i>	0	0	0	2	0
78	<i>Dosinia lupinus</i>	0	0	0	0	2
79	<i>Acteon tornatillis</i>	0	0	0	0	2
80	<i>Eulima glabra</i>	0	0	0	2	0
81	<i>Nassarius (Naytiopsis) granum</i>	8	10	0	0	0
82	<i>Mangelia attenuata</i>	0	0	0	4	0
83	Némerte sp.	0	0	0	4	4
84	Phoronidien sp.	0	2	0	0	4

Indices biologiques calculés pour le peuplement benthique du site pilote de Leucate

	Richesse spécifique (nb. espèces)	Densité totale (nb. ind./m ²)	Diversité de Simpson (%)	Diversité de Shannon (bits)	Équitabilité (%)
1 m	7	36	16	2.6	92
2,5 m	16	68	10	3.5	88
5 m	22	190	9	3.8	85
7,5 m	47	1362	56	2.0	36
10 m	50	1380	52	2.2	40

	Biomasse totale (g/m ²)	Indice trophique (%)	AMBI (85,7% d'sp.)	BQI (29,5% d'sp.)
1 m	3,45	57,4	1,61	0,0
2,5 m	1,85	58,8	1,24	9,8
5 m	0,58	60,4	1,18	68,1
7,5 m	2,14	67,7	1,11	1812,4
10 m	0,34	69,2	1,11	1929,6

Degré d'affinité biocénotique (% de la densité des espèces caractéristiques de biocénoses non perturbées) calculé pour le peuplement benthique du site pilote de Leucate

	1 m	2,5 m	5 m	7,5 m	10 m
Sables Fins des Hauts Niveaux (SFHN)	100	38	18	1	1
Sables Fins Bien Calibrés (SFBC)	0	62	77	98	94
Fonds Détritiques Côtiers (DC)	0	0	0	1	0
Sables Vaseux en Mode Calme (SVMC)	0	0	0	0	1
Vases Terrigènes Côtiers (VTC)	0	0	5	0	1
Vases profondes (VP)	0	0	0	0	1

Densité relative des espèces bioindicatrices (% de la densité totale) calculée pour le peuplement benthique du site pilote de Leucate

	1 m	2,5 m	5 m	7,5 m	10 m
Instabilité sédimentaire	0	0	0	0	0,1